



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

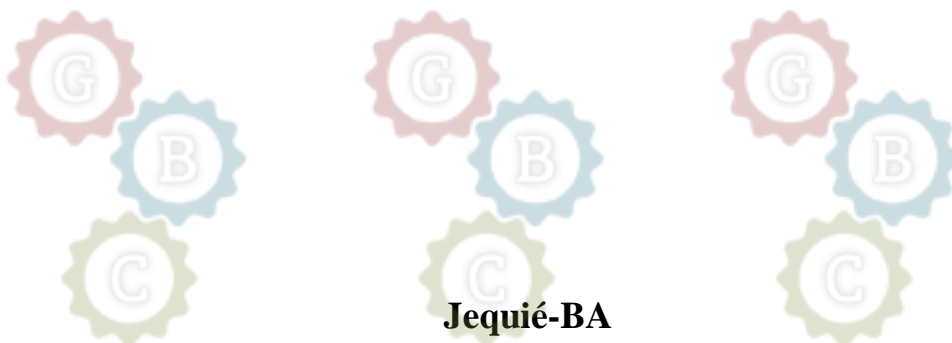
**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA,
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**



**DIVERSIDADE DE TRIPES (INSECTA: THYSANOPTERA) DA
SERAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO
PARQUE NACIONAL DE BOA NOVA, BAHIA**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Mírian do Vale Santos



**Jequié-BA
2016**

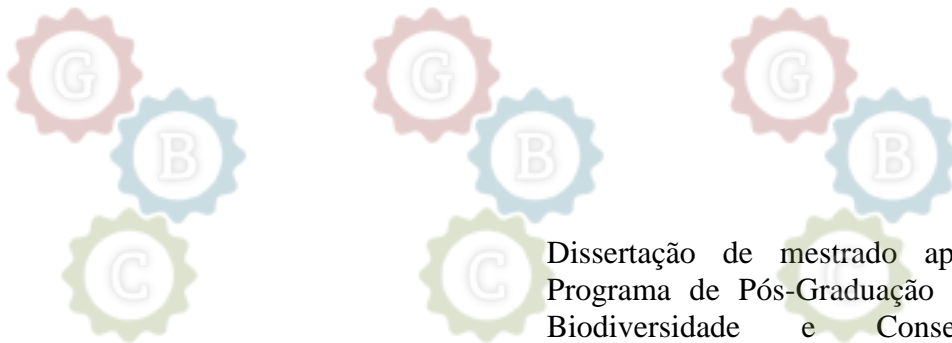
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



MÍRIAN DO VALE SANTOS

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**DIVERSIDADE DE TRIPES (INSECTA: THYSANOPTERA) DA
SERAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO
PARQUE NACIONAL DE BOA NOVA, BAHIA**



Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, para obtenção do título de Mestre em Genética, Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Juvenal Cordeiro Silva Junior

Coorientadores: Prof. Dr. Adriano Cavalleri (FURG) e a Prof.^a Mirian Cristina de Almeida (UESB)

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Jequié-BA
2016

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



S237d Santos, Mírian do Vale.

Diversidade de tripes (Insecta: Thysanoptera) da serapilheira em fragmentos de mata atlântica no parque nacional de Boa Nova, Bahia/ Mírian do Vale Santos. - Jequié, 2016.

79f.

(Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, sob orientação do Prof. Dr. Juvenal Cordeiro Silva Junior e coorientação Adriano Cavalleri e Mirian Cristina de Almeida).

1. Biodiversidade 2. Antropização 3. Floresta tropical 4. Fungívoros 5. Microambiente I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia II. Título

CDD – 333.9516





MÍRIAN DO VALE SANTOS

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

**DIVERSIDADE DE TRIPES (INSECTA: THYSANOPTERA) DA
SERAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO
PARQUE NACIONAL DE BOA NOVA, BAHIA**

Aprovada em ____/____/____

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Juvenal Cordeiro Silva Junior

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia-UESB/*Campus* de Jequié-BA

(Orientador)

Dr^a. Luciana Regina Podgaiski

Universidade Federal do Rio Grande do Sul-UFRGS

(Parecerista)

Prof^a. Dra. Raquel Pérez-Maluf

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia-UESB/*Campus* de Vitória da Conquista-BA

(Parecerista)



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Dedicatória

Dedico este trabalho aos que amo e aos que me amam.

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Agradecimentos

Agradeço a Deus, que mais uma vez me sustentou para alcançar mais um objetivo. Seja lá quem ele é e como é, o fato da minha fé nele, ser meu baluarte, o torna real em mim.

Minha mãe, minha melhor amiga, a existência dela é essencial para me fazer conquistar. Porque é ela quem me inspira levantar todos os dias para seguir atrás dos meus sonhos. Serei eternamente grata, pelo seu árduo preço pago para me manter de pé.

Grata aos meus orientadores e amigos Juvenal Jr., Adriano Cavalleri e Mírian Cristina. São meus exemplos, os responsáveis por qualquer resultado positivo, desde quando entrei no mestrado. Nada do que fiz, aprendi e conquistei desde então seria possível sem eles, por isso são a melhor parte do meu mestrado.

Às minhas irmãs Meirilan, Marília, Miriam, Rute e Raquel, que me ajudaram de várias formas nestes dois anos, até mesmo na confecção dos meus extratores e em minhas coletas.

Minhas amigas e irmãs Silvia e Dani e meu amigo Leandro, que estão comigo desde quando eu ainda sonhava com o mestrado. Eles me fortalecem na minha fraqueza, serão sempre, mesmo na distância, parte de mim.

Meus amigos do LabI –UESB e do Laboratório de interações da UFRGS, que além de me ajudarem muito, fizeram meus dias mais felizes e coloridos. Mari Lindner, Tiago e Fernando que foram tão generosos comigo nas minhas estadias em POA, trouxeram para minha vida muita beleza e muita gente querida.

Aos meus colegas e amigos da turma do mestrado, de quem nunca esquecerei. Especialmente a Anselmo, Valéria, Polly, Lane e Nando, que foram tão queridos comigo e me proporcionaram tantos momentos felizes.

Agradeço à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB e especialmente, ao Programa de Pós Graduação em Genética Biodiversidade e Conservação – PPGGBC por possibilitarem a realização do presente trabalho. Aos professores do PPGGBC, aos funcionários do programa e da UESB, especialmente a nossa querida secretária Josi.



Biografia

Mírian do Vale Santos, filha de Maísa Macedo do Vale e Hugo da Conceição Santos, nascida em Jequié no ano de 1991. Iniciou seus estudos em 1994 em Jequié, fazendo todo seu ensino fundamental e médio em escolas da rede pública. Concluindo o ensino médio em 2007.

Em 2008 foi aprovada em vestibulares de algumas universidades públicas, optando pelo curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Jequié. Desde o ingresso se interessou pela pesquisa, ainda no primeiro semestre foi voluntária da iniciação científica e logo depois foi bolsista de iniciação a docência da CAPES no PIBID- Biologia. Passou a graduação desenvolvendo atividades nas duas iniciações, onde desenvolveu trabalhos nas áreas de genética e botânica. Seu trabalho de monografia abordava o ensino de botânica utilizando aulas com metodologias diferenciadas. Em 2013.1 defendeu sua monografia intitulada “Biodiversidade Botânica Na Prática: Uso De Kits Didáticos Em Aulas Práticas No Ensino Fundamental”.

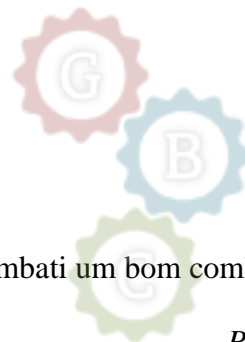
Em 2014, foi aprovada na seleção do mestrado em Genética, Biodiversidade e Conservação, com área de concentração em Biodiversidade e Conservação, na Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, atuando na área de Ecologia e Taxonomia de Tripes.



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Acabei a carreira, combati um bom combate e guardei a fé.

