

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE FLORESTAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E**  
**FLORESTAIS**

**TESE**

**COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA E  
DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ÁREAS SOB PROCESSO DE  
RESTAURAÇÃO NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ NO VALE DO  
ITAJAÍ, SC**

**SANDRA CIRIACO DE CRISTO**

**2017**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS**

**COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA E  
DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ÁREAS SOB PROCESSO DE  
RESTAURAÇÃO NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ NO VALE DO  
ITAJAÍ, SC**

**SANDRA CIRIACO DE CRISTO**

*Sob a Orientação do Professor*

**Acacio Geraldo de Carvalho**

*e Co-orientação*

**Alexander Silva de Resende e Marcelo Diniz Vitorino**

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutoraem Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. Área de concentração: Conservação da Natureza.

**SEROPÉDICA, RJ  
2017**

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C933c CRISTO, SANDRA CIRIACO DE , 1982-  
COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE E DA ENTOMONOFAUNA DE  
SERAPILHEIRA E DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM  
ÁREAS SOB PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DO PARQUE NACIONAL  
DA SERRA DO ITAJAÍ NO VALE DO ITAJAÍ, SC / SANDRA  
CIRIACO DE CRISTO. - 2017.  
137 f.

Orientador: ACÁCIO GERALDO DE CARVALHO.  
Coorientador: MARCELO DINIZ VITORINO.  
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS E FLORESTAIS, 2017.

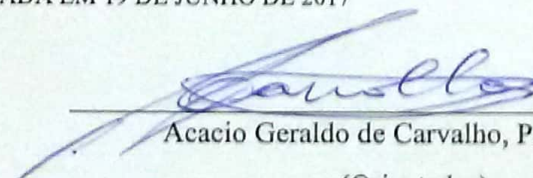
1. bioindicador. 2. biodiversidade. 3. area  
hotspot. 4. insecta. 5. índices ecológicos. I.  
CARVALHO, ACÁCIO GERALDO DE , 1953-, orient. II.  
VITORINO, MARCELO DINIZ, 1968-, coorient. III  
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS. IV. Título.

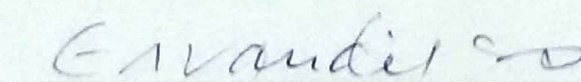
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

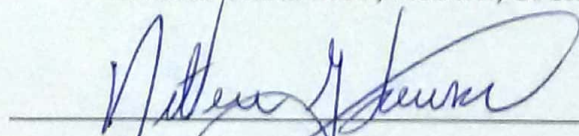
SANDRA CIRIACO DE CRISTO

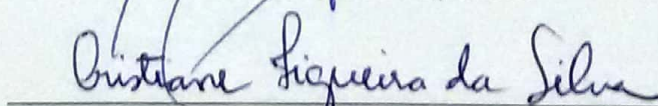
Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Ciências no Curso de Pós-Graduação Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

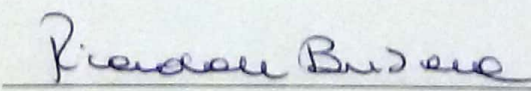
TESE APROVADA EM 19 DE JUNHO DE 2017

  
\_\_\_\_\_  
Acacio Geraldo de Carvalho, Prof. Dr., UFRRJ  
(Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Ervandil Correa Costa, Prof. Dr., UFSM

  
\_\_\_\_\_  
Nilton José de Sousa, Prof. Dr., UFPR

  
\_\_\_\_\_  
Cristiane Figueira da Silva, Prof. Dra., UFRRJ

  
\_\_\_\_\_  
Ricardo Luiz Louro Berbara, Prof. Dr., UFRRJ

*Aos lavradores da terra Maria Ciriaco e Lourival Ramalho, meus pais. Ao único e verdadeiro amor da minha vida, minha filha Elisa Ciriaco.*

***Dedico!***

## AGRADECIMENTOS

“Se eu vi longe, foi por estar de pé sobre ombros de gigantes...”

Primeiramente agradeço a Deus por ter escrito a minha história de forma tão generosa, colocando tantas pessoas maravilhosas no meu caminho. Um agradecimento muito especial que nunca será o suficientemente justo o quanto deveria, ao Marcelo Diniz Vitorino. Não só por ele ter sido meu orientador no mestrado e (co) no doutorado, não só por ele ter me acolhido quando eu vim da Amazônia sem conhecer nada e ninguém no sul, não só por ele ter me ensinado TUDO o que sei, não só por ele não ter medido esforços para que eu chegasse até aqui, mas por ele ter me ensinado a ser uma pessoa melhor e mais tolerante, por ele, através das suas atitudes me mostrar que o mundo pode ser melhor se formos pessoas boas. Eu serei eternamente grata pelos mais simples e mais preciosos ensinamentos, muito obrigada mestre! Agradeço ao Acacio Geraldo de Carvalho, pela oportunidade que me deu ao me aceitar como sua orientada. A frase que mais lhe cai bem é “hay que endurecerse, pêro sin perder la ternura jamás”, esse é o exemplo que levarei dele para a vida. Um agradecimento muito especial também ao Alexander Silva de Rezende, esse ser incrível e iluminado. Eu costumava comentar com os colegas do alojamento da Embrapa agroecologia, o Alex é uma espécie rara no meio em que vivemos, sempre muito gentil e disposto a ajudar, sempre tentando nos acalmar com sua tranquilidade e paciência, alguém a quem se pode recorrer sem temor, sem medo de receber uma resposta desagradável, a pessoa que mais apreciava (aprecio) receber e-mails, sem ficar com o coração na boca com medo do texto escrito, pois sempre soube que dele é impossível vir coisas negativas. Alex, quando eu crescer quero ser ao menos parecida com você, meu muito obrigada!! Obrigada a minha filhinha Elisa Ciriaco, por compreender a minha ausência, e por ser a minha fonte de inspiração e força. Tudo isso é por você meu amor! Quero agradecer a Cecília Bernabé, por cuidar da minha filha durante a minha ausência, por ter educado, por ter dado amor e atenção, sendo uma verdadeira mãe pra ela. Agradeço também ao pai da minha filha, Eliseu Bernabé por ter cuidado dela tão bem durante os últimos anos, muito obrigada. Agradeço a toda a minha família pela compreensão, pelo carinho, pelo apoio, muito obrigada! Obrigada às quatro grandes amigas que fiz no alojamento, Aurea, Silvana, Socorro e Erika muito obrigada pela linda amizade de vocês! Agradeço ao Dr. Sidney Sturmer pela identificação das FMAs. À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Seropédica, agroecologia pelo suporte nas análises químicas. Agradeço a UFRRJ e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e

Florestais pela oportunidade. À CAPES pela concessão da bolsa. Quero agradecer a todos os funcionários do projeto restaurar e do laboratório de monitoramento e proteção florestal pela ajuda nas coletas de campo e identificação do material. Obrigada ao pessoal da FURB que gentilmente me ajudou nas análises de dados; Débora Vanessa, Paolo Moser, André Gasper, Laio Zimmermann João Paulo Maçaneiro, muito obrigada! Agradeço imensamente à FURB, por ceder seus espaços físicos, os laboratórios, a biblioteca, muito obrigada. Obrigada aos colegas do alojamento Embrapa agoecologia pela convivência no ano de 2014, obrigada por me proporcionarem viver essa experiência incrível, muito obrigada!

Por último, porém não menos importante, agradeço a boa música de Chico Buarque, Elvis Presely, Beatles, Belchior, Bob Marley, Zeca Baleiro, Roberta Sá, Flávia Wenceslau por embalar minha vida durante as madrugadas em que estive debruçada sob as análises e escrita desta tese!

## **BIOGRAFIA**

Sandra Ciriaco de Cristo nasceu em 09 de abril de 1982, no sítio pertencente aos pais no município de Jacundá, estado do Pará. Mãe de Elisa Ciriaco de Cristo, filha de lavradores, Mãe analfabeta, Pai autodidata, dos nove filhos, a única a completar nível superior. Em 2008 aos 24 anos foi aprovada nos vestibulares das Universidades Federal e Estadual do estado do Pará, optando pela universidade do estado onde cursou Biologia, concluindo em janeiro de 2012. Em março de 2012 ingressou no mestrado em engenharia florestal da Universidade Regional de Blumenau, concluindo em fevereiro de 2014, e em março do mesmo ano ingressou no doutorado no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais da Universidade Federal Rural do Rio Janeiro. Anseia retornar a terra natal e contribuir para o desenvolvimento científico da Amazônia.



*“O papel dos infinitamente pequenos na natureza  
é infinitamente grande.”*

*(Louis Pasteur)*

## RESUMO GERAL

DE CRISTO, S. C. **Composição da Entomofauna de serapilheira e de Fungos Micorrízicos Arbusculares em áreas sob processo de restauração no Parque Nacional da Serra do Itajaí no Vale do Itajaí, SC** 2017. 143 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

O objetivo desse trabalho foi caracterizar e determinar a flutuação populacional da entomofauna de serapilheira em áreas degradadas em processo de restauração com as técnicas de restauração de rugosidades no solo, transposição de galharias e poleiros artificiais, tendo a floresta nativa como referencia. O trabalho foi realizado no Parque Nacional da Serra do Itajaí. O levantamento foi realizado entre as estações do inverno de 2014 ao outono de 2016, totalizando 8 coletas. A caracterização das comunidades amostradas foi feita pela identificação ao nível de ordens e famílias e por diferentes índices faunísticos. Foram coletadas amostras de solo para avaliação da comunidade de micorrizas em duas diferentes estações. Entre as estações do inverno de 2014 e o outono de 2016 foram coletados 11.241 insetos nas áreas amostrais com armadilhas pitfall. Os *taxa* coletados pertencem a 57 grupos taxonômicos. A floresta nativa apresentou a maior riqueza observada. Os únicos grupos classificados como frequentes, constantes e dominantes em todos os ambientes foram Hymenoptera (família Formicidae) e a ordem Diptera. O maior índice de frequência das formigas ocorreu na técnica de transposição de galharias, com 88% na primavera de 2015. Dentre os grupos constantes verificou-se diferença significativa nas frequências observadas para as famílias Ptiliidae e Staphylinidae da ordem Coleoptera, família Cicadellidae da ordem Hemiptera e os insetos da ordem Diptera. Dentre os grupos classificados como acessórios e acidentais, não houve diferença significativa nas frequências observadas de nenhum dos grupos presentes nas áreas estudadas. As famílias Ptiliidae, Staphylinidae e a subfamília Scolytinae todas da ordem Coleoptera, possuem potencial como bioindicadores da qualidade ambiental. A estimativa do número total de *taxa* nos diferentes ambientes estudados indica que a riqueza esperada foi sempre superior ao valor real encontrado. A interpretação a partir do índice de Shannon confere a área rugosidades no solo como a mais diversa, e a menos diversa a transposição de galharia. Verificou-se diferença estatística significativa na diversidade da floresta com as áreas de galharias e poleiros. A maior similaridade qualitativa foi observada entre floresta e regeneração. Foram identificadas 33 espécies de fungos micorrízicos, com três famílias e 11 gêneros. A família mais representada foi Acaulosporaceae com 15 espécies.

Palavras-chaves: bioindicador, biodiversidade, area hotspot, insecta, índices ecológicos, Glomeromycota

## GENERAL ABSTRACT

DE CRISTO, S. C. **Composition of litter and Arbuscular Mycorrhizal fungi in areas under restoration process in the Serra do Itajaí National Park in the Itajaí Valley, SC 2017, 143 f.** Thesis (Doctorate in Environmental and Forest Sciences). Institute of Forestry, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

The objective of this work is to characterize and determine the population fluctuation of litter entomofauna in degraded areas in the restoration process with the techniques of restoration of roughness, without transposition of galleries and artificial poles, having a native forest as a reference. In the work done in the Serra do Itajaí National Park. The survey was conducted as winter seasons from 2014 to autumn 2016, totaling 8 pigtales. The characterization of the communities sampled was made by the identification of users and families by different faunistic indexes. Soil samples were collected to evaluate the mycorrhizal community in two different seasons. Between as winter seasons of 2014 and autumn of 2016 were collected 11,241 insects in areas visible with traps traps. The collected taxa belong to 57 taxonomic groups. The native forest has a higher observed richness. The only groups classified as frequent, constant and dominant in all environments were Hymenoptera (family Formicidae) and Diptera de orden. The highest frequency index of the forms found in the technique of transposing galharias, with 88% in the spring of 2015. Among the constant groups there was a significant difference in the frequencies observed for the families Ptiliidae and Staphylinidae of the order Coleoptera, family Cicadellidae Of the order Hemiptera And the insects of the order Diptera. Among the groups classified as accessory and accidental, there was no significant difference in the observed frequencies of any of the groups present in the studied areas. As families Ptiliidae, Staphylinidae and the subfamily Scolytinae all of the Coleoptera order, have potential as bioindicators of environmental quality. The estimation of the total number of taxa in the different environments studied indicates that the expected wealth was always higher than the real value found. Interpretation from the Shannon index confers an area of roughness as the most diverse, and the less diverse the galleries. There was a significant statistical difference in forest diversity as areas of galleria and perch. The highest qualitative similarity was observed between forest and regeneration. 33 species of mycorrhizal fungi were identified, with three families and 11 genera. The family most represented for Acaulosporaceae.

Keywords: environmental indicator, biodiversity, hotspot area, Insecta

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1. Área de pastagem e plantio de milho dentro do PNSI .....	20
Figura 2. Localização da área de estudo.....	33
Figura 3. Técnica de restauro rugosidades no solo.....	35
Figura 4. Técnica de restauração poleiros artificiais .....	36
Figura 5. Técnica de restauro transposição de galharias. ....	37
Figura 6. Variação da abundância relativa dos principais grupos taxonomicos por ambiente amostrado. ....	49
Figura 7. Proporção percentual da frequência dos principais taxa (Ab >1%) nas diferentes áreas de estudo.....	51
Figura 8. Flutuação populacional ao longo das estações, dos principais taxa presentes nas áreas de floresta em relação as variáveis meteorológicas (temperatura e precipitação). ....	55
Figura 9. Flutuação populacional ao longo das estações, dos principais taxa presentes nas áreas de regeneração inicial em relação as variáveis meteorológicas (temperatura e precipitação). ....	55
Figura 10. Flutuação populacional dos principais taxa presentes na área de transposição de galharias.....	58
Figura 11. Flutuação populacional dos principais taxa presentes na área com rugosidades no solo. ....	59
Figura 12. Flutuação populacional dos principais taxa presentes na área de poleiros. ....	60
Figura 13. Estimativa de riqueza para a área de floresta nativa. ....	80
Figura 14. Estimativa de riqueza para a área de regeneração natural.....	81
Figura 15. Estimativa de riqueza para a área de rugosidades no solo. ....	83
Figura 16. Estimativa de riqueza para a área de galharia. ....	85
Figura 17. Estimativa de riqueza para a área de poleiro.....	86
Figura 18. Análise de regressão do índice de diversidade de Shannon. ....	89
Figura 19. Perfis de diversidade para amostras das áreas estudadas usando a Série de Hill (Hill 1973). O valor de diversidade é igual ao número de espécies na amostra. Flo: floresta; Reg: regeneração; Gal: galharia; Rug: rugosidade; Pol: poleiro.....	90

Figura 20. Análise de Cluster (Jacard) baseada nos registros para cada ponto de amostragem, demonstrando a similaridade qualitativa entre populações nas áreas de (Flo) floresta; (Reg) regeneração; (Rug) rugosidades; (Pol.) poleiro e (Gal) galharia. ....	94
Figura 21. Diagramas de ordenação produzidos pela Análise Canônica de Redundância (RDA) para os pitfalls (A) e famílias (B), com base na presença e ausência das 44 famílias em 25 pitfalls em diferentes técnicas de restauração, no Parque Nacional da Serra do Itajaí.....	103
Figura 22. Área de estudo. Fonte: Projeto restaurar. ....	125
Figura 23. Famílias de FMAs verificadas nas áreas estudadas. ....	128
Figura 24. Abundância de FMAs por área de estudo. ....	129

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição florística das áreas amostrais floresta nativa, regeneração inicial, poleiros e rugosidades no solo. VI = Valor de importância, De = Densidade e Ge = Grupo Ecológico. ....	41
Tabela 2. <i>Taxa</i> separados por ordens e famílias coletados nas áreas de Floresta (Flo), Regeneração inicial (Ri), Transposição de Galharias (Ga), Rugosidades no Solo (Ru) e Poleiros Artificiais (Po). ....	46
Tabela 3. Frequência de indivíduos coletados de cada área estudada, assim como valores máximo e mínimo. ....	48
Tabela 4. <i>Taxa</i> com abundância relativa superior a 1%, nas diferentes áreas amostradas. ....	49
Tabela 5. Frequência total de indivíduos classificados como constantes, coletados por área, ± máximo e mínimo de indivíduos coletados por área. ....	61
Tabela 6. Categorias de inibição e estimulação dos grupos da entomofauna de serapilheira com base no índice V (Wadle; Parkinson, 1991). ....	76
Tabela 7. Desempenho da Estimativa de riqueza para a área de floresta nativa. ....	79
Tabela 8. Desempenho da Estimativa de riqueza para a área de regeneração natural. ....	81
Tabela 9. Desempenho da Estimativa de riqueza em rugosidades. ....	82
Tabela 10. Desempenho da Estimativa de riqueza na galharias. ....	84
Tabela 11. Desempenho da estimativa de riqueza em poleiros. ....	85
Tabela 12. Número de espécies sinngletons, doubletons, uniques e duplicates coletadas em armadilhas pitfall em cada ponto de coleta. ....	88
Tabela 13. Índice de diversidade de Shannon (H') e índice de equitabilidade de Pielou (J) nas cinco áreas de estudo: floresta, regeneração, galharias, rugosidades e poleiros ....	91
Tabela 14. Teste de Análise de Espécies Indicadoras (ISA) das famílias preferência por algum tipo de habitat dentre as áreas estudadas. ....	97
Tabela 15. Índice de mudança para os grupos taxonômicos nas áreas com as técnicas de restauro e regeneração natural. ....	100
Tabela 16. Relação C/N e Lig+Pol/N nas áreas estudadas. ....	107
Tabela 17. Caracterização química do solo das áreas amostradas no Parque Nacional da Serra de Itajaí, Santa Catarina, Brasil. ....	124

Tabela 18. Frequência de ocorrência das espécies de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em quatro áreas amostradas do Parque Nacional Serra de Itajaí, Santa Catarina, Brasil. Flo: floresta nativa; Po: poleiros artificiais; Ga: Galharias; Pa: pastagem. ....	133
Tabela 19. Índice de diversidade e equitabilidade da média geral para as diferentes áreas amostrais.....	136

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>18</b>
	2.1 Geral.....	18
	2.2 Específicos.....	18
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>19</b>
	3.1 Parque Nacional Serra do Itajaí	19
	3.2 Restauração de áreas degradadas .....	
	3.3 Indicador Ecológico .....	20
<b>4</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>25</b>
	<b>CAPÍTULO I: Caracterização e flutuação populacional da entomofauna de serapilheira em áreas sob processo de restauração utilizando diferentes técnicas nucleadoras na mata atlântica.....</b>	<b>33</b>
	RESUMO.....	34
	ABSTRACT.....	34
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>35</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODO.....</b>	<b>37</b>
	2.1 Localização e Histórico da Área.....	38
	2.2 Descrição das áreas amostrais.....	41
	2.3 Levantamento populacional da entomofauna de serapilheira.....	41
	2.4 Análise dos dados.....	42
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>43</b>
	3.1 Caracterização da flora.....	49
	3.2 Caracterização da entomofauna.....	49
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>64</b>
<b>5</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>65</b>
	<b>CAPÍTULO II: Avaliação da entomofauna de serapilheira através de diferentes índices ecológicos em áreas sob processo de restauração utilizando diferentes técnicas nucleadoras na mata atlântica.....</b>	<b>69</b>
	RESUMO.....	70
	ABSTRACT.....	71



<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>72</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>73</b>
	2.1 Histórico da Área.....	73
	2.2 Amostragem.....	74
	2.3 Descrição das áreas amostrais.....	74
	2.4 Análise dos dados: Índices ecológicos.....	75
	2.5 Desempenho dos estimadores de riqueza .....	77
	2.6 Diversidade e equitabilidade.....	77
	2.7 Similaridade.....	77
	2.8 Análise de Espécies Indicadoras (VI).....	78
	2.9 Índice de mudança (V).....	78
	2.10 Análise de serapilheira.....	79
	2.11 Análise dos dados (serapilheira).....	79
<b>3</b>	<b>RESULTADO E DISCUSSÃO.....</b>	<b>81</b>
	3.1 Abundância e riqueza.....	81
	3.2 Estimador de riqueza.....	81
	3.3 Índice de diversidade e equitabilidade.....	91
	3.4 Similaridade.....	96
	3.5 Análise de Espécies Indicadoras.....	97
	3.6 Índice de mudança (VI).....	100
	3.7 Análise de serapilheira.....	104
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>112</b>
<b>5</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>113</b>
	<b>CAPÍTULO III: Comunidade de Fungos Micorrízicos</b>	
	<b>Arbusculares em áreas sob processo de restauração utilizando</b>	
	<b>duas técnicas nucleadoras na mata atlântica.....</b>	<b>123</b>
	RESUMO.....	124
	ABSTRACT.....	124
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>125</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>126</b>
	2.1 Localizações e histórico das áreas em estudo.....	126
	2.2 Delineamento experimental e amostragem.....	127
	2.2.1 Análise de Micorrizas.....	128
	2.2.2 Estatística e interpretação dos resultados para Micorrizas.....	129
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>130</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>140</b>
<b>5</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>140</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Quando os primeiros europeus chegaram ao Brasil, em 1500, a Mata Atlântica cobria aproximadamente 15% do território brasileiro. Originalmente a distribuição deste Bioma se fazia da linha costeira desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, com representabilidade em outros estados como Minas Gerais, Ceará, Piauí, Goiás e Mato Grosso do Sul, ocorrendo também nos países Argentina e Paraguai (Fundação S.O.S Mata Atlântica; Inpe,2002). Elementos como solo com boa fertilidade para agricultura e pecuária, além de elevado número de espécies vegetais com alto valor econômico favoreceram seu desmatamento. Houve um intenso e exaustivo processo de extrativismo que se iniciou com o pau-brasil, estendendo-se posteriormente para outras espécies como palmito e xaxim (PeixotoeRosa2002). Devido ao exaustivo processo de degradação atualmente este biomaé considerado um dos mais ameaçados dentre as regiões tropicais, ocupando o quarto lugar da lista dos 25 *hotspotsexistentes* no mundo, restando 12,5% da sua cobertua original (MYERS*et al.*, 2000).

A degradação ambiental causa a perda de biodiversidade, principalmente de organismos que habitam o solo e que são de grande relevância na decomposição da matéria orgânica e na clicagem dos nutrientes (Lima*et al.*, 2003), ocasionando prejuízos na integridade estrutural e funcional do ecossistema compormetendo a habilidade de regular o armazenamento e os fluxos de água, energia, carbono e nutrientes (NEPSTAD*et al.*, 1992).

Os organismos com maior presença em ambientes de florestas preservadas são os insetos (Wink *et al.*, 2005) estesestão entre os grupos mais sensíveis quando submetidos a degradação do ambiente. Para Thomanzini e Thomanzini (2002) com o aumento da degradação, o número de ordens, famílias e espécies tende a atenuar drasticamente.De acordo com os autores citados , por possuir sensibilidade às menores mudanças que ocorrem no ambiente os insetos fornecem numerosos e confiáveis indicadores da qualidade ambiental. Pela sua grande mobilidade e curto ciclo de vida, são rápidos em anunciar fases de degradação, regeneração ou restauração dos ambientes. Sendo, portanto, considerados bons indicadores ambientais.

A importância ecológica dos insetos se dá por estarem envolvidos em numerosos processos e funções que ocorrem num ecossistema, além de prestarem diversos serviços ecossistêmicos (Majer, 1997). Nesse contexto, a entomofauna de serapilheira contribui para múltiplos processos ecológicos, sendo responsáveis, principalmente, pela

fragmentação do material vegetal, redistribuição de partículas no solo e interações com microorganismos que ocasionam a manutenção da qualidade do solo, além de servirem de fonte de alimento para outros organismos (KASPARI, 2003; LOUZADA, 2008).

Outro grupo que também possui sensibilidade às mudanças ocorridas nos ambientes que os compõem são os microorganismos do solo, este grupo tem sido constantemente apontado como responsável pela qualidade ambiental por estabelecer estreita relação com os componentes físicos e químicos do solo (Hofman *et al.*, 2003). Dentre os microorganismos que habitam o solo e merecem atenção por estarem envolvidos de modo direto na reabilitação de solos degradados estão os FMAs (Fungos Micorrizicos Arbusculares) (Stürmer e Siqueira, 2008). Segundo os autores os FMAs associam-se simbioticamente às raízes das plantas, sendo essas associações importantes na absorção de nutrientes do solo, especialmente em solos com baixo nível de fósforo assimilável. Além do maior suprimento de fósforo a planta hospedeira, as micorrizas também desempenham importante função no sucesso do restabelecimento dos vegetais em ambientes degradados (CARNEIRO *et al.*, 2012).

O Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI) é uma Unidade de Conservação inserida na região do Vale do Itajaí, estado de Santa Catarina, abrangendo nove municípios catarinenses. O PSNI protege 57.374 hectares de florestas, constitui uma importante área para a proteção dos mananciais, da flora e da fauna do Bioma Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa, estando inserido em uma área considerada prioritária como de muito alta importância biológica para a conservação da flora, e de extrema importância biológica para conservação de invertebrados. Entretanto, apesar da sua extensa área preservada há dentro do parque mais de 1.453 ha de área em avançado estágio de degradação ambiental, ocasionados em função de que estas áreas eram usadas para plantios agrícolas e pastagem (BRASIL, 2009).

O projeto Restaurar é uma iniciativa da Universidade Regional de Blumenau, que através do Departamento de Engenharia Florestal e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal conta com o apoio financeiro do Banco BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social) vem atuando na restauração de 300 hectares dos 1.453 de áreas degradadas dentro do Parque entre os anos de 2013 a 2017. Com o emprego de 07 diferentes técnicas de nucleação e plantios, além da amostragem de todos os níveis de fauna.

No momento existe uma lacuna sobre o conhecimento e entendimento do uso de organismos bioindicadores em processos de restauração de áreas degradadas no bioma Mata Atlântica. Segundo Rodrigues e Gandolfi (2004) o uso de indicadores previamente definidos e estabelecidos permitirá uma efetiva comparação entre futuros projetos de pesquisa e de certa forma, mais segurança na recomendação de técnicas de restauro para determinados ambientes. Assim, a avaliação através da entomofauna de serapilheira e da comunidade de FMAs como bioindicadores durante o processo de restauração utilizando diferentes técnicas de nucleação é uma proposta que visa o estabelecimento de parâmetros facilitadores na interpretação e avaliação de áreas restauradas neste bioma, promovendo assim maior sucesso nos projetos de restauração e conservação dos ecossistemas.

Neste sentido, este trabalho tem como objetivo entender a participação dos representantes da entomofauna da serapilheira e da comunidade de micorrizas do solo frente às diferentes técnicas nos processos de restauração de áreas degradadas dentro do Parque Nacional da Serra do Itajaí no estado de Santa Catarina.

Esta tese será dividida em três capítulos, o primeiro capítulo tem como tema: Caracterização e flutuação populacional da entomofauna de serapilheira em áreas sob processo de restauração utilizando diferentes técnicas nucleadoras no Bioma Mata Atlântica.

O segundo capítulo abordará: Avaliação da entomofauna de serapilheira através de diferentes índices ecológicos em áreas sob processo de restauração utilizando diferentes técnicas nucleadoras no Bioma Mata Atlântica.

A temática do terceiro capítulo será: Comunidade de Fungos Micorrízicos Arbusculares em áreas sob processo de restauração utilizando duas técnicas nucleadoras de restauração no Bioma Mata Atlântica.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. GERAL**

- Conhecer a composição da entomofauna de serapilheira e da comunidade de Fungos Micorrizícos Arbusculares do solo em áreas de floresta e nas áreas sob processo de restauração.

#### **2.1.2 ESPECÍFICOS**

- Identificar os táxons da entomofauna envolvida na serapilheira das áreas em processo de restauração florestal;

- Comparar a entomofauna da serapilheira das áreas em restauração com a floresta através de índices ecológicos;

- Avaliar a função ecológica da entomofauna de serapilheira como precursora de restauração em áreas sob diferentes técnicas de restauração;

- Conhecer a comunidade de Fungos Micorrizícos Arbusculares na área de floresta e das áreas em restauração.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Parque Nacional Serra do Itajaí

O Parque Nacional Serra do Itajaí (PNSI) com seus 57.374 ha representam de 0,5 % da área total original do bioma Mata Atlântica no Brasil, sua área é composta por 2,5% dos remanescentes de Floresta Atlântica do estado catarinense. É Considerado um dos três grandes fragmentos florestais ainda existentes em Santa Catarina. Está situado geograficamente entre o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro ao sul e a serra da Dona Francisca ao norte. A área onde está inserido o PSNI é considerada Área de Extrema Importância Biológica (BRASIL, 2009).

Apesar de ter uma extensa área preservada, existe dentro da área do parque 1.453 ha de áreas degradadas. Degradação esta sofrida principalmente pelo processo de ocupação do Vale do Itajaí. Os europeus ocuparam a região no século XIX, a partir da instalação e expansão dessas comunidades, a floresta passou a ser o principal recurso econômico dos moradores (Garroteet *al.*, 2009; Mattedi, 2001) iniciou-se assim a destruição da floresta da região. Em todas as frentes de colonização no Vale do Itajaí, a madeira foi a principal fonte de riqueza por muitos anos. Consequente a isso, as espécies arbóreas mais nobres, do ponto de vista de qualidade da madeira foram exploradas na maior parte da área do PNSI.

Regiões que anteriormente eram de difícil acesso à exploração madeireira no PNSI, com a mecanização a velocidade desta exploração se evidenciou consideravelmente. Até meados do século XX havia abundancia de fauna na área do Parque, em 1866, o cientista Fritz Muller escreveu uma carta ao naturalista inglês Charles Darwin relatando que naquele ano houve um inverno rigoroso e os caçadores mataram cerca de 50 mil jacutingas (*Aburria jacutinga*) (Brasil, 2009). A reconhecida riqueza da fauna não resistiu à pressão da ocupação das florestas nativas, substituídas por espaços antrópicos na região do Vale do Itajaí desde o início de sua colonização. Atualmente outras práticas degradam a área do PNSI, o uso do solo se faz através de lavouras permanentes e temporárias (Figura 1). Embora a agricultura praticada seja na sua grande maioria de base familiar o uso dos agrotóxicos é utilizado sem

muitas orientações técnicas, acarretando assim na degradação dos solos, contaminação dos recursos hídricos e lençóis subterrâneos.



Figura 1. Área de pastagem e plantio de milho na área do PNSI, Santa Catarina, Brasil 2017.

Foto: Marcelo Diniz Vitorino, 2013.

### **3.2. Restauração de áreas degradadas**

Nos primeiros trabalhos, a recuperação não tinha base científica. O intuito dos trabalhos tinha como objetivo estabelecer uma cobertura florestal, e desta forma proteger principalmente os recursos hídricos e evitar o processo erosivo do solo (Melo e Durigan, 2007). Com o fracasso de muitas iniciativas, houve a necessidade do aprimoramento das técnicas, e principalmente do desenvolvimento de uma base teórica para a orientação de projetos de restauração. Diante disto, a restauração passou a ser embasada na ecologia teórica, iniciando pelo objetivo de refazer a trajetória sucessional, até que se chegasse ao ecossistema clímax. Porém essa meta se tornou impraticável, visto que os ecossistemas tiveram trajetórias e condições ambientais próprios (Belloto *et al.*, 2009). Com o desenvolvimento da ecologia de florestas naturais e o início da consolidação da Ecologia da Restauração como ciência, os trabalhos de restauração passaram a incorporar os conceitos e metodologias da ecologia florestal, e o objetivo da restauração passou a ser o restabelecimento dos atributos do ecossistema fundamentado principalmente nos grupos ecológicos. Almeja-se então, que as

florestas restauradas contribuam com a conservação da biodiversidade e aumentem a conectividade entre fragmentos (ENGEL e PARROTTA, 2008; RODRIGUES e GANDOLFI, 2004).

Segundo Aumondet *al.*, (2012) nas últimas décadas foram desenvolvidas e implementadas novas técnicas, ações e também diferentes estratégias visando a recuperação e a restauração de áreas degradadas oriundas da agropecuária, mineração, desmatamento e por outras atividades industriais. Importantes resultados foram obtidos por especialistas de diversas áreas de conhecimento, porém apesar destes avanços significantes, grande parte das interações naturais, que cercam a construção da teia complexa das interações ecológicas no processo evolutivo da sucessão secundária e restauração ambiental ainda é desconhecida. Ainda de acordo com o autor, na ânsia de obter respostas imediatas nos processos de restauração e recuperação, fizeram uso de técnicas simplistas usadas comumente nos plantios homogêneos e agricultura, tais como tratos edáficos, distribuição geométrica e espaçamento regular entre plantas. No entanto, mesmo que isolados, foram conseguidos avanços na área de restauração e recuperação, por outro lado, é conciso que exista uma concepção multidisciplinar e uma metodologia integradora, e para que estes avanços mesmo que ainda restritos às várias áreas do conhecimento possam somar esforços, é necessário uma abordagem mais sistêmica e abrangente de todas as áreas das ciências da vida e da terra. A nova estratégia consiste em basearem-se no estado da inter-relação e interdependência essencial de todos os componentes, e também fenômenos físicos, biológicos e químicos.

### **3.3. Indicador Ecológico**

Um indicador biológico é frequentemente definido como a presença ou ausência de certa espécie em dada área, associada à determinada condição ambiental. Em muitos casos, uma espécie representativa é selecionada e as alterações observadas na população são indicativas das condições dos outros componentes biológicos do ecossistema, o que é bastante útil, pois desta forma elimina a necessidade de se estudar todos os indivíduos da comunidade biológica (TURCO e BLUME, 1999).

De acordo com Martins (2013) é através dos bioindicadores que o sucesso de um projeto de restauração deve ser avaliado. Com os indicadores é possível constatar, se o projeto necessita sofrer novas interferências ou até mesmo redirecionamentos, visando a aceleração do processo de sucessão e de restauração das funções da área em questão. Os bioindicadores



também servem para determinar o estágio em que a floresta plantada se encontra e se ela apresenta sinais de desenvolvimento dispensando novas intervenções. Ainda de acordo com o autor, através da interpretação da restauração através do bioindicador é possível concluir se o ambiente já apresenta condições de se auto-sustentar. Sendo assim, os bioindicadores são instrumentos relevantes para monitorar o processo de restauração de áreas degradadas, uma vez que estes organismos oferecem indicação das condições florestais e o seu progresso (MENDOZA e PRABHU, 2004;)

Para Mcgeoch (1998) existem diversas situações em que pode ser usado termo bioindicador e indicador biológico.

Os bioindicadores indicam anotória alteração de habitats, destruição, contaminação, reabilitação, sucessão de vegetação, mudanças climáticas tendo como consequência a isso, degradação dos solos e ecossistemas. Indicadores biológicos estão intimamente relacionados às características específicas da paisagem e respondem imediatamente às mudanças ambientais, através das alterações na composição e estrutura das comunidades. Informando, portanto, sobre a estrutura, o funcionamento e a composição do sistema ecológico devendo ser monitorados em distúrbios ambientais a curto e longo prazo (DALE e BEYELER, 2001).

O uso de indicadores de avaliação e monitoramento tem sido discutido na literatura, principalmente considerando os requisitos para o estabelecimento de um bom indicador, sendo, portanto, sugeridos vários indicadores como formigas (Andersen, 1997), estrutura da comunidade de invertebrados terrestres, meso e macrofauna edáfica e entomofauna (Brown, 2004), parâmetros vegetacionais (Rodrigues e Gandolfi, 1998) e avaliações de atividade microbiana (TURCO e BLUME, 1999).

Os artrópodes do solo têm sido utilizados como organismos bioindicadores a fim de quantificar e qualificar as condições de um ambiente (Dufrêne e Legendre 1997; Malequeet al., 2009; Almeidaet al., 2011; Gerlachet al., 2013). Artrópodes do solo são considerados bons bioindicadores por causa de sua alta diversidade, amostragem simples, ampla distribuição espacial e temporal, resposta rápida a mudanças ambientais e participação em diversos processos ecológicos dos ecossistemas (Knoeppet al., 2000; Nakamuraet al., 2007). A bioindicação do equilíbrio ambiental destes organismos permite inferir sobre uma condição de ecossistema, fornecer bases científicas para a gestão ambiental e estratégias conservacionistas (GERLACH et al., 2013).

Do filo Arthropoda, de acordo com Gallo *et al.* (2002) a classe Insecta é considerada a mais evoluída, representando cerca de 70% das espécies de animais. Para Filho (1995), os insetos são os organismos de maior ocorrência em ambientes florestais. Ao comparar a transição de uma floresta para um ambiente de pastagens é observável a redução na diversidade das espécies (Vasconcelos, 2001), os insetos menores são extremamente sensíveis, sendo, portanto os primeiros a diminuir ou até mesmo desaparecerem após uma perturbação. Com o processo de fragmentação a redução de diversidade é evidente, e os processos do ecossistema ficam comprometidos, como no caso da polinização e decomposição. O ambiente do solo é onde ocorrem os processos de decomposição e ciclagem de nutrientes que em última análise determinam o crescimento e desenvolvimento vegetal e regulam a velocidade do processo de sucessão. Porém a fragmentação dos ecossistemas modifica os padrões de diversidade da fauna edáfica em escala de habitat, através da alteração e qualidade da serapilheira (RANTALAINEN *et al.*, 2004).