Paulo de Tarso

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Resumo

A serapilheira apresenta uma grande diversidade de insetos, que participam de processos importantes para a floresta, como a decomposição e a ciclagem de nutrientes. Dentre os insetos típicos desse micro-habitat, se destacam aqueles pertencentes à ordem Thysanoptera. Estes são animais diminutos que ocupam uma variedade de ambientes, onde apresentam uma diversidade de hábitos. Mas, a maior parte do grupo é composta por fungívoros, que em sua maioria vivem na serapilheira. Considerando a importância ecológica desse ambiente e de sua fauna para a manutenção da floresta, bem como o quanto podem ser afetadas pelas condições ambientais, analisamos aqui: (i) a relação entre variáveis ambientais bióticas e abióticas e a comunidade de tripes da serapilheira, e (ii) o efeito do estado de regeneração da floresta sobre a guilda de tripes fungívoros. O estudo foi realizado entre os meses de janeiro a março de 2015, em quatro fragmentos de floresta Ombrófila Úmida do Parque Nacional de Boa Nova, no município de Boa Nova, BA. Em cada fragmento foram selecionados dois tratamentos (área de uso antrópico antigo e área de uso antrópico recente), com base no tempo de abandono do uso antrópico e na estrutura da vegetação. Cada tratamento foi composto por três transectos de 100m, contendo 10 unidades amostrais distantes 10m uma da outra, totalizando 240 unidades amostrais. Em cada uma foi coletada a serapilheira de uma área de 25cm². Para alcançar o primeiro objetivo, foram medidas as variáveis bióticas (riqueza da vegetação e abundância de predadores), e abióticas (abertura de dossel, massa de serapilheira e declividade), de cada unidade amostral, e foram comparadas com a, abundância, composição, riqueza observada e diversidade de Shannon, da fauna de tripes. Para o segundo objetivo, a abundância, composição, riqueza observada e diversidade de Shannon, foram comparados entre os tratamentos. Foram coletados 313 indivíduos, dos quais 212 eram adultos, agrupados em 35 morfotipos de 15 gêneros, da família Phlaeothripidae. As variáveis ambientais e heterogeneidade ambiental (o conjunto das variáveis ambientais medidas) não foram relacionadas com a comunidade de tripes, portanto essas variáveis talvez não sejam filtros seletivos para este grupo, ou mesmo a raridade espacial e de indivíduos do grupo não permitiram detectar nenhum padrão. A riqueza média observada por unidade amostral (0,708) e a diversidade de Shannon média por unidade amostral (0,465) foram maiores para a comunidade de Thysanoptera nas áreas mais regeneradas (MAR) do que riqueza média observada (0,425) e a diversidade de Shannon média por unidade amostral (0,246) nas áreas menos regeneradas (MER). Apesar da associação de alguns táxons com o estado de regeneração, a composição não apresenta um padrão na sua estruturação, que a diferencie. Considerando o pequeno tamanho dos tripes e uma provável baixa capacidade de dispersão e não uniformidade no ambiente da serapilheira, é possível que componentes ambientais mais restritos a este microambiente sejam os descritores da estrutura da comunidade destes indivíduos. Neste sentido, outros fatores como, a comunidade de fungos, dos quais estes tripes se alimentam, podem desempenhar um papel importante para estruturar essa comunidade da serapilheira. Os resultados encontrados neste trabalho refletem uma grande variação espacial da abundância, dentro das duas condições de regeneração da floresta, e um efeito predito das condições de preservação da floresta sobre a riqueza e diversidade de Thysanoptera.

Palavras-chave: Biodiversidade, antropização, floresta tropical, fungívoros, microambiente,

Abstract

Litterfall presents a big diversity of insects, which participate in important processes to the forest, such as decomposition and nutrient cycling. Among those micro-habitat typical insects are highlighted those ones which belong to Thysanoptera order. They are very small organisms that occupy several different places where they have a several habits. But the most part of this group is composed of fungivorous and most of them live in litter. Considering ecological importance of this environment and your fauna to maintain the forests, such as showing how they can be affected by wildlife conditions, we are going to analyse here: (i) relation among environmental variables biotic and abiotic and the community of thrips of litterfall, and (ii) effect of forest regeneration state about guild of fungivorous thrips, separated to 10m each other, totalizing 240 sampling units. This study was conducted over the months January to March, 2015, in four fragments from the ombrophilous forest of Parque Nacional de Boa Nova, in the Boa Nova county, Bahia. In each forest fragment were selected two treatments (anthropic old use and anthropic recent use) based on time of abandonment of anthropic use and vegetation structure. Each treatment was consisted of three 100 meters transects, containing 10 sampling units, separated to 10m each other, totalizing 240 sampling units. In each of the sampling units were collected the litterfall from an area of 25cm². In order to approach the first objective were measured biotic variables (richness of vegetation and abundance of predators) and abiotic (canopy cover, mass of litter and slope) of each transect and were compared with the richness, abundance and composition of thrips fauna. For the second goal, the abundance, composition and richness of thrips was compared on treatments. We collected 313 species, of which 212 were adults, grouped into 35 morphotypes of 15 different genera, from the Phlaeothripidae family. Environmental variables and environmental heterogeneity (the combined environmental variables measured) were not related to thrips community, so that these variables may not be selective filters for this specific group, or even the spatial rarity and from individuals in the group have failed to identify any pattern. The average richness observed by sampling (0,708) and the average Shannon diversity by sampling (0.465) were greater for the community in more regenerated (MAR) than observed mean richness (0.425) and mean diversity by Shannon sampling (0.246) to areas less regenerated (MER). Despite the association of some taxa related to the state of regeneration, the composition does not show a pattern in its structure, which differentiates. Considering the small size of thrips and likely low dispersion and non-uniformity in the litter environment, it is possible that more limited environmental components to this microenvironment are more decisive for these individuals. Therefore, other factors such as the fungal community, which these thrips feed themselves, can do an important role in structuring the community thrips litter. The results of this study reflect a large spatial variation of richness within the two conditions of the anthropic use, and a predicted effect of the preservation conditions of the forests on the richness and diversity of the Thysanoptera.

Keywords: Biodiversity, human disturbance, tropical forest, fungivorous, microenvironment

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I: O que estrutura comunidades de Thysanoptera da serapilheira?

- Figura 1.** Postos de abundância relativa dos 35 morfotipos (eixos: y= abundância relativa; x= morfotipos de tripes). **37**
- Figura 2.** Efeito da heterogeneidade ambiental (primeiro eixo da PCA) sobre abundância de Thysanoptera. **40**
- Figura 3.** Efeito da heterogeneidade ambiental (primeiro eixo da PCA) sobre a riqueza observada de Thysanoptera. **41**
- Figura 4.** Efeito da heterogeneidade ambiental (primeiro eixo da PCA) sobre Índice Diversidade de Shannon de Thysanoptera. **41**
- Figura 5.** Ordenação dos morfotipos com abundâncias maiores que cinco indivíduos (...) das comunidades de tripes baseada nas oito variáveis ambientais ... **43**

CAPÍTULO II: O efeito do estado de regeneração da floresta sobre a comunidade de tripes (Insecta: Thysanoptera) da serapilheira em fragmentos de Mata Atlântica

- Figura 1.** Mapa delimitando o PARNA de Boa Nova e os pontos de coletas... **57**
- Figura 2.** ANOVA em blocos com as médias das abundâncias de tripes por unidade amostral, em relação aos tratamentos MAR (Mais Regenerado) e MER (Menos Regenerado). **62**
- Figura 3.** Curvas de rarefação para as comunidades tripes do tratamento mais regenerado (MAR) e menos regenerado (MER)... **63**
- Figura 4.** ANOVA em blocos com as médias das riquezas observadas de tripes por unidade amostral, em relação aos tratamentos... **64**
- Figura 5.** ANOVA em blocos com as médias dos índices de diversidade de Shannon de tripes por unidade amostral, em relação aos tratamentos MAR (Mais Regenerado) e MER (Menos Regenerado). **65**
- Figura 6.** Escalonamento Multidimensional Não-Métrico para a composição das comunidades de Thysanoptera, baseado em dados de abundância das unidades amostrais, considerando apenas aqueles morfotipos com abundância maior que cinco... **66**

Continuação...

- Figura 7.** Escalonamento Multidimensional Não-Métrico para a composição das comunidades de Thysanoptera, baseado em dados de abundância dos transectos, considerando apenas aqueles morfotipos com abundância maior que cinco... 67
- Figura 8 A e B.** Postos de abundâncias relativas das áreas MAR (A) e MER (B), destacando os morfotipos com as maiores abundâncias em cada tratamento (eixos: y= abundância absoluta; x= morfotipos de tripes). 68

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I: O que estrutura comunidades de Thysanoptera da serapilheira?

- Tabela 1.** Espécies de Thysanoptera, número de indivíduos (N) e frequência relativa (F%) de cada espécie no Parque Nacional e Boa Nova, Boa Nova, BA. 38
- Tabela 2.** Efeito das variáveis ambientais sobre a riqueza observada de Thysanoptera da serapilheira. 39
- Tabela 3.** Efeito das variáveis ambientais sobre a abundância de Thysanoptera da serapilheira. 39
- Tabela 4.** Efeito das variáveis ambientais sobre a diversidade de Shannon da Thysanoptera. 40
- Tabela 5.** Teste de significância (ANOVA) para o efeito das variáveis ambientais sobre a ordenação das comunidades de Thysanoptera de acordo com RDA (Análise de Redundância). 42

CAPÍTULO II: O efeito do estado de regeneração da floresta sobre a comunidade de tripes (Insecta: Thysanoptera) da serapilheira em fragmentos de Mata Atlântica

- Tabela 1.** Caracterização dos tratamentos MAR (Área Mais Regenerada) e MER (Área Menos Regenerada). 58
- Tabela 2.** Morfotipos de tripes, número total de indivíduos (N), frequência relativa (F), número total de indivíduos por fragmento (A, B, C, D) e por tratamento (MAR- área mais regenerada; MER- área menos regenerada), no Parque Nacional e Boa Nova, Boa Nova, BA. 61

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1 Perturbação Antrópica, Regeneração Florestal e Floresta Secundária.....	15
2.2 Variáveis Ambientais	17
2.3 Fauna de Serapilheira e a Ordem Thysanoptera	18
3. OBJETIVOS	20
3.1 Objetivo Geral.....	20
3.2 Objetivos Específicos.....	20
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	21
5. CAPÍTULO 1	28
O QUE ESTRUTURA COMUNIDADES DE THYSANOPTERA DA SERAPILHEIRA?	
Resumo.....	31
Introdução	32
Material e Métodos	34
Resultados	36
Discussão	43
Referências Bibliográficas	47
6. CAPÍTULO 2	51
O EFEITO DO ESTADO DE REGENERAÇÃO DA FLORESTA SOBRE A COMUNIDADE DE TRIPES (INSECTA: THYSANOPTERA) DA SERAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA	
Resumo.....	54
Introdução	54
Material e Métodos	57
Resultados	60
Discussão	70
Referências Bibliográficas	73
7. Conclusões gerais	77
8. Apêndice A	78

1. Introdução

A antropização é um evento frequente nas florestas tropicais, que vem levando à perda da biodiversidade, um cenário que tem sido comum na Mata Atlântica. A história do Brasil é marcada pela exploração dos recursos provenientes destas florestas. O cultivo de monoculturas, como café e cacau, a pastagem e a extração de madeira, foram e ainda são as principais causas da perda da floresta. Por causa disso, as populações humanas foram adentrando cada vez mais na sua área, intensificando a degradação neste Bioma. Como consequência, atualmente, o que existe desta floresta é um conjunto reduzido de remanescentes, intensamente fragmentados e em diferentes estágios de sucessão.

No entanto, estes remanescentes ainda abrigam uma importante biodiversidade animal e vegetal, que participam na dinâmica dessas áreas florestais, mantendo-as. Mesmo florestas ainda em fases iniciais de regeneração, abrigam espécies da fauna e da flora, originárias da floresta primária. Nisso se sustenta, portanto, a necessidade de conservar e preservar os remanescentes da Mata Atlântica. No Brasil, as Unidades de Conservação tem atuado neste propósito, protegendo os remanescentes de florestas e sua biodiversidade.

As diferentes espécies da flora e da fauna contribuem para a permanência da floresta e de sua complexidade quando exercem ou participam de processos ecológicos essenciais a este fim. Dentre estes estão os processos de ciclagem de nutrientes e decomposição, que estão diretamente ligados ao ambiente da serapilheira e a fauna de invertebrados que nele habita. Algumas espécies de insetos que habitam a serapilheira são importantes decompositores, especialmente os fungívoros que têm atuação direta sobre os processos de ciclagem e decomposição.

A ordem Thysanoptera representa um grupo de insetos, comumente conhecidos como trips, importante no ambiente da serapilheira. Destaca-se como um grupo rico e comum neste habitat, atuando nos processos de ciclagem e decomposição. A maioria dos trips da serapilheira são fungívoros, pertencentes à família Phlaeothripidae. No Brasil se destaca neste microambiente a tribo Glyptothripini, que parece ser um grupo dominante na serapilheira de florestas tropicais e subtropicais.

Tanto para insetos da ordem Thysanoptera quanto para diversos outros insetos, fatores como o estado de regeneração da floresta, o conjunto de condições ambientais e as interações bióticas são componentes determinantes na estruturação das suas comunidades. Para alguns grupos, este efeito já é estudado e está mais bem elucidado, porém, para os trips,

especialmente a guilda de fungívoros da serapilheira, o que estrutura essa comunidade ainda é desconhecido.

2. Revisão de Literatura

2.1 Perturbações Antrópicas, Regeneração Florestal e Florestas Secundárias

O atual cenário das florestas tropicais é de reduzida cobertura vegetal e perda da biodiversidade (Hoop *et al.*, 2010; FAO, 2015). Uma série de eventos, naturais e principalmente antropogênicos, afetaram a composição e a estrutura dessas florestas (Chazdon, 2012; Xaud *et al.*, 2013), que se encontram amplamente fragmentadas (Dean, 1996; Rodrigues *et al.*, 2009). Embora muitas espécies sejam sensíveis às perturbações ambientais, o que ainda resta dessas florestas se apresentam como importantes áreas de manutenção da biodiversidade.

No Brasil ocorre um dos biomas tropicais mais biodiversos do planeta, a Mata Atlântica, que representa um importante *hotspot* para a conservação (Pinto & Brito, 2005; Rodrigues, *et al.*, 2009). Em pouco mais de 500 anos, essa floresta foi quase totalmente destruída (Orlando *et al.*, 2012), em função de distúrbios antrópicos, originados do desmatamento para a agricultura, retirada direta de madeira, mineração e expansão urbana, e da consequente fragmentação (Brancaion *et al.*, 2012). Atualmente restam apenas 7% da sua área original (Dean, 1996; Rêgo & Hoeflich, 2001; Barbosa, 2006; Rodrigues *et al.*, 2009; Orlando *et al.*, 2012).

Mesmo em seu cenário de devastação acentuada, a Mata Atlântica ainda abriga uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil (Laurance, 2009), com muitos endemismos (Dean 1996; Mittermeier *et al.*, 2004; Pinto & Brito, 2005; Rodrigues *et al.*, 2009). Ela também abriga muitas espécies ameaçadas, o que ressalta a importância de um correto manejo e desenvolvimento de ações para sua conservação (Lagos & Muller, 2007).