Os insetos de serapilheira atuam na resposta do ambiente demonstrando efeitos nas mudanças deste, de tal forma que, é possível verificar as alterações de *habitats*, fragmentação, mudanças climáticas, poluição e principalmente, atuam como indicadores de biodiversidade, refletindo os índices de diversidade (Mcgeoch, 1998). De acordo com Knoepp *et al.* (2000) pelo fato dos insetos da serapilheira conseguir apresentar uma relevante diversidade e também rápida capacidade de se reproduzir, tornam-se ótimos bioindicadores pois suas características ou funções indicam e determinam como está a qualidade ou nível de degradação do solo. A decomposição da serapilheira é feita por estes organismos, e através do nível desta decomposição os níveis de ciclagem de nutrientes são acelerados, indicando a qualidade do solo. Os insetos de serapilheira são microlepidópteros, microhimenópteros, besouros detritívoros, pequenas formigas, os indivíduos ou espécies das ordens Orthoptera, Hemiptera, Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera e Coleóptera constituem os mais importantes bioindicadores (BROWN, 1997).

Segundo Ettema e Wardle (2002) através do crescimento vegetal são estruturados os padrões da biota do solo, incluindo os insetos. Yankelevic *et al.* (2006) observaram heterogeneidade na distribuição da macrofauna edáfica em estádios mais avançados da sucessão vegetal. O incremento da diversidade vegetal que ocorre ao longo do processo de sucessão através da restauração promove uma diversidade de ambientes que combinam uma composição particular da serapilheira e da entomofauna.

Para estudos com entomofauna, a amostragem é recomendada por meio de armadilhas, pois além da coleta dos insetos, sua utilização também contempla a distribuição e a flutuação populacional dos insetos (Ferreira e Martins, 1982). Para cada caso deve-se utilizar uma armadilha que atenda o objetivo da pesquisa. Para estudos com entomofauna de serapilheira as armadilhas mais utilizadas são funil de Berlese e *pitfall*. A armadilha do tipo *pitfall* consiste num recipiente enterrado até o nível do solo. Dentro do recipiente contém um líquido que possui a finalidade de matar e conservar as espécies capturadas, podendo ser álcool a 70% e detergente biodegradável.

Outro grupo que tem sido cada vez mais usado como bom indicador da estabilidade do ambiente são os microrganismos. Os microrganismos fazem parte do solo de maneira indissociável, sendo responsáveis por inúmeras reações bioquímicas relacionadas não só com a transformação da matéria orgânica, mas também com o intemperismo das rochas. Assim, os microrganismos do solo desempenham papel fundamental na gênese do solo e ainda atuam como reguladores de nutrientes, pela decomposição da matéria orgânica e ciclagem dos elementos, atuando, portanto, como fonte e dreno de nutrientes para o crescimento das plantas. A diversidade de microrganismos como indicador da qualidade do solo tem sido bastante debatida, especialmente na última década, com o advento de técnicas de biologia molecular que têm favorecido a avaliação dos microrganismos (TIEDJE *et al.*, 2001, MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

Entre os microrganismos que habitam o solo e merece atenção estão os fungos micorrízicos. Estes organismos associam-se simbioticamente às raízes das plantas e formam micorrizas, sendo essas associações importantes na absorção de nutrientes do solo, especialmente em solos com baixo nível de fósforo assimilável (Chu e Diekmann, 2002). Os fungos micorrízicos arbusculares são de grande importância nos agroecossistemas e são influenciados pelas práticas de manejo do solo que podem reduzir a incidência de espécies (Siqueira *et al.*, 1989). A avaliação da população de fungos micorrízicos arbusculares tem sido proposta com uma das medidas no monitoramento da qualidade do solo (Batista *et al.*, 2008). As alterações degenerativas impostas sobre os ecossistemas influenciam na ocorrência das micorrizas, as práticas de manejo do solo podem reduzir a incidência de espécies em até 80% (Moreira e Siqueira 2006), porém com a introdução de espécies vegetais em áreas degradadas há o aumento do número de esporos, da diversidade das espécies de fungos micorrízicos arbusculares (Franco *et al.*, 1995), o aumento da diversidade é o maior indicador da qualidade

do solo, e sendo assim, a avaliação da população de fungos micorrízicos arbusculares tem sido proposta com uma das medidas no monitoramento da qualidade do solo (BATISTA *et al.*, 2008).

#### 4. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, S.; LOUZADA, J.; SPERBER, C.; BARLOW, J.; Subtle land-use change and tropical biodiversity: Dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. **Biotropica**, [S.l.], p. 704-710, 2011.

ANDERSEN, A.N. Using ants as bioindicators: Multiscale issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, [S.l.], p.1- 8, 1997.

AUMOND, J.J.; LOCH, C.; COMIN J.J. Arbordagem sistêmica e uso de modelos para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, [S.l.], 36(6): p. 1099-1118, 2012.

BATISTA, Q. R.; FREITAS, M. S. M.; MARTINS, M. A. & SILVA, C. F. da. Bioqualidade de área degradada pela extração de argila, revegetada com *Eucalyptus* spp. e sabiá. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.21, n.1, p.169-178, 2008.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A. G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para a avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica**. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1. ed. São Paulo: **Instituto BioAtlântica**, v.1, p.128-146, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí**. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, 2006, 78 p.

BROWN, K.S.; **Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais**. In: Wink; et al. **Indicadores ambientais**. 1º ed. Sorocaba. p.143-151, 1997.

BROWN, K.S.; **Insetos Indicadores da História, Composição, Diversidade e Integridade de Matas Ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, p. 223-247, 2004.

CARNEIRO, R. F. V.; Cardozo Júnior , F. M.; Pereira, I. f.; Araújo, A. S. F.; Silva, G. A. Fungos micorrízicos arbusculares como indicadores da recuperação de áreas degradadas no Nordeste do Brasil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 4, p. 648-657, 2012.

CHU, E. Y.; DIEKMANN, U. Efeitos de usos alternativos do solo sobre a população de fungos micorrízicos arbusculares na Amazônia. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, (Embrapa Amazônia Oriental. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 2002, 20 p.

DALE, V.H.; BEYLER, S.C. Challenges in the development an use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v.1, n.1, p.3-10, 2001.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - **Ecological Monographs** , v.67, n.3, p.345-366, 1997.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. et al. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p.1-26, 2008.

ETTEMA, C.H.; WARDLE, D. Spatial soil ecology. **Tree**, [S.l.], p. 17-177, 2002.

FERREIRA, P. S. F.; MARTINS, D. S. Contribuição ao método de captura de insetos por meio de armadilha luminosa, para obtenção de exemplares sem danos morfológicos. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 29, n. 165, p. 538-543, 1982.

FILHO, E.B. Cupins e florestas. In: FILHO, E.B. & FONTES, L.R. (Org.). **Alguns aspectos atuais da biologia e controle de cupins**. Piracicaba: FEALQ,, p.127-140, 1995.

FRANCO, A. A. et al. Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico. In: ESTEVES, F. (Ed.) **Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas**. Ecologia Brasiliensis. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1995. 616p.

FUNDAÇÃO S.O.S MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE), **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000**. São Paulo, 47 p., 2002. Disponível em <<http://www.sosma.org.br/quem-somos/>>. Acesso em 10 maio 2014.

GALLO, D. et al. **Entomologia agrícola**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920p

GARROTE, Martin Stabel; SANTOS, G.F.; MOSER, A. C.: **O uso da história oral na construção da história ambiental das comunidades do entorno do parque Nacional da Serra do Itajaí**. Botuverá- Sc. In. **IV Congresso Internacional de História**, Maringá-PR, 2009.

GERLACH, J.; SAMWAYS, M.; PRYKE, J.; Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. - **Journal of Insect Conservation**, p. 831–850, 2013.

HOFMAN, J.; BEZCHLEBOVÁ, J.; DUŠEK, L.; DOLEŽAL, L.; HOLOUBEK, I.; AND—L, P.; ANSORGOVÁ, A. ALÝ, S. Novel approach to monitoring of the soil biological quality. **Environment International**, Amsterdam, v. 28, n. 8 , p. 771- 778, 2003.

KASPARI, M. Introducción a la ecología de las hormigas, p. 97-112. In: F. Fernández (ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003, 424 p.

KNOEPP, J. D.; COLEMAN, D. C.; CROSSEY Jr.; Quality: in ecosystem case study of their use. **Forest Ecology and Management**, v. 138, p. 357-368, 2000.

LIMA, A.A. de; LIMA, W.L. de; BERBARA, R.L.L. Diversidade da mesofauna de solo em sistemas de produção agroecológica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 1, 2003. Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2003. CD-ROM.

LOUZADA, J.N.C. **Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) detritivos em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais**. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. & BRUSSAARD, L. Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros. Lavras, Universidade Federal de Lavras, p.299-322, 2008.

MAJER, J.D.; DELABIE, J.H.C. & MCKENZIE, N.L. Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux**, p. 38-45, 1997.

MALEQUE, M.A., MAETO, K., ISHII, H.T.: Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. - Applied **Entomology and Zoology**, [S.l.], 2009.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2013, 264 p.

MATTEDI, Marcos Antônio. Notas sobre visões de natureza em Blumenau: mais um capítulo da trágica história do sucesso humano. **Revista de estudos ambientais**, [S.l.], v.3, n. 1 p. 29-39, 2001.

McGEOCH, M.A.; The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators **Biology Reviw**, [S.l.], v. 73, p. 181-201, 1988.

MELLO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamento de restauração de mata ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, [S.l.], n. 73. p. 101-111, 2007.

MENDOZA, G.A.; PRABHU, R. Fuzzy methods for assesing criteria and indicators of sustainable forest management. **Ecological Indicators**, [S.l.], v.3, n.4, p.227-236, 2004.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S.l.], p.845-853, 2000.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p.

NAKAMURA, A.; PROCTOR, H. & CATTERALL, C. P. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. **Ecological management & restoration 4 Supplement**, p.20-28, 2007.

NEPSTAD, D. C.; BROWN, I. F., LUZ, L.; ALEXANDRE, A., VIANA, V. Biotics impoverishment of Amazon forest by rubber tappers, loggers and cattle randers. *Advances in Economic Botany* v.9, p. 1-14, 1992.

NOFFS, S.R.; GALLI, L.F.; GONSALVES, J. C. **Recuperação de Áreas Degradadas da Mata Atlântica**. Uma experiência da CEPS Companhia Energética de São Paulo. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, Caderno n. 03. Série Recuperação, 2000.

PEIXOTO, A. L.; ROSA, M.M.T. **Características da Mata Atlântica**. In: **Manual Metodológico para estudos na Mata Atlântica**. EDUR-UFRRJ, Seropédica, RJ. P. 9-15, 2002.

RANTALAINEN, M.L.; KONTIOLA, L.; HAIMI, J.; FRITZE, H. & SETÄLA, H. Influence of resource quality on the composition of soil decomposer community in fragmented and continuous habitat. *Soil Biol. Biochem.*, p. 36:1983-1996, 2004.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares**. In. RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, p. 235-247, 2004.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa; SOBRADE, p.203-215, 1998.

SILVEIRA NETO, S., NAKANO, O.; BARBIN, D.; VILLA NOVA, N.A. **Manual de ecologia dos insetos**. Piracicaba: Ceres, 1976, 419 p.

SIQUEIRA, J.O.; COLOZZI-FILHO, A.; OLIVEIRA, E. Occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizae in agroecosystems and natural ecosystems of Minas Gerais State. *Pesq. Agropec. Bras.*, p.1499-1506, 1989.

STÜRMER, S.L.; SIQUEIRA, J.O. **Diversidade de fungos micorrizicos arbusculares em ecossistemas brasileiro**. In: MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. & BRUSSARD, L., eds.. *Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros*. Lavras, Universidade Federal de Lavras, p.537-584, 2008.

THOMANZINI, M. J.; THOMANZINI, A.P.B.W.; **Levantamento de insetos e análise entomofaunístico em florestas, capoeira, e pastagem no sudeste Acreano**. Rio Branco: EMBRAPA ACRE, 2002, Circular Técnica, 2002, 41 p.

TIEDJE, J. M. et al. **Soil teeming with life: new frontiers for soil science**. In: REES, R. M.; BALL, B. C.; CAMPEBELL, C. D.; WATSON, C. A. (Org.). **Sustainable management of soil organic matter**. Wallingford: CAB International, p. 393-412, 2001.

TURCO, R. F.; BLUME, E. **Indicators of soil quality**. In: SIQUEIRA, J. O. et al. **Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa: SBCS - Lavras: UFLA/DCS, 1999.

VASCONSELOS, H.L. **Impactos antrópicos sobre diversidade de formigas na Amazônia.** In: Encontros de Mirmecologia, 15, 2001. Londrina. IAPAR, 2001.

WINK, C. GUEDES J.V.C. FAGUNDES, C.K. ROVEDDER, A.P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias.** p. 60-71, 2005.

YANKELEVICH, S.N.; FRAGOSO, C.; NEWTON, A.C.; RUSSELL, G. & HEAL, O.W. Spatial patchiness of litter, nutrients and macroinvertebrates during secondary succession in a Tropical Montane Cloud Forest in Mexico. **Plant Soil**, 286:123-139, 2006.

## **CAPÍTULO I:**

### **CARACTERIZAÇÃO E FLUTUAÇÃO POPULACIONAL DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA EM ÁREAS SOB PROCESSO DE RESTAURAÇÃO UTILIZANDO DIFERENTES TÉCNICAS NUCLEADORAS NA MATA ATLÂNTICA**

#### **RESUMO**

O objetivo desse trabalho foi caracterizar e determinar a flutuação populacional da entomofauna de serapilheira em áreas degradadas em processo de restauração com diferentes



técnicas de restauro, tendo a floresta nativa como referência. O trabalho foi realizado no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI). O levantamento foi realizado entre as estações do inverno de 2014 ao outono de 2016, totalizando oito coletas. A caracterização das comunidades amostradas foi feita pela identificação ao nível de ordens e famílias e pelos índices faunísticos: frequência, constância e dominância. Entre as estações do inverno de 2014 e o outono de 2016 foram coletados 11.241 insetos nas áreas amostrais com armadilhas *pitfall*. Os *taxa* coletados pertencem a 57 grupos taxonômicos. Na área floresta houve a maior riqueza observada. Os únicos grupos classificados como frequentes, constantes e dominantes em todos os ambientes foram a família Formicidae (Hymenoptera) e a ordem Diptera. O maior índice de frequência das formigas ocorreu na técnica de transposição de galharias, com 88% na primavera de 2015. Dentre os grupos constantes verificou-se diferença significativa nas frequências observadas para as famílias Ptiliidae e Staphylinidae da ordem Coleoptera, família Cicadellidae da ordem Hemiptera e os insetos da ordem Diptera. Dentre os grupos classificados como acessórios e acidentais, não houve diferença significativa nas frequências observadas de nenhum dos grupos presentes nas áreas estudadas. As famílias Ptiliidae, Staphylinidae e a subfamília Scolytinae, ordem Coleoptera, possuem potencial como bioindicadores da qualidade ambiental na área do Faxinal do Bepe no PNSI.

**Palavras-chaves:** bioindicador, biodiversidade, area hotspot, insecta

## ABSTRACT

The objective of this work was to characterize and determine the population fluctuation of the litter entomofauna in degraded areas in the process of restoration with different restoration techniques, with the native forest as a reference. The work was carried out in the Serra do Itajaí National Park (PNSI). The survey was carried out between the winter seasons of 2014 and the autumn of 2016, totaling 8 collections. The characterization of the sampled communities was made by identification at the level of orders and families and by the faunistic indexes: frequency, constancy and dominance. Between the winter seasons of 2014 and the fall of 2016 11,241 insects were collected in the sampled areas with pitfall traps. The taxa collected belong to 57 taxonomic groups. In the forest area there was the greatest wealth observed. The only groups classified as frequent, constant and dominant in all environments were the family Formicidae (Hymenoptera) and the order Diptera. The highest frequency index of the ants occurred in the transplanting technique, with 88% in the spring of 2015. Among the constant groups, there was a significant difference in the frequencies observed for the families Ptiliidae and Staphylinidae of the order Coleoptera, family Cicadellidae of the order Hemiptera And insects of the order Diptera. Among the groups classified as accessory and accidental, there was no significant difference in the observed frequencies of any of the groups present in the studied areas. The families Ptiliidae, Staphylinidae and the subfamily Scolytinae, order Coleoptera, have potential as bioindicators of environmental quality in the Faxinal do Bepe area in the PNSI.

**Keywords:** bioindicador, biodiversidade, area hotspot, insecta

## 1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica apresenta uma formação vegetal que está presente em grande parte da região litorânea brasileira. Trata-se de um dos mais ricos conjuntos de ecossistemas em biodiversidade existentes, ocupando o quarto lugar dos 25 hotspots mundiais, mas é também o bioma mais ameaçado do planeta (Myers *et al.*, 2000). Por configurar um quadro de risco, apresenta-se como prioridade nas discussões globais sobre preservação, recursos, meio ambiente e estratégias para gestão de riscos. Contudo, além da necessidade da conservação do que ainda resta da Mata Atlântica, tornam-se também necessárias ações de restauração em grande escala desse bioma, que já se encontra em avançado estágio de degradação ambiental, inclusive em áreas inseridas dentro de unidades de conservação.

A restauração de ecossistemas degradados demanda a necessidade de que estas áreas sejam avaliadas e monitoradas com indicadores capazes de informar as alterações ocorridas nestes ambientes. O uso de organismos como indicadores de qualidade ambiental apresenta-se como uma boa estratégia para monitoramento do ambiente e tem sido apontado como uma ferramenta, cada vez mais efetiva e menos onerosa (Rodrigues; Gandolfi, 2004). Alguns métodos de avaliação incluem vários níveis de organização biológica e utilizam diferentes possibilidades de escalas temporais de respostas, como minutos, horas, dias, anos e até mesmo décadas. Os resultados desses estudos nos permitem inferir sobre a qualidade do ambiente ou efeito de algum agente estressor sobre os organismos vivos (Louzada e Zanetti, 2013), auxiliando nas estratégias de recuperação de um determinado ambiente que necessita de intervenção.

Nesse sentido, a avaliação através da entomofauna de serapilheira como bioindicadores durante o processo de restauração utilizando diferentes técnicas de nucleação é uma proposta que visa o estabelecimento de parâmetros facilitadores na interpretação e avaliação de áreas sob restauração, a partir da qual se almeja promover um maior sucesso nos projetos de

restauração e conservação dos ecossistemas do Parque Nacional da Serra do Itajaí, no estado de Santa Catarina

O uso de indicadores previamente definidos e estabelecidos permitirá uma efetiva comparação entre futuros projetos de pesquisa (Rodrigues; Gandolfi, 2004), assim como, uma maior segurança na recomendação de técnicas de restauro para determinados ambientes. O uso de insetos como indicadores biológicos tem sido sugerido como uma maneira eficaz na investigação do quanto o Bioma Mata Atlântica está sendo afetado pelas atividades antrópicas (FREITAS *et al.*, 2003).

Os insetos têm sua importância reconhecida por seu envolvimento em diversos processos e funções ecológicas que acontecem em um ecossistema. Estes organismos também prestam importantes serviços ecossistêmicos (Neves *et al.*, 2011) e dentre eles, destaca-se a entomofauna de serapilheira, que participa de vários processos ecológicos, atuando, principalmente, na fragmentação do material vegetal e na redistribuição de partículas. Além disso, também é a base alimentar para outros organismos locais (LOUZADA, 2009).

Segundo Silveira Neto *et al.* (1976) conhecer toda a população de insetos de um determinado local é bastante difícil, tornando inviável medidas imediatas de intervenção nestes sistemas, segundo os autores, o melhor a se fazer é realizar levantamentos mediante amostragens que permitam produzir estimativas e características das populações presentes. A flutuação das populações mostra as mudanças ocorridas na abundância destes organismos, que se alteram sobre influência de fatores ambientais em um determinado período de tempo, sendo possível, assim, analisar estas populações, bem como suas interações no tempo e no espaço. Afirmam ainda que, dentre os fatores ambientais que influenciam na flutuação populacional dos insetos estão a temperatura, umidade relativa do ar, luminosidade e radiação.

Nesse sentido, a caracterização e o conhecimento da flutuação populacional da entomofauna de serapilheira durante o processo de restauração ecossistêmica, realizado através da utilização de diferentes técnicas de nucleação e plantios, é uma proposta que visa o estabelecimento de parâmetros facilitadores na interpretação e avaliação deste processo nas áreas do Parque Nacional da Serra do Itajaí, no estado de Santa Catarina. Desta forma, este trabalho teve como objetivo monitorar a flutuação populacional da entomofauna de serapilheira presente em um remanescente florestal em estágio avançado de sucessão e compará-lo a áreas sob restauração ecossistêmica, avaliando a influência das técnicas de restauração implantadas na composição deste grupo faunístico.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Localização e Histórico da Área

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral localizada na região do Vale do Itajaí, no Estado de Santa Catarina. A área de estudo encontra-se na localidade denominada Faxinal do Bepe (Figura 2), apresentando elevado grau de antropização devido à conversão da floresta nativa em áreas de pastagem e agricultura há cerca de 40 anos (Brasil, 2009) e desde 2014 passam pelo processo de restauração ecológica através da implantação de diferentes técnicas de nucleação e plantios de mudas de espécies nativas.

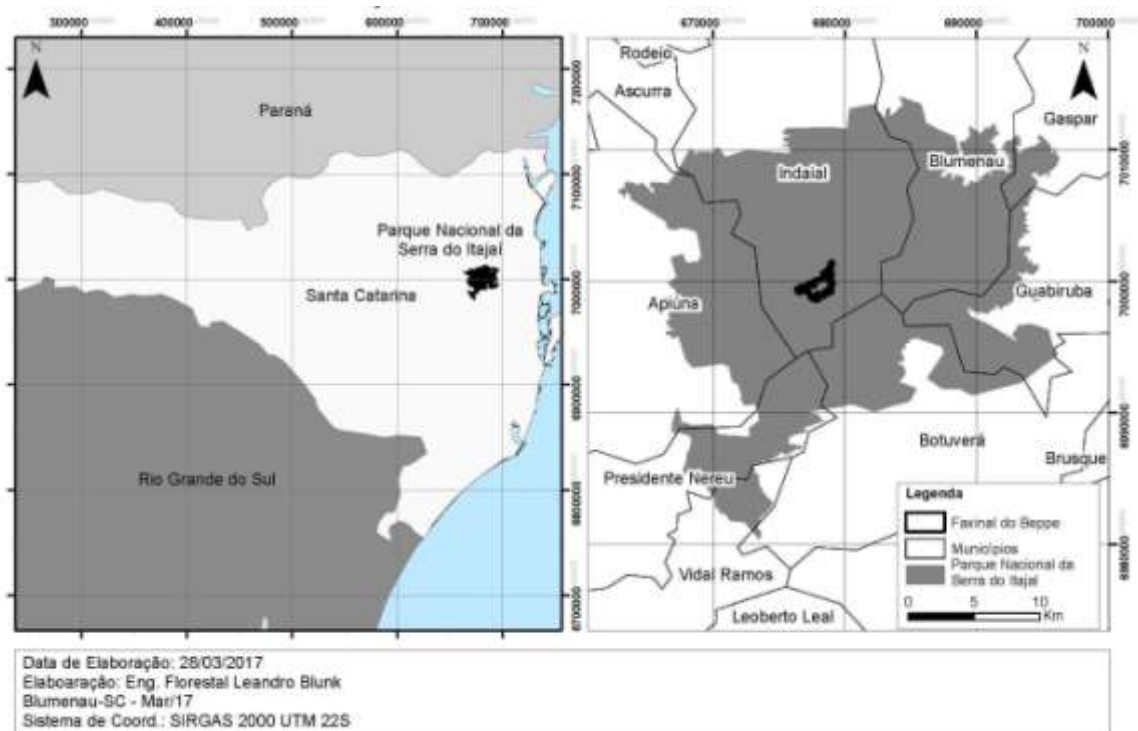


Figura 2. Mapa de localização do Parque Nacional da Serra do Itajaí, Santa Catarina 2017.

Fonte:Leandro Blunk, 2017.

A área de estudo encontra-se inserida no Bioma Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa. As áreas do Faxinal do Bepe pertencem à formação Montana, com altitudes que variam de 400 a 800 metros do nível do mar (Brasil, 2009). As espécies arbóreas dessa formação podem atingir alturas que variam de 20 a 25 metros sendo que as espécies mais importantes são a canela preta (*Ocotea catharinensis*- Lauraceae), laranjeira do mato (*Sloanea guianensis* - Elaeocarpaceae), tanheiro (*Alchornea triplinervia* - Euphorbiaceae), canelasassafrás (*Ocotea dorifera* - Lauraceae), canela garuva (*Nectandra oppositifolia* - Lauraceae), figueira mata pau (*Ficus gomelleira* - Moraceae), entre outras (SEVEGNANI, 2002).

De acordo com a classificação climática de Köppen, na região onde está localizada a área de estudo há predominância do clima subtropical mesotérmico úmido com verão quente (Cfa). A temperatura média é de 20°C, com a média da umidade relativo ar em torno de 84% e precipitação com variação anual de 1.500 a 1.600 mm, com chuvas distribuídas ao longo do ano e sem período seco (WREGGE *et al.*, 2011).

O PNSI pertence à bacia hidrográfica do rio Itajaí-açú e abriga diversas nascentes responsáveis pelo abastecimento de cerca de um milhão de habitantes do Vale do Itajaí (BRASIL, 2009). Em relação aos tipos de solo que ocorrem na área de estudo, nos locais com relevo forte ondulado, montanhoso e escarpado, com declividades que variam de 20,1% a 100%, predominam os Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos. Nas encostas com declividade que variam de 8,1% até 45% são identificadas faixas onde ocorrem solos profundos do tipo Argissolos (DIAGNÓSTICO PRÉVIO RESTAURAR, 2013).

## **2.2 Descrição das áreas amostrais**

Para a realização deste estudo foram selecionadas 5 (cinco) áreas amostrais: uma área de floresta nativa com coordenadas geográficasUTM (22J 679070 7000698); regeneração natural em estágio inicial (22J 678854 7000477) e 3 áreas com uso do solo classificadas como pastagens onde foram instaladas 3 (trtécnicas nucleadoras distintas: rugosidades no solo (22J 677537 6999504); poleiros artificiais (22J 677702 6999104) e transposição de galharias (22J

677798 6999301). Sendo que as coordenadas são apenas para referenciar a área, uma vez que a disposição dos transectos ocorreu de forma aleatória dentro das áreas estudadas.

A técnica de rugosidades no solo está instalada em uma área de pastagem limpa, em encosta com dois hectares contínuos. A técnica consistiu na criação de pequenas variações, concavidades no relevo (Figura 3), que aumentam a variabilidade de micro-habitat (Aumondet *al.*, 2012). Cada rugosidade possui dimensões de 0,4 metros de profundidade, 2,0 metros de comprimento e 0,3 metros de largura, distanciados 4 metros entre si, totalizando 625 unidades por hectare. A montante do ambiente de estudo existe um fragmento florestal com cerca de 0,5 hectare.



Figura 3. Técnica de restauro rugosidades no solo implantadas no PNSI, Santa Catarina 2013.

Foto: Marcelo Diniz Virtorino, 2013.

A técnica de nucleação de poleiros artificiais está instalada em áreas de pastagens declivosas (Figura 4), de forma não contínua, totalizando 12 hectares. Cada poleiro foi confeccionado com escoras de eucalipto de 3,5 metros de comprimento, enterrados 0,5 metros no solo. Na parte superior foram perfurados e fixados bambus de 1,5 metros de comprimento, que serviram como apoio para o pouso das aves. Foram instalados, de forma aleatória, 20 poleiros por hectare, totalizando 240 poleiros.



Figura 4. Técnica de restauração poleiros artificiais implantados implantadas no PNSI, Santa Catarina,2013.Foto: Felipe Beutling, 2013.

A técnica de transposição de galharias foi instalada em uma área de pastagem, de dois hectares contínuos e consistiu na instalação de módulos de galharias (Figura 5) composta por restos vegetais que formam núcleos de biodiversidade, servindo de abrigo para diversas espécies de animais, ninhos e para alimentação, além de formar ambientes favoráveis para insetos decompositores (Reiset *al.*, 2003). Foram instalados 80 módulos por hectare, totalizando 160 módulos, distribuídos de forma equidistante com distância de aproximadamente 11 metros entre si. Cada módulo ocupa uma área de aproximadamente (2 x 2m), recobrando uma área de 320 m<sup>2</sup> por hectare (3,2%) Para a formação das galharias foram utilizados troncos, galhos e ramos secos de espécies exóticas cortadas nas áreas do PNSI, principalmente de indivíduos adultos de *Pinus* spp. ausentes de estróbilos.



Figura 5. Técnica de restauro transposição de galharias implantadas no PNSI, Santa Catarina, 2013.

## **2.5 Caracterização da flora**

A caracterização da vegetação nos diferentes ambientes de estudo foi realizada através de levantamento fitossociológico. Na regeneração inicial (Ri), área com rugosidades (Ru) e poleiros artificiais (Po) 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 dois pontos amostrais. No ambiente floresta (Fl) foram instaladas 64 parcelas de 10 m x 30 m (300 m<sup>2</sup>), orientadas no sentido norte-sul e especificamente na área com transposição de galharias (Ga), a amostragem foi composta por cinco subunidades de um m<sup>2</sup> cada, devido a ausência de espécies arbóreas (Felfili *et al.*, 2011). A vegetação nas áreas de amostragem foi caracterizada pelas espécies encontradas, densidade, valor de importância e grupo ecológico das mesmas de acordo com o método de Rabinowitz *et al.* (1986).

## **2.3 Caracterização e levantamento populacional da entomofauna de serapilheira**

O levantamento da entomofauna edáfica foi realizado entre as estações do inverno de 2014 ao outono de 2016, totalizando 8 (oito) coletas. As coletas ocorreram na segunda quinzena do segundo mês de cada estação. Nas coletas foi instalado um transecto de 100 metros em cada área amostral. Em cada transecto foram instaladas 5 (cinco) armadilhas do



tipo *pitfall* ao nível do solo, preenchidas com 300 ML de água, álcool 70% e detergente biodegradável, dispostas a cada 20 metros uma da outra. O transecto com as armadilhas permaneceu em campo durante três noites. A cada período (estação) de coleta os transectos foram instalados em locais diferentes dentro de cada área amostral .

## **2.4 Análise dos dados**

A caracterização das comunidades encontradas foi feita pelos índices faunísticos: abundância relativa, constância e dominância. A abundância relativa foi calculada de acordo com a distribuição de frequências e o total de taxa amostrado por área segundo Brower e Zar (1984). A constância (C) foi calculada de acordo com a equação sugerida por Dajoz (1983). A dominância foi determinada a partir da equação do limite de dominância (LD) citada por Sakagami e Laroca (1971).

A fim de verificar a normalidade dos dados relativos aos grupos taxonômicos por período e por área de coleta, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Constatada a ausência de normalidade, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-wallis (5% de significância) e *post-hoc* de Dunnet's ( $P < 0,05$ ), tendo a floresta como referência. As análises foram feitas utilizando o programa BioEstat.

Verificou-se, ainda, a influência da temperatura e da umidade relativa do ar sobre a comunidade de insetos por meio da correlação de Pearson. Para tanto, foram utilizadas as médias diárias para cada parâmetro, obtidas pelo Centro de Operações do Sistema de Alerta da FURB – CEOPS, instalada à cerca de 50 quilômetros de distância do Parque.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Caracterização da flora

A área da floresta nativa foi caracterizada neste estudo pela presença de 167 espécies vegetais (Tabela 1) com grande diversidade entre os grupos ecológicos (11% pioneiras, 49% climáticas tolerantes à sombra e 37% climáticas exigentes à luz) e com densidades de espécies, bem menores em relação às outras áreas, comprovando sua maior heterogeneidade e diversidade vegetal, além da presença de processo sucessional. Há também a presença de espécies raras com baixíssima densidade e valor de importância. O trabalho de Rabinowitz *et al.* (1986), propôs um sistema para a classificação de raridade em 7 formas, que levam em consideração a distribuição geográfica das espécies, a preferência por *habitats* e o tamanho da população. Caiafa e Martins (2010) aplicaram o sistema de Rabinowitz, para a Floresta Ombrófila Densa Atlântica do sul do Brasil, classificando 846 espécies arbóreas. No caso das áreas amostrais de floresta nativa na região do Faxinal do Bepe, a porcentagem de espécies consideradas comuns segundo Caiafa e Martins (2010) foi de 56,28% (n=94), 25,14% (n=42), não estavam presentes entre as espécies classificadas, e os 18,58% (n=31) restantes divididos entre as seguintes formas de raridade (r1 0,59%) (n=1), (r4 8,98%) (n=15), (r5 3,59%) (n=6), (r6 2,99%) (n=5) e (r7 2,39%) (n=4).

As áreas de regeneração inicial apresentaram 16 espécies vegetais, das quais 75%, (n=12) pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras, sendo que 6 espécies merecem destaque quanto à sua alta densidade: *Vernonanthura discolor*(C), *Piptocarpha regnellii* (r7), *Myrsine coriacea* (C), *Piptocarpha axillaris*(C), *Piptocarpha angustifolia* (C) e *Baccharis semiserrata* (r6), sendo os 25% restantes divididos em climáticas exigentes à luz (n=3) e uma espécie não identificada. Quanto a raridade as áreas de regeneração inicial apresentaram 62,5% das espécies classificadas como comuns (n=10), 6,25% classificadas como raras forma 5 (n=1), 6,25% como raras forma 6 (n=1), 6,25% como raras forma 7 (n=1) e os 18,75% restantes não foram identificadas.

As áreas amostradas com a técnica de poleiros artificiais apresentaram 15 espécies vegetais das quais 66,6%, (n=10) pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras, sendo que 4 espécies merecem destaque quanto à sua alta densidade: *Vernonanthura discolor*(C), *Piptocarpha regnellii* (r7), *Myrsine coriacea* (C), *Piptocarpha axillaris*(C), sendo 20% em climáticas exigentes à luz (n=3), e 13,3% em climáticas exigentes à luz. Quanto a raridade as

áreas de poleiros apresentaram 46,6% das espécies classificadas como comuns (n=7), 6,66% classificadas como raras forma 1 (n=1), 20% como raras forma 6 (n=3), 13,3% como raras forma 5 (n=2), 6,66% como raras forma 7 (n=1) e os 6,66% restantes não foram identificadas.

As áreas amostradas com a técnica de rugosidades no solo apresentaram 18 espécies vegetais das quais 66,6%, (n=12) pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras, sendo que 4 espécies merecem destaque quanto à densidade: *Vernonanthura discolor*(P), *Piptocarpha regnellii* (P), *Baccharis* sp. (P) e *Myrsine coriacea* (P), sendo 16,6% em climáticas exigentes à luz (n=3), e 16,6% em climáticas tolerantes à sombra (n=3). Quanto a raridade as áreas de rugosidades apresentaram 50% das espécies classificadas como comuns (n=9), 11,11% classificadas como raras forma 4 (n=2), 11,11% classificadas como raras forma 5 (n=2), 11,11% classificadas como raras forma 6 (n=2), 5,55% como raras forma 1 (n=1), 5,55% como raras forma 7 (n=1) e 5,55% restantes não foram identificadas.

As áreas amostradas com a técnica de galharia apresentaram apenas espécies herbáceas, onde a família Poaceae dominou a cobertura do ambiente, com a presença de indivíduos esparsos de Asteraceae e Cyperaceae. Esta última condicionada aos ambientes úmidos de baixadas (solos hidromórficos). Os gêneros em destaque foram *Urochloa* sp. (Poaceae), *Baccharis* sp., *Senecio* sp. (Asteraceae) e *Cyperus* sp. (Cyperaceae).