A maior parte do que resta dessa floresta é composta por fragmentos em diferentes estágios sucessionais, resultantes do abandono de décadas de perturbação (Hoop *et al.*, 2010; Ribeiro *et al.*, 2009; Chazdon, 2012). As florestas tropicais passam por períodos de distúrbios e recuperação segundo diferentes escalas espaciais e temporais (Chazdon, 2003; 2012). Mas, o reestabelecimento de novas florestas só é possível mediante o abandono das práticas de uso do solo, seguida da regeneração da sua vegetação (Sánchez-Gallen *et al.*, 2010; Chazdon, 2012), que é dependente de uma série de componentes bióticos e abióticos (Dunn, 2004; Holz *et al.*, 2009; Sánchez-Gallen *et al.*, 2010; Larphen *et al.*, 2011; Chazdon, 2012; Rezende *et al.*, 2015).

Os componentes mais associados à regeneração da floresta são aqueles relacionados à história da área antes e após o abandono do uso do solo, como, o estoque do banco de sementes, dispersão de sementes, o conjunto local de mudas e plântulas que sobreviveram ao distúrbio (Chazdon, 2012; Rubiana, 2015), o tempo desde que cessaram os impactos e da configuração da paisagem na qual ela está inserida (Holz *et al.*, 2009; D'oliveira *et al.*, 2011; Cantarelli *et al.*, 2015; Rezende *et al.*, 2015; Rubiana, 2015). Mas também, os relacionados a fatores edáficos, topográficos, climáticos, e aos impactos antrópicos (Rezende *et al.*, 2015).

O aumento da complexidade estrutural e funcional e da riqueza de espécies está intimamente relacionado ao avanço dos estágios sucessionais (Chazdon, 2012). Para Hopp *et al.* (2010), além do tempo, o tipo de floresta pode ser também determinante, pois para alguns dos componentes da diversidade, como a riqueza, o reestabelecimento é mais rápido em florestas tropicais úmidas, e, aparentemente, apenas florestas primárias e secundárias antigas, são capazes de manter uma proporção, substancial, da biodiversidade em áreas de Mata Atlântica (Silva *et al.*, 2007; Machado *et al.*, 2015). Possivelmente, o abandono do uso do solo pode proporcionar o avanço da complexidade estrutural e da heterogeneidade espacial da vegetação, o que contribuirá para o aumento da diversidade de insetos na serapilheira (Ascárate & Peco, 2011).

As florestas em estágios mais avançados de regeneração são melhores mantenedoras da diversidade animal e vegetal (Machado *et al.*, 2015), um efeito encontrado em muitos grupos taxonômicos, como formigas, besouros e a vegetação arbórea (Dunn, 2004; Dent & Wright, 2009; Hoop *et al.*, 2010; Chazdon, 2012). É previsto que a riqueza de algumas espécies se assemelhe a de florestas que apresentem entre 20 a 40 anos de sucessão, porém, existe uma variação nas respostas das espécies dentro de grupos como formigas e besouros, onde o retorno de algumas parece demorar mais que este tempo (Dunn, 2004; Silva *et al.*, 2007; Hopp *et al.*, 2010). Portanto, o processo de recuperação dependerá da vegetação que restou da floresta antes do abandono, do grupo taxonômico em questão (ex. Hoop *et al.*, 2010; Holz *et al.*, 2009; Chazdon, 2012; Cantarelli *et al.*, 2015), e quão rápido as comunidades retornam seus padrões de diversidade durante a regeneração da floresta (Dunn, 2004).

A regeneração florestal é acompanhada de um aumento da diversidade arbórea, assim, quando a regeneração promove aumento da diversidade de plantas, ela contribui com a composição da serapilheira (Rodrigues *et al.*, 2004; Hoop *et al.*, 2010; Larphen *et al.*, 2011) o que acelera o acúmulo de biomassa e a complexidade desse micro-habitat (Hoop *et al.*, 2010). A fauna da serapilheira pode ser, portanto, um indicador da regeneração (Machado *et al.*,

2015), como exemplo, a comunidade de insetos que nela habita, que reflete as diferenças da diversidade entre florestas primárias e em regeneração (Dunn, 2004; Silva *et al.*, 2007). Além disso, estas áreas também apresentam uma alta heterogeneidade espacial e diversidade funcional (Chazdon 2012; Smith *et al.*, 2015; Hoop *et al.*, 2010).

As florestas secundárias abarcam uma grande biodiversidade e nela a riqueza de muitas espécies parece ser de recuperação relativamente rápida (Dunn, 2004). Por isso estas florestas contribuem para a melhor qualidade do solo, proteção de bacias hidrográficas, redução das perdas de biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas (D'oliveira *et al.*, 2011). Considerando tais aspectos, a conservação de florestas secundárias pode representar um investimento de garantia da biodiversidade para o futuro (Dunn, 2004; Hoop *et al.*, 2010; D'oliveira *et al.*, 2011).

2.2 Variáveis Ambientais

A manutenção da biodiversidade depende de diversos elementos que fazem parte da dinâmica de um ambiente. A estrutura ambiental é determinante na manutenção das comunidades (Schowalter & Sabin, 1991; Petersen *et al.*, 2013; Bilia *et al.*, 2015), considerando o conceito de nicho, a persistência de uma espécie em um dado espaço é determinada pelo conjunto de componentes bióticos e abióticos (Petersen *et al.*, 2013).

Os fatores bióticos são os componentes estruturais dos ecossistemas – determinados pelas interações de competição, parasitismo e predação – e abióticos – componentes químicos e físicos do ambiente, como tipo de solo, luminosidade, umidade, temperatura dentre outros (Aquino, 2006). A distribuição descontínua destes componentes, ao longo do espaço, traduz-se em níveis de heterogeneidade ambiental (Petersen *et al.*, 2013), portanto, a associação desses componentes no ambiente determinará o quão complexo ele é.

Bell *et al.*, (2000) faz referência à capacidade das florestas de suportar maior diversidade em seu interior, enfatizando o efeito da alta complexidade estrutural. Assim, geralmente, ambientes mais heterogêneos podem acomodar um número maior de espécies, porque eles proporcionam uma maior quantidade de micro-habitats e uma gama maior de microclimas (Pinent, 2006; Townsend *et al.*, 2006). Por outro lado, as espécies se distribuem seguindo gradientes ambientais associados ao seu nicho (Silva *et al.*, 2010; Herrera, 2011). Sendo assim, elas se comportam de forma diferente aos padrões de complexidade, evidenciando que nem todos os organismos serão beneficiados igualmente com a heterogeneidade ambiental (Heino *et al.*, 2013; Horak, 2014; Sutcliffe *et al.*, 2015).

Os componentes ambientais, que estruturam as comunidades, atuam como filtros ambientais e bióticos, ao influenciarem a permanência ou exclusão de determinada espécie, com base na biologia dos grupos, especialmente, seus atributos funcionais (Silva, 2010), e selecionam as espécies capazes de persistir em uma comunidade por tolerarem determinadas condições ambientais (Cianciaruso *et al.*, 2012; Ferreira *et al.*, 2015). Esses filtradores seletivos/ecológicos, também agem restringindo a permanência de espécies importantes na floresta mais regenerada e facilita a regeneração de outros grupos comuns na floresta secundária degradada, que retardam ou impedem o progresso da sucessão florestal (Brancalion *et al.*, 2012).

No ambiente da serapilheira, a diversidade e atividade da fauna da serapilheira também são determinadas por uma série de fatores bióticos e abióticos, que atuam como filtro seletivo, que estrutura a comunidade nela habitante. Clima, condições de solo e a atividade animal, são fatores que estão mais intimamente ligados ao microambiente (Hopp *et al.*, 2010; Bottollier-Curtet *et al.*, 2015). A vegetação por sua vez, influencia os invertebrados e microrganismos por meio da quantidade e qualidade da matéria orgânica produzida (Aquino, 2006; Herrera, 2011). Os invertebrados deste habitat variam muito em tamanho e diâmetro, o que lhes confere habilidade diferenciada na sua estratégia de alimentação e adaptação (Aquino, 2006; Bastos, 2009). Em vista disso, essa fauna dependerá da composição de uma gama de variáveis que está envolvida na dinâmica deste ambiente (Bastos, 2009).

2.3 Fauna de Serapilheira e a Ordem Thysanoptera

O ambiente da serapilheira constitui em um extrato florestal de elevada importância para a biodiversidade de florestas tropicais. Um micro-habitat que contém uma fauna hiperdiversa (Wang *et al.*, 2012; Wang & Tong, 2012), onde ocorrem os processos de mineralização e boa parte da decomposição da matéria orgânica (Borém & Ramos, 2002; Bastos, 2009; Hoop *et al.*, 2010; Caldeira *et al.*, 2013). Ela é constituída por detritos vegetais (folhas, ramos, caules, cascas, frutos, flores) animais e outros microrganismos, disposta na superfície do solo (Borém & Ramos, 2002). Uma grande riqueza de artrópodes nela habita (Wang & Tong, 2012; Machado *et al.*, 2015), e de um modo geral, espécies importantes para o equilíbrio trófico deste ambiente e da floresta (Bastos, 2009).

A qualidade da serapilheira pode ser determinada pelo estado de conservação da floresta (Rodrigues *et al.*, 2004; Hoop *et al.*, 2010; Larpken *et al.*, 2011), podendo designar o quanto ela fornecerá de recursos necessários para a manutenção da comunidade que nela vive. O volume da serapilheira tem sido destacado como fator determinante da diversidade de

artrópodes (Bastos, 2009; Hopp *et al.*, 2010; Bottollier-Curtet *et al.*, 2015). Considerando que o maior aporte da serapilheira pode significar melhores condições de sua estrutura, para abarcar maior riqueza e abundância de muitas espécies (Machado *et al.*, 2015).

O conhecimento sobre invertebrados de serapilheira de remanescentes florestais permanece limitado, principalmente devido ao pequeno tamanho e hábitos crípticos destes animais (Wang & Tong, 2012). No entanto, essa fauna é de grande importância para a ciclagem de nutrientes, além de contribuir para estudos da diversidade biológica comparativa, manejo florestal, conservação, podendo ainda atuar como bioindicadores (Silva *et al.*, 2007; Wang & Tong, 2012; Machado *et al.*, 2015).

A fauna da serapilheira é sensível à estruturação das condições ambientais da floresta (Groc *et al.*, 2014), e o chão da floresta não é um simples mosaico de habitats discretos, onde espécies diferentes se adaptam, em vez disso, espécies respondem diferentemente à variação contínua da qualidade ambiental (Bell *et al.*, 2000). Portanto, este habitat reflete diferenças na estrutura das assembleias entre as florestas conservadas e perturbadas (Barbarena-Arias & Aide, 2003; Melone & Varanda, 2015), e entre diferentes condições de cobertura vegetal (Caldeira *et al.* 2013; Machado *et al.* 2015), refletindo no nível de biomassa e nutrientes na serapilheira (Caldeira *et al.* 2013). Por afetarem sua complexidade ambiental e sua biodiversidade, o nível e caráter da perturbação exercida sobre a floresta merece atenção (Coelho & Ribeiro, 2006; Andersson *et al.*, 2013; Szczepko *et al.*, 2013).

Insetos da ordem Thysanoptera, conhecidos também como tripes ou tisanóperos, representam uma fauna comum e rica na serapilheira (Aquino, 2006; Wang & Tong, 2012). São pelo menos 2.500 espécies encontradas nesta camada da floresta, onde desses animais diminutos se alimentam de fungos associados com os primeiros estágios de decomposição de folhas (Mound, 2005; Aquino, 2006; Wang & Tong, 2012). São particularmente diversificados na serapilheira nas regiões subtropicais e tropicais, que compreende até 50% dessas espécies (Mound, 1977; 2002) (Fig.1).

São descritas cerca de 6000 espécies em todo o mundo, agrupadas em nove famílias e 780 gêneros (ThripsWiki, 2016). Apenas no Brasil cerca de 520 espécies já foram descritas, reunidas em seis famílias e 139 gêneros, o que representa quase 10% das descritas mundialmente (Monteiro, 2002). Estudos recentes tendem a elevar esses valores, especialmente pela alta riqueza deste grupo na região neotropical.

Os tripes são diversos em relação a seus habitats e hábitos alimentares. Habitam desde flores, brotos, folhas tenras a madeira morta ou em decomposição infestadas de fungos

(Mound, 1977; Mound & Marullo, 1996; Cavalleri *et al.*, 2010). Tisanópteros podem ser fitófagos, fungívoros e algumas espécies são predadoras de outros invertebrados, inclusive de outros tripses (Mound & Marullo, 1996). Papéis ecológicos importantes associados ao grupo são o de agentes de controle biológico, agentes polinizadores (Mound & Kibby, 1998), indutores de galhas (Kumm, 2002), e na comunidade do solo estão envolvidos na decomposição (Mound, 1977; Pinent, 2006).

No entanto, apesar da importância da ordem na comunidade da serapilheira, os grupos de tripses mais estudados ainda são aqueles de importância econômica (Pinent *et al.*, 2006). Os estudos com a fauna de tripses no Brasil não foge deste panorama, pois a grande maioria é voltada para espécies pragas, geralmente de grupos taxonômicos que habitam folhas, flores e ramos (Pinent *et al.*, 2006; Melo *et al.*, 2013; Cavalleri *et al.*, 2014; Costa *et al.*, 2014; Mound & Hoddle, 2016).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Verificar o efeito de fatores bióticos e abióticos e da regeneração florestal em fragmentos da Mata Atlântica sobre a fauna de Thysanoptera da serapilheira.

3.2 Objetivos Específicos:

1. Avaliar o efeito de variáveis bióticas (riqueza de plantas e abundância de predadores), abióticas (abertura de dossel, massa e estrutura de serapilheira e declividade) e da heterogeneidade ambiental associada a essas variáveis, sobre a diversidade da comunidade de Thysanoptera da serapilheira;
2. Testar se a diversidade de Thysanoptera é afetada pelo estado de regeneração da floresta;
3. Contribuir para o maior conhecimento da fauna de tisanópteros da serapilheira no Brasil.

4. Referências Bibliográficas

- ANDERSSON, GKS.; BIRKHOFFER, K.; RUNDLÖF, M.; SMITH, HG. 2013. Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. *Basic and Applied Ecology*, vol. 14, no. 7, p. 540–546.
- AQUINO, AM. 2006. Fauna do solo e sua inserção na regulação funcional do Agroecossistema. pp.47-76. In: Aquino AM. De, Assis RL. (Ed.). *Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica: Embrapa Agrobiologia.
- BARBERENA-ARIAS, MF. & AIDE, TM. 2003. Species Diversity and Trophic Composition of Litter Insects During Plant Secondary Succession *Caribbean Journal of Science*. vol. 39. no. 2, p.161–169.
- BARBOSA, LM. 2006. *Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Matas Ciliares do Interior Paulista*. São Paulo: Instituto de Botânica. 128 p.
- BASTOS, AHS. 2009. Diversidade e composição de formigas Ponerines (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae) de serapilheira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã, Melgaço, Pará, Brasil. Belém: Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi. Dissertação de Mestrado em Zoologia. 74 p.
- BELL, G.; LECHOWICZ, MJ. & WATERWAY, MJ. 2000. Environmental heterogeneity and species diversity of forest sedges. *Journal of Ecology*, vol. 88, p. 67-87.
- BILIA, CG.; PINHA, GD.; PETSCH, DK.; TAKEDA, AM. 2015. Influência da heterogeneidade ambiental sobre os atributos da comunidade de Chironomidae em lagoas de inundação neotropicais. *Iheringia, Série Zoologia*, vol. 105, no. 1, p. 20-27.
- BORÉM, RAT. & RAMOS, DP. 2002. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de mata Atlântica. *CERNE*, vol. 8, no. 2, p. 42-59.
- BOTTOLLIER-CURTET, M.; CHARCOSSET, J.; PLANTY-TABACCHI, A.; TABACCHI, E. 2015. Chemical composition rather than plant geographic origin drives the breakdown of riparian plant litter with changes in associated invertebrate diversity. *Plant and Soil*, vol. 390, p. 265-278.
- BRANCALIONI, PRS.; VIANI, PAG.; RODRIGUESI, RR.; CÉSARI, RG. 2012. Strategies for supporting the conservation of secondary tropical forests embedded in modified landscapes. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.* vol. 7, no. 3, p. 219-234.