**Tabela 1.** Composição florística das áreas amostrais floresta nativa, regeneração inicial, poleiros e rugosidades no solo no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, Brasil, 2017. VI = Valor de importância, De = Densidade e Ge = Grupo Ecológico. CL= Climax exigentes a luz, CS= Climax tolerante a sombra, P=Pioneira,

(Floresta) espécies	De	VI	Ge	(Floresta) espécies (continuação)	De	VI	Ge
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	34,9	3,5	CL	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	3,1	0,2	P
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	19,4	2,1	CL	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	2,3	0,2	CS
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	26,4	2,1	CL	<i>Myrcia rupicola</i> D.Legrand	2,3	0,2	CS
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	29,5	2,0	CS	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	2,3	0,2	CS
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	15,5	1,7	P	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	3,1	0,2	P
<i>Ocotea elegans</i> Mez	9,3	1,6	CS	<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	0,8	0,2	CS
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	20,2	1,5	P	<i>Weinmannia humillis</i> Engl.	2,3	0,2	CL
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	27,1	1,5	P	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) Kausel	3,1	0,2	CS
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	17,1	1,4	CS	<i>Psidium longipetiolatum</i> D.Legrand	2,3	0,2	CS
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	20,2	1,4	CL	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2,3	0,2	CS
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	12,4	1,2	CS	<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) Schulz	2,3	0,2	CL
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	15,5	1,2	CS	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	2,3	0,2	CS
<i>Clethra scabra</i> Pers.	14,0	1,1	P	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	2,3	0,2	CL
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	20,9	1,1	CS	<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	1,6	0,2	CS
<i>Laplacea fructicosa</i> (Schrad.) Kobuski	8,5	1,0	CL	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	1,6	0,2	CL
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	14,7	1,0	CL	<i>Myrsine</i> sp.	2,3	0,2	NI
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	12,4	1,0	CL	<i>Cecropia glaziovii</i> Snetthl.	1,6	0,2	P
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	14,0	1,0	CS	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	2,3	0,2	CS
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	24,0	0,9	CS	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	2,3	0,2	CS
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	10,9	0,9	CL	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	1,6	0,2	CL
<i>Ocotea pulchra</i> Vattimo-Gil	14,7	0,8	CL	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	2,3	0,2	CL
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	7,0	0,7	CL	<i>Citronella paniculata</i> (Loes.) R.A.Howard	2,3	0,2	CL
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	8,5	0,7	C L	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart. Tabela 1.	1,6	0,2	CS
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. &Schltdl.	2,3	0,7	CL	<i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand	2,3	0,2	CS

Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)				Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)			
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> Cham. & Schltl.	10,9	0,7	CL	<i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral	2,3	0,2	CS
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	5,4	0,7	CS	<i>Ocotea</i> sp.	1,6	0,2	NI
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	7,8	0,7	CL	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) Macbr.	2,3	0,2	CS
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	7,8	0,7	CS	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	2,3	0,2	CS
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	7,0	0,6	CL	<i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand	2,3	0,2	CS
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	6,2	0,6	CL	<i>Eugenia</i> sp.	1,6	0,1	NI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	8,5	0,6	P	<i>Annona emarginata</i> (Schltl.) H.Rainer	1,6	0,1	CL
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	2,3	0,6	CL	<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	1,6	0,1	CS
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	10,9	0,6	CS	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	0,8	0,1	CL
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	5,4	0,6	P	<i>Cinnamomum sellowianum</i> Kosterm.	1,6	0,1	CS
<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	6,2	0,5	CL	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	1,6	0,1	P
<i>Eugenia kleinii</i> D.Legrand	7,0	0,5	CS	<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	1,6	0,1	CS
<i>Myrceugenia venosa</i> D.Legrand	10,1	0,5	CS	<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	1,6	0,1	CS
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	7,8	0,5	CS	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	1,6	0,1	CS
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	6,2	0,5	CL	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	1,6	0,1	CS
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	4,7	0,5	CL	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1,6	0,1	CL
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	4,7	0,5	CS	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Niederl.	1,6	0,1	CL
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	4,7	0,5	CL	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1,6	0,1	CL
<i>Tibouchina pilosa</i> Cogn.	10,1	0,5	P	<i>Persea venosa</i> Nees & Mart.	1,6	0,1	CS
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	4,7	0,5	CS	<i>Ocotea nectandrifolia</i> Mez	0,8	0,1	CS
<i>Muellera campestris</i> Azevedo	7,8	0,5	CL	<i>Sloanea lasiocoma</i> K.Schum.	1,6	0,1	CS
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Schult.	6,2	0,5	P	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	2,3	0,1	CL
<i>Myrcia diaphana</i> (O.Berg) N.Silveira	3,1	0,5	CS	<i>Clethra uleana</i> Sleumer	1,6	0,1	P
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	5,4	0,4	CS	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	0,8	0,1	CL
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	7,0	0,4	CS	<i>Phytolacca dioica</i> L.	0,8	0,1	P
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	5,4	0,4	CS	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	0,8	0,1	CS
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	7,0	0,4	CS	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	1,6	0,1	CS

Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)				Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)			
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	4,7	0,4	CL	<i>Inga sellowiana</i> Benth.	0,8	0,1	CL
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Gardner	4,7	0,4	CL	<i>Miconia lymanii</i> Wurdack	1,6	0,1	CL
<i>Myrceugenia</i> sp.	4,7	0,4	NI	<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	0,8	0,1	CS
<i>Myrcia venulosa</i> D.Legrand	3,9	0,4	CS	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	0,8	0,1	CS
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	4,7	0,4	CL	<i>Solanum</i> sp.	0,8	0,1	P
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	6,2	0,4	CL	<i>Myrcia catharinensis</i> (D.Legrand) Niclugh.	0,8	0,1	CS
<i>Agarista eucalyptoides</i> G.Don	3,1	0,4	CL	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	0,8	0,1	CS
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O.Berg) Landrum	3,1	0,3	CS	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	0,8	0,1	CS
<i>Miconia tristis</i> Spring	4,7	0,3	P	<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	0,8	0,1	CL
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> Edwards	4,7	0,3	CL	<i>Baccharis</i> sp.	0,8	0,1	P
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	3,1	0,3	CL	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	0,8	0,1	CL
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	1,6	0,3	CS	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	0,8	0,1	CS
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	3,1	0,3	CL	<i>Eugenia platysema</i> O.Berg	0,8	0,1	CS
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	4,7	0,3	CS	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) Kausel	0,8	0,1	CS
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger	3,9	0,3	CL	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	0,8	0,1	CL
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	3,9	0,3	CL	<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	0,8	0,1	CS
<i>Myrceugenia cucullata</i> D.Legrand	3,9	0,3	CS	<i>Faramea montevidensis</i> DC.	0,8	0,1	CS
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	3,1	0,3	CS	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	0,8	0,1	CS
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	3,1	0,3	CS	<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	0,8	0,1	CL
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	4,7	0,3	CS	<i>Heteropterys aenea</i> Griseb.	0,8	0,1	NI
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	3,1	0,3	CS	<i>Miconia discolor</i> DC.	0,8	0,1	P
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	3,1	0,3	CL	<i>Ouratea vaccinioides</i> (A.DC.) Baill.	0,8	0,1	CS
Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)				Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)			
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	4,7	0,3	CS	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	0,8	0,1	CS
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	3,9	0,3	CS	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	0,8	0,1	P
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	2,3	0,3	CS	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	0,8	0,1	CL
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.)	3,1	0,3	CL	<i>Weinmannia discolor</i>	0,8	0,1	CL

Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)				Tabela 1. (Floresta) espécies (continuação)			
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	3,9	0,3	CS	<i>Eugenia nutans</i> O.Berg	0,8	0,1	CS
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	3,1	0,3	CL	<i>Garcinia gardneriana</i> Zappi	0,8	0,1	CS
<i>Inga vera</i> (DC.) T.D.Penn.	3,1	0,3	CL	<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.	0,8	0,1	CS
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	3,1	0,2	CL	<i>Myrcia dichrophylla</i> D.Legrand	0,8	0,1	CS
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2,3	0,2	CS	<i>Miconia budlejoides</i> Triana	0,8	0,1	NI
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O.Berg	1,6	0,2	CS	<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand	0,8	0,1	CL
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	3,1	0,2	CL				
<b>(Poleiros) espécies</b>	<b>De</b>	<b>VI</b>	<b>Ge</b>	<b>(Regeneração Inicial) espécies</b>	<b>De</b>	<b>VI</b>	<b>Ge</b>
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	279,0	120	P	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	741	122,0	P
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	93,0	41,3	P	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Schult.	741	88,9	P
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) Schult.	86,3	34,2	P	<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	144	20,5	P
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	59,8	25,9	P	<i>Tibouchina pilosa</i> Cogn.	62	16,6	P
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	39,9	25,8	P	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	41	9,4	P
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	39,9	19,2	P	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	62	9,0	CL
<i>Baccharis</i> sp1	13,3	7,0	P	<i>Clethra scabra</i> Pers.	62	7,4	P
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	6,6	4,9	CS	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	41	5,7	P
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	6,6	3,9	P	<i>Baccharis</i> sp1	21	3,1	P
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	6,6	3,7	CL	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	21	2,9	P
<i>Baccharis</i> sp2	6,6	3,2	P	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	21	2,6	P
<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	6,6	3,0	P	<i>Solanum cf. piloso</i>	21	2,5	P
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	6,6	2,9	CS	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	21	2,5	CL
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	6,6	2,8	CL	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	21	2,5	CL
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	6,6	2,7	CL	<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	21	2,5	P
				<i>Mollinedia</i>	21	2,5	NI
<b>(Rugosidades) Espécies</b>	<b>De</b>	<b>VI</b>	<b>Ge</b>				
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	41,8	97,1	P				
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	24,8	50,4	P				
<i>Baccharis</i>	13,1	23,7	P				
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.)	1,3	23,	C				

Tabela 1. (Rugosidades) Continuação...							
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	15,7	22,6	P				
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	1,3	16,9	CS				
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	2,6	11,9	CS				
<i>Clethra scabra</i> Pers.	7,8	11,8	P				
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	3,9	6,5	CL				
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	2,6	6,1	P				
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	2,6	5,7	P				
<i>Solanum</i>	2,6	5,5	P				
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	1,3	3,6	P				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> Mattos	2,6	3,6	CL				
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	2,6	3,5	CS				
<i>Croton urucurana</i> Baill.	1,3	2,6	P				
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1,3	2,6	P				
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	1,3	2,5	P				

### 3.2 Caracterização da entomofauna

Entre as estações do inverno de 2014 e o outono de 2016 foram coletados 11.241 insetos nas áreas amostrais em armadilhas *pitfall*. Os taxa coletados pertencem a 59 grupos taxonômicos, sendo 58 famílias, a ordem Diptera teve seus exemplares identificados ao nível de duas famílias e o restante agrupado em nível de ordem (Tabela 2). As 58 famílias pertencem a 05 ordens, sendo a ordem Coleoptera a mais representativa, totalizando 27 famílias, seguida pelas ordens Hemiptera (n=18), Hymenoptera (n=7), Orthoptera (n=4) e Diptera (02). Resultado semelhante foi encontrado por Carvalho e Pereira (2012), em estudo realizado na Mata Atlântica, em que utilizavam também armadilhas *pitfall*, onde a ordem Coleoptera apresentou a maior riqueza de famílias (n=12), seguida pela ordem Hymenoptera. Lopes, Silva e Antunes (2015), em levantamentos de entomofauna em fragmentos da Mata Atlântica no estado do Paraná, utilizando armadilhas *pitfall*, verificaram a ordem Coleoptera como a mais representativa dentre os grupos estudados. A elevada amostragem de coleópteros nas áreas deste estudo demonstrou que este grupo possui distribuição nos diferentes tipos de ambientes amostrados, sendo coletado tanto nas áreas de floresta nativa e regeneração inicial, quanto nas áreas com as técnicas de restauro.



Dentre as áreas amostradas, a floresta apresentou a maior riqueza observada, registrando 40 grupos taxonômicos, seguida da área de regeneração inicial com 38 grupos taxonômicos amostrados. Nas áreas com técnicas de nucleação, a de rugosidades no solo foi a mais rica com 34 grupos verificados, seguida de poleiros artificiais (n=31) e transposição de galharias (n=21).

Tabela 2. *Taxa* separados por ordens e famílias coletados nas áreas de Floresta nativa (Flo), Regeneração inicial (Ri), Transposição de Galharias (Ga), Rugosidades no Solo (Ru) e Poleiros Artificiais (Po), no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

ORDEM	TAXA	ÁREAS
Coleoptera	Ptiliidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Staphylinidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Tenebrionidae	Flo; Ru; Po
	Curculionidae	Flo; Ri; Po
	Hydrophilidae	Flo; Po
	Scarabaeidae	Flo; Ri; Po
	Scolytinae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Cerambycidae	Flo; Ri
	Histeridae	Flo; Ri; Ga; Ru
	Nitidulidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Elateridae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Carabidae	Flo; Ri; Ru; Po
	Chrysomelidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Cucujidae	Flo
	Silphidae	Flo; Ri; Ga; Ru
	Anobiidae	Ru
	Coccinellidae	Ru
	Passalidae	Ru
	Cupedidae	Flo; Ri; Ru; Po
	Scydmaenidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Biphyllidae	Flo; Ri
	Brentidae	Flo; Ri
	Leiodidae	Flo; Ri; Ru
	Rutelinae	Flo
	Tabela 2. Continuação...	Ri; Ru
	Lymexylidae	

	Geotrupidae	Ga
	Phalacridae	Ru
Hymenoptera	Formicidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Chalcidoidea	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Vespidae	Flo; Ri; Po
	Não identificado	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Ichneumonidae	Ri; Ga
	Pompilidae	Ru
	Braconidae	Po
	Diptera	Não identificado
Culicidae		Ru
Sciaridae		Flo
Orthoptera	Acrididae	Flo; Ri; Ru; Po
	Gryllidae	Flo; Ri; Ru; Po
	Tetrigidae	Flo
	Tettigoniidae	Po
Hemiptera	Cicadellidae	Flo; Ri; Ga; Ru
	Enicocephalidae	Flo
	Pentatomidae	Flo; Ri; Ga; Ru; Po
	Cydnidae	Flo
	Pyrrhocoridae	Flo; Ri; Ga
	Tingidae	Flo; Ri; Po
	Nabidae	Flo; Ri; Ru
	Psyllidae	Flo; Ri; Ru; Po
	Coreidae	Flo; Ri; Ru; Po
	Enicocephalidae	Flo
	Aradidae	Ri; Ga; Po
	Cercopidae	Ri; Ga; Ru; Po
	Aphididae	Ri; Ga; Ru; Po
	Cicadelidae	Ri; Po
	Reduviidae	Ri
	Gelastocoridae	Ri; Ru; Po
	Miridae	Ri
Naucoridae	Ru	

A análise estatística possibilita interpretar que existe diferença significativa dentre a frequências dos *taxa* coletados dentre as áreas estudadas (Tabela 3), principalmente entre floresta nativa e regeneração inicial em relação às áreas de nucleação. A alta diversidade da flora no caso das áreas de floresta nativa, e a alta densidade de alguns indivíduos da

vegetação, no caso das áreas de regeneração inicial, influenciaram a abundância da entomofauna.

Tabela 3. Frequência de insetos coletados nas áreas estudadas, assim como valores máximo e mínimo, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Área	Total de indivíduo	Valor	
		Máximo	Mínimo
Floresta	3,825 a	1,284	118
Regeneração	2,589 a	544	101
Rugosidades	1,079 a	277	75
Galharias	2,198 b	470	181
Poleiros	1,550 b	373	79

Valores seguidos de mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste Kruskal-Wallis ( $P < 0,05$ ) com pos-test de Dunnet's ( $P < 0,05$ ).

A abundância relativa foi determinada para todos os taxa em todos os ambientes estudados, sendo elencados como principais aqueles com abundância relativa  $> 1\%$  (Tabela 4). Os únicos grupos classificados como constantes e dominantes em todos os ambientes foram os grupos taxonômicos família Formicidae e a ordem Diptera. No entanto, vale ressaltar que a família Ptiliidae da ordem Coleoptera apresentou alta abundância nas áreas de floresta e regeneração inicial, o mesmo ocorrendo com a subfamília Scolytinae e com a família Staphylinidae, em relação às áreas sob restauro com técnicas de nucleação (Figura 6).

Tabela 4. Taxa com abundância relativa superior a 1%, nas áreas estudadas, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Taxa	Floresta Nativa	Regeneração Inicial	Rugosidades no solo	Poleiros artificiais	Transposição Galharias
Ptiliidae	35,21	13,24	1,48	-	-
Formicidae	12,20	24,71	40,22	55,22	60,32
Diptera	24,60	28,58	21,87	25,41	23,70
Staphylinidae	9,41	15,14	4,35	4,38	-
Scarabaeidae	1,01	1,04	-	-	-
Chalcidoidea	1,22	1,27	4,91	2,12	1,63
Curculionidae (Scolytinae)	12,2	8,88	2,03	1,09	-
Cicadellidae	-	-	4,63	3,61	4
Microhymenoptera	-	-	-	1,35	-
Cercopidae	-	-	3,24	-	1,45
Aphididae	-	-	3,42	2,51	2,27
Culicidae	-	-	7,69	-	-

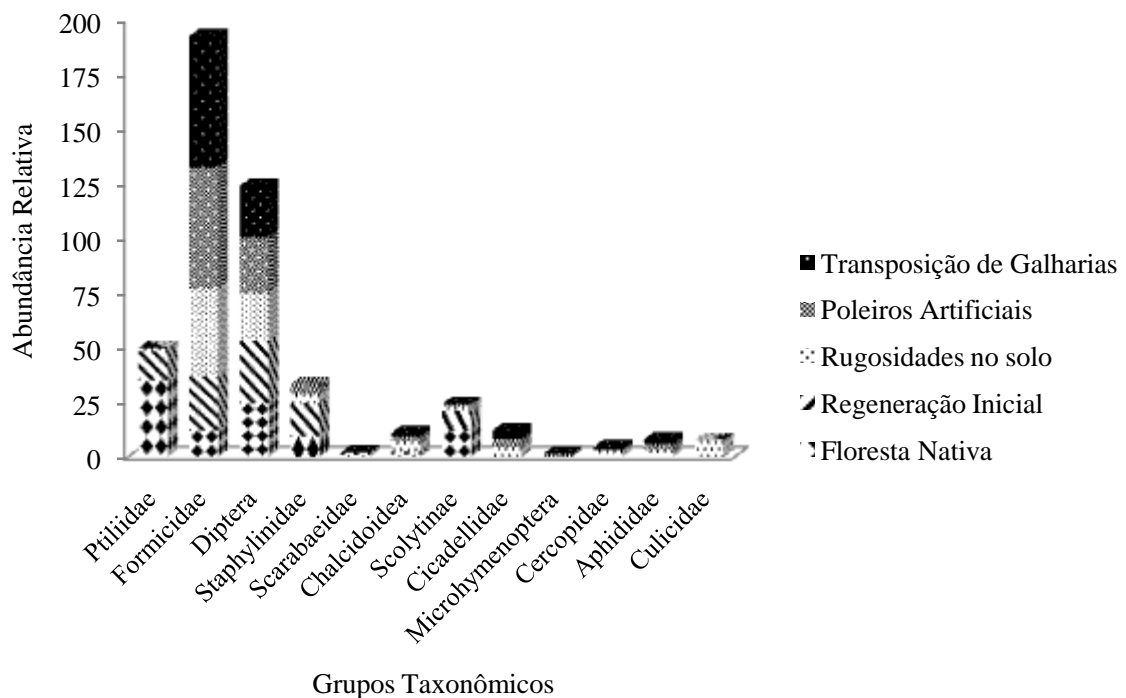


Figura 6. Variação da abundância relativa dos principais grupos taxonômicos por ambiente amostrado, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

A avaliação proporcional da presença de cada *taxa* em relação às áreas amostrais (Figura 7), demonstrou que a família Ptiliidae ocorreu preponderantemente nas áreas de

floresta nativa, que se apresentaram com maior diversidade vegetal e também nas áreas de regeneração inicial, que apresentaram a maior densidade de indivíduos arbóreos (Tabela 1). A análise com os valores de frequência demonstrou haver diferenças significativas entre as áreas de floresta nativa e as áreas sob restauração (Kruskal-Wallis  $p < 0,05$ ) porém, não verificou-se diferença significativa entre as áreas de floresta nativa e regeneração inicial, tampouco entre regeneração inicial e as áreas sob restauro. Desta forma, evidenciou-se que a família Ptiliidae foi influenciada pela maior riqueza de espécies arbóreas presente nas áreas de floresta, bem como pela densidade, uma vez que esteve presente também nas áreas de regeneração natural (Tabela 1). Os insetos da família Ptiliidae foram 100% constantes nas áreas de floresta, sendo dominantes e com maior frequência na primavera de 2015 (Figura 8).

A abundância relativa foi de 35,21% e os mesmos não se correlacionaram significativamente com nenhuma das variáveis meteorológicas testadas no ambiente florestal. Nas áreas de regeneração inicial os ptilídeos foram dominantes e a maior frequência verificada ocorreu na primavera de 2015, não sendo amostrados no inverno de 2014 (Figura 9).

A abundância relativa foi de 13,24%, porém apresentaram correlação positiva com a temperatura, uma vez que diferentemente do ambiente floresta, a regeneração inicial é mais suscetível às variações de temperatura ao nível da serapilheira, devido a menor abundância e diversidade de espécies vegetais, além de não possuir os vários estratos presentes no ambiente floresta. Nas demais áreas estudadas (transposição de galharias, poleiros artificiais e rugosidades no solo), os ptilídeos não apresentaram constância, frequência e nem dominância. A família Ptiliidae demonstrou maior afinidade e frequência com a área da floresta nativa, quando comparado aos demais ambientes estudados, sendo amostrado um total de 1.347 indivíduos. Na regeneração inicial, durante todo o período amostrado foram verificados 343 insetos, na área da técnica de rugosidades no solo e na transposição de galharias foram amostrados 16 indivíduos em cada área, e nas áreas com poleiros artificiais foram coletados um total de 10 insetos desta família.

Em estudos semelhantes com levantamentos da fauna de Coleoptera em um parque no estado do Paraná, Marinoni e Ganho (2003) encontraram a maior concentração da família Ptiliidae em área de floresta. Segundo os autores, esta família foi considerada como uma das mais sensíveis à degradação ambiental, uma vez que os ptilídeos possuem hábito alimentar fungívoro, e, portanto, habitam locais onde há presença de matéria orgânica em decomposição. Geralmente se alimentando de esporos de fungos que se desenvolvem em

folhiços (Casari e Ide, 2012). Desta forma, por sua extrema especialização e fidelidade ao hábito alimentar, os insetos desta família têm requisitos ecológicos que os qualificam como um grupo indicador da qualidade de ambientes naturais, sendo, portanto, a determinação de sua abundância, frequência e constância nas demais áreas deste estudo, os parâmetros para avaliar as respostas do ambiente durante o processo de restauro, ou seja, a positiva influência das técnicas de restauro nas interações entre solo, flora e fauna.

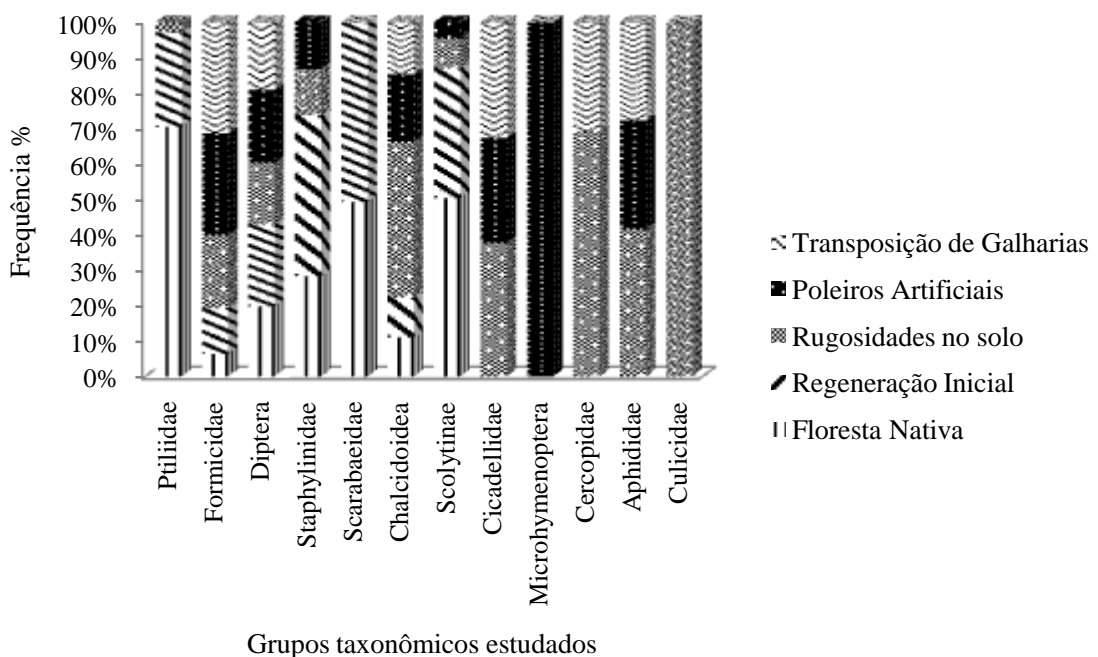


Figura 7. Proporção percentual da frequência dos principais taxa ( $Ab > 1\%$ ) nas diferentes áreas de estudo, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

As áreas de floresta por se tratarem de uma importante cobertura vegetal, abrigam vários grupos taxonômicos de uma representatividade ímpar para o Bioma Mata Atlântica, dentre estes, a entomofauna. Neste contexto, vários autores confirmam maior riqueza de artrópodes em áreas de floresta. Estudando a diversidade de artrópodes em solos com diferentes usos na Floresta Ombrófila Mista, no estado do Rio Grande do Sul, utilizando armadilha do tipo *pitfall*, Copatti e Daudt (2009) observaram maior diversidade de taxa em ambiente de florestas. Em estudos avaliando a atuação da fauna edáfica em áreas sob processo de restauro Vicente *et al.* (2010), também encontraram maior abundância e riqueza em áreas

de florestas. Segundo estes autores, a diferença de riqueza de grupos taxonômicos entre os diferentes tipos de ambientes podem ser explicadas pelas diferenças na complexidade da vegetação. Tal complexidade ficou demonstrada para as áreas de floresta nativa neste estudo (Tabela 1).

A área onde está implantada a técnica de rugosidades no solo, dentre as técnicas de restauro, foi a mais rica (n=37), e dentre os principais grupos de maior abundância dos grupos taxonômicos elencadas (Tabela 4), não apresentou apenas a família Scarabaeidae e os microhymenópteros em comparação às áreas de florestas e poleiros, respectivamente. Por outro lado, a presença do fragmento florestal junto a esta área parece estar influenciando a composição da regeneração natural da mesma, além do efeito da própria técnica, pois o número de espécies arbóreas classificadas como raras (44,45%) e pertencentes aos grupos ecológicos de climácicas (33,2%), foi alto em relação ao total de espécies inventariadas.

De acordo com Louzada e Zanetti (2013), a riqueza de grupos taxonômicos de invertebrados terrestres tende a aumentar à medida que os processos de sucessão ecológica evoluem. Em ambientes de pastagem, a riqueza taxonômica costuma ser baixa, pois a elevada perturbação a que estes ambientes foram submetidos, e a baixa diversidade vegetal, influenciam diretamente neste parâmetro.

Neste caso, não é possível afirmar se a pouca abundância relativa dos Ptiliidae nesta área seria consequência da técnica de nucleação ou da influência do fragmento presente na bordadura da área. Para esclarecer tal afirmação, a análise dos outros grupos presentes demonstra que a área embora com boa presença de espécies arbóreas raras e de grupos ecológicos variados, apresentou componentes da entomofauna característicos de áreas com a presença de gramíneas e herbáceas, como as famílias Cicadellidae, Cercopidae e Aphididae, levando a crer que a área ainda não apresenta características de estrutura vegetal suficiente para abrigar os ptilídeos e, portanto, a presença dos mesmos foi devido à influência do fragmento florestal próximo.

Os insetos da subfamília Scolytinae foram frequentes, dominantes e constantes somente no ambiente floresta e na regeneração inicial. Nas áreas de floresta a abundância relativa foi de 12,2% e a maior frequência ocorreu na primavera de 2014 (Figura 8). Estes insetos não se correlacionaram significativamente com nenhuma variável meteorológica associada. Na floresta ocorreu a maior concentração dos insetos desta subfamília (Figura 7), fato este que pode ser explicado pela composição florestal, uma vez que estes besouros dependem de espécies florestais para se desenvolver. Segundo Wood(2007) estes insetos comumente

selecionam árvores quebradas como hospedeiros, porém há espécies que utilizam árvores vivas ou a base de arbustos. Gonçalves *et al.* (2014) verificaram que a subfamília Scolytinae foi o grupo mais abundante (43,07%) em ambiente natural de Mata Atlântica em relação às outras famílias de coleópteros. Neste estudo, observou-se que os Scolytinae apresentaram pico populacional relacionado ao período de primavera. Entretanto o levantamento dos autores citados acima foi realizado utilizando armadilhas etanólicas, assim como também outros autores (Peres-Filho *et al.*, 2005; Dorval *et al.*, 2007) verificaram a presença destes insetos utilizando as armadilhas etanólicas. O presente estudo revela portanto, que estes insetos podem também ser amostrados nas armadilhas de queda do tipo *pitfall*. Os coleópteros da família Staphylinidae foram constantes e dominantes nas áreas de floresta e nas de regeneração inicial, porém, nas demais áreas com técnicas nucleadoras, apresentaram baixa frequência (Figura 7), embora tenham apresentado abundância relativa acima de 1% para todas as áreas.

Na área de floresta nativa a maior frequência observada foi no verão de 2015 (Figura 8), com uma abundância relativa de 9,41%. Nas áreas com regeneração inicial a maior frequência também ocorreu no verão de 2015 (Figura 9), e a abundância relativa foi de 15,14%, não havendo correlação significativa destes insetos com nenhuma das variáveis meteorológicas testadas nos ambientes de floresta e regeneração. Os dados de frequência ao ser submetidos a análise estatística (Tabela 5) demonstraram não haver diferenças significativas entre as áreas de floresta nativa e regeneração inicial quanto às frequências observadas, mas as áreas de floresta diferem significativamente das áreas em restauração. De acordo com Costa-Lima (1952), a família Staphylinidae apresenta hábitos saprófagos, fungívoros e fitófagos, mas habitualmente são predadores, demonstrando a necessidade de *habitats* mais conservados e complexos para sua nidificação (EISENHAUER *et al.*, 2008).

De acordo com Freitas *et al.* (2003), a maioria das espécies da família Staphylinidae habitam o ambiente da serapilheira, estando entre os mais importantes elementos da fauna do solo. Os resultados obtidos neste estudo corroboram os trabalhos de Anderson e Ashe, 2000, Garcia *et al.* (2001) e Fernandes *et al.* (2011), quanto à importância desta família como indicador biológico uma vez que foram constantes e dominantes nas áreas com maior complexidade e abundância vegetal, como o caso do ecossistema de floresta.

Os besouros da família Scarabaeidae foram constantes somente no ambiente floresta nativa, porém com baixa abundância relativa 1,01%, na regeneração inicial foram classificados como acessórios apresentando abundância relativa de 1,04% e classificados como acidentais nas técnicas de poleiros artificiais e transposição de galharias, não sendo



amostrados na área de rugosidades no solo (Figura 6). Embora tenham registrado baixa frequência durante o período amostral em todas as áreas, a importância ecológica deste grupo não pode ser ignorada, pois desempenham importantes funções no equilíbrio ambiental.

De acordo com Milhomen *et al.* (2003) alguns insetos desta família são detritívoros, auxiliando na remoção e reingresso da matéria orgânica no ciclo de nutrientes. Há também exemplares que são polinizadores (Casari e Ide, 2012), sendo a polinização um acontecimento essencial para a propagação de muitas espécies. Devido a grande variabilidade de hábitos da Superfamília Scarabaeoidea, Otavo *et al.* (2013), em estudo na Amazônia, afirmam que os besouros pertencentes a este grupo não podem ser usados como único elemento bioindicador de impacto. Por outro lado, algumas espécies da família Scarabaeidae são também consideradas indicadores biológicos, sendo o grupo mais estudado como bioindicador da ordem Coleoptera (GARDNER *et al.* 2008; VIEIRA; MENDEL, 2002).

No presente estudo, foi possível constatar a presença dos Scarabaeidae nos ambientes mais preservados, seja pela diversidade de grupos vegetais, seja pela densidade de indivíduos (Figura 7) maior quantidade e diversidade de espécies arbóreas, maior quantidade de serapilheira e conseqüentemente maior quantidade de matéria orgânica, assim como também mais espécies a serem polinizadas, ambas características relacionadas com os insetos da família Scarabaeidae.

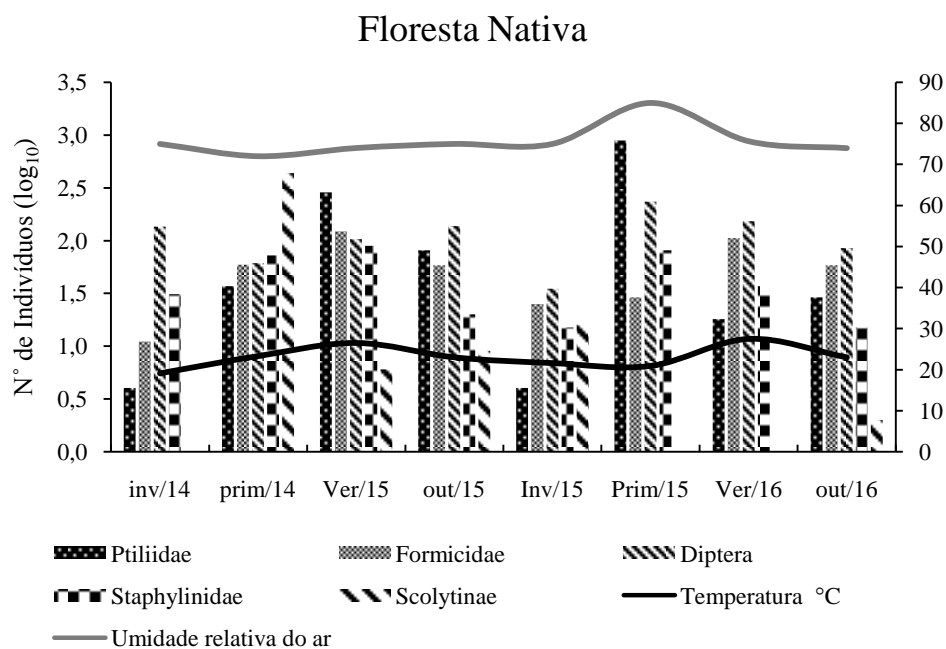


Figura 8. Flutuação populacional ao longo das estações, dos principais taxa presentes nas áreas de floresta, associada à temperatura e umidade relativa do arno Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

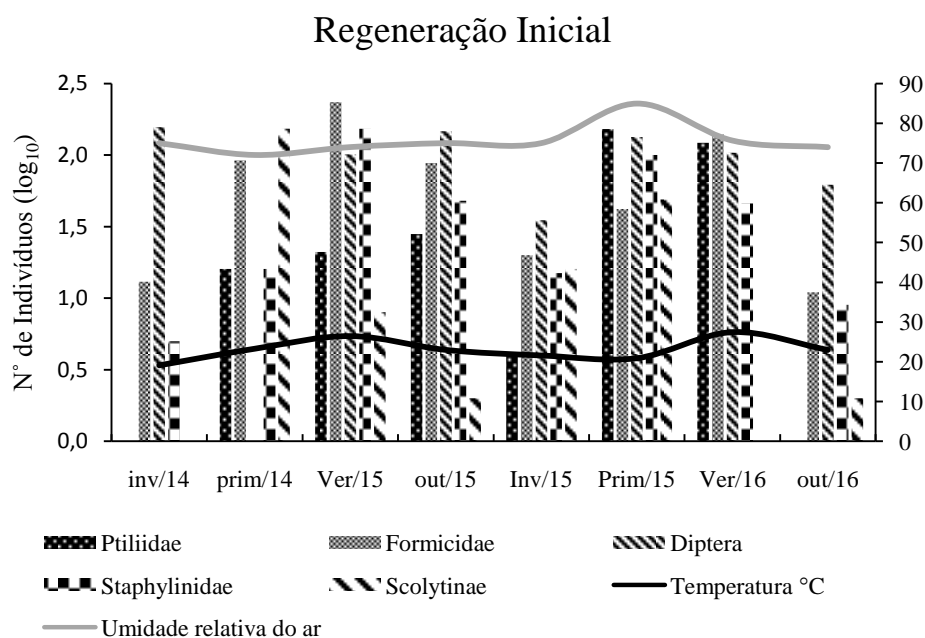


Figura 9. Flutuação populacional ao longo das estações, dos principais taxa presentes nas áreas de regeneração inicial associada à temperatura e umidade relativa do ar, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

As cigarrinhas da família Cicadellidae foram constantes em todas as áreas, exceto nas áreas de floresta nativa, onde foram classificadas como acessórias, com uma abundância relativa de 0,1%. Estes insetos foram dominantes nas áreas das técnicas de restauro transposição de galharias e rugosidades no solo, com abundância relativa de 4,0 e 4,6%, respectivamente. A maior frequência ocorreu na primavera de 2014, tanto para a área com galharias como para a área com rugosidades (Figuras 10 e 11), havendo diferença significativa entre a área de transposição de galharias e as outras áreas (Tabela 5). Na área de poleiros artificiais a abundância relativa das cigarrinhas foi de 3,61%, sendo que a maior frequência observada ocorreu no outono de 2016 (Figura 7). A variável meteorológica, temperatura, influenciou de maneira significativa ( $R = -0,91$ ), na ocorrência das cigarrinhas da família Cicadellidae, apresentando correlação negativa, pois com a diminuição da temperatura, ocorreu o aumento do número de indivíduos.

Os representantes de Cicadellidae praticamente não ocorreram na área da floresta nativa, pois foram verificados somente quatro (04) indivíduos durante todo o período amostral. Segundo Grazia *et al.*, (2012), os insetos desta família são encontrados em áreas mais abertas, como áreas de pastagens ou em presença de arbustos, ou por habitats com vegetações mais baixas e, por serem fitófagos, ocorrem com maior frequência nas áreas com presença de capim (RAFAEL *et al.*, 2012).

De acordo com Zanol e Menezes (1982), as gramíneas são suas principais plantas hospedeiras, e isso explica sua representabilidade nas áreas das técnicas de restauração, onde ainda existe grande quantidade desse tipo de vegetação. Entretanto, com o avanço do processo de restauro é esperado que a população das cigarrinhas deste grupo sofra declínio em sua população, uma vez que as gramíneas gradativamente desaparecerão, dando espaço às plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas.

A maior frequência das formigas ocorreu na técnica de transposição de galharias na primavera de 2015. Neste ambiente, as formigas apresentaram correlação positiva com a temperatura, ou seja, conforme ocorreu o aumento dessa variável meteorológica, o número de indivíduos amostrados também aumentou e vice-versa (Figura 10). Embora a maior frequência assim como também as maiores abundâncias tenham ocorrido nas áreas com técnicas de nucleação ou sobrestauração, as formigas estiveram presentes em todas as áreas deste estudo (Figura 6).

A maior abundância relativa ocorreu na área de galharias com 60,32% e a menor no ambiente floresta com 12,20%. Estes insetos possuem importante desempenho junto à

serapilheira, atuando na ciclagem de nutrientes, no controle da população de outros invertebrados, dispersando sementes e algumas famílias são úteis na avaliação do estado de conservação de um ambiente, uma vez que são consideradas indicadores ecológicos (Wink *et al.*, 2005), um exemplo são as generalistas da subfamília Myrmicinae que têm preferência por lugares menos antropizados (KING *et al.*, 1998).

Entretanto, Vicente *et al.* (2010) chamam atenção no que se refere a estudos de abundância para as formigas, já que, de acordo com estes autores, grupos de insetos sociais podem levar a uma análise equivocada da realidade local. Para Nunes *et al.* (2012), as formigas parecem desenvolver resistência quando submetidas ao processo de degradação do solo, neste sentido, é importante destacar que, em virtude de sua presença em todos os ambientes neste estudo, elas também foram abundantes, constantes e dominantes nas áreas de floresta e regeneração inicial.

Sendo assim, esses insetos não indicaram claramente as alterações ambientais nas áreas estudadas, não apontando o estado de conservação ou de degradação dos ambientes amostrados, sendo necessária a determinação da riqueza de espécies deste grupo para uma conclusão adequada.

Segundo Neves *et al.*(2011) para usar as formigas como bioindicadores é necessária uma análise detalhada, não sendo possível estudar os impactos ambientais ou um efeito de regeneração se baseando em apenas a contagem do número de indivíduos. Freitas *et al.* (2003) ressaltam que por respostas opostas de determinados grupos de formigas em alguns estudos, as mesmas mostram o quão complexos podem ser os efeitos da fragmentação de habitats nas florestas tropicais.

## Transposição de Galharias

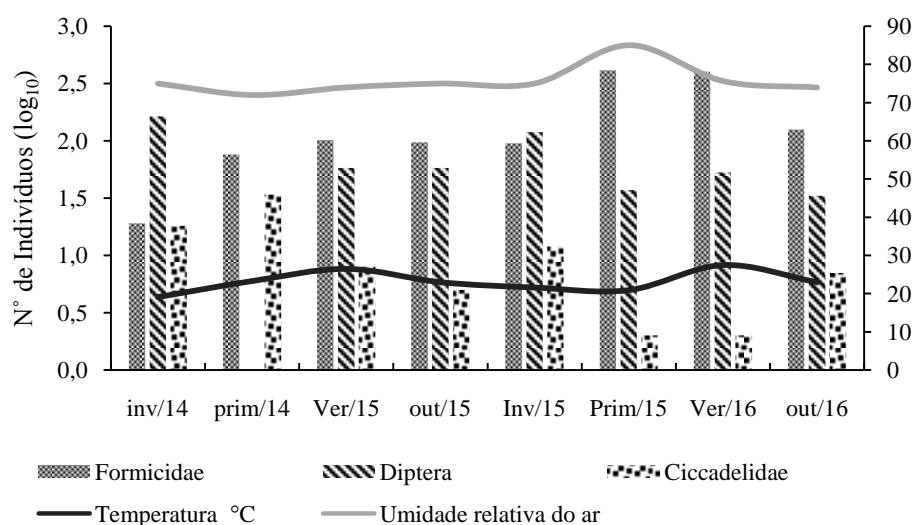


Figura 10. Flutuação populacional dos principais *taxa* presentes na área de transposição de galharias, associada à temperatura e umidade relativa do ar nas estações no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Os insetos da ordem Diptera apresentaram a maior frequência nas áreas de floresta, na primavera de 2015, não havendo correlação significativa para estes insetos com as variáveis temperatura e umidade relativa do ar. Houve diferença significativa nas frequências observadas entre o ambiente floresta e as áreas de rugosidades e poleiros (Tabela 5). A alta frequência destes insetos, na primavera, pode ter sido influenciada pela floração de algumas espécies presentes nestas áreas, haja vista a alta diversidade vegetal se comparada aos outros ambientes amostrados, conseqüentemente maior concentração de matéria orgânica

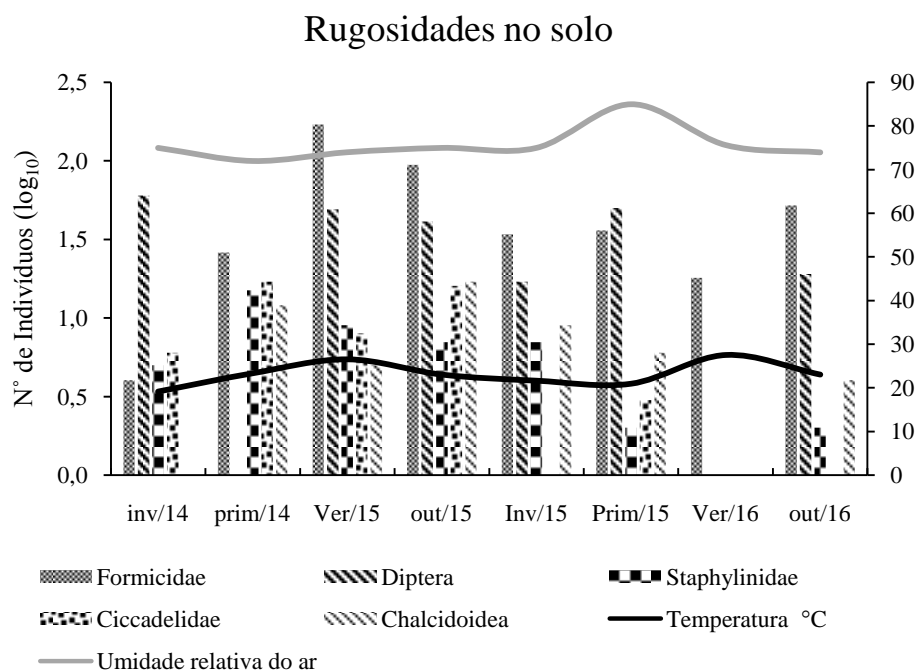


Figura 11. Flutuação populacional dos principais *taxa* presentes na área com rugosidades no solo, associada à temperatura e umidade relativa do ar, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Ainda que os Diptera tenham apresentado maior frequência nas áreas de floresta, a maior abundância relativa foi verificada na área de regeneração inicial, ou seja, foram mais abundantes nas áreas onde houve maior densidade de indivíduos arbóreos classificados no grupo ecológico das pioneiras que pela composição das espécies vegetais, estavam em processo de floração naquele período. Isso provavelmente se deve pela diversidade de hábito deste grupo, ocorrendo com maior frequência em lugares com maior matéria orgânica em decomposição, onde se alimentam e se reproduzem (Rafaelet *et al.*, 2012). Por outro lado, conhecer as espécies de dípteros e analisar sua ocorrência em diferentes ambientes é de grande relevância, uma vez que, segundo Gadelha *et al.* (2009), algumas espécies da família Calliphoridae são encontradas somente em áreas preservadas da Mata Atlântica.

Já os insetos da família Syrphidae não ocorrem em áreas degradadas, isto porque este grupo possui elevada exigência de qualidade de serapilheira e umidade para sua sobrevivência (Frouz, 1999). Neste estudo, foi possível realizar a identificação apenas de duas famílias desta ordem, Sciaridae e Culicidae, sendo a primeira verificada somente na área da floresta e a segunda na área de rugosidades do solo. Segundo Buchs *et al.* (2003), os representantes da família Sciaridae apresentam sensibilidade à áreas que sofreram intenso uso de produtos químicos no solo como agrotóxicos e fertilizantes, como agroquímicos e fertilizantes, sendo

portanto, coerente a presença dos mesmos na área de floresta, uma vez que as outras áreas amostradas foram pastagens ou agricultura.

A superfamília Chalcidoidea foi constante em todas as áreas com exceção das áreas com poleiros. Embora constantes na maioria das áreas, estes himenópteros registraram baixa frequência, não sendo, portanto, dominantes em nenhuma das áreas amostrais, não havendo também diferença significativa entre as áreas quanto às frequências amostradas. Entretanto, a maior frequência foi verificada na área de rugosidades, onde apresentou abundância relativa de 4,91%, seguida da área de poleiros com abundância de 2,12%. Houve correlação significativa dos representantes desta superfamília com a umidade relativa do ar na área de regeneração natural ( $R=0,90$ ), demonstrando preferência por umidade relativa entre 70 a 80%. Em nenhuma das demais áreas ocorreu correlação significativa com as variáveis meteorológicas testadas. Os Chalcidoidea são parasitóides (Hanson e Gauld, 1995), sendo assim, desempenham importante função no equilíbrio de populações de insetos, as maiores abundâncias retratam a maior disponibilidade de hospedeiros deste grupo, que devido às áreas de ocorrência, tendem a serem os indivíduos da família Cicadellidae.

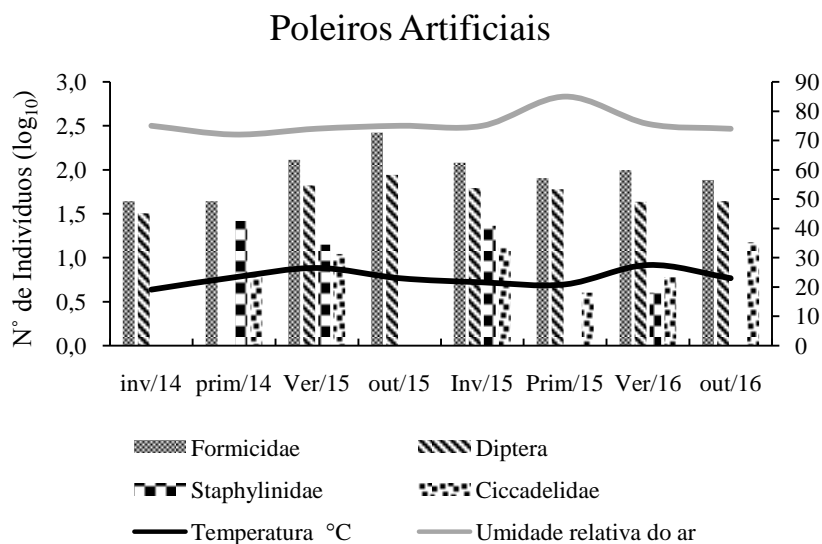


Figura 12. Flutuação populacional dos principais *taxa* presentes na área de poleiros artificiais, associada à temperatura e umidade relativa do ar, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Buscando peculiaridades em cada ambiente, tendo a floresta como referência, foram analisados separadamente os 11 grupos, que foram classificados como constantes, e os 11 grupos, que foram classificados como acessórios, e acidentais. Dentre os grupos constantes

verificou-se haver diferença significativa quanto às frequências observadas entre as diferentes áreas para as famílias Ptiliidae e Staphylinidae (Coleoptera), Cicadellidae (Hemiptera) e os insetos da ordem Diptera (Tabela 5).

Tabela 5. Frequência total de indivíduos classificados como constantes, coletados por área,  $\pm$  máximo e mínimo de indivíduos e desvio padrão coletados por área, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Táxon	Floresta Nativa		Regeneração inicial		Transposição de Galharias		Rugosidades no solo		Poleiros Artificiais	
	Total	Índ.	Total	Índ.	Total	Índ.	Total	Índ.	Total	Índ.
Ptiliidae	1347a	889 $\pm$ 4	343a	152 $\pm$ 0	16b	10 $\pm$ 0	16b	6 $\pm$ 1b	10b	7 $\pm$ 3
Formicidae	467a	122 $\pm$ 11	640a	234 $\pm$ 13	1326a	412 $\pm$ 19	434a+	170 $\pm$ 40	856b	264 $\pm$ 44
Diptera	941a	233 $\pm$ 35	740a	157 $\pm$ 0	521a	163 $\pm$ 0	236b	60 $\pm$ 19	394b	87 $\pm$ 28
Staphylinidae	360a	89 $\pm$ 15	392a	153 $\pm$ 50	45b	18 $\pm$ 1	47a	15 $\pm$ 2	68a	26 $\pm$ 1
Cicadellidae	4a	2 $\pm$ 1	34a	16 $\pm$ 1	88b	34 $\pm$ 2	50a	17 $\pm$ 3	56a	15 $\pm$ 1
Cercopidae	-	-	19a	9 $\pm$ 1	32a	11 $\pm$ 2	35a	13 $\pm$ 1	10a	5,00 $\pm$ 1
Scarabaeidae	39a	18 $\pm$ 2	27a	16 $\pm$ 1	-	-	-	-	03a	2,0 $\pm$ 1
Aphididae	-	-	12a	5 $\pm$ 1	50a	31 $\pm$ 1	37a	13 $\pm$ 2	39a	19 $\pm$ 3
Chalcidoidea	47a	20 $\pm$ 2	33a	11 $\pm$ 1	36a	6 $\pm$ 2	53a	17 $\pm$ 4	33a	12 $\pm$ 2
Curculionidae (Scolytinae)	467a	434 $\pm$ 2	230a	153 $\pm$ 2	27a	22 $\pm$ 1	22a	10 $\pm$ 1	17a	10 $\pm$ 2

Totais seguidos de mesma letra, na mesma linha, não diferem entre si pelo teste de Kruskal Wallis ( $P < 0,05$ ) com pos-test e *post-hoc* de Dunnet's ( $P < 0,05$ ) tendo o ambiente floresta como referência.

Dentre os grupos classificados como acessórios e acidentais não houve diferença significativa nas frequências observadas de nenhum dos grupos amostrados para nenhuma das áreas estudadas, apresentando abundância relativa menor que 1%.

#### 4. CONCLUSÕES

- As áreas de floresta nativa detêm a maior riqueza entre os grupos taxonômicos da flora e da entomofauna.
- A ordem Coleoptera é a mais frequente e com maior riqueza.
- A família Formicidae e a ordem Diptera são os grupos constantes e dominantes.
- A área de floresta nativa é superior quanto à quantidade de indivíduos capturados e a composição da entomofauna.



- As famílias Ptiliidae e Staphylinidae são consideradas bioindicadores da qualidade ambiental para as áreas de floresta nativa no Faxinal do Bepe - PNSI.
- As variáveis temperatura, precipitação e umidade relativa do ar não influenciam significativamente a flutuação populacional dos grupos considerados bioindicadores.
- As áreas em restauração apresentam entomofauna característica de áreas antropizadas.
- A utilização e determinação da entomofauna, em nível de ordens e famílias, na avaliação do processo de restauração é viável para alguns grupos, não sendo para as famílias Formicidae e Scarabaeidae.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, R.S.; ASHE, J.S. Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forest in Honduras, Central America (Coleoptera; Staphylinidae, Curculionidae). **Biodiversity and Conservation**, [S.l.], 9: p. 617-653,2000.

AUMOND, J.J.; LOCH, C.; COMIN J.J. Arbordagem sistêmica e uso de modelos para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, [S.l.], 36(6): p. 1099-1118, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí Brasília. Ministério do Meio Ambiente**, 2009, p.

BUCHS, W. et. al. Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. **Agriculture Ecosystems and Environment**, [S.l.], p.99-123, 2003.

CAIAFA, A.N.; MARTINS, F.R. Forms of rarity of tree species in the Southern Brazilian Atlantic rain forest. **Biodiversity and Conservation**, [S.l.], p. 2597-2618, 2010.

CARVALHO, R.S.; PEREIRA, K.S. Entomofauna do solo de Mata primária Atlântica como padrão indicador de qualidade dos ecossistemas. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2012, 204 p.

CASARI, S.A.; IDE, S. Coleoptera. In Rafael JÁ, Melo GAR, Carvalho, CJB, Casari, A.S.; Constantino R, editores. **Insetos do Brasil: Diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos, p. 490-502, 2012.

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

COSTA LIMA, A. **Insetos do Brasil** - Série Didática. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Agronomia, p. 58-61, 1952.

COTTAM, G.; CURTIS, J.T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, [S.l.], 37(3): p. 451-460,1956.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Petrópolis: Vozes, 1983, 472.

DIAGNÓSTICO PRÉVIO RESTAURAR. **Projeto Restaurar – Relatório Técnico**. FURB/BNDES. Blumenau, 2013.

DORVAL, A.; PERES FILHO, O.; MARQUES, E. N.; MOURA, R. G. Coleópteros em plantios de *Eucalyptus citriodora* e *Eucalyptus urophylla* em Cuiabá, Estado de Mato Grosso. *Revista da Agricultura*. PiracicabaSP, v. 82, p. 254-268, 2007.

EISENHAUER, N.; MILCU, A.; SABAIS, C.W.; SCHEU, S. Animal Ecosystem Engineers Modulate the Diversity-Invasibility Relationship. **PLoS ONE**, 3(10): p. 1-8, 2008.

FELFILI, J.M. et al. **Análise multivariada**: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: Felfili JM. et. al. **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de casos. Viçosa: UFV, 2011, 651 p.

FERNANDES, F.S.; ALVES S.S. SANTOS, H.F; Staphylinidae e Silphidae (Coleoptera) como potenciais famílias bioindicadoras de qualidade ambiental. **Revista Eletrônica TECCEN**, 4(3): p. 17-32,2011.

FREITAS, A.V.L.; FRANCINI, R.B.; BROWN, K.S. **Insetos como Indicadores ambientais**. In: Cullen Jr L, Rudran R, Valladares Padua, C, organizadores. **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: UFPR, p.125-151,2003.

FROUZ, J. **Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators**: a review of ecological requirements and response to disturbance. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.l.],p. 167–186,1999.

GARCIA, R.I.; ARMBRECHT, I.; CHACÓN, P. Staphylinidae (Coleoptea): Composición y Mirmecofilia en bosques secos relictuales de Colombia. **Folia Entomológica Mexicana**, México, 40(1): p.1-10,2001.

GARDNER, T.A.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.], p. 883-893, 2008.

GONÇALVES, F. G.; CARVALHO, A. G. de.; CARDOSO, W. V. M.; RODRIGUES, C. S. Coleópteros broqueadores de madeira em ambiente natural de Mata Atlântica e em plantio de eucalipto. **Pesq. flor. bras.**, Colombo, v. 34, n. 79, p. 245-250, 2014.

GRAZIA, J. FERNANDES, J.A.M.; **Hemiptera**. In: Rafael JÁ. Et. al. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos, 2012, 796 p.

HANSON, P.E.; GAULD, I.D. **The Hymenoptera of Costa Rica**. Oxford: Oxford University Press, 1995, 893 p.

KING, J.R.; ANDERSEN, A.N.; CUTTER, A.D. **Ants as bioindicators of habitat disturbance**: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. **Biodiversity and Conservation**, [S.l.], v.7, p. 1627-1638, 1998.

LOPES, M.C.; SILVA, G.C.; ANTUNES, N.T.B. Temporal variation of soil entomofauna from an urban forest fragment in southern Brazil. **Revista Acta Scientiarum**, [S.l.], 37(1): p. 51-57, 2015.

LOUZADA, J.N.C. **Insetos detritívoros**. In: Panizzi AR; Parra JRP. **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas**. São Paulo: Manole, 2009, 359 p.

LOUZADA, J.N.C.; ZANETTI, R. Bioindicadores de Impactos Ambientais. In: Moreira FMS, Cares JE, Zanetti R, Sturmer SL. **O Ecossistema Solo**. Lavras: UFLA, p. 325-340, 2013.

MARINONI, R.C.; GANHO, N.G. A fauna de Coleoptera em áreas com diferentes condições florísticas 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**, [S.l.], 20(4): p. 737-744, 2003.

MILHOMEM, M.S.; VAZ-DE-MELLO, F.; DINIZ, I.R. Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S.l.], 38(11): p. 1249-1256, 2003.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S.l.], p.845-853, 2000.

NEVES, F. S.; RESENDE, F. M.; FERNADES, G. W. Serviços ecossistêmicos fornecidos pelos insetos. **MG Biota**, Belo Horizonte, v. 4, n. 4, out./nov. p. 81-86 2011.

NUNES, L.A.P.L.et. al. Caracterização da fauna edáfica em sistemas de manejo para produção de forragens no Estado do Piauí. **R. Ci. Agron.**, [S.l.], p. 30-37, 2012.

OTAVO, S.E.; PARRADO-ROSSELLI, A.; NORIEGA, J.A. Superfamília Scarabaeoidea (Insecta: Coleoptera) como elemento bioindicador de perturbação antropogénica em um parque nacional amazônico. **Revista de Biologia Tropical**, [S.l.], p. 735-752, 2013.

PERES-FILHO, O.; DORVAL A.; SIQUEIRA S. A.; BERTI-FILHO E. Levantamento de coleópteros em plantios de Eucalyptus spp. em Rondonópolis, estado de Mato Grosso. **Revista da Agricultura**. Piracicaba-SP v. 80, n. 2, p. 213-227, 2005.

RABINOWITZ, D.; CAIRNS, S.; DILLON, T. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In: Soulé ME, editor. **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer Associates., p.182-204, 1986.

RAFAEL, J.A. et al. **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos, 2012, 169 p.

REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. A nucleação como ferramenta para restauração ambiental. **In Anais do seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas**, São Paulo: Instituto de Botânica, p. 32-39, 2003.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares**. In Rodrigues RR, Leitão Filho HF, organizadores. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, v. 1 p.235-247, 2004.

SAKAGAMI, S.F.; LAROCA, S. Relative abundance, phenology and flower visits of Apid bees in eastern Paraná, southern Brazil. **Koniyu**, [S.l.],p. 217-230,1971.

SEVEGNANI, L. **Vegetação da Bacia do Rio Itajaí em Santa Catarina**. In: SCHÄFFER, W. B., PROCHNOW, M. (Org.) **A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília: APREMAVI, p. 85-102, 2002.

SILVEIRA NETO, S. **Levantamento de insetos e flutuação da população de pragas da ordem Lepidoptera com o uso de armadilhas luminosas em diversas regiões do estado de São Paulo**. 183 f. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1972.

VICENTE, N.M.F. Fauna Edáfica Auxiliando a Recuperação de Áreas Degradadas do Córrego Brejaúba, MG. **Floresta e Ambiente**, [S.l.], V.17, N.2, p. 104 – 110, 2010.

VIEIRA, LM. and MENDEL, SM., 2002. **Riqueza de artrópodes relacionada à complexidade estrutural da vegetação: uma comparação entre métodos**. In VENTICIQUE, E. and HOPKINS, M. (Eds.). *Ecologia de campo: curso de campo*. Campo Grande: UFMS.

WINK, C.GUEDES, J.V.C., F. CK & R. A.P (2005) Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, p.60-71, 2005.

WOOD, S.L. **Bark and Ambrosia Beetle of South America (Coleoptera: Scolytidae)**. Utah: Brigham Young University, 2007, 900 p.

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, 24 p.

ZANOL, K.M.R; MENEZES M. Lista preliminar dos cicadelídeos (Homoptera, Cicadellidae) do Brasil. **Iheringia sér Zool**, [S.l.], p. 61-65,1982.

## **CAPÍTULO II:**

### **AVALIAÇÃO DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA ATRAVÉS DE DIFERENTES ÍNDICES ECOLÓGICOS EM ÁREAS SOB PROCESSO DE**

# RESTAURAÇÃO UTILIZANDO DIFERENTES TÉCNICAS NUCLEADORAS NA MATA ATLÂNTICA

## RESUMO

A Unidade de Conservação Parque Nacional da Serra do Itajaí, possui 57.374 ha com grande importância dentro do Bioma Mata Atlântica, entretanto, apesar da sua extensa área preservada há dentro do parque mais de 1.453 ha de área em avançado estágio de degradação ambiental. O projeto Restaurar vem atuando em 300 hectares dentro do Parque entre os anos de 2013 a 2017. As coletas da entomofauna ocorreram de agosto de 2014 até agosto de 2016, e foram realizadas por estação do ano, totalizando 8 (oito) coletas. A caracterização das comunidades encontradas foi feita pelos seguintes índices ecológicos: estimativa de riqueza, diversidade, equitabilidade, similaridade, além de espécies indicadoras, índice de mudança, análise de agrupamento da composição química da serapilheira e entomofauna edáfica. Foram coletados 11.239 insetos. A estimativa do número total de *taxa* nos diferentes ambientes estudados indicam que a riqueza esperada foi sempre superior ao valor real encontrado. O índice de Shannon aponta a área de rugosidade como a mais diversa ( $H' = 2,01$ ), e a menos diversa a galharia (0,596). Verificou diferença estatística significativa na diversidade da floresta nativa com as áreas de transposição de galharias e poleiros artificiais. A maior similaridade qualitativa foi observada entre floresta nativa e regeneração inicial. Para Análise de Espécies Indicadoras, o destaque foi para a família Silphidae (Coleoptera) que apresentou o maior Valor Indicador. A maioria dos grupos taxonômicos ainda apresenta-se com extrema inibição nos ambientes estudados. Na Análise Canônica de Redundância, as parcelas diferiram conforme a variação nas variáveis químicas da serapilheira. Os resultados verificados nas áreas das técnicas de restauração utilizadas são influenciados pela qualidade nutricional da serapilheira. Dentre as técnicas de restauração, os resultados dos índices verificados apontam a técnica de rugosidades no solo com os melhores valores.

**Palavras-chaves:** Índices faunísticos, conservação, Mata Atlântica

## **ABSTRACT**

The Atlantic Forest Biome covers 12.5% of its coverage. The Conservation Unit National Park of Serra do Itajaí, has 57.374 ha with great importance within the Atlantic Forest Biome, however, despite its extensive area preserved within the park more than 1,453 ha of the area in advanced stage of environmental degradation. The Restor project has been working on 500 hectares within the Park between the years of 2013 to 2017. As collections of the entomofauna occurred from August 2014 until August 2016, the following steps were carried out: totaling 8 (eight) collections. A characterization of the communities found was made by the following ecological indexes: wealth estimation, diversity, equity, similarity, besides species indicators, index of change, clustering analysis of litter chemistry and edaphic entomofauna. A total of 11,239 insects were collected. The estimate of the total number of taxa in the different environments studied indicates that an expected richness was always higher. The Shannon index indicates a roughness area as the most diverse ( $H' = 2.01$ ), and to less diverse the galleries (0.596). The Mann-Whitney test verified significant statistics on forest diversity as galleries and perches. A higher qualitative similarity was observed between forest and regeneration. For Analysis of Indicating Species, the highlight was a Silphidae (Coleoptera) family that presented the highest Indicator Value. Most taxonomic groups still present with extreme inhibition in the studied environments. In the Canonical Analysis of Redundancy, as plots differed according to the variation in the chemical variables of litter. The results verified in the areas of restoration techniques are influenced by the nutritional quality of litter. Among the restoration techniques, the results of the verified indices point to a technique of soilless roughness with the best values.

**Keywords:** Faunistic indexes, conservation, Atlantic Forest

## 1. INTRODUÇÃO

A exploração dos recursos naturais ocasionou uma significativa redução e eliminação de *habitats* florestais, ameaçando, no caso brasileiro, a conservação dos vários biomas, especialmente os ecossistemas associados ao Domínio Mata Atlântica, comprometendo a biodiversidade. O Bioma Mata Atlântica atualmente se restringe a 12,5% da sua cobertura (S.O.S Mata Atlântica, 2016). Nas últimas décadas foram desenvolvidas e implementadas diferentes estratégias visando preservar esse bioma, considerado um *hotspots* (MYERS *et al.*, 2000).

A Unidade de Conservação Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), possui 57.374 ha com grande importância dentro do Bioma Mata Atlântica, entretanto, apesar da sua extensa área preservada há dentro do parque mais de 1.453 ha de área em avançado estágio de degradação ambiental. O projeto Restaurar vem atuando em 500 hectares dos 1.453 ha de áreas degradadas dentro do Parque entre os anos de 2013 a 2017. Foram implantadas sete diferentes técnicas de nucleação, plantios, além da amostragem de todos os níveis de fauna.

Nos trabalhos de restauração de ecossistemas degradados com o uso de diversas técnicas, é interessante que estas áreas sejam monitoradas com indicadores capazes de



informar as alterações ocorridas nestes ambientes (Rodrigues e Gandolfi, 2004). Ainda são poucas as pesquisas no Brasil com avaliações da entomofauna de serapilheira em resposta às técnicas de restauração de áreas degradadas. Alguns trabalhos relatam a influência do manejo do solo (Baretta *et al.*, 2006), da cobertura vegetal (Moço *et al.*, 2005) e dos sistemas de preparo, sobre a fauna edáfica (Cividanes, 2002). Outros chamam a atenção para a importância da interação planta-animal nos trabalhos de restauração (REIS *et al.*, 1999).

Por serem extremamente sensíveis às mudanças ocorridas no ambiente e por estarem sempre presentes, os insetos são fidedignos como indicadores ambientais (Winkler *et al.*, 2005). Para Brown (1997), os insetos fornecem os mais numerosos e precisos indicadores da riqueza e saúde ambiental. São fiéis em acusar qualquer modificação de estrutura, diminuição de fluxo de energia, ou restrição de recursos. Por possuir demasiada mobilidade e também pelo seu curto ciclo de vida, os insetos são ágeis em expressar conversões de degradação, regeneração ou restauração dos ambientes. Para Leitão-Lima (2002) em ecossistemas que sofreram exaustivo processo de degradação, é possível verificar a existência da sucessão de organismos que estão presentes nas diferentes fases da recuperação destes ambientes. Para a autora os insetos representam importância para o estabelecimento de estratégias de restauração de áreas degradadas.

Os insetos edáficos são responsáveis por diversos serviços fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas. Eles realizam a ciclagem de nutrientes, auxiliam na decomposição da matéria orgânica, no controle das populações de microrganismo e de plantas, polinização e dispersão de sementes. De modo geral, a alteração da abundância, diversidade e composição da entomofauna mede a perturbação do ambiente do solo (Neves *et al.*, 2011; Brown, 1997). Assim como o uso de outras análises como medida de riqueza, análise de grupos indicadores, índice de mudança e a composição química da serapilheira são instrumentos essenciais para compreender melhor a entomofauna de serapilheira em áreas sob processo de restauração ambiental. Diante de tais pressupostos, este trabalho tem como objetivo avaliar através de diferentes índices ecológicos a entomofauna edáfica em áreas sob processo de restauração no Parque Nacional Serra do Itajaí, no estado de Santa Catarina.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Histórico da Área

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral localizada na região do Vale do Itajaí, no Estado de Santa Catarina. A área apresenta elevado grau de antropização devido à conversão da floresta nativa em áreas de pastagem e agricultura há cerca de 40 anos (Brasil, 2009a) e desde 2014 passa pelo processo de restauração ecológica através da implantação de diferentes técnicas de nucleação e plantios de mudas nativas.

Para a realização deste estudo foram selecionadas 5 (cinco) áreas amostrais: uma área de floresta nativa coordenadas geográficas UTM (22J 679070 7000698); regeneração natural em estágio inicial (22J 678854 7000477) e 3 áreas com uso do solo classificadas como pastagens onde foram instaladas 3 técnicas nucleadoras distintas: rugosidades no solo (22J 677537 6999504); poleiros artificiais (22J 677702 6999104) e transposição de galharias (22J 677798 6999301). Sendo que as coordenadas são apenas para referenciar a área, uma vez que a disposição dos transectos ocorreu de forma aleatória dentro das áreas estudadas.

## 2.2 Amostragem

As coletas da entomofauna edáfica ocorreram de agosto de 2014 até agosto de 2016, e foram realizadas por estação do ano, totalizando oito coletas. Para as coletas foram instalados transectos de 100 (cem) metros nas áreas que haviam sido implantadas três diferentes técnicas nucleadoras de restauração e também nas áreas de floresta nativa e de regeneração natural, totalizando cinco. A instalação dos transectos com as armadilhas ocorreu na segunda quinzena do segundo mês da estação e cada um ficou em campo durante três noites. Em cada transecto foram instaladas 5 armadilhas do tipo *pitfall*, as quais ficavam abertas, ao nível do solo e preenchidas principalmente com água, álcool 70% e detergente biodegradável, dispostas a cada 20 (vinte) metros uma da outra. Os transectos tiveram as seguintes distribuições por coleta:

- 1 transecto para a área de floresta nativa- referência;
- 1 transecto em transposição de galharia – técnica nucleadora;
- 1 transecto em área de rugosidades no solo – técnica nucleadora;
- 1 transecto em área de poleiros artificiais – técnica nucleadora;
- 1 transecto em área de regeneração natural em estágio inicial.

Os insetos oriundos de cada *pitfall* foram armazenados em recipientes individualizados e identificados por área e data de coleta e encaminhados ao LAMPF (Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal da Universidade Regional de Blumenau) onde foram triados, quantificados e identificados ao nível de Ordens e Famílias. Os insetos foram identificados por armadilha e por transecto de cada área estudada, utilizando as descrições feitas por Rafael *et al.* (2012) e Triplehorn e Johnson (2011). Após a identificação, os insetos foram incorporados a uma coleção entomológica relativa ao projeto Restaurar.

### **2.3 Descrição das áreas amostrais**

A técnica de rugosidades no solo está instalada em uma área de pastagem limpa, em encosta com dois hectares contínuos. A técnica consiste na criação de pequenas variações, concavidades no relevo, que aumentam a variabilidade de micro-habitat (Aumondet *al.*, 2012). Cada rugosidade possui dimensões de 0,4 metros de profundidade, 2,0 metros de comprimento e 0,3 metros de largura, distanciados 4 metros entre si, totalizando 625 unidades por hectare. A montante do ambiente de estudo existe um fragmento florestal com cerca de 0,5 hectare.

A técnica de nucleação de poleiros artificiais está instalada em áreas de pastagens declivosas, de forma não contínua, totalizando 12 hectares. 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.

A técnica de transposição de galharias foi instalada em uma área de pastagem de dois hectares contínuos e consistiu na instalação de módulos de galharias composta por restos vegetais que formam núcleos de biodiversidade, servindo de abrigo para diversas espécies de animais, ninhos e para alimentação, além de formar ambientes favoráveis para insetos decompositores (Reiset *al.*, 2003). Foram instalados 80 módulos por hectare, totalizando 160 módulos, distribuídos de forma equidistante com distância de aproximadamente 11 metros entre cada. Cada módulo ocupa uma área de aproximadamente 2 m x 2 m (4 m<sup>2</sup>), recobrendo uma área de 320 m<sup>2</sup> por hectare (3,2%) Para a formação das galharias foram utilizados troncos, galhos e ramos secos de espécies exóticas cortadas nas áreas do PNSI, principalmente

de indivíduos adultos de *Pinus* spp. ausentes de órgãos reprodutivos . Todo o material foi seco ao ambiente antes da instalação das galharias.

#### **2.4 Análises dos dados: Índices ecológicos**

A caracterização das comunidades encontradas foi feita pelos seguintes índices ecológicos: estimativa de riqueza, diversidade, equitabilidade, similaridade. Para o índice de diversidade foi aplicado teste Mann-Whitney.

Demais índices: espécies indicadoras, índice de mudança, análise de agrupamento da composição química da serapilheira e entomofauna edáfica.

Estimativas não paramétricas de riqueza de espécies.

Segundo Magurran (2011) a riqueza de espécies é o número de espécies presentes em uma comunidade ou região. Para a autora, a utilização de métodos para estimar a riqueza é uma forma de tornar os estudos biológicos comparáveis entre si e de subsidiar tomadas de decisões referentes à conservação. Os estimadores que se baseiam na riqueza das espécies raras fazem uso das quatro variáveis: singletons, doubletons, uniques e duplicates. Foram definidas espécies raras àquelas que tiveram um ou dois indivíduos coletados por localidade (*Singletons* e *Doubletons*), aquelas encontradas somente em uma amostra (*Uniques*) e aquelas encontradas em apenas duas amostras (*Duplicates*).

Para este estudo, a projeção da riqueza foi obtida por meio dos estimadores de riqueza Chao 1, Chao 2, Jackknife de primeira ordem, Ace, Ice e Bootstrap, calculados através do programa EstimateS Win 8.0 (Colwell, 2006). Estes métodos de análise foram escolhidos por serem destinados a analisar dados com diferentes distribuições de abundância (SANTOS, 2003).

Os estimadores Chao1 e Chao2 são baseados na abundância e utilizam a relação entre o número de *Singletons* e *Doubletons*.

O método Jackknife 1 estima a riqueza total utilizando o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (uniques).

O estimador Ace é baseado no conceito de abundância e utiliza para as estimativas de riqueza espécies com dez ou menos indivíduos por amostra, que não são *singletons*.

O estimador *Ice* é baseado em incidência, utilizando espécies encontradas em 10 ou menos amostras que não são *uniques*.

O método Bootstrap estima a riqueza total utilizando dados de todas as espécies, não se restringindo às espécies raras. É um estimador baseado também na incidência de espécies (SMITH e VAN, 1984; LEE; CHAO 1994).

Foram utilizados todos estes estimadores com o intuito de verificar qual é o mais indicado para o ambiente estudado utilizando diferentes técnicas de restauração. Segundo Palmer (1991) é interessante fazer o uso de vários estimadores para que desta forma seja possível saber qual deles é o que mais se adequa a realidade de determinados ambientes. Sendo, portanto, uma forma de contribuir para um melhor aprimoramento de estudos utilizando mais esta ferramenta na compreensão da entomofauna edáfica em áreas antropizadas ou não.

## **2.5 Desempenho dos estimadores de riqueza**

Uma vez calculado os estimadores de riqueza se faz necessário comparar a eficiência de cada um deles em relação aos valores observados em campo. Para tal, foi realizado o cálculo de duas variáveis: viés e precisão (Walther e Moore 2005). O estimador que obtiver melhor desempenho será aquele que apresentar menor valor nesses dois parâmetros.

## **2.6 Diversidade e equitabilidade**

A diversidade foi analisada através do índice de Shannon-Wiener. Esse índice de diversidade combina riqueza com uniformidade e atribui maior peso às famílias raras, representado pela fórmula  $H' = -\sum p_i * \ln p_i$ , onde  $H'$  = Índice de Shannon;  $p_i$  = proporção de indivíduos da  $i$ -ésima espécie;  $\ln$  = logaritmo de base neperiano ( $e$ );  $n_i$  = número de indivíduos amostrados para a espécie  $i$ ;  $N$  = número total de indivíduos amostrados (MAGURRAN, 2011).