- CALDEIRA, MVW.; SILVA, RD.; KUNZ, SH.; ZORZANELLI, JPF.; CASTRO, KC.; GODINHO, TO. 2013. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. *Comunicata Scientiae*, vol. 4, no. 2, p. 111-119.
- CANTARELLI, EB.; FLECK, MB.; GRANZOTTO, F.; CORASSA, JN.; D'AVILA, M. 2015. Diversidade de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Serapilheira em diferentes Sistemas de uso do solo. *Ciência Florestal*, vol. 25, p. 607-616.
- CAVALLERI, A.; RODRIGUES, ENL.; MENDONCA JR., MS. 2010. Thrips species (Thysanoptera, Terebrantia) inhabiting irrigated rice and surrounding habitats in Cachoeirinha, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia (Impresso)*, vol. 54, p. 501-504.
- CAVALLERI, A.; LIMA, MGA.; LUIZ, PL.; LISBOA, AAP. 2014. The First Record of (Thysanoptera: Thripidae) in South America, with Notes on Its Damage on Calla Lily (Alismatales: Araceae). *Florida Entomologist*, vol. 97, p. 852-853.
- CHAZDON, RL. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 6, p. 51-71.
- CHAZDON, R. 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Tropical Forest Regeneration. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, vol. 7, no. 3, p. 195-218.
- CIANCIARUSOA, MV.; SILVA, IA.; BATALHA, MA.; GASTONC, KJ.; PETCHEY, OL. 2012. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. vol.14, p.205-216.
- COELHO, IR. & RIBEIRO, SP. 2006. Environment heterogeneity and seasonal effects in ground-dwelling ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. *Neotropical Entomology*, vol. 35, no. 1, p. 19-29.
- COSTA, EM.; LIMA, MGA.; SALES JUNIOR, R.; CAVALLERI, A.; ARAUJO, EL. 2014. Thrips collected in watermelon crops in the semiarid of Rio Grande do Norte, Brazil. *Ciência Rural (UFESM. Impresso)*, vol. 45, p. 575-577.
- D'OLIVEIRA, MVN.; ALVARADO, EC.; SANTOS, JC.; CARVALHO JR., JA. 2011. Forest natural regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the Southern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, vol. 261, p. 1490-1498.
- DEAN, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação Mata Atlântica brasileira. São Paulo, Companhia das Letras. 484 p.

- DENT, DH. & WRIGHT, SJ. 2009. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 2833-2843.
- DUNN, RR. 2004. Recovery of faunal communities during Tropical Forest Regeneration. *Conservation Biology*, vol. 18, no. 2, p. 302-309.
- FAO (2015) .State of the world's forests. Food and Agriculture Organization, United Nations, Rome.
- FERREIRA, TS.; HIGUCHI, P.; SILVA, AC.; MANTOVANI, A.; MARCON, AK.; SALAMI, B.; BUZZI JUNIOR, F.; ANSOLIN, RD.; BENTO, MA.; ROSA, AD. 2015. Distribuição e riqueza de espécies arbóreas raras em fragmentos de floresta ombrófila mista ao longo de um gradiente altitudinal, em Santa Catarina. *Revista Árvore*. vol.39. no.3, p.447-455.
- GROC, S.; DELABIE, JHC.; FERNÁNDEZ, F.; LEPONCE, M.; ORIVEL, J.; SILVESTRE, R.; VASCONCELOS, HL.; DEJEAN, A. 2014. Leaf-litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in a pristine Guianese rainforest: stable functional structure versus high species turnover. *Myrmecological News*, vol. 19, p. 43-51.
- HERRERA, JB. 2011. Efeitos da heterogeneidade do ambiente, área e variáveis ambientais sobre anfíbios anuros em paisagem fragmentada de Floresta Atlântica. Salvador: Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia. 80 p.
- HEINO, J.; GROÖNROOS, M.; ILMONEN, J.; KARHU, T.; NIVA, M.; PAASIVIRTA, L. 2013. Environmental heterogeneity and b diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, vol. 32, no. 1, p. 142-154.
- HOLZ, S.; PLACCI, G. & QUINTANA, RD. 2009. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and Management*, vol. 258, p. 1629-1642.
- HOOP PW.; OTTERMANN, R.; CARON, E.; MEYER, S.; RO-NICKOLL, M. 2010. Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. *Insect Conservation and Diversity*, vol. 3, p. 103-111.
- HORAK, J. 2014. Insect taxa with similar habitat requirements may differ in response to the environment in heterogeneous patches of traditional fruit orchards. *Journal of Insect Conservation*, vol. 18, p. 637-642.
- INPE, 2016. O que resta da Mata Atlântica? Disponível em:< <http://www.inpe.br/acessoainformacao/node/462>. > Acesso em 01 de março de 2016.

- KUMM, FS. 2002. Reproduction, progenesis, and embryogenesis of Thrips (Thysanoptera, Insecta). Wittenberg: Martin-Luther-Universität Halle. These (doctor rerum naturalium). 150 p.
- LAGOS, AR & MULLER, BLA. 2007. Hotspot Brasileiro: Mata Atlântica. Saúde & Ambiente em Revista Unigranrio. vol. 2, no. 2, p. 35-45.
- LARPKEN, P.; MOE, S.R. & TOTLAND, O. 2011. Bamboo dominance reduces tree regeneration in undisturbed tropical forest. *Oecologia*, vol. 165, p. 161–168.
- LAURANCE, WF. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, vol. 142, p. 1137.
- MACHADO, DL.; PEREIRA, MG.; CORREIA, MEF.; DINIZ, AR.; MENEZES, CEG. 2015. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na Bacia Do Rio Paraíba Do Sul – RJ. *Ciência Florestal*, vol. 25, p. 91-106.
- MATA, RA. & TIDON, R. 2013. The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. *Insect Conservation and Diversity*. vol. 6, no. 6, p. 663–670.
- MELO, FS.; CAVALLERI, A. & MENDONÇA JR., MS. 2013. Predation of *Gynaikothrips uzeli* (Thysanoptera: Phlaeothripidae) by *Androthrips ramachandrai* (Thysanoptera: Phlaeothripidae). *Florida Entomologist*, vol. 96, p. 859-863.
- MELONI, F. & VARANDA, EM. 2015. Litter and soil arthropod colonization in reforested semi-deciduous seasonal Atlantic forests. *Restoration Ecology*. vol. 23. no. 5, p. 690-697.
- MONTEIRO, RC. 2002. The Thysanoptera fauna of Brazil. In: R. Marullo & L.A. Mound (eds). *Proceedings of the 7th International Symposium on Thysanoptera*, Australian National Insect Collection, Canberra, Australia, p. 325-340.
- MOUND, LA. 1977. Mound LA. Species diversity and the systematics of some New World leaf litter Thysanoptera (Phlaeothripinae; Glyptothripini). *Systematic Entomology*, vol. 2, p. 225–244.
- MOUND, LA. 2002. Thysanoptera biodiversity in the Neotropics. *Revista Biologia Tropical*, vol. 50, no. 2, p. 477-484.
- MOUND, LA. 2005. Thysanoptera - Diversity and Interactions. *Annual Review of Entomology*, vol. 50, p. 247-269.
- MOUND, LA. & HODDLE, MS. The *Scirtothrips perseae* species-group (Thysanoptera), with one new species from avocado, *Persea Americana*. *Zootaxa*, vol.4079, no.3, p.388-392.

- MOUND, LA. & KIBBY, G. 1998. *Thysanoptera: An Identification Guide*, 2ª ed. CAB International, Wallingford. 70 p.
- MOUND, LA. & MARULLO, R. 1996. The thrips of Central and South America: an introduction (Insecta: Thysanoptera). *Memoirs on Entomology International*, vol. 6, p. 1-488.
- MOUND, LA. & TREE, DJ. Fungus-feeding thrips from Australia in the worldwide genus *Hoplandrothrips* (Thysanoptera, Phlaeothripinae). *Zootaxa*, vol. 3, p. 476–494.
- MITTERMEIER, RA.; GIL, PR.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MIITERMEIER, CG.; LAMOURUX, J.; FONSECA, GAB. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Cemex, p. 390.
- ORLANDO, ARM.; OBERLAENDER, MM.; SANTANA, M.; CUNHA, RPP. 2012. Manual de elaboração do plano municipal de conservação e recuperação Mata Atlântica. Salvador: Grupo Ambientalista da Bahia – GAMBÁ. p. 6-13.
- PETERSEN, MWJ.; SETO, M. & PECK, D. 2013. Linking the spatio-temporal distribution of an edaphic crane fly to its heterogeneous soil environment. *Ecological Entomology*, vol. 38, p. 585–595.
- PINENT, S. MJI; ROMANOWSKI, HPI; REDAELLI, LRI.; CAVALLERI, A. 2006. Species composition and structure of Thysanoptera communities in different microhabitats at the Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS-Brazil. *Journal of Biology*, vol. 66, n. 3, p. 765-769.
- PINTO, LP & BRITO, MCW. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2005. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas* – São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- RÊGO, GM. & HOEFLICH, VA. 2001. Contribuição da pesquisa florestal para um ecossistema em extinção: Floresta Atlântica do Nordeste do Brasil. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros. p.80.
- REZENDE, C. L. DE., UEZU, A., SCARANO, F. R., ARAUJO, D. S. D. 2015. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodivers Conserv.* Vol.24. p.2255–2272.
- RIBEIRO, MC.; METZGER, JP.; MARTENSEN, AC.; PONZONI, FJ.; HIROTA, MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest

distributed? Implications for conservation *Biological Conservation*, vol. 142, p. 1141–1153.

RODRIGUES, RR.; MARTINS, SV. & BARROS, LC. 2004. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*, vol. 190, p. 323–333.

RODRIGUES, RR.; BRANCALION, PHS. & ISERNHAGEN, I. 2009. Pacto pela restauração Mata atlântico: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica. 264 p.

RUBIANA, R.; RIZALI, A.; DENMEAD, LH.; ALAMSARI, H.; HIDAYAT, PP; HINDAYANA, D.; CLOUGH, Y; TSCHARNTKE, T.; BUCHORI, D. 2015. Agricultural land use alters species composition but not species richness of ant communities. *Asian Myrmecology*, vol. 7, p. 73 – 85.

SÁNCHEZ-GALLEN, I.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, FJ.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. 2010. Structure of the advanced regeneration community in tropical rain forest fragments of Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, vol. 143, p. 2111-2118.

SCHOWALTER, TD. & SABIN, TE. 1991. Serapilheira microarthropod responses to the canopy herbivory, season and decomposition in serapilheira bags in a regenerating conifer ecosystem in Western Oregon. *Biology and Fertility of Soils*, vol. 11, p. 93-96.

SILVA RR.; FEITOSA, RS. M. & EBERHARDT, F. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and management*, vol. 240, p. 61–69.

SILVA, RJ.; DINIZ, S. & VAZ-DE-MELLO, FZ. 2010. Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembleia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de Cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, vol. 39, no. 6, p. 934-940.

SMITH, AP.; MARIN-SPIOTTA, E. & BALSER, T. 2015. Successional and seasonal variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: a multiyear study. *Global Change Biology*, vol. 21, p. 3532–3547.

SUTCLIFFE, LME.; BATÁRY, P.; BECKER, T.; MÁRKORCI, K.; LEUSCHNER, C. 2015. Both local and landscape factors determine plant and Orthoptera diversity in the semi-natural grasslands of Transylvania, Romania. *Biodiversity Conservation*, vol. 24, p. 229–245.

SZCZEPKO, K.; KRUK, A.; BARTOS, M.; WISNIOWSKI, B. 2013. Factors influencing the diversity of cuckoo wasps (Hymenoptera: Chrysididae) in the post-agriculture area of the Kampinos National Park, Poland. *Insect Conservation and Diversity*, vol. 6, no. 3, p. 339–353.

TOWNSEND, CR.; BEGON, M. & HARPER, JL. 2006. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre. Artmed, 592 p.

THRIPSWIKI. 2016. Disponível em: <<http://thrips.info/wiki/>>. Acesso 03 de março de 2016.

WANG, J.; NIE, J.; ZHANG, L.; XIE, Y.; LI, Z.; ZHANG, H. 2012. Diversity of invertebrate community in leaf litters of kunming arboretum, Yunnan Province of Southwest China. *WA. Chinese Journal of Ecology*, vol. 31, no. 12, p. 3144-3149.

WANG, J. & TONG, X. 2012. Species diversity, seasonal dynamics, and vertical distribution of litter-dwelling thrips in an urban forest remnant of South China. *Journal of Insect Science*, vol. 12, no. 67, p. 2-12.

XAUD, HAM.; MARTINS, FSRV. & SANTOS, JR. 2013. A degradação da floresta tropical por mega-incêndios na Amazônia brasileira norte. *Forest Ecology and Management*, vol. 294, p. 97-106.



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

5. CAPÍTULO 1

O QUE ESTRUTURA COMUNIDADES DE THYSANOPTERA DA SERAPILHEIRA?

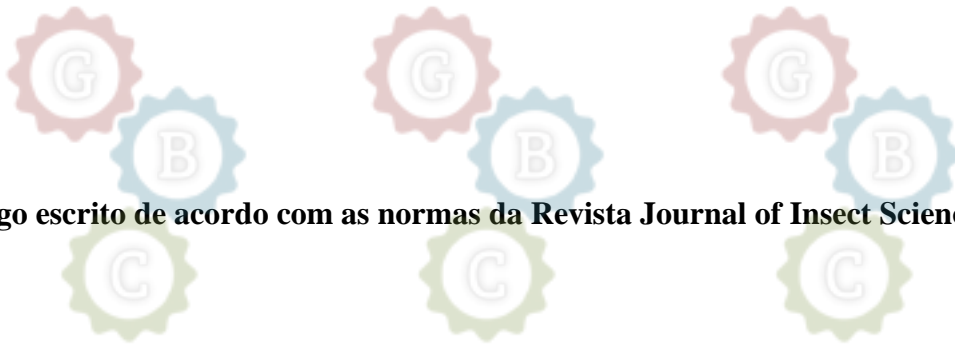


Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

***Artigo escrito de acordo com as normas da Revista Journal of Insect Science**



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Santos et al.: Comunidade de Thysanoptera
da serapilheira

Journal of Insect Science

M.V. SANTOS

UESB--PPGGBC-Laboratório de Biologia
de Insetos

Rua José Moreira Sobrinho, s/n -
Jequiezinho Jequié - BA CEP: 45.208-091.

Fone: (73) 3528-9725

Fax: (073) 3528-9600

E-mail: miridovalle@hotmail.com

O QUE ESTRUTURA COMUNIDADES DE THYSANOPTERA DA SERAPILHEIRA?