O índice de equitabilidade ( $J'$ ) foi calculado segundo Pielou (1966):  $J' = H'/H_{max}$ , onde  $H'$  é o índice de Shannon-Wiener e  $H_{max}$  é o logaritmo neperiano ( $\ln$ ) do número total de famílias na amostra. Esse índice varia de 0 a 1 e verifica a uniformidade das capturas ao longo da amostragem (Magurran, 2011). A equitabilidade expressa a forma pela qual o

número de indivíduos se distribui entre as diferentes famílias, ou seja, indicando se as diferentes famílias apresentam abundância semelhantes ou não (Rodrigues, 2004). Utilizou-se o programa Past versão 5.0.

## **2.7 Similaridade**

A similaridade entre as populações de insetos nos diferentes pontos foi calculada através do Coeficiente de Jaccard, que é expresso pela equação  $J = X + Y Z / Z$ , sendo X = número de levantamentos com a família X; Y = número de levantamentos com as famílias Y, e Z = número de levantamentos contendo, simultaneamente, as duas famílias. Esse índice varia de 0 a 1 (Magurran e Mac Grill, 2011). Utilizou-se o programa Past versão 5.0.

## **2.8 Análise de Espécies Indicadoras (VI)**

Foi realizada a Análise de Espécies, para identificar as ordens/grupos que são indicadoras nas diferentes áreas coletadas. O VI foi calculado como proposto por Dufrêne e Legendre (1997) utilizando o PCORD (McCune e Mefford, 2011). Esta análise de espécies indicadoras emite um valor de 0 a 100%, em que zero equivale à não-indicação da espécie como indicador para determinado ambiente e 100 indica que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente. Foi então realizada uma análise estatística de significância usando o teste de Monte Carlo para determinar a significância estatística dos indicadores ( $p < 0,05$ ).

## **2.9 Índice de mudança (V)**

Para avaliar o processo de colonização da entomofauna edáfica nas diferentes técnicas de nucleação, foi utilizado o índice V de Wardle (1995). Proposto por Wardle e Parkinson (1991). A equação utilizada para este índice foi:

$$V = (2aR / aR + aM) - 1$$

Onde:

aR = Abundância da área em restauração.

aM = Abundância na floresta nativa

A área da floresta nativa foi considerada área sem manejo, enquanto as áreas das técnicas de restauração e regeneração natural foram consideradas como áreas manejadas. O

índice V varia de -1 a 1, com o valor 0 (zero) indicando abundâncias iguais (sem alteração) nostratamentos com ou sem manejo. Pela aplicação do índice foram estabelecidas categorias para expressar o grau de resposta aos manejos (Tabela 6).

Tabela 6. Categorias de inibição e estimulação dos grupos da entomofauna de serapilheira com base no índice V (Wadle e Parkinson, 1991).

<b>Categorias</b>	<b>Índice V</b>
Extrema inibição (EI)	$V < -0,67$
Inibição moderada (IM)	$-0,33 > V > -0,67$
Ligeira inibição (LI)	$0 > V > -0,33$
Ligeira estimulação (LE)	$0 < V < 0,33$
Estimulação moderada (EM)	$0,33 < V < 0,67$
Extrema estimulação (EE)	$V > 0,67$
Sem alteração (SAL)	$V = 0$

## 2.10 Análise de serapilheira

No mesmo local onde foram inseridos as *pitfalls*, na última coleta realizada, (inverno de 2016) foram coletadas amostras de serapilheira com auxílio de enxada e gabarito de metal com dimensões de 0,25 m de lado e a 0,10 m de profundidade. As amostras de serapilheira foram armazenadas em sacos plásticos, identificadas com etiquetas por área de coleta e transportadas para o Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Universidade Regional de Blumenau (FURB), onde individualizadas por área, foram acondicionadas em sacos de papel para secagem em estufa por 72h. Após secagem, as amostras de serapilheira foram moídas em moinho de facas do laboratório de engenharia ambiental da FURB e enviadas para o Laboratório de Química Agrícola da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Agrobiologia/Seropédica) para obtenção das seguintes variáveis químicas: teores de nitrogênio (N), lignina (Lg), polifenol (Po), cálcio (Ca), potássio (K), magnésio (Mg), fósforo (P), relação carbono/nitrogênio (C/N) elignina/polifenol/nitrogênio. Os procedimentos laboratoriais para determinação das variáveis químicas foram realizados de acordo com Nogueira e Souza (2005).

## 2.11 Análise dos dados (serapilheira)

A influência das variáveis químicas da serapilheira sobre a entomofauna foi analisada por meio da Análise Canônica de Redundância – RDA (Borcard *et al.*, 2011). Optou-se pelo uso da RDA porque essa técnica compõe modelos lineares e não utiliza a distância qui-quadrado, evitando os vieses gerados por outras técnicas multivariadas de análise direta de gradientes, como a análise de correspondência canônica–CCA (Legendre e Gallagher, 2001; Borcard *et al.*, 2011; Legendre e Legendre, 2012). Com a finalidade de identificar e remover as variáveis químicas colineares foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) no PC-ORD 6.0 (McCune e Mefford, 2011), seguindo as recomendações de Eisenlohr (2014). Após esse procedimento, as variáveis ambientais que permaneceram na análise foram teores de nitrogênio (N), relação carbono/nitrogênio (C/N), relação lignina/polifenol/nitrogênio (LIG/POL/N), cálcio (Ca), potássio (K) e fósforo (P).

Na matriz de presença e ausência foram removidas as famílias que apresentaram baixa frequência, pois essas contribuem pouco para a estrutura da comunidade e podem dificultar a análise dos dados (Legendre e Legendre, 2012). As famílias que ocorreram em apenas um ponto amostral foram consideradas como baixa frequência. Após esse procedimento, foi aplicada a transformação ‘Score Padronizado’ nas variáveis químicas, com o intuito de corrigir as diferenças entre as unidades de medida (Zar, 2010). Finalmente, foi processada uma RDA utilizando as matrizes de famílias (entomofauna) e variáveis químicas (padronizadas), de modo a investigar o efeito dessas variáveis na composição de famílias da entomofauna nas técnicas de restauração. A significância dos eixos de ordenação da RDA foi verificada por meio de 999 permutações de Monte Carlo (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

Calculou-se a relação carbono/nitrogênio (C/N) assim como também a relação lignina, polifenol e nitrogênio (LIG/POL/N). A fim de verificar a normalidade dos dados relativos aos macronutrientes, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Constatada a normalidade, aplicou-se o teste paramétrico Tukey para verificar se havia diferença dentre os teores químicos nas áreas estudadas. As análises foram realizadas utilizando o programa PAST, versão 3.04 (HAMMER *et al.*, 2001).

### **3. RESULTADO E DISCUSSÃO**

#### **3.1 Abundância e riqueza**

Durante o período de estudo, nas cinco diferentes áreas entre as estações do inverno de 2014 e outono de 2016 foram coletados 11.239 insetos. Considerando os dados totais por



unidade amostral, a maior abundância dos grupos taxonômicos foi verificada nas áreas de floresta nativa, que corresponderam a 34% do total das coletas. E nas áreas em regeneração (23%), com galharias (19%), com poleiros artificiais (14%) e a rugosidades no solo (10%).

Foi verificado um total de 56 grupos taxonômicos (56 famílias mais a ordem Diptera) durante o período de coleta. A riqueza taxonômica foi maior também na área de floresta nativa, com ocorrência de 40 grupos taxonômicos. Seguidas de regeneração (n=39), rugosidades no solo (n=35) poleiros artificiais (n=31) e galharia (n=21).

### **3.2 Estimador de riqueza**

Os valores observados de riquezas para as diferentes áreas foram considerados como os valores reais no cálculo dos estimadores, uma vez que não há levantamentos prévios da riqueza de entomofauna na área de estudo.

A riqueza observada na floresta foi de 40 grupos taxonômicos, dentre os estimadores avaliados, o que mais se aproximou da riqueza real foi Bootstrap, o qual estimou 47 grupos taxonômicos, porém ao avaliar o desempenho dos estimadores (Tabela 7), o que teve melhor desempenho na área de floresta foi o estimador ICE, o qual estimou 60 grupos taxonômicos, os valores de viés e precisão inferem que para este ambiente este é o melhor estimador a ser utilizado. O estimador que obteve melhor desempenho é aquele que apresenta o menor valor nas duas variáveis (viés e precisão).

O enviesamento é a diferença entre o valor esperado do estimador e o valor real da população de riqueza de espécies. Quando o enviesamento é positivo há a superestimação da real riqueza de espécies, e negativo quando há a subestimação desse valor. Sendo assim, verifica-se que na floresta a riqueza foi subestimada, uma vez que o valor do viés foi negativo. A precisão é a diferença entre uma estimativa das amostras e a média das estimativas de todas as possíveis amostras que podem ser obtidas na população (HELLMANN; FOWLER, 1999).

Tabela 7. Desempenho da Estimativa de riqueza de insetos para a área de floresta nativa, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

<b>Estimador</b>	<b>Viés</b>	<b>Precisão</b>
ACE	-0,2542	0,3913
ICE	-0,2021	0,2964
Chao1	-0,2479	0,3656
Chao2	-0,3708	0,3511
Jackknife 1	-0,3813	0,3427
Jackknife 2	-0,3229	0,4656
Boostrap	-0,4708	0,3238

Na Figura (13) é possível verificar que a curva de acumulação do estimador ICE, em determinado momento, tende a alcançar a estabilidade, levando-se a inferir que houve uma boa amostragem dos grupos taxonômicos neste ambiente, possivelmente descartando a hipótese do aumento do esforço amostral. De acordo com Colwell e Coddington (1994), ao atingir um patamar estável, o estimador de riqueza, ainda que a curva observada aumente com a última amostra, o resultado é adequado para caracterizar a riqueza de tal ambiente. Analisando-se os dados na última coleta realizada na floresta, é possível perceber que não ocorreu nenhum grupo que não tivera sido antes amostrado. Sendo assim, o número de coletas foi o suficiente para registrar a provável riqueza na área da floresta. Segundo Silva *et al.* (2014), em áreas que não sofreram perturbação antrópica a fauna alcança o equilíbrio no que diz respeito a riqueza das espécies, representadas pelos grupos taxonômicos.

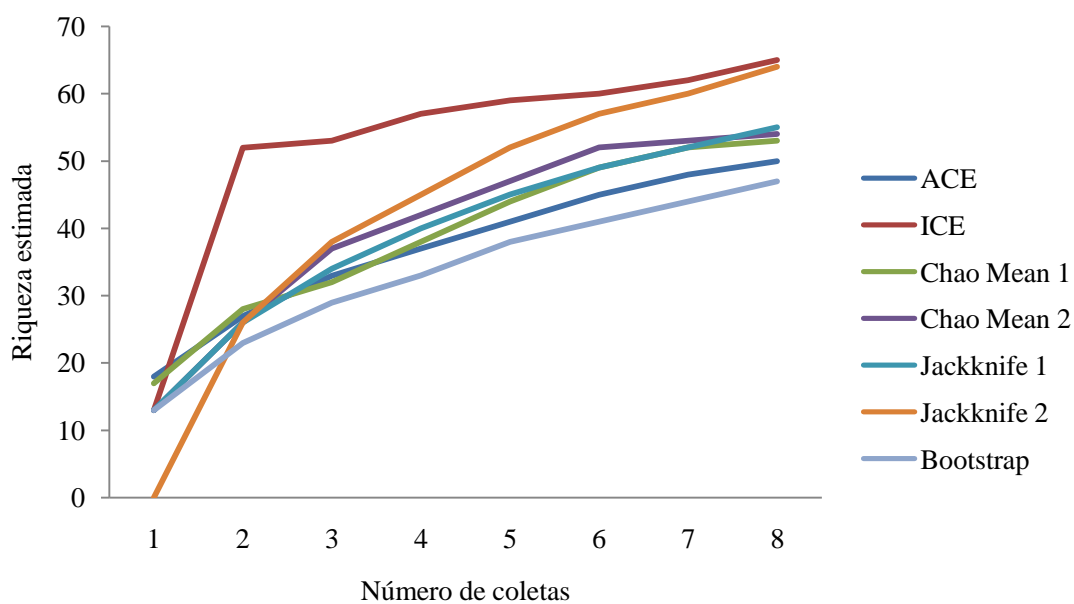


Figura 13. Estimativa de riqueza de insetos para a área de floresta nativa, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Assim como na área da floresta, na área de regeneração o estimador que mais se aproximou da riqueza real foi também o Bootstrap estimando 44 grupos, sendo que a riqueza observada no local foi de 39 grupos taxonômicos. Porém o desempenho verificado pelo viés e precisão (Tabela 8) aponta o estimador ICE como o mais preciso para área de regeneração, o qual estimou 60 grupos taxonômicos, isso quer dizer que caso aumente o esforço amostral novos grupos serão amostrados.

Tabela 8. Desempenho da Estimativa de riqueza de insetos para a área de regeneração natural, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Estimador	Viés	Precisão
ACE	-0,2542	0,3913
ICE	-0,2021	0,2964
Chao1	-0,2479	0,3656
Chao2	-0,3708	0,3511
Jackknife 1	-0,3813	0,3427
Jackknife 2	-0,4708	0,3238
Bootstrap	-0,4417	0,3201

Chao Mean 2 e Jackknife1 foram semelhantes nas suas estimativas, apontando 52 grupos taxonômicos para esta área. Os demais estimadores testados estimaram entre 60 e 69 grupos para a regeneração. A curva de acumulação de Bootstrap tende a se estabilizar, enquanto ICE, por exemplo, continua a subir, (Figura 14) sugerindo que, caso aumente o esforço amostral, a riqueza na área tende a aumentar. Ao analisar os dados, verifica-se que na última coleta surgiram dois novos grupos que ainda não tinham sido verificados nas coletas anteriores.

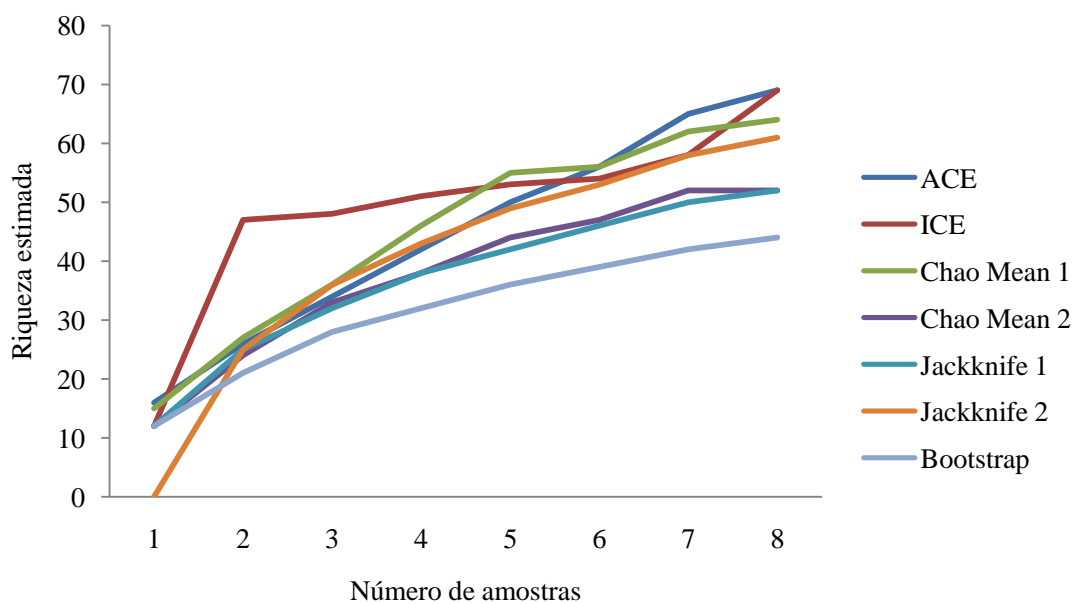


Figura 14. Estimativa de riqueza de insetos para a área de regeneração natural, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

A riqueza real de insetos avaliada na área submetida a técnica de rugosidades no solo foi de 35 grupos taxonômicos, sendo que o estimador que mais se aproximou deste valor também foi Bootstrap, o qual estimou 41 grupos para este ambiente (Figura 15). Chao Mean1 e ACE estimaram, respectivamente, 44 e 48 grupos. Já os demais estimadores fizeram estimativas bem superiores aos reais valores encontrados, variando entre 50 e o expressivo valor de 92 grupos taxonômicos, estimado por ICE. O estimador mais coerente segundo o Viés foi ICE, o qual estimou 92 grupos taxonômicos pra área de rugosidades. Porém o que apresentou a melhor precisão foi o estimador ACE.

Tabela 9. Desempenho da Estimativa de riqueza de insetos na área de rugosidades, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

<b>Estimador</b>	<b>Viés</b>	<b>Precisão</b>
ACE	-0,4229	0,3001
ICE	-0,1458	0,4138
Chao1	-0,4896	0,3289
Chao2	-0,3604	0,3956
Jackknife 1	-0,4333	0,3665
Jackknife 2	-0,3667	0,4899
Bootstrap	-0,5250	0,3388

Cumprе ressaltar que a curva de acumulação deste estimador não se estabiliza, ao contrário, tende a subir. As duas últimas amostras nesse ambiente revelam que houve o aumento de seis grupos que não haviam sido ainda verificados nas seis coletas anteriores, o que de fato possa vir a confirmar a indicação do estimador. Geralmente, a riqueza total só é de fato constatada quando a curva de acumulação dos grupos estudados se estabiliza, sendo assim, para conseguir tal resultado, é necessário o aumento do esforço amostral (KEATING e QUINN, 1998).

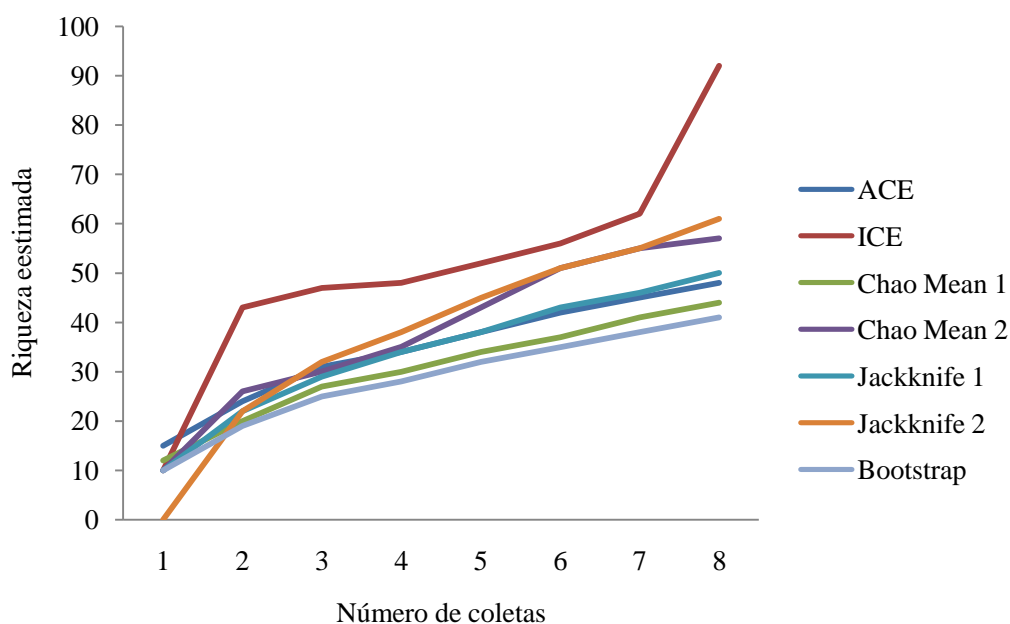


Figura 15: Estimativa de riqueza de insetos para a área de rugosidades no solo, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Na área onde se implantou técnica de galharia (Figura 16), o estimador mais coerente, ou seja, aquele que mais se aproximou da riqueza observada, foi Bootstrap, que estimou 23 grupos, sendo a riqueza real 21, porém de acordo com o viés (Tabela 10), o estimador indicado para a técnica de restauro de galharias é ACE, o qual estimou 32 grupos taxonômicos e o mais preciso Chao1. Ferraz *et al.* (2009) em um levantamento de espécies da família Calliphoridae em uma reserva no estado do Rio de Janeiro verificaram que os estimadores ACE e Bootstrap apresentaram-se como os mais seguros para estimar a riqueza de espécies. Melo (2002) utilizou os estimadores em levantamento com macroinvertebrados bentônicos e, devido ao aparecimento contínuo de espécies novas conforme aumentava o esforço amostral, os estimadores não tiveram o desempenho esperado. Por outro lado, não houve por parte dos demais estimadores valores exacerbados, uma vez que nenhum deles ultrapassou 32 grupos nesta área de estudo. Sendo assim, caso aumente o esforço amostral na área, poucos grupos seriam ainda levantados. Observando os valores nas duas últimas coletas, verifica-se que nenhum novo grupo foi inserido à lista. Este padrão foi observado desde a segunda das oito coletas realizadas. É importante destacar que este ambiente passou por extensivo processo de degradação ambiental, sendo a baixa riqueza a consequência dessa degradação. ACE (*abundance coverage estimator*) é chamado de estimador de cobertura e suas estimativas se baseiam em que os táxons raros são os mais úteis para estimar a riqueza.

Esse estimador baseia-se na abundância dos táxons que apresentam de 1 a 10 indivíduos (MAGURRAN, 2011; COLWELL e CONDDINGTON, 1994; CHAO *et al.*, 2000).

Tabela 10. Desempenho da Estimativa de riqueza de insetos na área galharia, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

<b>Estimador</b>	<b>Viés</b>	<b>Precisão</b>
ACE	-0.5792	0.2273
ICE	-0.6313	0.2353
Chao1	-0.6396	0.1947
Chao2	-0.6792	0.2488
Jackknife 1	-0.6563	0.2507
Jackknife 2	-0.6750	0.4030
Bootstrap	-0.6958	0.2337

De acordo com De Souza *et al.* (2001), a fragmentação florestal pode alterar ou não a riqueza da área, a ausência de estudos antes do processo de degradação nas áreas estudadas compromete uma possível comparação, a qual poderia apontar o efeito da degradação sob a riqueza dos grupos nos locais do estudo. Esse fato torna este trabalho, portanto, de extrema importância para a comparação com futuros levantamentos e até mesmo monitoramento da riqueza local. Segundo Wilson (1997), a estimativa da riqueza apresenta não somente o total de espécies observadas em campo, mas também, um número que simula a quantidade de espécies que ocorrem na área de estudo, ou seja, sua potencial riqueza. Em se tratando de Unidade de Conservação esta é uma informação essencial na implantação de estratégias de manejo e conservação.

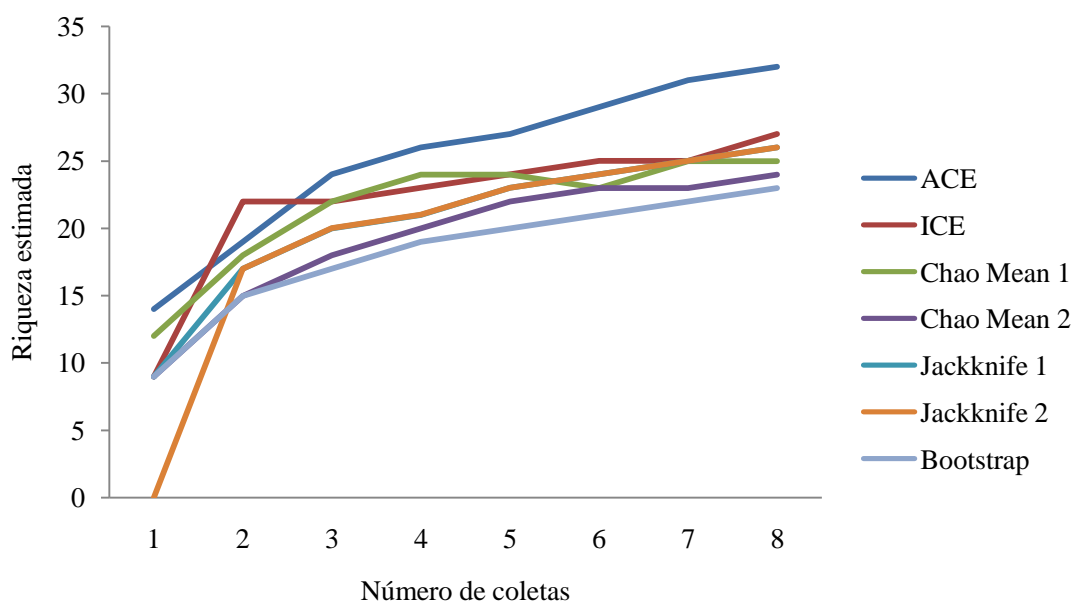


Figura 16. Estimativa de riqueza de insetos para a área de transposição de galharia, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Na técnica de poleiros artificiais a riqueza real foi de 31 grupos, e os estimadores Chao Mean1 e Bootstrap foram os que mais se aproximaram desse valor, estimando 35 e 36 grupos taxonômicos respectivamente (Figura 17), mas o desempenho verificado através do viés aponta o estimador adequado para esta técnica o ICE, o qual estimou 57 grupos taxonômicos, e o mais preciso Chao1(Tabela 11).

Tabela 11. Desempenho da estimativa de riqueza de insetos em poleiros, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

<b>Estimador</b>	<b>Viés</b>	<b>Precisão</b>
ACE	-0,4438	0,2480
ICE	-0,3208	0,3149
Chao1	-0,5146	0,2437
Chao2	-0,4979	0,3111
Jackknife 1	-0,4917	0,3356
Jackknife 2	-0,4563	0,4208
Bootstrap	-0,5646	0,3256



Quando se observa as duas últimas coletas onde foram instaladas as técnicas de poleiros verifica-se que dois novos grupos foram registrados. É provável que, com o aumento do esforço amostral, outros novos grupos possam ser amostrados nessa área. Porém, é pouco provável que atinja o valor estimado. É importante ressaltar que isso não significa que a amostragem foi insuficiente, o objetivo de verificar a estimativa de riqueza nas diferentes áreas deste estudo foi alcançado. Entretanto, de acordo com Toti *et al.* (2000), um estimador não pode apresentar valores discrepantes superiores aos demais. Palmer (1991) chama a atenção para a utilização de vários estimadores para que assim seja possível saber qual deles é o mais eficiente para determinado ambiente, o que de fato foi verificado neste estudo, uma vez que para cada ambiente os estimadores se comportaram de maneira antagônica, ou seja, para cada área estudada o desempenho mostra um estimador diferente.

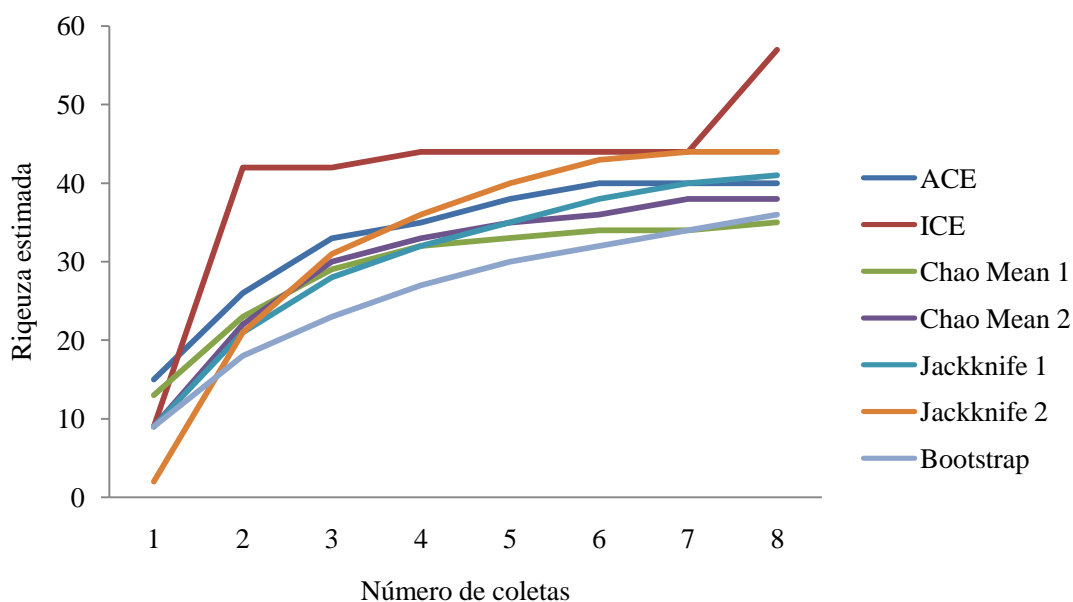


Figura 17. Estimativa de riqueza de insetos para a área de poleiro, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Os valores fornecidos pelos modelos para a estimativa do número total de *taxa* nos diferentes ambientes estudados indicam que a riqueza esperada foi sempre superior ao valor real encontrado. Porém, o número de grupos taxonômicos observados neste levantamento está de acordo com outros estudos realizados na Mata Atlântica. Em um levantamento realizado no estado do Rio de Janeiro, Teixeira *et al.* (2009), em dois anos de pesquisa, encontraram 24 famílias. No Rio Grande do Sul, Copatti e Gasparetto (2012), avaliando a diversidade de

insetos em diferentes tipos de borda, em um fragmento de floresta ombrófila mista, encontraram durante dois anos de levantamento entre 31 e 41 famílias para os ambientes estudados.

Considerando os dados dos estimadores que apresentaram melhor desempenho, é provável que a riqueza real de grupos taxonômicos varie em torno de 41 a 50 grupos para a área de floresta nativa, 50 a 69 para a área de regeneração natural, 23 a 32 para a área com transposição de galharia, 41 a 92 para as áreas com a técnica de rugosidades no solo e 35 a 57 para a área com a técnica de poleiros artificiais. Observando o desempenho dos estimadores avaliados, ACE foi o que teve o melhor desempenho em todas as áreas. É importante destacar que todos os estimadores citados são algoritmos não-paramétricos que estimam o número de espécies baseados na quantificação dos grupos raros (TOTI *et al.*, 2000).

Os maiores valores de raridade (*Singletons* e *Doubletons*) foram verificados na floresta (9,99%) e na regeneração (4,19%), ou seja, nas áreas mais preservadas. O contrário disso observou Linzmeier *et al.* (2006) em um estudo envolvendo a ordem Coleoptera no estado do Paraná. Os autores verificaram que em áreas com histórico de alto grau de antropização foi onde ocorreram os maiores números de espécies raras, resultado semelhante observado por Ganho e Marinoni (2005). Nas demais áreas deste estudo a porcentagem para os grupos raros foi mais baixa: 2,59% em galharia, 1,63% em rugosidade e de 1% em poleiro. Segundo Longino *et al.* (2001), em florestas úmidas as comunidades de insetos apresentam altos valores de raridade. Ainda segundo os autores, os grupos raros influenciam na curva de acumulação, uma vez que valores altos de raridade faz com que a curva alcance um platô, o que foi observado na área da floresta do presente estudo, onde a curva de acumulação atingiu o platô. Segundo Linzmeier *et al.* (2006), os estimadores de riqueza tornam-se imprescindíveis sendo, portanto, mais um componente para melhor caracterizar as áreas, uma vez que nem todos os grupos taxonômicos de uma área são capturados nos métodos de amostragens.

Por outro lado, segundo Santos (2003), tanto a riqueza de grupos descobertos quanto o número a se descobrir são importantes em propostas de preservação de ecossistemas. As informações de riqueza são fundamentais no subsídio de políticas conservacionistas da biodiversidade (CODDINGTON *et al.*, 1991).

As maiores proporções de grupos raros (*Singletons* e *Doubletons*) ocorreram nas áreas de floresta e regeneração (Tabela 12). A maior frequência de grupos encontrados em somente uma amostra (*unique*) ocorreu na floresta. A maior frequência para duplicatas (encontradas

somente em duas amostras) ocorreu em regeneração. As famílias representadas por um único registro somam aproximadamente um terço das famílias coletadas neste estudo, sendo, portanto, consideradas localmente raras. Essa proporção de grupos raros encontradas neste trabalho está de acordo com outros trabalhos feitos em regiões tropicais abordando diferentes sistemas ecológicos (NOVONTN e BASSET 2000; LONGINO *et al.*, 2001).

Tabela 12. Número de espécies *singletons*, *doubletons*, *uniques* e *duplicates* coletadas em armadilhas *pitfall* por área avaliada no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

<b>Riqueza Observada</b>	<b>Floresta Nativa</b>	<b>Regeneração Inicial</b>	<b>Transposição de Galharia</b>	<b>Rugosidades no solo</b>	<b>Poleiros artificiais</b>
<i>Singletons</i>	9,99%	4,19%	2,59%	1,63%	1%
<i>Doubletons</i>	4,48%	4,63%	2,43%	1,61%	1%
<i>Unique</i>	33,79%	8,32%	3,97%	2,03%	1%
<i>Duplicates</i>	0	29,97%	9,01%	4,24%	3%

### 3.3 Índice de diversidade e equitabilidade

Avaliando a diversidade por área de estudo, o resultado do índice de Shannon leva a interpretação de que a área de rugosidade foi a mais diversa ( $H' = 2,01$ ), e a menos diversa a galharia (0,596). Há uma forte tendência à diminuição da diversidade devido à dominância e abundância de alguns grupos em áreas que sofreram processo de degradação ambiental quando comparadas com áreas de regeneração natural ou floresta conservada (Scheffler, 2005; Nicholset *al.*, 2007; Gardner *et al.*, 2008; Lee *et al.*, 2009). Ao que se refere à diversidade, é possível constatar a imponência do ecossistema florestal comparada aos ambientes com as técnicas nucleadoras como transposição de galharias e poleiros artificiais.

Os índices de diversidade costumam sofrer influência de grupos dominantes da amostra, subestimando-se a importância dos grupos raros. Neste estudo foram verificados grupos dominantes nas áreas de floresta (Ptiliidae), regeneração (Staphylinidae), galharia (Formicidae), rugosidades (Diptera) e poleiro (Formicidae). Em um trabalho em áreas sob processo de restauração em uma reserva biológica no estado do Rio de Janeiro, Moraes (2005) verificou que grupos dominantes, no caso do estudo do autor, os Collembola influenciaram os índices de diversidade e equitabilidade.

Entretanto está descartada a possibilidade de excluir dados da amostra para facilitar a interpretação dos dados, isso seria tendencioso e também poderia comprometer aspectos importantes do conjunto de dados. Arenhardt (2016) utilizou os índices Shannon e de Simpson para saber qual dos dois teria melhor desempenho no estudo da entomofauna edáfica em áreas em restauração na Mata Atlântica, de acordo com a autora apesar de gerar resultados ecológicos mais significativos, o índice de Shannon também é influenciado por espécies dominantes. A análise de regressão confirma essa tendência neste estudo (Figura 18).

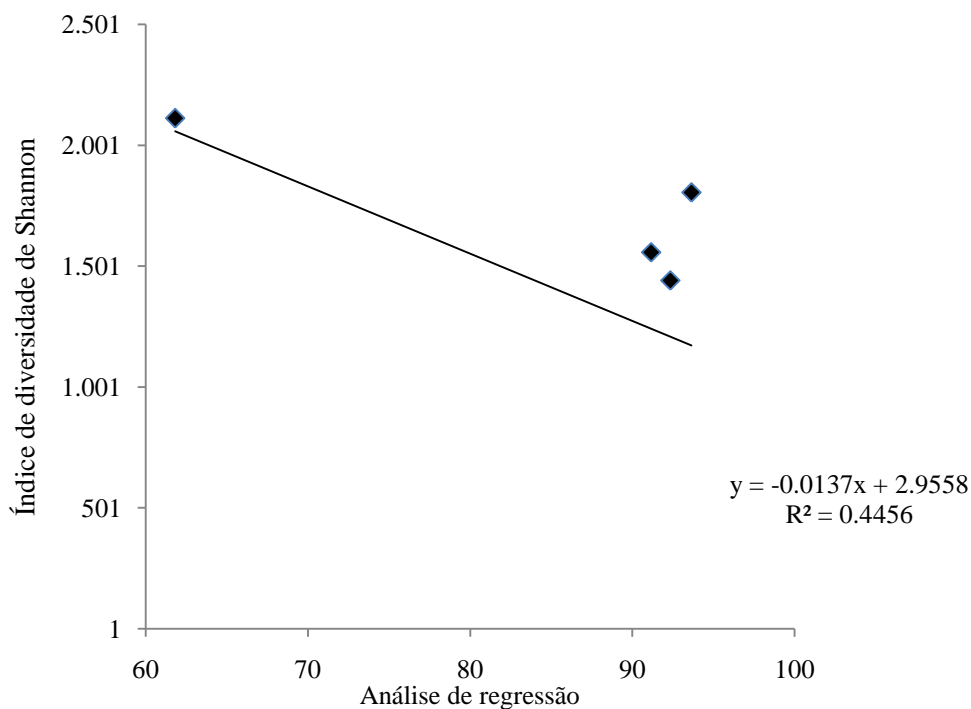


Figura 18. Análise de regressão do índice de diversidade de Shannon, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

O perfil de diversidade (Figura 19) mostra um padrão semelhante de riqueza dentre as áreas de regeneração, floresta e rugosidade, as quais se sobrepõem. Para Tóthmérész (1995) esse resultado evidencia que a diversidade destas comunidades não são comparáveis entre si. Isto leva a inferir que a diversidade é semelhante tanto nas áreas mais preservadas (floresta e regeneração) quanto na área que sofreu distúrbio ambiental, neste caso na área que foi implantada a técnica de restauro (rugosidade). Apesar das características pertinentes do índice de diversidade, essa explicação pode ter sido ocasionada pelo peso atribuído às espécies

dominantes, que foram verificadas neste estudo e também pela presença de um fragmento florestal a montante na bordadura da área com as rugosidades.

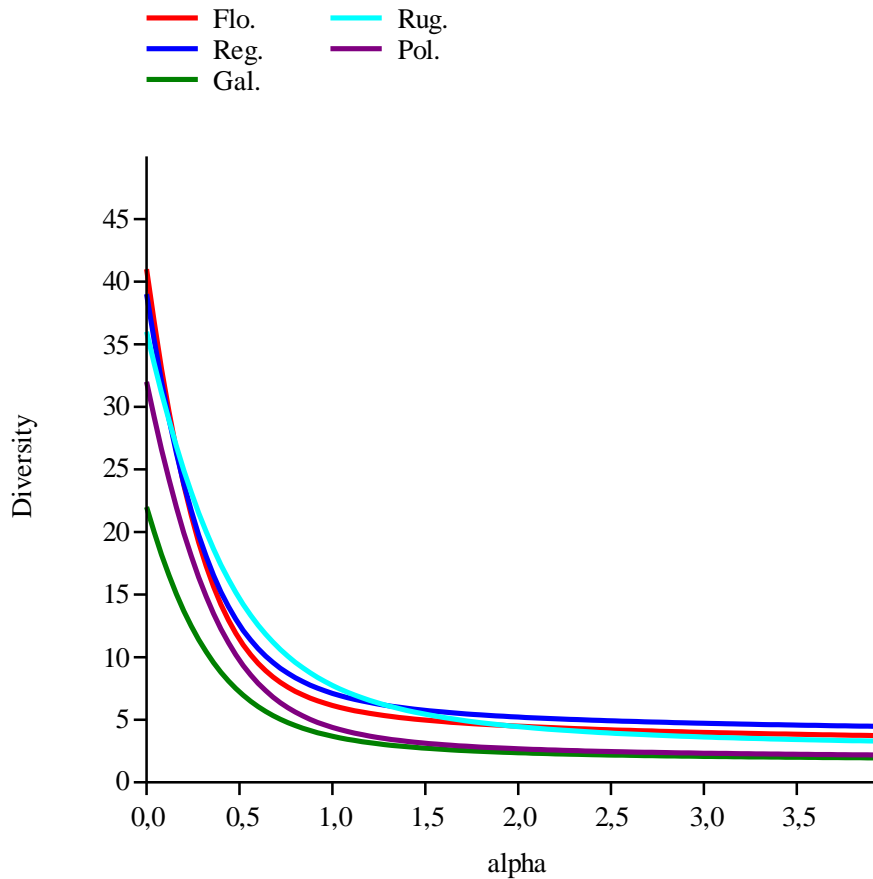


Figura 19. Perfis de diversidade de insetos para amostras das áreas estudadas usando a Série de Hill (Hill 1973). O valor de diversidade é igual ao número de espécies na amostra. Flo: floresta; Reg: regeneração; Gal: Transposição de galharias; Rug: rugosidades no solo; Pol: poleiros artificiais, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

O teste de Mann-Whitney verificou diferença estatística significativa entre os valores da diversidade da floresta com as áreas de galharia ( $p=0,002087$ ) e poleiro ( $p=0,04523$ ), mas nas áreas de regeneração e de restauro da técnica de rugosidades no solo não houve diferença. A diversidade de insetos da área de regeneração difere estatisticamente da área de restauro com transposição de galharias ( $p=0,0100$ ) (Tabela 13).

Tabela 13. Índice de diversidade de Shannon (H') e índice de equitabilidade de Pielou (J) nas cinco áreas de estudo: floresta nativa, regeneração natural, transposição de galharias, rugosidades no solo e poleiros artificiais, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

ÁREA	H'	J
FLORESTA NATIVA	1,80a	0,489
REGENERAÇÃO INICIAL	1,97a	0,537
TRANSPOSIÇÃO DE GALHARIA	1,44b	0,393
RUGOSIDADES NO SOLO	2,11a	0,576
POLEIROS ARTIFICIAIS	1,55b	0,425

Valores seguidos de mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Mann-Whitney ( $P < 0,05$ ).

Vários autores encontram maior diversidade de insetos em áreas mais conservadas. Estudando a diversidade de artrópodes em solos com diferentes usos, utilizando armadilha do tipo *pitfall*, Copatti e Daudt (2009) observaram maior diversidade de taxa em ambiente de florestas. Uma maior diversidade, uniformidade e riqueza de artrópodes foram verificadas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual por Ferreira e Marques (1998). Apesar de não diferir estatisticamente da área da floresta, neste trabalho a área de regeneração apresentou índice de diversidade superior ao da área de floresta, característica considerada dentro do esperado, uma vez que o ecossistema analisado encontra-se em uma área de transição abrupta entre a pastagem e a floresta circundante, o que torna essa área de grande importância para ambos os ecossistemas, uma vez que possui populações específicas de cada um deles além das próprias. Segundo Odum (2001), nestes tipos de ambientes existe maior diversidade de espécies pertencentes a uma comunidade restrita àquela área, com suas características e interações próprias, e, por assim ser, a entrada de organismos tende a ser constante entre os

mesmos, estabelecendo uma relação uniforme entre a oferta de recursos e a ocupação de nichos tróficos. Em consequência, estes recebem grupos taxonômicos advindos tanto da floresta quanto das áreas de pastagens, o que interfere diretamente na composição e distribuição da entomofauna.

A diversidade verificada na regeneração indica que a área pode comportar a comunidade de insetos por oferecer uma estrutura física com formação de diferentes microhabitats, outros autores verificaram resultados semelhantes (Leivas e Fischer, 2008). Segundo Brown e Lugo (1990), as florestas secundárias possuem uma produtividade superior à das florestas primárias; isto pode ser explicado pelas condições relativamente estáticas de uma floresta primária, enquanto que as florestas secundárias sucessionais apresentam uma heterogeneidade estrutural superior, uma maior dinâmica e uma maior produtividade. Devido à maior penetração de luz no sub-bosque das florestas secundárias em sucessão, em razão de uma maior abertura do dossel, há uma densidade maior de folhas e um aumento na produção de folhas jovens o que está de acordo com o observado neste estudo, pois foi observado na regeneração que há uma maior quantidade de folhas quando comparada à área de floresta, o que também foi verificado pelos autores Aide e Zimmermann (1990).

Os maiores valores de equitabilidade foram encontrados para as áreas de rugosidades no solo (0,576) e de regeneração natural (0,537). Estes resultados indicam uma distribuição mais uniforme dos grupos taxonômicos nestas comunidades. A heterogeneidade dos grupos taxonômicos dos insetos tende a acompanhar o aumento da diversidade vegetal, pois estes são altamente influenciados pela diversidade do habitat (Thomazini e Thomazini, 2000). Pelo fato da área de rugosidades não apresentar ainda uma comunidade vegetal bem estruturada, a explicação para maior equitabilidade nas áreas desta técnica pode ser explicada pela dominância de alguns grupos taxonômicos (Formicidae, Diptera, Ptilidae), verificados nas áreas de floresta nativa e regeneração inicial

Como foi falado anteriormente, grupos dominantes influenciam os índices de diversidade e equitabilidade. A dominância destes grupos influenciou no padrão de distribuição que foi considerado baixo. Isso fica mais claro quando avalia-se os dados sem os grupos dominantes, é possível observar o aumento do índice de equitabilidade ( $e=0,722$ ). Ainda assim, a área onde se implantou a técnica de restauro com rugosidade no solo continua sendo a área mais heterogênea, o que também explica esta área ser a mais diversa. O parâmetro equitabilidade ou uniformidade é o segundo componente mais importante da

diversidade das espécies (Odum, 2001). Sendo assim, quanto maior este valor, maior será a diversidade de espécies.

### **3.4 Similaridade**

Em relação à presença e ausência dos grupos taxonômicos nas cinco áreas estudadas, a maior similaridade qualitativa foi observada entre floresta nativa e regeneração inicial (Jaccard=0,952). Já relativo à similaridade da floresta com relação às técnicas de restauro, a floresta se assemelha mais com rugosidades no solo (Jaccard=862), e a menor similaridade com a área de transposição de galharias (Jaccard= 477). O cladograma de cluster de Jaccard mostra as áreas mais similares, juntando floresta e regeneração, tendo rugosidade com certa proximidade para com a área de floresta. As técnicas de galharia e poleiros artificiais com relação a similaridade pelo cladograma ficaram mais distantes da floresta (Figura 20).



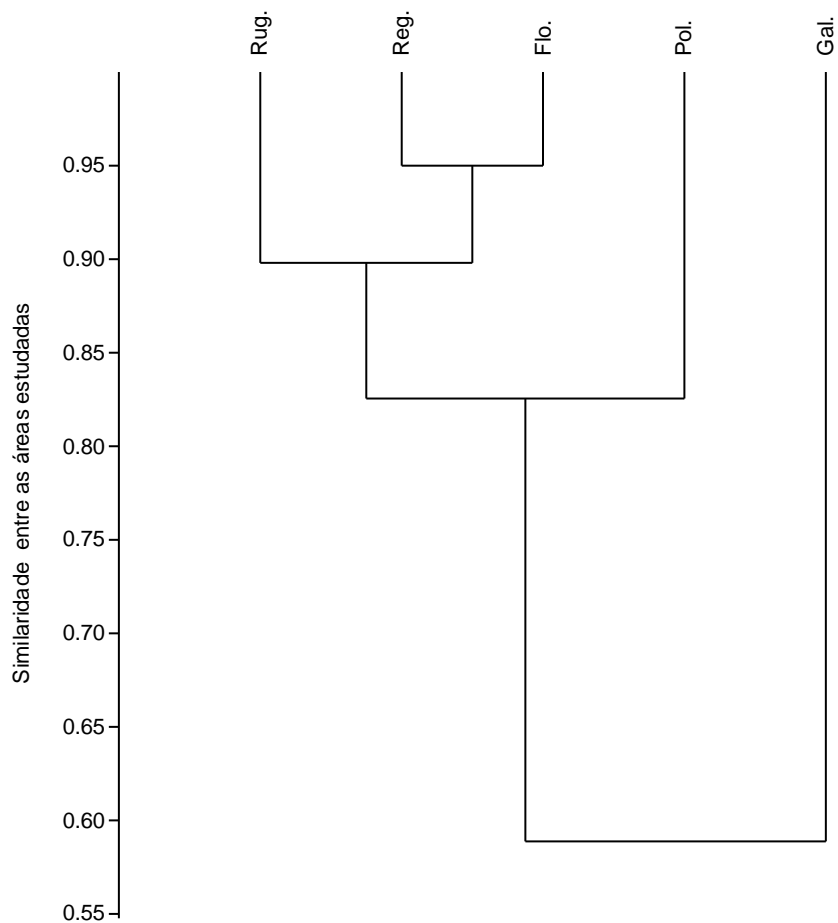


Figura 20. Análise de Cluster (Jaccard) baseada nos registros para cada ponto de amostragem, demonstrando a similaridade qualitativa entre populações nas áreas de (Flo) floresta nativa; (Reg) regeneração inicial; (Rug) rugosidadesno solo ; (Pol.) poleiros artificiais e (Gal) transposição de galharia, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Embora a área de regeneração natural esteja em processo intermediário pela composição vegetal, este ambiente demonstra capacidade de exercer um papel importante sobre a entomofauna de serapilheira. A similaridade tão expressiva entre esta área e a floresta pode ser explicada inicialmente pela ocorrência exclusiva de alguns grupos nestas duas áreas. Tanto na área de floresta quanto na área regeneração há algumas famílias em comum (Cerambycidae, Biphylidae, Cupedidae, Belastomatidae).

Estes insetos possuem diferentes hábitos alimentares, Cerambycidae são fitófagos, Biphylidae são fungívoros e Belastomatidae são predadores, Cupedidae possui mais de um hábito alimentar, evidenciando que ecossistemas que apresentam estruturas mais complexas costumam ser habitados por grupos com diferentes hábitos alimentares, sendo esta uma forma de manter o equilíbrio do ambiente.

A similaridade entre as áreas pode ser devido a localização geográfica de ambas dentro do Faxinal do Bepe, as áreas de regeneração estão sempre conectadas às margens de áreas de floresta, pois são o resultado da resiliência da floresta, segundo Wolda (1996), um dos fatores que podem influenciar na similaridade das comunidades de insetos pode ser a localização geográfica destas comunidades, onde ambientes próximos tendem a ser mais similares entre si. Já a baixa similaridade entre floresta e as técnicas de restauração podem ser caracterizadas pela pouca formação vegetacional destes ambientes. Nas áreas onde estão implantadas as técnicas nucleadoras há baixa produção de serapilheira, a formação ali é, em sua maioria, de gramíneas exóticas, o que implica na indisponibilidade de microhabitats. Segundo Hunter (2002), ambientes mais preservados oferece maior quantidade de microhabitats, que podem abrigar uma maior diversidade na maioria dos grupos de animais, o que inclui os insetos.

### **3.5 Análise de Espécies Indicadoras**

Para Análise de Espécies Indicadoras, o destaque foi para a família Silphidae (Coleoptera) que apresentou o maior Valor Indicador (VI) (37,7%) dentre os *taxa* estudados. Esta foi a única família com indicação significativa pelo teste de Monte Carlo (0,037) e classificada como forte indicação, ou seja, com valor superior a 25%. De acordo com acuidade do VI, esta família é característica da floresta, inferindo que a família desempenha fidelidade específica a este ambiente. Outras famílias também foram consideradas indicadoras e apareceram simultaneamente na área da floresta (Tabela 3). Na área da regeneração algumas famílias também apresentam fidelidade por aquele local, dentre elas, as famílias Aradidae e Biphylidae.

Na área da técnica de rugosidade, a família classificada como indicadora foi Lymexylidae: (Coleoptera), e nas áreas de transposição de galharias, Bostrichidae; Coleoptera. Na área da técnica de nucleação de poleiros artificiais não ocorreu nenhum táxon indicador. Segundo Brown (1991), algumas famílias da ordem Coleoptera possuem predados desejáveis para serem compreendidas como bioindicadores. Estes grupos possuem

boa parte das espécies com alta fidelidade ecológica, são altamente diversificados taxonômica e ecologicamente, e tem grande importância no funcionamento dos ecossistemas.

Rolstad *et al.* (2002) afirmam que os grupos indicadores são definidos como aqueles que possuem a capacidade de representar a realidade das condições ambientais e biológicas de uma dada comunidade. Para tanto, Dufrêne e Legendre (1997) concordam que os índices de riqueza e diversidade são insuficientes para demonstrar tal realidade, já que a comparação de diferentes níveis de complexidade estrutural dos habitats, mesmo diante de esforço amostral padronizado, é questionável.

Os dados obtidos indicam a ocorrência de algumas famílias exclusivas na área da floresta (Bentridae, Cephidae, Rutelidae, Mordelidae). Estas famílias podem ser consideradas indicadoras da saúde ambiental. A família Mordelidae tem preferência por áreas preservadas (Ganho e Marinoni, 2003), e é um grupo pouco encontrado em áreas de bordas, além de quase nunca em áreas degradadas. Segundo Turco e Blume (1999), um indicador biológico é frequentemente definido como a presença ou ausência de uma certa espécie ou grupo em determinada área, associada a uma certa condição ambiental. Para os autores, em muitos casos, uma espécie representativa é selecionada e as alterações observadas na população são indicativas das condições dos outros componentes biológicos do ecossistema. Essa estratégia é bastante útil, uma vez que elimina a necessidade de se estudar todos os indivíduos da comunidade biológica.

Para a análise de espécies indicadoras, poucos grupos foram classificados como indicadores. A família Silphidae foi a única com indicação significativa ( $p < 0,05$ ) (Tabela 14). As demais famílias que foram consideradas indicadoras não apresentaram indicação significativa pelo teste de Monte Carlo, o que pode ter ocorrido possivelmente por uma distribuição relativamente homogênea dos grupos taxonômicos nas áreas estudadas. Isto explicaria o acontecimento de poucos grupos terem sido considerados indicadores e também significativos na indicação.

Resultado semelhante ocorreu no estudo de Moreira (2010) que observou que uma característica que explica isto é que mesmo nas áreas onde o valor indicador foi superior a 25%, as abundâncias não foram altas. Para o estudo deste autor a exceção foi para o grupo Dermaptera, que foi predominante na área de floresta. Já o presente estudo corrobora o citado autor, sendo aqui a única família com abundância alta a família Chrysomelidae com VI de 31,8%.

Algumas espécies da família Silphidae são associadas a hábitos fungívoros (Costa Lima, 1952). Segundo Marinoni e Dutra (1997) os grupos fungívoros predominam em áreas conservadas. Em estudos sobre grupos bioindicadores, Fernandes *et al.* (2011) observaram que a família Silphidae apresentou uma tendência a áreas com vegetação intermediária, com nível médio de serrapilheira, e temperaturas mais elevadas. Os autores apontam essa família como potencial bioindicadora de qualidade ambiental. Linzmeier (2005) observou que a proporção de Chrysomelidae diminuiu com o aumento do grau de preservação das áreas, podendo tal relação servir como indicador de qualidade ambiental.

Tabela 14. Teste de Análise de Espécies Indicadoras (ISA) das famílias preferência por algum tipo de habitat dentre as áreas estudadas, no Parque Nacional Serra do Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Área	IV%	Família	P
Floresta Nativa	21,4	Gryllidae	0,2639
Regeneração Inicial	28,6	Aradidae	0,1808
Floresta Nativa	20,0	Curculionidae	0,4087
Regeneração Inicial	21,4	Histeridae	0,3175
Floresta Nativa	31,8	Chrysomelidae	0,1182
Regeneração Inicial	19,0	Biphylidae	0,4447
Floresta Nativa	37,7	Silphidae	0,0376*
Rugosidades no solo	22,2	Lymexylidae	0,4559
Transposição de Galharias	11,4	Bostrichidae	0,4889

\*P=Preferência significativa

### 3.6 Índice de mudança (VI)

Analisando os insetos quanto ao índice de mudança nas áreas onde foram instaladas as técnicas de restauração e de regeneração, de modo geral é possível verificar que a maioria dos grupos taxonômicos ainda apresenta-se com extrema inibição (EI) nos ambientes. No primeiro ano de estudo 60% dos grupos mostravam-se extremamente inibidos em colonizar as áreas onde estão instaladas as diferentes técnicas. Ainda no primeiro ano, 14% teve inibição moderada (IM), 11% foi extremamente estimulado (EE) e 8% não sofreu alteração (SAL), não tendo dificuldade em se estabelecer. No segundo ano o percentual de grupos extremamente

inibidos foi ainda maior, sendo que 72% não conseguiu colonizar as áreas estudadas. 11% dos *taxa* estudados tiveram inibição moderada (IM), 10% tiveram estimulação moderada (EM).

Para Correia *et al.* (2003), áreas que apresentam mais de 50% dos grupos na classe de extrema inibição significa que, devido ao processo de degradação tiveram sua população severamente reduzida, o que de fato condiz com a realidade do local estudado. O ideal, ainda segundo o autor, é de que os grupos se aproximem mais da floresta, ou seja, o ideal é de que a maioria dos grupos se encontrasse na classe de sem alteração (SAL).

Moreira (2010) destaca que alguns grupos taxonômicos possuem dificuldade em colonizar ambientes antropizados e costumam colonizar as áreas em processo de restauração quando estas apresentam estágio avançado de desenvolvimento. Dentre os grupos, os que mais se mostraram em extrema estimulação estão os insetos das famílias Cicadellidae, Chrysomelidae, Carabidae, Silphidae, Pentatomidae. Exemplo das famílias sem alteração são Coreidae, Cupedidae, Histeridae, Biphylidae, Psyllidae.

Os insetos das famílias Cicadellidae, Chrysomelidae, Pentatomidae, Coreidae e Psyllidae são fitófagos, os insetos com este hábito se alimentam de partes vegetativas das plantas. De acordo com Marinoni e Dutra (1997), os fitófagos habitam áreas degradadas, ou áreas que se encontram em início de processo de sucessão vegetal. Os insetos das famílias Carabidae e Histeridae são predadores, segundo Cunha Neto *et al.* (2012) a ocorrência de predadores indica boa estruturação da comunidade trófica. Para Merlim (2005) os predadores estão relacionados com a estabilidade dos sistemas, podendo indicar sinônimo de recuperação dos ecossistemas em que estão presentes. Segundo Moraes (2005) a família Carabidae constitui o maior grupo da guilda de invertebrados predadores da serapilheira, alimentando-se de outros insetos. Costumam ser mais ativos no período da noite. Quanto à família Histeridae, esta se compõe de besouros pequenos, são encontrados em matéria orgânica em decomposição, alimentando-se de outros insetos que vivem ali. Já os indivíduos pertencentes às famílias Biphylidae e alguns insetos da família Silphidae são fungívoros, insetos fungívoros segundo Marinoni e Dutra (1997) têm preferência por ambientes mais preservados.

Na análise dos dados por área de estudo, no primeiro ano na área da técnica de transposição de galharia, 75% dos grupos apresentaram extrema inibição (Tabela 15). Grupos como Diptera, Gryllidae, Cupedidae, e Tenebrionidae foram inibidos em colonizar a área onde estão instaladas essas técnicas de restauração o que pode ser explicado pelo curto tempo de instalação das técnicas de restauração.


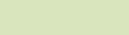




Os insetos da família Cupedidae possuem mais de um hábito alimentar predominante, esta família é constituída por cerca de 20 espécies, das quais duas, ou talvez três, habitam o Brasil (Rafael, 2012). Insetos de famílias da ordem Diptera são predadores e outros detritívoros, porém esse grupo apresenta uma ampla diversidade de funções ecológicas nos ecossistemas: como polinizadores, constituem um dos mais importantes grupos, apresentando interações bastante diversificadas com angiospermas, podendo ser especializadas ou não (De Lima e Machado, 2014). Sendo assim, os insetos da ordem Diptera têm dificuldades em colonizar áreas que não dispõem de tais recursos, como é o caso das áreas onde estão instaladas as técnicas de restauro.

Os insetos da família Tenebrionidae são detritívoros e por apresentarem tais características foram inibidos em colonizar as áreas submetidas às técnicas de restauração, o que indica preferência de insetos com esse hábito por áreas mais bem conservadas, que possuem vegetação em estágio de sucessão, pois a vegetação fornece uma maior quantidade e diversidade de recursos orgânicos para a formação da serapilheira. A ação dos detritívoros se dá na fragmentação e ingestão da matéria orgânica presente na serapilheira, permitindo que a composição microbiana, constituída principalmente por fungos e bactérias, continue o processo de decomposição desses materiais (LOUZADA 2009; KORASAKI *et al.*, 2013).

Ainda na área da técnica de transposição de galharia, 11% dos grupos sofreram inibição moderada e 7% foram extremamente estimulados a colonizar a área estudada. Dentre estes, estão as famílias Cicadellidae e Chrysomelidae. No segundo ano de avaliação na área de galharia a proporção de extrema inibição diminuiu, porém ainda continua alta (70%). Os percentuais de grupos nas classes de inibição moderada e estimulação moderada foram de 13% e 10%, respectivamente. Cerca de 7% dos insetos nesta área foram extremamente estimulados, dentre os quais as famílias Cicadellidae e Histeridae.

Tabela 15. Índice de mudança para os grupos taxonômicos nas áreas com as técnicas de restauro e regeneração natural, no Parque Nacional Serra do Itajaí, SC, nos anos de 2014 a 2016.

Grupos	Período amostral							
	2014/2015				2015/2016			
	Gal.	Rug.	Pol.	Reg.	Gal.	Rug.	Pol.	Reg.
Ptiliidae	IM	IM	IM	IM	IM	IM	EI	EI
Formicidae	LE	LE	EM	EM	EM	EI	EM	EI
Diptera	EI	EI	EI	EI	EI	IM	EI	EI
Staphylinidae	IM	IM	IM	LE	IM	IM	IM	LE
Cicadellidae	EE	EE	EE	EE	EE	EM	EE	EM
Chalcidoidea	EI	LE	EI	EI	EM	LE	EM	EI
Curculionidae								
Scolytinae	IM	IM	IM	EI	IM	IM	IM	EM
Microhymenoptera	EI	IM	EI	EI	EM	EI	EM	EI
Histeridae	EI	EM	EI	SAL				
Nitidulidae	EM	EM	EI	EM	EI	EI	EI	EM
Pentatomidae			EE	EE	EI	EI	EI	EI
Elateridae	EI	EI	EI	EI	EI	EI	EI	EI
Chrysomelidae	EE	EE	EE		EI	EI	EI	IM
Scydmaenidae	EI	EI	EI	EI	EI	EI	EI	EI
Pyrrhocoridae					EI	EI	EI	EM
Silphidae		EE		EE	IM	IM	EI	SAL
Cupedidae	EI	IM	SAL	SAL		EE		
Tenebrionidae	EI	EI	EI	EI				
Nabidae		IM	EI	IM	IM			
Gryllidae	EI	IM	IM	EI		EE		EE
Acrididae	EI	EM	EM	EM	EI	EI	EI	SAL
Curculionidae	EI	EI	EI	EI	EI	EI	EI	EI
Scarabaeidae	EI	EI	EI	EI	EI	EI	IM	EI
Hydrophilidae	EI	EI	EM	EI				
Tingidae			EE	EE	EI	EI	EI	EI
Carabidae		EE	EE	EE	EI	EI	EI	SAL
Vespidae	EI	EI	EM	EI	EI	EI	EI	EI
Psilidae					EI	SAL		SAL
CLASSE	DISTRIBUIÇÃO POR CLASSE (%)							
IM	11	20	13	6	4	17	10	1
LE	3	7		3				3
EI	75	43	52	52	70	69	72	64
EE	7	10	16	10	7	7	4	7
EM	1	10	13	13	10	3	14	10
SAL		10	6	10		4		13

	INIBIÇÃO MODERADA (IM)
	LEVE ESTIMULAÇÃO (LE)
	EXTREMA INIBIÇÃO (EI)
	EXTREMA ESTIMULAÇÃO (EE)
	ESTIMULAÇÃO MODERADA (EM)
	SEM ALTERAÇÃO (SAL)

Na técnica de poleiros artificiais, no primeiro ano, 52% dos grupos apresentou extrema inibição, e 16% tiveram extrema estimulação. Grupos como Diptera, Tenebrionidae, e Curculionidae foram inibidos. Os grupos que foram extremamente estimulados a colonizar a área de poleiro foram Cicadellidae, Pentatomidae, Carabidae, Chrysomelidae e Tingidae.

As famílias Curculionidae, Cicadellidae, Pentatomidae, Chrysomelidae e Tingidae são fitófagos, as formas jovens destes insetos alimentam-se de uma grande variedade de estruturas das plantas (Oberprieler *et al.*, 2007). Portanto, as espécies que foram estimuladas a colonizar a área de poleiros artificiais podem estar associadas tanto às estruturas vegetativas, como às estruturas reprodutivas das plantas desse local. Por outro lado, como abordado anteriormente, segundo Marinoni e Dutra (1997) em áreas degradadas ou aquelas que estão em início de sucessão vegetal costumam apresentar dominância de famílias com hábito fitófago.

Ainda na área de poleiros artificiais, dois grupos taxonômicos não sofreram alteração (SAL), ou seja, os que mais se aproximaram da floresta, Cupedidae e Coreidae, inferindo que estes grupos, não encontram dificuldades para colonizar o ambiente onde estão instaladas as técnicas de poleiro. No segundo ano, na área de poleiro, 72% dos grupos foram extremamente inibidos e 14% tiveram estimulação moderada. Comparando-se estes dados ao ano anterior, houve um aumento de 20% nos grupos com extrema inibição.

Na área de regeneração inicial, 52% dos grupos foram extremamente inibidos e 16% foram extremamente estimulados. Grupos como Diptera, Gryllidae, Curculionidae, Scarabaeidae e Chalcidoidea são exemplos dos que tiveram dificuldades em colonizar a área de regeneração, já os insetos pertencentes aos grupos Cicadellidae, Pentatomidae, Carabidae e Tingidae foram extremamente estimulados a colonizarem o ambiente de regeneração. Segundo Varchola e Dunn (2001) os insetos da família Carabidae têm preferência por áreas que possuem cobertura com árvores e arbustos, pois estas oferecem abrigo, ao contrário das



áreas com presença de gramíneas, sendo assim, a área de regeneração oferece tais condições, o contrário do que acontece nas áreas das técnicas.

Ainda na área de regeneração inicial, 10% não sofreu alteração, dentre estes, Cupedidae, Histeridae e Biphyllidae. No segundo ano, na área de regeneração inicial, 64% dos grupos foram extremamente inibidos e 13% não sofreram alteração. Neste ambiente também houve um aumento dos grupos com extrema inibição, 10% a mais do que no ano anterior, assim como houve aumento na proporção de grupos que não sofreram alteração, 3% a mais. Os insetos das famílias Acrididae, Carabidae, Silphidae e Psyllidae não encontram dificuldade em colonizar a área de regeneração. A família Gryllidae saiu da classe de extrema inibição no primeiro ano amostrado para a classe de extrema estimulação. Já a família Acrididae saiu da classe de extrema inibição para a classe de sem alteração.

A área de onde se implantou a técnica de rugosidade, dentre as comparadas com a floresta, é a que melhor oferece condições para a colonização dos grupos taxonômicos estudados corroborando com Moraes (2005) que afirma que os resultados mais desejados para a restauração de uma área degradada são os que levam a estimulação dos organismos, para uma melhor eficiência do processo de ciclagem de nutrientes proporcionando conseqüentemente um ambiente mais estável.

O resultado do índice de mudança, assim como dos demais índices, serve como base para o monitoramento destas áreas, para que possam ser realizadas futuras comparações para entender o desempenho das técnicas, assim como o comportamento da entomofauna diante das mesmas. De acordo com Correia *et al.* (2003), o índice de mudança é um bom indicador para entender as transformações das áreas estudadas ao longo do tempo, uma vez que o mesmo é capaz de reagir a condições de perturbação ou estabilidade.

### **3.7 Análise de serapilheira**

Na Análise Canônica de Redundância (RDA), as parcelas diferiram conforme a variação nas variáveis químicas da serapilheira. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação explicaram 17,7% da variância dos dados (eixo 1 = 11,3%; eixo 2 = 6,4%) e apresentaram significância estatística pelo teste de Monte Carlo ( $P \leq 0,05$ ). As variáveis químicas que se correlacionaram com o eixo 1 foram C/N, matéria seca, K, P, Ca, N e, com o eixo 2, LIG/POL/N (Figura 9).

No diagrama de ordenação dos *pitfalls* (Figura 21A) verificou-se que os dois primeiros eixos discriminaram um forte gradiente entre C/N, matéria seca, K, Ca, N e P e LIG/POL/N. Esses eixos segregaram três áreas: o primeiro, localizado nos ecossistemas de floresta e regeneração, cujos teores de Ca e N são mais acentuados; o segundo, localizado nas áreas de poleiros artificiais e transposição de galharias, cujos teores de C/N e matéria seca são mais acentuados; e o terceiro, localizado na área rugosidade com a técnica de rugosidades no solo, cujos teores de K e P são maiores e a LIG/POL/N menor. A explicação para maior concentração de Ca e N, assim como também da matéria seca nas áreas de floresta e regeneração em ambos os casos, provavelmente estejam relacionados ao maior estoque da serapilheira, decorrente da diversidade vegetal desses dois ambientes devido à presença de espécies florestais. Caldeira *et al.* (2007) verificaram que o acúmulo de serapilheira varia em função da cobertura florestal, o que pode favorecer o aumento do teor de N por meio da fixação biológica, assim como também é provável que a diversidade de espécies vegetais potencializou a ciclagem de Ca.

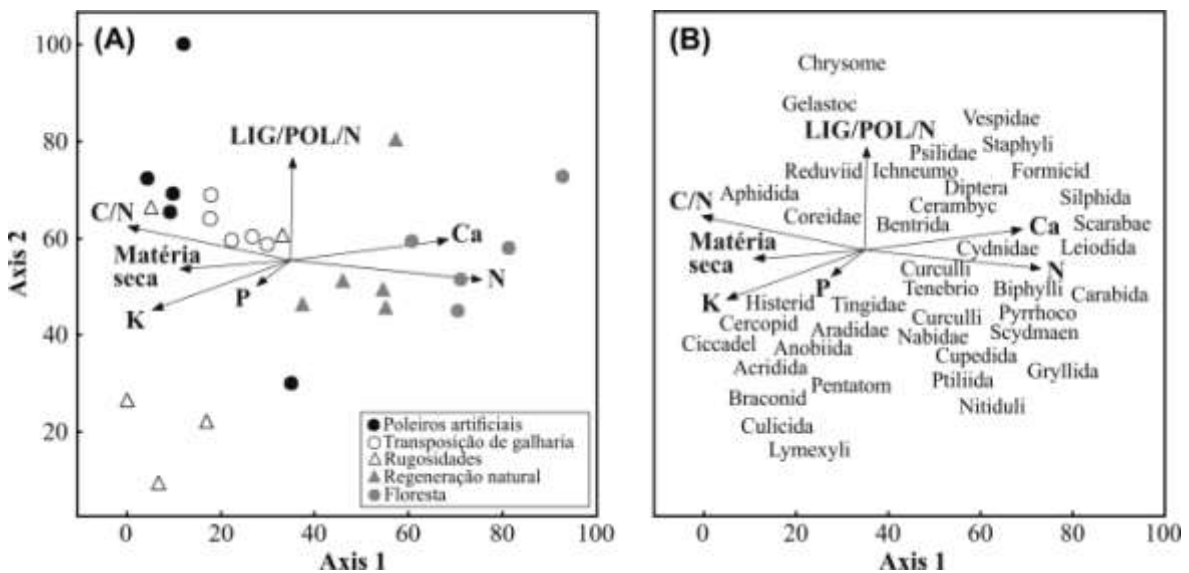


Figura 21. Diagramas de ordenação produzidos pela Análise Canônica de Redundância (RDA) para os *pitfalls* (A) e famílias (B), com base na presença e ausência das 44 famílias em 25 *pitfalls* em diferentes técnicas de restauração, no Parque Nacional da Serra do Itaja, Santa Catarina, 2017.

Analisando o acúmulo de serapilheira e nutrientes em área com diferentes metodologias de restauração florestal, Klippel (2016) verificou maior teor de cálcio em áreas com maior

diversidade vegetal. Para Wisniewski (1997), a concentração dos elementos nos vários componentes da serapilheira está relacionada às espécies vegetais que ali se encontram.

Já o nitrogênio, segundo Vital *et al.*(2004), é o elemento que apresenta a maior transferência dentro da vegetação, seguido do Ca. Além disso, os altos valores de N, principalmente na área da floresta, podem estar relacionados às características funcionais das espécies vegetais, como, por exemplo, a capacidade de fixação biológica de N<sub>2</sub>, que, por sua vez, podem influir na dinâmica de N da comunidade florestal, aumentando as concentrações nos tecidos vegetais (Parrota, 1999; Piotto, 2008) situação verificada neste estudo com a constatação da ocorrência de espécies arbóreas leguminosas como *Inga sessilis*, *Inga vera*, *Inga sellowiana*, *Ormosia arborea*, *Pterocarpus rohrii*, *Dalbergia brasiliensis*, *Copaifera trapezifolia*, *Dalbergiafrutescens* nos ambientes de floresta e regeneração natural.

As áreas em processo de restauração possuíram maiores acúmulos do elemento K. Em contrapartida, a área de floresta e regeneração natural apresentaram comportamento antagônico com este elemento, havendo diferença significativa do teor de K entre floresta e regeneração com as áreas das técnicas de restauro. Esse fato pode ser explicado pela predominância de gramíneas nas áreas em restauração, pois, segundo Troeh e Thompson (2007), estas têm maior retranslocação de K.

Com relação ao teor de P, é possível verificar que este componente está mais correlacionado às áreas de rugosidade, o que também pode ser explicado pela presença de gramíneas exóticas, o que corrobora Silva e Haridasan (2007), que verificaram elevada taxa de retranslocação de P em gramíneas, tornando o uso desse nutriente eficiente mesmo que os solos apresentem baixa fertilidade, como é o caso das áreas em restauração.

No diagrama de ordenação das famílias (Figura 21B), os dois primeiros eixos revelaram forte associação entre as variáveis químicas com a composição de famílias. Verificaram-se também alguns padrões de segregação entre as famílias e as áreas na RDA, provavelmente relacionados com as técnicas de restauração. O primeiro grupo de famílias se associou com as áreas onde se registrou altos teores de Ca e N na serapilheira (Silphidae, Scarabaeidae, Leiodidae, Curculionidae, Cerambycidae, Cydnidae, Formicidae, Biphylidae, Pyrrhocoridae, Scydmaenidae, Gryllidae), sendo estes tratamentos caracterizados pelos ecossistemas floresta e regeneração natural, indicando que ambientes com melhores condições para estas propriedades podem favorecer a atividade e a estabilidade desses organismos, o que pode ser uma indicação da estreita relação destes grupos com a qualidade da serapilheira.

As famílias Silphidae, Scarabaeidae e Leiodidae são detritívoros, organismos que possuem este hábito alimentar auxiliam na fragmentação mecânica do material vegetal, liberando-o para que os microorganismos continuem o processo de decomposição e ciclagem de nutrientes (Louzada, 2009). Segundo Knoepf *et al.* (2000) os detritívoros desempenham papel importante na decomposição da matéria orgânica, tornando-os excelentes bioindicadores, pois suas características e funções se alteram de acordo com nível de degradação do solo. A presença destes organismos é importante para a fragmentação e a incorporação de matéria orgânica no solo, pois o acúmulo de serapilheira é responsável pela formação de húmus bruto enquanto a fragmentação associada aos detritívoros e a incorporação mecânica produzem moderadamente um húmus não-ácido e a incorporação química pela ação de microorganismos leva a formação de húmus com alta disponibilidade de nutrientes (BUTCHER, 1971).

As famílias Curculionidae, Cerambycidae, Cydnidae, Pyrrhocoridae e Gryllidae são fitófagos, estes não participam do processo de decomposição desempenhada pela fauna edáfica, porém tem sua importância ecológica, Cerambycidae, por exemplo, contribui com material lenhoso à serapilheira uma vez que durante o processo de postura as fêmeas cortam ramos de diferentes diâmetros e espécies.

Segundo Machado (2016), sistemas florestais com maior número de espécies vegetais e com maior número de espécies potencialmente fixadoras de nitrogênio apresentam fauna mais bem estruturada, devido aos efeitos que essas características da vegetação possuem na disponibilização de recursos para esses organismos. Vasconcelos *et al.* (2013) verificaram em seu estudo sobre florestas sob processo de restauração no estado de São Paulo um efeito positivo da quantidade de Ca na densidade de coleópteros. Segundo Toledo (2003), os indivíduos pertencentes à ordem Coleoptera possuem hábito saprófago (atuam na decomposição da liteira). Trata-se da maior ordem dos insetos, com o maior número de espécies descritas e apresentam os mais variados hábitos alimentares, atuando na ciclagem de nutrientes (Decaenset *et al.*, 2006). Por outro lado, os teores de Ca influenciam as demandas fisiológicas, principalmente no que diz respeito à formação do exoesqueleto dos coleópteros (besouros) (CROMACK *et al.*, 1977).

Já áreas em restauração, apesar de já apresentarem indivíduos regenerantes, ainda apresentam grandes infestações de gramíneas exóticas, isso dificulta a regeneração natural e acaba comprometendo a produção de serapilheira. As gramíneas atuam como uma barreira na

restauração de algumas funções e serviços ecossistêmicos, comprometendo inclusive a produção de serapilheira (CELENTANO *et al.*, 2011).

No outro extremo, tem-se um grupo de famílias associadas mais fortemente com as áreas com altos teores de C/N e matéria seca na serapilheira (Aphididae, Naucoridae e Cercopidae), ou seja, áreas com poleiros artificiais e transposição de galharia. Por outro lado, observou-se que algumas famílias se associaram com os teores de LIG/POL/N, K e P na serapilheira (Culicidae, Lymexylidae, Pentatomidae, Braconidae, Psyllidae, Gelastocoridae, Chrysomelidae, Ichneumonidae, Histeridae, Tingidae, Aradidae e Anobiidae etc), caracterizando o tratamento rugosidades. Nas áreas das técnicas de restauração de transposição de galharias e rugosidades no solo a relação C/N foi alta (34 e 33), respectivamente.

As famílias Aphididae, Cercopidae, Pentatomidae, Psyllidae, Chrysomelidae, Tingidae e Anobiidae são insetos de hábito fitófago, sendo que alguns fitófagos demonstram preferência por áreas mais abertas com presença de gramíneas e espécies pioneiras, como são as áreas em processo de restauração. Além disso, altos teores de C/N são verificadas em áreas com presença de gramíneas (Aquino *et al.*, 2008), as gramíneas favorecem a presença de fitófagos.

Os níveis de Nitrogênio presentes nos tecidos das plantas atraem estes insetos, especialmente os que se alimentam de folhas jovens, pois folhas mais maduras possuem menos quantidade de nutrientes e mais mecanismos de defesa (Coley e Barone, 1996). As áreas com as técnicas de restauro além de apresentarem gramíneas exóticas, também são formadas por espécies pioneiras, as espécies pioneiras geralmente apresentam um crescimento rápido (Brokaw, 1987), entretanto atingem pequeno porte, com um ciclo de vida curto e investem pouco em defesas químicas, como compostos secundários (Coley e Barone, 1996). Dessa forma é plausível supor que estas áreas são mais suscetíveis a uma maior presença de fitófagos.

A técnica de poleiro apresentou a mais alta relação, (40)(C/N) carbono nitrogênio. A melhor relação C/N verificada neste estudo ocorreu nas áreas de floresta e regeneração, 22 e 24, respectivamente. É possível afirmar que a vegetação favoreceu este resultado, pois a heterogeneidade da composição arbórea da floresta e da regeneração acarreta aporte constante de serapilheira.

Os resultados verificados nas áreas das técnicas de restauração utilizadas são influenciados pela qualidade nutricional da serapilheira. De modo geral, serapilheiras de baixa qualidade (alto teor de lignina e polifenol; alta relação C/N) são evitadas pelos organismos do

solo. As áreas sob processo de restauração não apresentam vegetação complexa, tampouco serapilheira de qualidade. Estas áreas ainda são compostas, em sua maioria, por gramíneas exóticas e pouca presença de espécies pioneiras. Aquino *et al.* (2008) verificaram maiores valores da relação C/N em áreas com presença de gramíneas. Segundo Correia e Andrade (1999), a vegetação é um fator determinante da variabilidade horizontal, e por assim ser, quanto mais diversa for a comunidade vegetal, mais heterogênea será a serapilheira. Para Pierzynski *et al.* (1994), a serapilheira, além de fornecer carbono e energia para os organismos do solo, é também o habitat onde os organismos desempenham todas as suas funções e, como consequência, a garantia da sua sobrevivência e reprodução.

Como comentado anteriormente, a relação C/N na serapilheira das áreas estudadas, os maiores valores foram verificados da área na técnica de restauro de poleiro, e a menor relação verificada na área de floresta. Pelo teste de Tukey, a floresta difere das áreas das técnicas de restauro, mas não difere da área de regeneração natural na relação C/N (Tabela 16).

Tabela 16. Relação C/N e Lig+Pol/N nas áreas estudadas, no Parque Nacional da Serra do Itaja, Santa Catarina, 2017.

Área	C/N	LIG+POL/N
Floresta	22,67a	12,65a
Regeneração	24,07a	12,9a
Galharia	34,37b	10,59a
Rugosidade	33,42b	12,19a
Poleiro	40,42b	13,4a

C/N: Carbono/Nitrogênio. Lig+Pol/N: Lignina+Polifenóis+Nitrogênio. Valores seguidos de mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de teste Tukey a 0,05 % de probabilidade.

Por outro lado, observou-se que algumas famílias se associaram com os teores de LIG/POL/N e P na serapilheira (Culicidae, Lymexylidae, Pentatomidae, Braconidae, Psyllidae, Gelastocoridae, Chrysomelidae, Ichneumonidae, Chalcidoidea, Histeridae, e Anobiidae e outras), caracterizando a área com as técnicas de rugosidades. Segundo Moço (2006), a serapilheira que apresenta baixa concentração de nutrientes e teores altos de lignina e de polifenóis total acarreta na redução dos organismos que habitam este substrato. Alguns polifenóis possuem sabor amargo do material vegetal, sendo assim considerados antinutricionais, afetando a preferência de consumo dos artrópodes. Segundo Lassus, (1990) as ligninas são substâncias ternárias polimerizadas que agregam entre si algumas fibras

celulósicas, formando no solo complexos com aminoácidos e outras substâncias, originando materiais bem resistentes à ação dos agentes de degradação, dificultando assim o processo de decomposição.

Segundo Lavelle (1996), as características químicas da serapilheira têm grande importância para os organismos decompositores que comportam a fauna, pois determinam a taxa de decomposição, disponibilizando assim energia e nutrientes. Os grupos que se desenvolvem na serapilheira têm sua população afetada com o declínio da matéria orgânica. Para Moço (2006), a fauna edáfica é totalmente dependente dos produtos provenientes da decomposição da serapilheira, e sua sobrevivência depende disto. Ambientes com serapilheira que têm relação C/N alta, como foi o caso das áreas sob processo de restauração, afetam intensamente a eficiência da decomposição, sendo muito baixas. Segundo Santos e Camargo, (1999), a relação C/N ideal é entre 20 e 30, quando a relação é menor que 30, a decomposição do material e a liberação de nutrientes é melhor, característica observada nas áreas de floresta e regeneração natural.

Segundo Caló (2014), torna-se importante e indispensável que a variável biológica aqui representada pela entomofauna seja analisada com teores de nutrientes da serapilheira, uma vez que tal relação infere nos trabalhos de restauração trazendo melhorias. Não se pode negligenciar a importância que a serapilheira possui na dinâmica desses organismos, em função do seu potencial de servir como abrigo, melhorar as condições de microclima e de servir como recurso alimentar, principalmente para grupos transformadores (WOLTERS, 2001).

A qualidade da serapilheira de fato influenciou positivamente a presença de grupos que possuem hábitos exclusivamente de transformação ou outros hábitos alimentares como as famílias da ordem Coleoptera, esses grupos estão associados ao ambiente do solo de florestas e desempenham papel importante no funcionamento dos ecossistemas florestais.

De modo geral, é possível inferir que a melhor cobertura verificada nas áreas de floresta proporciona conseqüentemente melhores condições químicas da serapilheira, resultando assim no agrupamento de riqueza de famílias nessas áreas. Já nas áreas sob processo de restauro verifica-se baixa disponibilidade de nutrientes, indicando que as técnicas de restauração ainda não promoveram alterações nas áreas que as aproximassem da área de referência, neste caso, da floresta. É provável que tal situação ganhe outros aspectos na medida em que as técnicas de restauro promovam gradativamente o desenvolvimento de uma

comunidade arbórea mais estruturada, proporcionando, assim, a disposição de serapilheira e favorecendo a ciclagem de nutrientes e o desenvolvimento e estrutura de grupos faunísticos.

Neste sentido, pode-se perceber que pela presença de grupos detritívoros (Silphidae, Scarabaeidae, Leiodidae, Staphylinidae, Lymexylidae, Nitidulidae, Passalidae) na serapilheira, mesmo que em menor abundância as técnicas de restauro transposição de galharia, poleiros artificiais e rugosidades no solo tendem a melhorar a qualidade física química da serapilheira auxiliando o processo de restauração nestas áreas.

Alguns estudos, Hutcheson (1990) e Marinoni e Dutra (1997) demonstraram que coleópteros fitófagos predominam em áreas degradadas em início de regeneração, enquanto os grupos de detritívoros e fungívoros apresentaram maior ocorrência em áreas conservadas, sendo assim, a tímida presença dos detritívoros nas áreas das técnicas de restauro pode inferir o reflexo do propósito das técnicas de restauro, proporcionar um ambiente favorável para o restabelecimento da fauna de modo geral.

Dentre as técnicas de restauração, os resultados dos índices verificados apontam a técnica de rugosidades no solo com os melhores valores. Observando todos os dados citados anteriormente, o maior índice de diversidade foi verificado na área de rugosidade, dentre as técnicas, foi a que apresentou a maior riqueza de grupos taxonômicos. Para o perfil de diversidade, a área de rugosidade mostra um padrão de diversidade análoga às áreas de floresta nativa e área de regeneração, assim como o teste de diversidade mostra não haver diferença significativa entre a área de rugosidade e estas duas áreas. O índice de similaridade de Jaccard verificou alta similaridade entre floresta e a área de rugosidade (Jaccard=86). Com relação ao índice de mudança, dentre as técnicas de restauro, foi a área de rugosidades que mais apresentou grupos sem alteração e de extrema estimulação. Foi também a técnica dentre as estudadas a que apresentou a menor relação C/N.

Esses dados podem nos levar a entender que esse ambiente começa a refletir influência positiva da técnica de restauro. Segundo Aumond, Loch e Comin (2012) as rugosidades, além de afetarem o microclima no primeiro estágio, pela retenção da água, amenização da temperatura e aumento da umidade, influenciam benéficamente também a vegetação e a fauna pela criação de habitats diferenciados e variáveis no tempo. Em estudo realizado pelos autores, os mesmos observaram que as áreas em recuperação tiveram nas rugosidades seu diferencial por internalizar a matéria e a energia no sistema, potencializando e acelerando a recuperação ambiental.



O fato da área com as rugosidades apresentar maior diversidade, assim como também ser a área que mais apresenta grupos estimuladores, provavelmente se explica pelo fato das rugosidades manterem a umidade do solo em teores mais elevados, desta forma estimulando uma maior atividade biológica. Os valores dos índices de diversidade e equitabilidade avaliados conferem maior resiliência potencial ao ambiente. Lembrando que, diversidade e heterogeneidade são fundamentais para a resiliência em longo prazo (McCann, 2000; Bengtsson, 2002). Portanto, a técnica de rugosidades no solo pode se consolidar como importante componente atuando no aumento de diversidade, heterogeneidade e riqueza assim como a colonização de espécies em áreas sob processo de restauração na Mata Atlântica.

#### 4. CONCLUSÕES

- As maiores proporções de insetos na categoria de *Singletons* e *Doubletons* (raros) ocorrem em poleiros artificiais, transposição de galharias e regeneração inicial.
- Os maiores valores de equitabilidade são encontrados para a área da técnica de rugosidades.
- A maior similaridade qualitativa é observada entre floresta e regeneração.
- A maior similaridade qualitativa da floresta as com as técnicas de restauro acontece com a técnica de rugosidades no solo.
- A família Silphidae apresenta o maior valor indicador para área de Floresta.
- A maioria dos grupos taxonômicos ainda apresenta-se com extrema inibição.
- Os teores químicos da serapilheira influenciam na composição da entomofauna de modo significativo.
- A técnica de nucleação de rugosidades no solo é a mais eficaz que as técnicas de transposição de galharias e poleiros artificiais para favorecer a entomofauna.

## 5. REFERÊNCIAS

AIDE, T. M.; J. K. Zimmerman. **Patterns of insect herbivory, growth, and survivorship in juveniles of a neotropical liana.** [S.l.]: Ecology, p. 1412–1421, 1990.

AUMOND, J.J.; LOCH, C.; COMIN J.J. Arbordagem sistêmica e uso de modelos para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, [S.l.], 36(6): p. 1099-1118, 2012.

AQUINO, A.M. de. Et. Al. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, [S.l.], v.44, p.91-97, 2008.

ARENHARDT, T. C. P. **A INFLUÊNCIA DE TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO NA COMPOSIÇÃO DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ – SC.** 2015. 197 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2015.

BARETTA D.; MAFRA, Á. L.; SANTOS, J. C. P.; AMARANTE, C. V. T. DO; BERTOL, I. Análise multivariada da fauna edáfica em diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 41, p. 1675-1679, 2006.

BENGTSSON, J. et al. Slippin' and slidin' between the scales: the scaling components of biodiversity-ecosystem functioning relations. In: M. Loreau, S. Naeem, P. Inchausti (Eds.), **Biodiversity and Ecosystem functioning - Synthesis and perspectives**, p. 209-220. Oxford University Press Inc., New York, 2002.

BORCARDT, D., GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R.** New York: Dordrecht London Heidelberg, p. 234-240, 2011.

BROKAW, N.V.L. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. **Journal of Ecology**, [S.l.], 75: 9-19, 1987.

BROWN, JR., K. S. **Conservation of neotropical environments: Insects as Indicators.** [s.l.; s.n.]. In: COLLINS, N. M.; J. A. Thomas. **The Conservation of Insects and Their Habitats.** Academic Press, London, p. 349-404, 1991.

BROWN, S; LUGO, A. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], 1990.

BROWN, K.S.; **Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais.** In: Wink; et al. **Indicadores ambientais.** 1º ed. Sorocaba. p.143-151, 1997.

BUTCHER, J. W.; SNIDER, R. & SNIDER, R. J. Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. **Annual Review of Entomology**, v.16, p.249-288, 1971.

CALDEIRA, M. V. W. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. Londrina: **Semina: Ciências Agrárias**, [S.l.], v. 29, n. 1, p. 53-68, 2007.

CALÓ, L. O. **Chemical and biological attributes of soil in forest restoration.**2014. Dissertation f. 87, (Master's degree on Forest Science) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, 2014.

CELENTANO D. Litterfall dynamics under different Tropical Forest restoration strategies in Costa Rica. **Biotropica**, [S.l.], 43(3): 279-287, 2011.

CIVIDANES, F.J. Flutuação populacional de formas aladas de *Brevicoryne brassicae* (L.) (Hemiptera: Aphididae). **Bragantia**, [S.l.], v.61, p.143-150, 2002.

CHAO, A.; HWANG, W. H.; CHEN, Y. C.; KUO, C. Y. Estimating the number of shared species in two communities. **Stat. Sinica**, [S.l.], v. 10, p. 227-246, 2000.

CODDINGTON, J.A.; L. H. YOUNG; F. A.COYLE. Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. **The journal of Arachnology**, [S.l.], 24: 111-128, 1996.

COLWELL, R. K.. **Estimates**: estatistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0., 2006. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimate>>. Acesso em: 25 fev. 2016.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society** (Series B), 345:101-118. 1994.

COLEY, P.D. & J.A. BARONE. Herbivory and plant defenses in tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [S.l.], 27: 305-335, 1996.

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

COPATTI, C. E.; GASPARETTO, F. M. Diversidade de insetos em diferentes tipos de bordaem um fragmento de Floresta Ombrófila Mista.**Revista Biociências**, [S.l.], v.18, p.32-40, 2012.

CORREIA, M. E. F. Et. AL. Populações da macrofauna do solo em agricultura itinerante na região da Mata Atlântica, RJ. In: WORKSHOP O USO DA MACROFAUNA EDÁFICA NA AGRICULTURA DO SÉCULO XXI: a importância dos engenheiros dosolo. Londrina: **Embrapa Soja**: Instituto de Ecologia, A. C., 2003.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. **Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes.** [S.l.]: [S.n.], 1999. In: SANTOS, G. A., Camargo, F. A. O., (eds.) **Fundamentos da 49 matéria orgânica do solo**: Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis. p. 197-225, [1999].

COSTA-LIMA, A. **Insetos do Brasil. Coleópteros.** Rio de Janeiro, Escola Nacional de Agronomia, Série didática, 1952, 372 p.

CROMACK, K. Jr. et al. The role of oxalic acid and bicarbonate in calcium cycling by fungi and bacteria: Some possible implications for soil animals. **Ecol. Bull.**, [S.l.], 25, 246-252, 1977.

CUNHA NETO, F. V. et al. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. **Brazilian Journal of Soil Science**, [S.l.], v. 36, p. 1407-1417, 2012.

DE LIMA NADIA, T.; MACHADO, I. C. **Polinização por dípteros**. In: RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E.; MACHADO, I. C. (Ed.). **Biologia a polinização**. Rio de Janeiro: Ceres Belchior, 2014.

DE SOUZA, O. **Efeitos da fragmentação de ecossistemas em comunidades de cupins**. [S.l.]: [S.n.], In: E. Berti Filho; L. R. Fontes (eds.). **Biologia e controle de cupins**. Piracicaba: FEALQ, 1995.

DECÄENS, T. et. al. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**, [S.l.], v.42, p.23-38, 2006.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, [S.l.], v.67, n.3, p.345-366, 1997.

EISENLOHR, P.V. Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data. [S.l.]: **Brazilian Journal of Botany**, [S.l.], 37(3): 365-371, 2014.

FERRAZ, A. C. P.; GADELHA, B. Q.; COELHO, V. M. Aguiar. Análise faunística de Calliphoridae (Diptera) da Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 53, n. 4, p.620-628, 2009.

FERNANDES, F.S. Staphylinidae (Coleoptera) como Potenciais Famílias Bioindicadoras de Qualidade Ambiental. **Revista Eletrônica TECCEN**, Vassouras, v.4,n.3, Set-Dez. 2011. Disponível em: <<http://www.uss.br/revistateccen/>>. Acesso em: 10 jan. de 2016.

FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. M. G. S. M. A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com Eucalyptus sp. e mata secundária heterogênea. **Anais Sociedade Entomológica Brasil**, Londrina, v. 27, n. 3, p. 395-403, 1998.

GANHO, N. G.; R. C. MARINONI. 2003. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas malaise. **Revista Brasileira de Zoologia** 20: 727-236, 2003.

GANHO, N. G.; MARINONI, R. C. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta). **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 49, n. 4, p.535-543, dez. 2005.

GARDNER, T.A. et. al. **Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for Neotropical dung beetles**. [S.l.]: **J. Appl. Ecol.**, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x>>. Acesso em: 20 jan 2016.

- HAMMER, O.; D.A.T. HARPER; P.D. RYAN. PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. [S.l.]: **Paleontologia**, p. 4-9 2001.
- HELLMANN, J. J.; FOWLER, G. W. Bias, precision and accuracy of four measures of species richness. **Ecological Applications** p. 824-834, 1999.
- HILL M.O., 1973. - Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, n° 54, p. 427 - 432.
- HUNTER, M.D. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. **Agricultural and Forest Entomology**, [S.l.], v.4, n.3, p.159- 166, 2002.
- HUTCHESON, J. Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. **Ecological Entomology**, [S.l.], 15:143-151, 1990.
- KEATING, K.A.; QUINN J.F. Estimating species richness: the Michaeli Menten model revisited. **Oikos**, [S.l.], 81, 411- 416, 1998.
- KLIPPEL, V. H. Acúmulo de serapilheira e nutrientes em área com diferentes metodologias de Restauração florestal, **comunicata scientia**, p. 241-250, 2016.
- KNOEPP, J.D. et al. Biological indices of Soil quality: an ecosystem case study of their use. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v.138, p.357- 368, 2000.
- KORASAKI, V.; MORAIS, J. W. de; BRAGA, R. F. Macrofauna. In: MOREIRA. F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S. L. (Eds.). **O ecossistema solo**: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras: Editora da UFLA, p. 79-128, 2013.
- LASSUS, C. de. Composição dos resíduos vegetais de um solo manejado com nove sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, SP, v.14, p.375-380, 1990.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology Internship**, Paris, v. 33, n. 1, p. 3-16, 1996.
- LEE, J.S.H. Changes in dung beetle communities along a gradient of tropical forest disturbance in South-East Asia. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], p. 593–616, 2009.
- LEE, S.-M., CHAO, A.. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, p. 88–97, 1994.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, [S.l.], p.271-280, 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier, 2012, 852 p.
- LEIVAS, F. W. T.; FISCHER, M. L. Avaliação da composição de invertebrados terrestres em uma área rural localizada no município de Campina Grande do Sul, Paraná, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 1, p. 65-73, 2008.

LEITÃO-LIMA, P. S. **Levantamento da entomofauna em sítios florestais em recuperação e em um fragmento de floresta natural em Botucatu, SP.** 2002. 106 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Proteção de Plantas)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

LINZMEIER A. M. **Comunidade de alticini (Newman, 1834) (Coleoptera: Chrysomelidae: galerucinae) em áreas com diferentes tipos de manejo e níveis de preservação vegetal na floresta de Araucária do Paraná, Brasil.** 2005. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005.

LINZMEIER, A. M.; C. S. Ribeiro-Costa; R. C. Marinoni. Fauna de Alticini (Newman, 1834) (Coleoptera, Chrysomelidae, Galerucinae) em áreas com diferentes tipos de manejo e níveis de preservação vegetal na Floresta de Araucária do Paraná, Brasil: diversidade e estimativa de riqueza de espécies. **Revista Brasileira de Entomologia**, [S.l.], p. 101-109, 2006.

LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J.A.; COLWELL, R.K. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. [S.l.]: **Ecology**, p. 689-702, 2001.

LOUZADA, J. N. C. Insetos detritívoros. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.). **Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas.** São Paulo: Ed. Manole, p. 641-670, 2009.

LOUZADA J; ZANETTI R. **Bioindicadores de Impactos Ambientais.** [S.l.]: [S.n.], [19--?]. In: MOREIRA FMS, Cares JE, ZANETTI R, STURMER SL. **O Ecossistema Solo. Lavras.** [S.l.]: UFLA; 2013.

MACHADO, David Lopes. **Aporte de Serrapilheira, Fauna Edáfica e Matéria Orgânica do Solo em Diferentes Sistemas de Restauração Florestal.** 2016. 204 f. Tese (Doutorado em Ciêna Floretal) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho, Botucatu/SP, 2016.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica.** Curitiba: Ed. da UFPR, 2011, 261 p.

MAGURRAN, A.E.; MCGIL, B.J. **Frontiers in measuring biodiversity.** New York: **Oxford University Press**, 2011, 368 p.

MARINONI, R.C.; R.R.C. DUTRA. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malaise em oito localidades do Estado do Paraná, Brasil. Diversidades alfa e beta. **Revta bras. Zool**, [S.l.], 14 (3): p. 751-770, 1997.

MCCUNE, B.;MEFFORD, M.J. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 6.0 [software]. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software, 2011, 300 p.

MCCANN, K.S.; The diversity - stability debate. *Nature* 405, 228-233, 2000.

MELO, A. S. **Estudos sobre estimadores de riqueza de espécies, perturbações experimentais e persistência ao longo de cinco anos em comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos,** 2002. 190f. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, 2002.

- MERLIM, A. de O. **Macrofauna edáfica em ecossistemas preservados e degradados de araucária no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP.** 2005. 103 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S.l.], p.845-853, 2000.
- MOÇO, M.K.S.; Et. al. Caracterização da Fauna Edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. R. Bras. **Ci. Solo**, [S.l.], 29:555-564, 2005.
- MORAES, R.M. Diversidade de Carabidae (Coleoptera) no Parque Copesul, Triunfo, RS. Relatório final PIBIC/ CNPq. **Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 2005.
- MORAES, L. F. D. **Indicadores da restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ.** 2005. 111 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Agronomia. Seropédica, RJ. 2005.
- MOREIRA, Joventino Fernandes. **Fauna do Solo como Bioindicador no Processo de Revegetação de áreas de Mineração de Bauxita em Porto Trombetas/PA.** 2010. 112 f. Tese (Doutorado em Ciências do Curso de Pós-Graduação em Agronomia. Área de Concentração em Ciência do Solo) - Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica/RJ, 2010.
- MYERS, N. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature*, [S.l.], p.853-858, 2000.
- NEVES, F. S.; RESENDE, F. M.; FERNADES, G. W. Serviços ecossistêmicos fornecidos pelos insetos. **MG Biota**, Belo Horizonte, v. 4, n. 4, out./nov.,p. 46-53 2011.
- NICHOLS, E. et al. **Global dung beetle response to tropical forest modification and 59 fragmentation:** A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, [S.l.], 2007.
- NOGUEIRA, A.R.A.; SOUZA, G.B. Manual de laboratórios: solo, água, nutrição animal e alimentos. São Carlos: [S.l.]: **Embrapa Pecuária Sudeste**, 2005.
- NOVONTN, N. & BASSET, Y. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. **Oikos**, [S.l.], 89(3):564-572, 2000.
- OBERPRIELER, R.G.; MARVALDI, A.E.; ANDERSON. R.S. Weevils, weevils, weevils every where. **Zootaxa**, [S.l.], 1668:1-766, 2007.
- ODUM, E.P. **Fundamentos de Ecologia.** 6.ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.
- PALMER, M. W. Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. **Ecology**, [S.l.], 72: 1512-1513, 1991.

PARROTTA, J.A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management, Amsterdam**, [S.l.], v. 124, p. 45–77, 1999.

PIELOU, E. C. **An introduction to mathematical ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1966, 286 p.

PIERZYNSKI, G.M.; SIMS, J.T. & VANCE, G.F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton, CRC Press, 1994. 313p.

PIOTTO, D. A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. . **Forest Ecology and Management**, [S.l.], p 1777–1786 2008.

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, 2012.

REIS, A.; ZAMBONIN, R.M.; NAKAZONO, E.M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. Série Cadernos da Biosfera. **Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo, 1999.

REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. **A nucleação como ferramenta para restauração ambiental**. In **Anais do seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas**. São Paulo: Instituto de Botânica, p.32-39, 2003.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004.

RODRIGUES, W. C. **Homópteros (Homoptera: Sternorrhyncha) associados à tangerina cv. Poncã (*Citrus reticulata* Blanco) em cultivo orgânico e a interação com predadores e formigas**. 2004. 63 f. Tese Doutorado em Fitotecnia - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, 2004.

ROLSTAD, J. et al. **Use of indicator species to assess forest continuity: a critique**. [S.l.]: Conservation Biology, 2002.

SANTOS, G. A.; GAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. 491 p.

SANTOS, A.J. **Estimativas de riqueza em espécies** [S.l.]: [S.n.], [19--?]. In: CULLEN Jr., L. et al. (Org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003.

SCHEFFLER, P. Y. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. . **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], 21: 9-29, 2005.



SILVA, A. B. Entomofauna capturada em armadilha para dípteros na Reserva Biológica do Tinguá, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro: **Bioikos**, Campinas, 28 (1):11-23, 2014.

SILVA, J.S.O.; HARIDASAN, M.. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* P. Beauv e gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, [S.l.], 30 (2): 337-344, 2007.

SMITH, E.; VAN, B. G. . “Nonparametric Estimation of Species Richness.” **Biometrics**, [S.l.], 40, 119–129, 1984.

S.O.S MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE), Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: São Paulo, 47 p., 2016. Disponível em . Acesso em 10 maio 2017.

TEIXEIRA, C. C. L., HOFFMANN, M.; SILVAFILHO, G. Comunidade de Coleoptera de solo em remanescente de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, [S.l.], v. 9, n. 4. out./ dez. p. 91-96. 2009.

THOMANZINI, M.J.; THOMANZINI, A.P.B.W. **Levantamento de insetos e análise entomofaunística em floresta, capoeira e pastagem no Sudeste Acreano**. Rio Branco: EMBRAPA Acre, Circular Técnica nº 35, 2002.

TÓTHMÉRÉSZ, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **J. Veg. Sci**, [S.l.], 6(2):283-290, 1995.

TOLEDO, L.O. **Aporte de serrapilheira, fauna edáfica e taxa de decomposição em áreas de floresta secundária no Município de Pinheiral**, RJ, 2003, 80 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2003.

TOTI, D. S.; F. A. Coyle; J. A. Miller. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **Journal of Arachnology**, [S.l.], 28: 329-345, 2000.

TRIPLEHORN, C. A.; JONNNSON, 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.

TROEH, F.R.; THOMPSON, L.M. **Solos e fertilidade do solo**. 6 ed. São Paulo: Ed. Andrei, 2007.

TURCO, R. F.; BLUME, E. **Indicators of soil quality**. In: SIQUEIRA, J. O. et al. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa: SBCS - Lavras: UFLA/DCS, 1999.

VARCHOLA, J.M.; DUNN, J.P. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, [S.l.], v.83, p.153-163, 2001.

VASCONCELLOS, R.L.F. Et. al. Soil macrofauna as na indicator of soil quality in na undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. **European Journal of Soil Biology**, [S.l.], v. 58. p. 105-112. 2013.

VITAL, A.R.T. Et. al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore*, [S.l.], 8: 793-800, 2004.

WALTHER, B. A.; MOORE, J. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography*, [S.l.], v. 28, p. 815-829, 2005.

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

WARDLE, D. A.; PARKINSON, D. Relative importance of the effects of 2,4-D, glyphosate and environmental variables on the soil microbial biomass. *Plant Soil*, v. 134, p. 209-219, 1991.

WILSON, E. O. A situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E. O. & Peter, F. M. (Ed.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro, Ed. Nova Fronteira, pp. 3-24, 1997.

WISNIEWSKI, C. et al. Caracterização do ecossistema e estudo das relações solo-cobertura vegetal em planície pleistocênica do litoral paranaense. Curitiba: **UFPR/Departamento de Solos**, Projeto Integrado-CNPq, Relatório final, 1997.

WINK, C. et al. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, [S.l.], 4 (1): 60-71, 2005.

WOLDA, H. Between-site similarity in species composition of a number of Panamanian insect groups. *Miscellanea Zoologica*, Barcelona, v. 1, n. 19, p.39-50, 1996.

WOLTERS, V. Biodiversity of soil animal and its function. European. *Journal of Soil Biololy*, [S.l.], 37:221-227, 2001.

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

**CAPÍTULO III:**

**COMUNIDADE DE FUNGOS MICORRIZÍCOS ARBUSCULARES EM ÁREAS SOB  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO UTILIZANDO DUAS TÉCNICAS  
NUCLEADORAS NA MATA ATLÂNTICA**

## **RESUMO**

O uso de microorganismos como bioindicadores da qualidade do solo pode ser útil para a seleção e nortear a instalação de técnicas de restauração. O presente estudo analisou os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) como ferramenta de avaliação da recuperação de áreas em restauração no Parque Nacional da Serra do Itajaí, Santa Catarina, Brasil. As amostras de solo foram coletadas em duas estações (primavera e outono) e quatro áreas dentro do Parque, sendo estas: floresta nativa, duas técnicas de restauração (poleiros artificiais e transposição de galharias) e uma área de pastagem não tratada. Foram identificadas 33 espécies de FMAs, com três famílias e 11 gêneros. A família mais representada foi Acaulosporaceae. A floresta nativa apresentou maior riqueza de espécies e número de espécies exclusivas. Concluiu-se que a riqueza de espécies de FMAs pode ser sugerida como bioindicador de áreas degradadas, mas não necessariamente de recuperação a curto prazo (três anos) quando se utilizam técnicas de transposição de galharias e poleiros artificiais.

Keywords: Áreas degradadas; Glomeromycota; bioindicador

## **ABSTRACT**

Use of microorganisms as bioindicators of soil quality might be of utility for selection and implementation of restoration techniques. The present study analyzed the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) as a tool for evaluating recovery of areas undergoing restoration in the National Park of Serra do Itajaí, Santa Catarina, Brazil. Soil samples were collected in two seasons (spring and autumn) and four areas within the Park, being these: native forest, two pastures under restoration by brushwood and perches, and an untreated pasture. In total 33 AMF species were identified, within six families and 11 genera. The best represented family was Acaulosporaceae. The native forest showed the highest species richness and number of exclusive species. It was concluded that AMF species richness might be suggested as a bioindicator of degraded areas, but not necessarily of short term recovery (three years) when the brushwood and perches techniques are used.

**Keywords:** degraded areas, Glomeromycota, Bioindicator

## 1. INTRODUÇÃO

A degradação dos ecossistemas naturais tem se tornado um problema que preocupa e inspira cada vez mais debates, estudos e ações no mundo e a busca por medidas que minimizem esse efeito tem sido cada vez mais usual. Segundo Rodrigues e Gandolfi (2007), neste panorama, a restauração de áreas degradadas se configura como uma tentativa viável de remediar os danos causados ao ambiente. Para os autores, com a implantação das técnicas de restauração de áreas degradadas em diferentes ecossistemas evidencia-se a necessidade do estabelecimento de indicadores que possibilitem a compreensão das propostas destas técnicas que, por sua vez, precisam levar em consideração a peculiaridade de cada ambiente.

O uso de microorganismos do solo como bioindicadores de qualidade ambiental surge, neste quadro, portanto, como uma estratégia para o monitoramento do ambiente, avaliando a qualidade do produto - neste caso, da técnica de restauro (Costa *et al.*, 2013; Lisboa (2014). Os microorganismos do solo, especialmente os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) tornam-se como uma importante estratégia para a restauração de ambientes degradados, uma vez que os FMAs estabelecem a simbiose micorrízica arbuscular (MA) com a maioria das plantas terrestres (Wang e Qiu, 2006). Essas associações têm como referência a melhoria do estado nutricional das plantas, contribuindo positivamente com os fatores de crescimento, relações hídricas, proteção contra patógenos e atuando na estruturação e agregação do solo (BONFANTE e DESIRÒ, 2015; GIANINAZZI *et al.*, 2010)

Segundo Lisboa *et al.* (2014), a funcionalidade e a estrutura da comunidade microbiana do solo raramente é investigada, existindo, pois, bastante desconhecimento sobre os processos biológicos deste grupo nos diferentes ambientes. Para o autor, um exemplo se dá com a conversão de pastagens em áreas de florestas, que promovem a diversidade dos microrganismos, tornando assim a investigação e o entendimento da relação entre estes microrganismos, nas diferentes técnicas de restauração ecológica, de grande relevância na compreensão dos processos ecológicos.

As alterações degenerativas impostas sobre os ecossistemas influenciam na ocorrência das micorrizas, e as práticas de manejo do solo podem reduzir a incidência de espécies de FMAs em até 80% (Moreira e Siqueira 2006), porém, com a introdução de espécies vegetais e

de técnicas de restauração em áreas degradadas pode ocorrer o aumento do número de esporos, da diversidade das espécies de fungos micorrízicos arbusculares e o desenvolvimento de associações com fungos ectomicorrízicos com estas espécies vegetais (Francoet *al.*, 1995). Nesse sentido, a avaliação da população de fungos micorrízicos arbusculares nas áreas sob processo de restauração no Parque Nacional Serra do Itajaí faz-se necessária na avaliação da eficiência de duas técnicas de restauração, transposição de galharias e poleiros artificiais. Por outro lado estudos que envolvam avaliação de FMAs na Mata Atlântica em áreas sobre processo de restauração ainda são incipientes, e, partindo destas premissas, este estudo tem o objetivo de analisar a comunidade de Fungos Micorrizicos Arbusculares (FMAs) como uma ferramenta que pode possibilitar o diagnóstico prévio em áreas sob processo de restauração no Parque Nacional Serra do Itajaí, SC.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Localizações e histórico das áreas em estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral localizada na região do Vale do Itajaí no Estado de Santa Catarina. Dentro do Parque está localizada uma área denominada Faxinal do Bepe, uma área que possui elevado grau de antropização devido à conversão da floresta nativa em áreas de pastagem e de agricultura. As áreas degradadas passam pelo processo de restauração ecológica, utilizando-se técnicas de nucleação as quais foram instaladas em maio de 2013. Para a realização deste estudo foram selecionadas no total quatro áreas amostrais: uma área de floresta nativa, uma área de pasto e duas áreas que eram pastagens em processo de restauração onde estão instaladas as técnicas nucleadoras: poleiros artificiais e transposição de galharias.

As áreas amostrais da floresta nativa pertencem à fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa, formação Montana, caracterizada pelas principais espécies vegetais identificadas foram xaxim-espinhento (*Cyathea phalerata* – Cyatheaceae), samambaiçu (*Alsophila setosa* – Cyatheaceae), tanheiro (*Alchornea triplinervea* - Euphorbiaceae), xaxim-bugio (*Dicksonia sellowiana* - Dicksoniaceae), cedrorosa (*Cedrela fissilis* - Meliaceae), canela-guaicá (*Ocotea puberula* – Lauraceae), cortiça (*Guatteria australis* - Annonaceae) e vassourão-branco (*Vernonanthura discolor* – Asteraceae).

A técnica de restauração de poleiros artificiais está instalada em uma área de pastagem de 12 hectares (Reiset *al.*, 2003). Cada poleiro é constituído por 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 estruturas de apoio para o pouso das aves. Foram instalados, de forma aleatória, 20 poleiros por hectare, totalizando 240 poleiros.

A técnica de transposição de galharias está instalada em uma área de pastagem de dois hectares não contínuos. Consiste na instalação de galharias (módulos) composta por restos vegetais que formam núcleos de biodiversidade servindo de abrigo para diversas espécies de animais, ninhos e para alimentação, além de formar ambientes favoráveis para insetos decompositores (Reiset *al.* 2003). Foram instalados 80 módulos por hectare, totalizando 160 módulos, distribuídos de forma equidistante com distância de aproximadamente 11 metros entre cada um. Cada módulo ocupa uma área de aproximadamente 2 m x 2 m (4 m<sup>2</sup>), recobrando uma área de 320 m<sup>2</sup> por hectare (3,2%). Para a formação das galharias foram utilizados troncos, galhos e ramos de espécies exóticas presentes nas áreas do PNSI, principalmente de indivíduos adultos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., ausentes de cones e frutos. Todo o material foi seco ao ambiente antes da instalação das galharias.

Tabela 17. Caracterização química do solo das áreas amostradas no Parque Nacional da Serra de Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Área	Mg	K	H+Al	Al	S	pH água	Corg	P
	----- cmol <sub>c</sub> / dm <sup>3</sup> -----					1:2,5	%	mg/L
Floresta Nativa	1.0	0.35	17.6	3.0	4.15	3.9	3.43	24
Tansposição de Galharias	0.7	0.14	11.9	8.5	1.83	4.6	1.81	20
Poleiros Artificiais	0.2	0.13	13.4	7.0	1.03	4.2	2.04	20
Pasto	0.9	0.16	15.6	6.8	1.85	4.5	1.94	20

## 2.2 Delineamento experimental e amostragem

As coletas foram realizadas em quatro diferentes locais: em área de pasto e área de floresta como referência, e em duas áreas sob processo de restauro onde estão implantadas as técnicas de restauração de transposição de galharias e poleiros artificiais (Figura 22). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com cinco repetições, sendo amostras compostas por tratamento, e a distância destas repetições foi o máximo possível dentro da área amostrada afim de evitar a sobreposição das parcelas. As áreas de restauro têm 12 hectares não contínuos, porém para este estudo as coletas foram realizadas em um fragmento de dois hectares de Poleiro e dois hectares de galharias. As coletas foram realizadas nas estações do outono de 2015 e primavera de 2015. Foram coletadas 300 gramas de solo para cada repetição na profundidade de 0-20 cm.

As análises da comunidade de micorrizas, como posterior identificação foram realizadas no laboratório de Micorrizas da Universidade Regional de Blumenau na cidade de Blumenau, SC.



Figura 22. Área de estudo. Fonte: Projeto restaurar, no Parque Nacional da Serra de Itajaí, Santa Catarina, 2017.

### 2.2.1 Avaliação dos fungos micorrízicos arbusculares



Os esporos de FMAs foram extraídos de uma alíquota de 50 gramas de solo de cada amostra, pelo processo de peneiragem úmida e centrifugação em sacarose (Jenkins, 1964), separados por morfotipos com o auxílio microscópio estereoscópio, montados em lâminase lamínulas com reagente de PVLG e PVLG-Melzer, e posteriormente identificados em microscópio, usando como base para as identificações as descrições originais das espécies e as *webpages*: <http://invam.wvu.edu/> e <http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota/>

### **2.2.2 Estatística e interpretação dos resultados para Micorrizas**

A riqueza de espécies de FMAs foi definida como o número total de espécies encontradas por área de estudo (tratamento). A frequência de isolamento ( $F_i\%$ ) foi expressa como o número de amostras das quais uma determinada espécie foi isolada em uma determinada área e estação, em relação ao número total de amostras (Zhang *et al.*, 2004). Através dos valores de  $F_i$ , foi estimada a dominância de espécies de FMAs em cada um dos locais e estações estudados, seguindo a classificação proposta por Zhang *et al.* (2004): dominante ( $F_i > 50\%$ ), mais comum ( $30\% < F_i \leq 50\%$ ), comum ( $10\% < F_i \leq 30\%$ ) e rara ( $F_i \leq 10\%$ ). Além disso, as espécies da FMAs foram classificadas como generalistas (presentes nas quatro áreas), intermediárias (presentes em duas das áreas) e exclusivas (estando presentes apenas em uma das áreas).

A fim de verificar a normalidade dos grupos taxonômicos por período e por área de coleta, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Constatado a distribuição normal dos dados, aplicou-se o teste paramétrico t de Tukey ( $p \leq 0,05$ ), (5% de significância). Para análise da diversidade, foi aplicado o índice de Shannon ( $H'$ ). Para verificar a distribuição dos esporos nas áreas amostradas foi aplicado o teste de Equabilidade de Pielou. A resolução dos índices foi realizada pelo software PAST, versão 3.04 (HAMMER *et al.*, 2001).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das 289 espécies de FMAs descritas mundialmente, 153 já foram relatadas no Brasil (Lbm, 2016), representando cerca de 53% do total. Particularmente, na Mata Atlântica foram verificadas 78 espécies de FMAs (Zangaro e Moreira, 2010). Considerando as duas épocas de amostragem nas quatro áreas estudadas, foram identificadas 33 espécies de FMAs, distribuídas em seis famílias e dez gêneros. Isso equivale a 22% do número total de espécies da FMAs reportadas para o Brasil e 42% para a Mata Atlântica. Dessa forma, os resultados sugerem uma alta riqueza de espécies FMAs nas áreas amostradas do Parque Nacional Serra de Itajaí, SC.

No entanto, a comparação da riqueza de espécies de FMAs encontrada no presente estudo com outras publicações é bastante difícil. Isto, em parte, devido à diferente vegetação e características do solo das áreas utilizadas, bem como variações no esforço de amostragem entre as avaliações. Bonfim *et al.* (2016) avaliaram recentemente a comunidade FMAs associada a uma área da Floresta Atlântica Brasileira no estado de São Paulo (SP). Os autores identificaram um total de 58 espécies, que é maior do que a riqueza de espécies encontradas no presente estudo (33).

Bonfim *et al.* (2016) coletaram 35 amostras de solo em cada uma das três subáreas localizadas em diferentes altitudes e em quatro estações do ano (outono, inverno, primavera e verão). Silva *et al.* (2016) relataram a ocorrência de 26 espécies de FMAs em quatro áreas sob vegetação secundária e uso agrícola em parte da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro (RJ). Os autores coletaram três amostras compostas de solo em cada uma das quatro áreas e em duas estações do ano (úmidas e secas) e complementaram o estudo de diversidade com culturas de armadilhas para cada uma das áreas.

Das espécies de FMAs registradas no presente estudo, apenas 13 foram identificadas ao nível de gêneros. A família Acaulosporaceae, com 14 espécies, ocorreu com maior riqueza de espécies (Figura 23). Esta foi responsável por 42% do número total de espécies identificadas. A segunda família em abundância representada foi Glomeraceae com nove

espécies (33% do total). Por outro lado, a família com o menor número de representantes foi Archaeosporaceae, com apenas uma espécie sendo detectada.

Os gêneros, *Acaulospora* e *Glomus*, apresentaram o maior número de espécies, sendo 14 e 8 espécies, respectivamente. Espécies destes gêneros (*Acaulospora* e *Glomus*) foram encontradas com as maiores frequências em outras comunidades estudadas. Bonfim *et al.* (2016) relataram que esses gêneros são os que possuem o maior número de espécies em áreas de Mata Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP, com 16 e nove espécies detectadas em *Acaulospora* e *Glomus*, respectivamente. Uma situação semelhante foi relatada por Silva *et al.* (2016) também na Mata Atlântica, mas desta vez no Rio de Janeiro, Brasil. Kimmelmeier e Stürmer (2012) avaliaram a diversidade de FMAs em diversas florestas do estado de Santa Catarina no Brasil e também consideraram estes dois gêneros como predominantes.

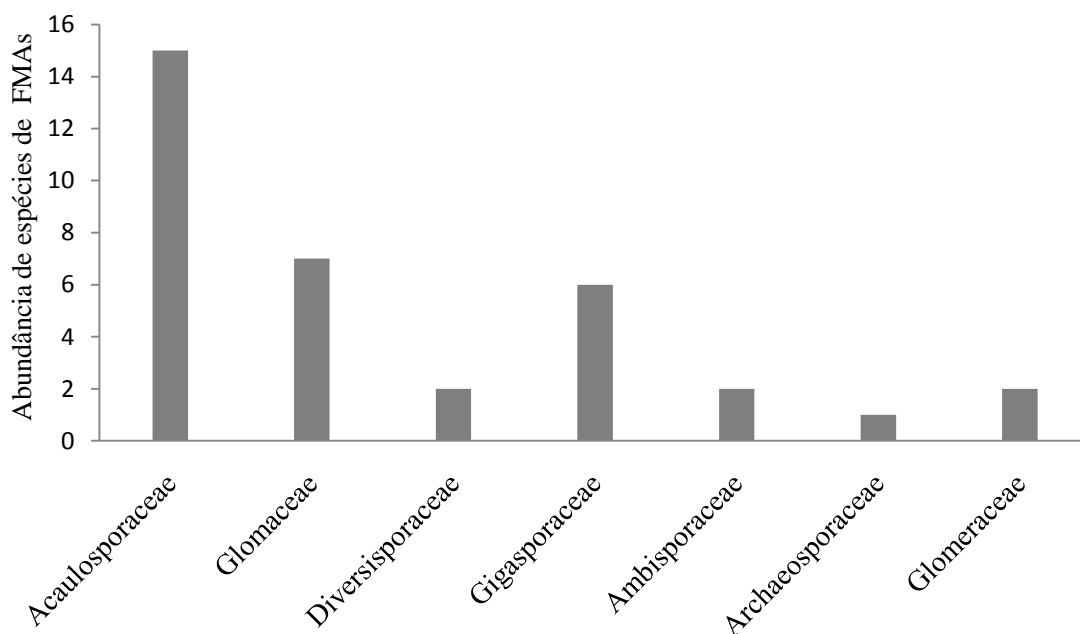


Figura 23. Famílias de FMAs registradas nas áreas amostradas no Parque Nacional da Serra de Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Não foram detectadas diferenças significativas na riqueza de espécies entre as áreas amostradas (Tukey  $p \leq 0,05$ ) (Figura 24). A maior riqueza de espécies de FMAs foi observada na floresta nativa, com 23 espécies. O segundo ambiente foi seguido neste índice ecológico por poleiros artificiais, transposição de galharias e pastagens não tratadas com 16, 15 e 14

espécies de FMAs, respectivamente (Figura 24). Embora o inverso também tenha sido proposto, as comunidades de plantas têm sido sugeridas como reguladores da diversidade de FMAs (Souza *et al.*, 2010, Castillo *et al.*, 2016). De acordo com Van der Heijden *et al.* (1998), FMAs regulam e são regulados pela comunidade vegetal, com a diversidade de ambos os grupos sendo positivamente correlacionados. Desta forma, o resultado observado no presente estudo pode ser pela comunidade de plantas mais diversa da floresta nativa, em comparação com as outras três áreas (poleiros artificiais, transposição de galharias e pastos).

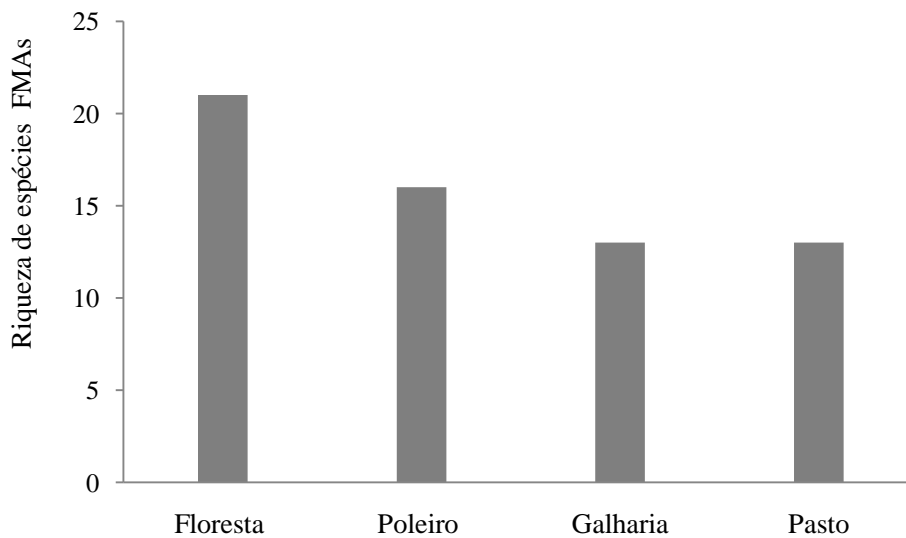


Figura 24. Áreas de estudo de FMAs no Parque Nacional da Serra de Itajaí, Santa Catarina, Brasil, 2017.

Por outro lado, ambientes perturbados podem ter menor riqueza de espécies de FMAs, em geral, como foi o caso da área de pasto, e as áreas sob as técnicas de restauração de galharia e poleiro. Os locais onde a vegetação nativa ou a camada superficial do solo foram removidas tendem a caracterizar-se por uma alta perda de propágulos de FMAs (Mergulhão *et al.*, 2009). Desta forma, a diversidade da FMAs pode ser utilizada como indicador da degradação do solo.

Entretanto, o uso como bioindicador de recuperação pode não ser útil para avaliação de curto prazo. Estudos futuros nessas áreas poderão contribuir para saber se a restauração da diversidade de FMAs ocorrerá nos próximos anos, uma vez que a colonização das áreas por mais espécies de plantas ocorre. Paulatinamente a recuperação dos ecossistemas pelas técnicas de galharias e poleiros pode ser considerada lenta quando comparada a outras, como

plântio direto de mudas e / ou importação de solo de áreas naturais (Schoen, 2015), pela existência de microrganismos e sementes de plantas. As últimas técnicas podem influenciar possivelmente a diversidade de FMAs em um período mais curto de tempo, quando comparado aos métodos de restauração de transposição de galharias e poleiros artificiais.

O maior número de espécies exclusivas das FMAs correspondeu à floresta nativa. Nesta área, foram identificadas nove espécies exclusivas, sendo estas: *Acaulospora tuberculata*, *Acaulospora* sp1, *Glomus heterosporum*, *Glomus* sp2, *Glomus* sp3, *Glomus* sp4, *Glomus* sp5, *Racocetra verrucosa* e *Glomus coremioides*. Na área submetida à técnica de restauração de poleiros artificiais, *Acaulospora verna*, *Archaeospora trappei* e *Gigaspora* sp1 representaram as espécies exclusivas.

A área da técnica de restauração com aplicação da técnica de transposição de galharias também teve três espécies exclusivas, sendo estas: *Acaulospora herrerae*, *Acaulospora walkeri* e *Glomus* sp6. Na área de pasto, sem técnica de restauração ocorreu duas espécies exclusivas: *Cetranspora pellucida* e *Racocetra* sp1. As espécies generalistas de FMAs, que ocorreram em todas as quatro áreas amostradas, foram: *Acaulospora lacunosa*, *Acaulospora laevis*, *Acaulospora mellea*, *Acaulospora morrowiae*, *Diversispora* sp1, *Diversispora* sp2 e *Glomus* sp1. As espécies intermediárias de FMAs foram aquelas que ocorreram em duas das áreas amostradas. Nove espécies foram classificadas nesta categoria: *Acaulospora alpina*, *Acaulospora foveata*, *Acaulospora gedanensis*, *Acaulospora scrobiculata*, *Acaulospora* sp2, *Ambispora leptoticha*, *Gigaspora decipiens*, *Scutellospora* sp1 e *Rhizophagus clarus*.

Em geral, mais de 50% das espécies generalistas e intermediárias identificadas no presente estudo pertenceram ao gênero *Acaulospora*. Isso sugere alta plasticidade ecológica e mais fácil adaptação a diversos ambientes, inclusive perturbados, das espécies dentro deste gênero (Zangaro e Moreira, 2010). Este padrão pode estar associado ao pH ácido característico das quatro áreas estudadas (Tabela 17). Estudos anteriores indicaram que os gêneros *Acaulospora* são predominantes em ecossistemas com baixos valores de pH (Stürmer *et al.*, 2006). Além disso, as espécies de *Acaulospora* já foram relatadas como generalistas em outros estudos na Mata Atlântica e áreas adjacentes (TRUFEM *et al.*, 1994; SILVA *et al.*, 2006).

De acordo com Sieverding (1991) espécies deste gênero são favorecidas por diminuições na fertilidade. Isso pode ter sido o caso das áreas de pastagem incluídas no

estudo, que apresentaram níveis baixos de K, P e C orgânico, quando comparados com a floresta nativa (Tabela 17).

As condições do ambiente na floresta nativa favoreceram o maior número de espécies exclusivas (nove). As áreas com as técnicas de restauração e de pastos, foram representadas por apenas duas ou três espécies exclusivas cada, indicando perda de espécies quando comparadas à floresta nativa. Isto sugere que predominantemente espécies capazes de se adaptar às variações da vegetação e outras perturbações ambientais persistem nestes ecossistemas. Por outro lado, não foram verificadas na floresta nativa espécies como *Archaeospora trappei*, *Cetraspora pellucida*, *Gigaspora decipiens*, *Racocetra* sp1, *Glomus* sp6 e *Rhizophagus clarus*, representadas apenas nas áreas de pastagem. Isto pode indicar a preferência destas espécies por ambientes perturbados. Ao mesmo tempo, isso pode ser o resultado de variações nos padrões de esporulação de espécies de FMAs já presentes no solo, quando ocorrem variações na estrutura da comunidade vegetal.

A avaliação dos dados por estação indicou a ocorrência de 21 espécies de FMAs na primavera de 2014 nas quatro áreas amostradas do Parque (Tabela 18). Espécies como *Acaulospora gedanensis*, *Acaulospora walkeri*, *Acaulospora pellucida*, *Glomus* sp4 e *Glomus* sp5, foram exclusivas da primavera (Tabela 18). No outono de 2015, foram verificadas 28 espécies. Desta forma, 12 espécies foram consideradas exclusivas na estação: *Acaulospora alpina*, *Acaulospora verna*, *Acaulospora* sp1, *Archaeospora trappei*, *Gigaspora* sp1, *Racocetra* sp1, *Scutellospora* sp1, *Glomus heterosporum*, *Glomus* sp2, *Glomus* sp3, *Glomus* sp6 e *Glomus coremioides*. No entanto, não foi detectada diferença significativa na comunidade FMA por estações (Tukey  $p \leq 0,05$ ).

As variações sazonais das comunidades de FMAs foram relatadas anteriormente para vários ecossistemas em todo o mundo. Embora esses resultados representem um tema controverso, alguns autores sugerem que nas estações mais úmidas têm, em geral, maior colonização de plantas de FMAs (Halder *et al.*, 2015) e menor esporulação (BONFIM *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2014).

Dessa forma, estudos de diversidade de FMAs utilizando a morfologia de esporos como método de identificação podem detectar menor número de espécies durante o período úmido no ano. Este foi o caso do presente estudo, como no outono (período seco), o qual foi responsável pela maior riqueza de espécies em comparação na primavera (estação chuvosa).

No outono houve um valor superior de espécies exclusivas do que na primavera. Diferentes espécies de FMAs também apresentam variações nos seus padrões de esporulação, o que pode explicar a ocorrência de algumas espécies que são exclusivas no outono, e algumas outras na primavera. Esses resultados destacam a importância da amostragem em mais de um período do ano, quando pretende-se avaliar a diversidade de FMAs pela morfologia dos esporos, como também foi indicado por Bonfim *et al.* (2016).

No total, nove espécies foram classificadas como dominantes ( $F_i > 50\%$ ) em pelo menos uma das áreas estudadas, em uma ou em ambas as estações amostradas (Tabela 18). A espécie *Glomus* sp1 teve frequência superior, sendo dominante nas quatro áreas e nas duas estações incluídas no estudo. No entanto, em geral, poucas espécies mantiveram a categoria dominante na mesma área de amostragem nas duas estações, tendo ocorrido: *Acaulospora laevis* e *Acaulospora mellea* (poleiros artificiais) e *Diversispora* sp2 (pasto). Outras espécies como *Acaulospora foveata* e *Acaulospora scrobiculata* foram dominantes apenas no outono, na transposição de galharias e pasto, respectivamente. Nenhuma das espécies identificadas foi considerada dominante na primavera.

O menor número de espécies dominantes, independentemente da área, foi na primavera com cinco espécies. Nesse período, a floresta nativa e transposição de galharias apresentaram somente uma espécie dominante (*Glomus* sp.1). Não houve espécies raras em nenhuma das estações ou áreas avaliadas. Verificou-se que as áreas estudadas possuem comunidades de FMAs com predominância de espécies comuns, com frequência de ocorrência de 20 a 40%, independentemente da estação.

Tabela 18. Frequência de ocorrência das espécies de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em quatro áreas amostradas do Parque Nacional Serra de Itajaí, Santa Catarina, 2017.

Flo: floresta nativa; Po: Poleiros artificiais; Ga: Transposição de Galharias; Pa: Pasto.

FMA Família / Spécies	Frequência de ocorrência (F)							
	Primavera, 2014*				Outono, 2015**			
	Fl	Po	Ga	Pa	Fl	Po	Ga	Pa
<b>Acaulosporaceae</b>								
<i>Acaulospora alpina</i> Oehl, Sykorova & Sieverd.**					20			40
<i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos	20	40			20	60		40
<i>Acaulospora gedanensis</i> Blaszk.*	20	40						
<i>Acaulospora herrerae</i> Furrázola, B.T. Goto, G.A. Silva, Sieverd. & Oehl			20				20	
<i>Acaulospora lacunosa</i> J.B. Morton	40				60	20	60	20
<i>Acaulospora laevis</i> Gerd. & Trappe			80	40	20	100	60	60
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	20	60		60	100	100	40	
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck				20	20	40	40	20
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	20				20		20	60
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	20				40			
<i>Acaulospora verna</i> Blaszk.**						20		
<i>Acaulospora walkeri</i> Kramad. & Hedger				20				
<i>Acaulospora</i> sp1**					20			
<i>Acaulospora</i> sp2	20	20	40				20	
<b>Ambisporaceae</b>								
<i>Ambispora leptoticha</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker, Vestberg & A. Schüssler			20	20	20	40	20	
<b>Archaeosporaceae</b>								
<i>Archaeospora trappei</i> (R.N. Ames & Linderman) J.B. Morton & D. Redecker**						20		
<b>Diversisporaceae</b>								
<i>Diversispora</i> sp1	40	60	40			20	60	20
<i>Diversispora</i> sp2	20			60	60	60	20	60
<b>Gigasporaceae</b>								
<i>Cetraspora pellucida</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.*				20				
<i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott				40		20		20
<i>Gigaspora</i> sp1**						20		
<i>Racocetra verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	20				20			
<i>Racocetra</i> sp1**								20
<i>Scutellospora</i> sp1**					60			60
<b>Glomeraceae</b>								
<i>Glomus heterosporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck**					20			
<i>Glomus</i> sp1	100	100	60	100	100	100	100	100
<i>Glomus</i> sp2**					20			
<i>Glomus</i> sp3**					20			
<i>Glomus</i> sp4*	40							
<i>Glomus</i> sp5*	40							
<i>Glomus</i> sp6**							20	
<i>Rhizophagus clarus</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) C. Walker & A. Schüßler			20	20		20	20	
<i>Sclerocystis coremioides</i> Berk. & Broome**					20			

Avaliando a ocorrência das espécies, é possível notar que a floresta foi o ambiente onde ocorreu o maior número de espécies exclusivas: um total de 7 (*Glomus* sp2, *Glomus* sp3, *Glomus heterosporum*, *Acaulospora tuberculata*, *Acaulospora* sp, *Racocetra verrucosa*, *Sclerocystis coremioides*). Na transposição de galharias, duas espécies foram exclusivas (*Glomus* sp6 e *Acaulospora herrera*). No ambiente de poleiros artificiais as



espécies: *Acaulospora verna*, *Gigaspora* sp., *Archaeospora trappei* foram exclusivas. Na área de pasto, as espécies exclusivas foram *Racocetra* s1 e *Cetraspora pellucida*.

As espécies generalistas, ou seja, aquelas de ocorrência nas quatro áreas do estudo foram: *Glomus* sp1, *Acaulospora laevis*, e *Diversispora* sp2. Assim como neste estudo, espécies do gênero *Acaulospora* e *Glomus* já foram consideradas generalistas em estudos anteriores, realizados em ambiente de Mata Atlântica e seus entornos (Trufemet *al.*, 1994; Silva *et al.*, 2006). Essas espécies mostram sua elevada plasticidade e fácil adaptação ao predominar nos mais variados ambientes, sendo o impacto biótico ou abiótico (Zangaro e Moreira, 2010). De igual modo, outros autores ressaltam que a proliferação das espécies deste gênero (*Acaulospora*) é favorecida pela baixa fertilidade do solo proveniente de práticas agrícolas (Sieverding, 1991).

As espécies intermediárias observadas foram *Rhizophagus clarus*, ocorrendo em poleiros artificiais e transposição de galharia; *Acaulospora alpina* e *Sutellospora* sp1, ambas ocorrendo em pasto e floresta; *Gigaspora decipiens*, que ocorreu somente em poleiros artificiais e pasto; e *Acaulospora foveata* e *Ambispora leptoticha* ocorreram em poleiros artificiais e floresta.

Avaliando os dados por estação, na primavera de 2014 foram verificadas 22 espécies distribuídas nos quatro ambientes estudados algumas espécies como *Glomus* sp5 e *Glomus* sp4 ocorreram exclusivamente nesta estação (tabela 18). No outono de 2015 foram verificadas 29 espécies, as espécies *Glomus* sp6 e *Glomus* sp2 ocorreram exclusivamente no outono (tabela 18), não houve diferença significativa quanto ao número de esporos entre as duas estações verificadas.

No outono os grupos mais frequentes foram *Glomus* sp1 de (F=21,73%) *Acaulospora laevis* (F=14,70%), *Acaulospora mellea* (F=14,70%), *Diversispora* sp1 (F=13,04%), e *Acaulospora lacunosa* (F=13,04%). Todas estas espécies foram dominantes. Os demais grupos de FMAs estudados nesta estação apresentaram valores menores que 10%. As espécies *Acaulospora alpina*, *Diversispora* sp2 e *Acaulospora foveata*, embora com baixa frequência, (F=8%), foram classificadas como dominantes no outono.

Considerando a frequência relativa das espécies na primavera, o maior valor foi verificado também para a espécie do *Glomus* sp1 (F=33,33%). As demais espécies dominantes na primavera foram: *Acaulospora* sp2 (F=18,18%), *Acaulospora laevis* (F=18,18%) e *Diversispora* sp1 (F=18,18). Segundo Zangaro e Moreira (2010), os gêneros *Acaulospora* e *Glomus* são sempre verificados como dominantes em várias áreas de Floresta

Atlântica em relação aos demais gêneros ocorrentes, inferindo que se trata, portanto, de dois grupos adaptados as mais variadas condições ambientais. As espécies com índice de frequência abaixo de 10%, mas ainda assim dominantes, foram: *Acaulospora walkerii*, *Acaulospora foveata*, *Acaulospora morrowiae*, e *Acaulospora herrera*.

Avaliando-se a frequência por unidade de área amostral, o maior índice foi registrado na área de pasto, representado por *Glomus* sp1 (F=33,33%); na galharia a maior frequência ocorreu com *Acaulospora* sp2 (18,18%); em poleiro, as espécies *Acaulospora mellea* e *Acaulospora laevis* registraram frequência de (F=14,70%) cada uma. No ambiente da floresta, a maior frequência foi registrada para o gênero *Glomus* sp1 (F=25%). Este resultado é semelhante ao verificado por Kimmelmeiere Stürmer (2012) em estudos realizados em floresta ombrófila mista e floresta estacional decidual, em Santa Catarina. *Glomus* sp1 foi classificado como dominante, com o maior índice de frequência dentre os demais grupos registrados.

A área da floresta nativa apresentou índice de diversidade de ( $H' = 2,63$ ), porém não houve diferença significativa das demais áreas. Na área da floresta, foram encontradas 21 espécies, sendo que sete destas foram exclusivamente encontradas nesse local. Souza *et al.* (2010) também observaram maior diversidade de FMAs em sistemas com maior diversidade de espécies vegetais. Demais estudos em áreas do bioma Mata Atlântica em sucessão demonstram que os estágios iniciais possuem, em geral, menor diversidade de FMAs que as florestas maduras (AIDAR *et al.*, 2004; STÜRMEER *et al.*, 2006).

Segundo Van der Heijden *et al.* (1998), os FMAs regulam e são regulados pela comunidade vegetal, sendo a diversidade de ambas positivamente correlacionadas. Já em ambientes perturbados ou que sofreram qualquer tipo de interferência podem apresentar menor riqueza de espécies sendo exatamente, características dos ambientes onde ocorreram os menores índices tanto de diversidade como de riqueza observada, como as áreas de pastos, poleiros e galharias. Mergulhão *et al.* (2009) ressaltam que locais onde houve a retirada da vegetação nativa e a camada superficial orgânica do solo ficou comprometida, há também uma grande perda de propágulos de FMAs. Verificou-se neste trabalho que os FMAs demonstrou preferência pela área da floresta nativa, e o contrário foi verificado com as áreas das técnicas de restauro e a área de pastagens.

A equitabilidade avaliada pelo índice de Pielou foi superior na área de galharia, ( $J' = 0,905$ ), considerada alta, e evidenciando, portanto, que neste ambiente há uma melhor

distribuição dos esporos por espécie de FMAs. A área com menor índice de equitabilidade ocorreu no pasto ( $J'=2,31$ ) (Tabela 19).

Tabela 19. Índice de diversidade e equitabilidade da média geral de FMAs para as diferentes áreas amostrais, Parque Nacional Serra de Itajaí, Santa Catarina, Brasil, 2017.

Área	Índice de Shannon	Índice de Pielou
Floresta Nativa	2,73a	0,898
Poleiros Artificiais	2,43a	0,879
Transposição de Galharias	2,32a	0,901
Pasto	2,31a	0,905

Valores seguidos de mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ).

O presente estudo indica diminuição da diversidade de FMAs em ecossistemas perturbados onde a vegetação original foi removida para o estabelecimento de pasto. A implantação das técnicas de restauração não implica a recuperação da diversidade de FMAs em curto prazo; Não excluindo, no entanto, restauração a longo prazo deste parâmetro. Desta forma, a riqueza de espécies de FMAs pode ser sugerida como um indicador biológico de áreas degradadas, mas não necessariamente ideal para o monitoramento inicial de restauração quando as técnicas de transposição de galharias e poleiros artificiais são usadas. Seu uso como bioindicadores quando outros métodos de restauração são usados ou em áreas com níveis mais baixos de degradação, devem ser testados.

Além disso, o presente trabalho, pode ser considerado um estudo pioneiro no Parque Nacional do Itajaí. Este trabalho aumentou o conhecimento sobre a diversidade de FMAs em áreas sob diferentes estágios de conservação na Mata Atlântica. Embora tenha sido encontrada uma alta diversidade de FMAs, pode ter sido subestimada devido ao baixo esforço de amostragem em relação à dimensão da área ocupada pelo Parque Nacional do Itajaí, Santa Catarina.

#### 4. CONCLUSÕES

- As condições químicas do solo afetam a ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs).

- Não há diferença na abundancia de Fungos Micorrizicos Arbusculares nas diferentes estações estudadas
- A família Acaulosporaceae apresenta o maior número de indivíduos amostrados
- O maior índice de frequência ocorre com a espécie *Glomus* spl.
- Na área de restauro com galharias a equitabilidade de Fungos Micorrizicos Arbusculares é superior.
- Na floresta ocorre o maior número de espécies exclusivas de Fungos Micorrizicos Arbusculares.

## 5. REFERÊNCIAS

- AIDAR, M.P.M., CARRENHO, R., JOLY, C.A. 2004. Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence in Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), São Paulo. **Biota Neotropica** 4: 1-15, 2004.
- BONFANTE, P.; A. DESIRO. 2015. **Arbuscular Mycorrhizas: The lives of beneficial fungi and their plant hosts**. In: (Ed.): Lugtenberg, B. Principles of Plant-Microbe Interactions. Springer Inter. Publ., Switzerland, pp. 235-245.
- BONFIM, J.A.; MATSUMOTO, S.N.; LIMA, J.M.; CÉSAR, F.R.C.; SANTOS, M.A.F.. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e aspectos fisiológicos em cafeeiros cultivados em sistema agroflorestal e a pleno sol. **Bragantia**, [S.l.], 69: 201-206, 2010.
- BONFIM, J.A.; Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: A gradient of environmental restoration. **Applied Soil Ecology**, [S.l.], 71: 7-14, 2016.
- CASTILLO, C.G. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi biodiversity: prospecting in Southern-Central zone of Chile. A review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [S. l], 16 (2): 400-422, 2016.
- COSTA, D.; FREIRAS, H.; SOUSA, J.P. Influence of seasons and land-use practices on soil microbial activity and metabolic diversity in the “Montado ecosystem”. **European Journal of soil Biology**, [S.l.], 59: 22-30, 2013.
- GIANINAZZI, S., GOLLOTTE A., BINET M.-N., van Tuinen D., Redecker D., Wipf D., 2010. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. **Mycorrhiza** 20, 519–530, 2010.
- FRANCO, A.A.; **Uso de leguminosas florestais noduladas e micorrizadas como agentes de recuperação e manutenção da vida do solo: um modelo tecnológico**. In: Esteves F. (ed.)

**Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros.** UFRJ, Rio de Janeiro, Brazil. p. 459-467, 1995.

HALDER, M.; AKHTER, S.; ISLAM, S.; KARIM, R..Seasonal variation of arbuscular mycorrhizal fungi colonization with some medicinal plant species of Chittagong BCSIR forest. **Plant Science Today**, [S.l.], 2 (3): 87-92, 2015.

JENKINS, W.R.A. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Report**, [S.l.], 48: 692, 1964.

KEMMELMEIER, K.; STÜRMER, S.L. **Riqueza específica e frequência de fungos micorrízicos arbusculares (filo Glomeromycota) na Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual em Santa Catarina.** In: Vibrans, A.C., Sevegnani, L., Gasper, A.L., Lingner, D.V. (eds.). **Inventário Florístico Floresta de Santa Catarina, Vol. I Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.** Edifurb,Blumenau, Brazil, 2012.

LBM. Laboratório de Biologia de Micorrizas, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2016. Disponível em: <http://glomeromycota.wixsite.com/lbmicorrizas>. Acesso em 29 Out. 2016.

LISBOA,F.J.G.; The match between microbial community structure and soil properties is modulated by land use types and sample origin within an integrated agroecosystem. **Soil Biology & Biochemistry**, [S.l.], 78: 97-108, 2014.

MERGULHÃO, A.C.E.S. et al. Hospedeiros e ciclos sucessivos de multiplicação afetam a detecção de fungos micorrízicos arbusculares em áreas impactadas por mineração gesseira. **Revista Árvore, Viçosa**, 33 (2): 227-236, 2009.

MOREIRA, F.M.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** UFLA, Lavras, Brazil. 729 p, 2006.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.**Restoration actions.** In: Martins, R.R., Gandolfi, S. (eds.) **High diversity Forest restoration in degraded áreas.** Nova Science Publishers, New York, USA. p. 77-102, 2007.

SANTOS, R.S.; BARRETO, P.A.B.; SCORRIZA, R.N. Efeito da sazonalidade na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em um fragmento de mata de cipó em Vitória da Conquista, Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, [S.l.],12 (1): 46-51, 2014.

SCHOEN, C.; **Rocha potássica (fonolito), inoculante micorrízico on farm e técnicas de rugosidades do solo no crescimento de espécies arbóreas de interesse econômico e ambiental,** Blumenau, SC, 2015, 101 f. (Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Regional de Blumenau).

SIEVERDING, E. **Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems.** GTZ, Eschborn, Germany: [S.n.], 371 p, 1991.

SILVA, C.F.; Fungos micorrízicos arbusculares em áreas no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar e Ubatuba (SP). **Revista Caatinga**, [S.l.], 19: 1-10, 2006.

SILVA, C.F. Fungos micorrízicos arbusculares: composição, comprimento de micélio extrarradicar e glomalina em áreas de Mata Atlântica, Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, Santa Maria/RS, 26 (2): 419-433, 2016.

SOUZA, G.I. Arbuscular mycorrhizal fungi in agricultural and forest systems. **Global Sci. Technol**, [S.l.], 3: 1-9, 2010.

STÜRMER, S.L.; FILHO, O.K.; QUEIROZ, M.H.; MENDOÇA, M.M. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brasil. **Acta bot. Brás**, [S.l.], 20 (3): 513-521, 2006.

TRUFEM, S.F.B.; MALATINSZKY, S.M.M.; OTOMO, H.S. Fungos micorrízicos arbusculares em rizosferas de plantas do litoral arenoso do Parque estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [S.l.], 8: 219-229, 1994.

VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; BOLLER, T.; WIEMKEN, A.; SANDERS, I.R.. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. **Ecology**, [S.l.], 79: 2082–2091, 1998.

WANG, B.; QIU, Y. L. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. **Mycorrhiza** 16, 299-363, 2006.

ZANGARO, W.; MOREIRA, M. **Micorrizas arbusculares nos biomas Floresta Atlântica e Floresta de Araucária**. In: Siqueira, J.O. et al. **Micorrizas 30 anos de pesquisa no Brasil**. UFLA, Lavras, Brazil. p. 279-310, 2010.

ZHANG, Y.; GUI, L.D.; LIU, R.J. Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. **Plant and Soil**, [S.L.], 261: 257-263, 2004.