M.V. Santos¹, A. Cavalleri², M.C. Almeida³, J.C.Silva Jr.³

¹ Programa de Pós Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Rua José Moreira Sobrinho, s/n - Jequiezinho, 45.208-091

² Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Rua Marechal Floriano Peixoto 2236 Centro, São Lourenço do Sul, RS, 96.170-000

³ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Rua José Moreira Sobrinho, s/n - Jequiezinho, 45.208-091

RESUMO: O objetivo dessa pesquisa foi investigar o efeito de variáveis bióticas, abióticas, e da heterogeneidade ambiental, sobre a fauna de tripes (Thysanoptera) da serapilheira em uma floresta tropical no Brasil. O estudo foi realizado entre os meses de janeiro a março de 2015 em remanescentes de Floresta Atlântica do Parque Nacional de Boa Nova, BA. Foram estabelecidas 240 unidades amostrais onde foi coletada a serapilheira e estimadas as variáveis bióticas: diversidade de vegetação, abundância de aranhas e de formigas predadoras, e abióticas: abertura de dossel, massa de serapilheira e declividade. Foram coletados 313 tripes, sendo 212 adultos agrupados em 35 morfotipos de 15 gêneros da família Phlaeothripidae. As variáveis ambientais e a heterogeneidade ambiental, representada pelo conjunto das variáveis ambientais, não foram relacionadas com a diversidade de tripes, segundo índice de shannon indicando que essas variáveis talvez não sejam filtros seletivos para este grupo. Mas houve uma fraca relação entre abundância de aranhas e abundância e riqueza de tripes. Considerando o pequeno tamanho de tripes, sua provável baixa dispersão e distribuição não uniforme na serapilheira, é possível que componentes ambientais que não foram estudados neste trabalho, sejam mais determinantes para estes indivíduos. Neste sentido sugerimos que, fatores como, a comunidade de fungos, dos quais estes tripes se alimentam, possam desempenhar um papel importante na estruturação da comunidade destes insetos na serapilheira.

Palavras-Chave: Ecologia, Microambiente, Tripes, Filtro Ambiental, Berlese



Introdução

A Ordem Thysanoptera, é um grupo que apresenta grande riqueza de espécies na serapilheira. Estes minúsculos insetos, conhecidos popularmente como tripes, são amplamente conhecidos como fitófagos sugadores de seiva, sendo encontrados principalmente em flores de diversas plantas. Entretanto, quase metade das 6.000 espécies descritas alimenta-se só de fungos, muitos destes na serapilheira de florestas tropicais e subtropicais (Mound 2002, 2014; Mound e Tree 2013; Machado et al. 2015).

A maioria das espécies de tripes da serapilheira pertence à família Phlaeothripidae. Apesar das suas duas subfamílias apresentarem representantes com diversos hábitos alimentares, a grande maioria das espécies desse grupo possuem hábito fungívoro. Espécies da subfamília Idolothripinae ingerem esporos de fungos inteiros e estão normalmente associados a galhos e folhas em estágios iniciais de decomposição (Mound e Marullo 1996). Na subfamília Phlaeothripinae, a maioria das espécies se alimenta de hifas, principalmente no folhíço presentes em florestas tropicais (Mound e Marullo 1996, Dang et al. 2013, Mound e Tree 2013).

Dentre a rica fauna de Phlaeothripinae das florestas dos Neotrópicos, se destacam aqueles pertencentes à tribo Glyptothripini. Por exemplo, D.J. Hood descreveu mais de 30 espécies destes tripes associados à serapilheira em uma área de floresta de apenas 50km² em Santa Catarina (Mound 1977) e Pinent et al. (2006) registraram cerca de 50 espécies de tripes no folhíço de uma unidade de conservação no Rio Grande do Sul. No entanto, este grupo geralmente apresenta uma baixa abundância, que contrasta com sua alta riqueza, e que é relativamente inferior à de outros artrópodes como ácaros, aranhas, colêmbolos e formigas (Pinent et al. 2006, Wang e Tong 2012, Pereira et al. 2013).

A diversidade e atividade da fauna de serapilheira são determinadas por uma série de fatores bióticos e abióticos (Tarli et al. 2014). Em grandes escalas, fatores como estrutura da vegetação, altitude, nutrientes do solo, tipo de floresta, dentre outros, influenciam a comunidade de artrópodes da serapilheira (Hoop et al. 2010, Yanahan 2013, Sutcliffe et al. 2015). Em um micro-habitat, fatores como a massa de serapilheira, incidência de luz e densidade de predadores são considerados determinantes para vários grupos como formigas, besouros e colêmbolos (Bernadou et al. 2013, Mata e Tidon 2013, Bilia et al. 2015).

Dentre os descritores ambientais de comunidades de insetos da serapilheira, estão: a riqueza e estrutura da vegetação, que por influenciarem o aporte e a composição da serapilheira são diretamente proporcionais a maior abundância e diversidade da sua fauna

(Hoop et al. 2010, Cantarelli et al. 2015, Machado et al. 2015); a abertura de dossel determina a incidência de luz, que resulta em valores intermediários de temperatura e umidade, representando melhor condição para o estabelecimento de vegetação (Rezende et al. 2015); a declividade, visto que áreas mais declives têm maior carreamento (Caldeira et al. 2013), podendo ter fauna menos diversa do que em terrenos planos, considerando que o estoque de serapilheira é menor em áreas mais íngremes (Miranda 2013); a alta densidade de formigas predadoras e aranhas, que são os principais predadores na serapilheira (Machado et al. 2015), e são considerados inimigos naturais importantes dos trips (Kirk 1997); o volume e composição da serapilheira, considerando que a serapilheira mais volumosa e heterogênea fornecerá uma maior quantidade e qualidade de recursos (Hopp et al. 2010, Chazdon 2012) necessários para a manutenção da comunidade de Thysanoptera.

A interação desses e de outros componentes ambientais, determina o grau de heterogeneidade de um ambiente. Heterogeneidade se refere à distribuição descontínua dos fatores abióticos e bióticos ao longo do espaço (Petersen et al. 2013), onde determinarão a presença de uma determinada espécie, ao refletir em seu nicho (Gatti 2013). Neste contexto, ambientes mais heterogêneos podem ser mais diversos, porque eles proporcionam uma maior quantidade de micro-habitats, uma gama maior de microclimas (Pinet 2006) e disponibilizam mais recursos e mais nichos, possibilitando maior diversidade de espécies do que ambientes mais simples (Silva et al. 2010).

Pouco se conhece sobre a distribuição geográfica e a diversidade de trips na serapilheira (Mound 2014). Aparentemente eles ocupam apenas o extrato mais superficial do solo, e fatores como a temperatura, umidade do solo e as espécies de fungos envolvidos na decomposição têm sido relacionadas a essa comunidade de trips (Ananthakrishnan 1993, Wang e Tong 2012). No entanto, outros fatores ambientais que podem influenciar a diversidade destes insetos neste microambiente, bem como o efeito da heterogeneidade, permanecem desconhecidos.

No presente estudo, investigamos o efeito de variáveis bióticas (riqueza de plantas, abundância de formigas predadoras e de aranhas), abióticas (abertura de dossel, estrutura da serapilheira e declividade) e da heterogeneidade ambiental associada a essas variáveis, sobre a abundância, composição, diversidade e riqueza, da fauna de trips de serapilheira em fragmentos de Mata Atlântica no Brasil.

Testando a hipótese de que a diversidade de Thysanoptera esteja positivamente relacionada à riqueza de plantas e massa de serapilheira e negativamente associada com a

abertura de dossel e aumento da abundância de predadores. É esperado também que a riqueza, abundância e composição de Thysanoptera sejam maiores com o aumento da heterogeneidade ambiental.

Material e Métodos

Área de Estudo

As coletas foram realizadas em fragmentos de floresta Ombrófila Úmida na região de Mata Atlântica, localizada no município de Boa Nova, sudoeste do estado da Bahia, Brasil. Os fragmentos estão localizados dentro dos limites do Parque Nacional de Boa Nova (PARNA de Boa Nova) (ICMBIO 2015).

Coleta de dados e Delineamento amostral

Os quatro fragmentos foram selecionadas com base no tamanho da área (maior que 2km²), para atender os requisitos do desenho amostral, considerando mais especificamente o número de unidades amostrais e distância entre estas. Em cada fragmento foram delimitados seis transectos de 100m de comprimento, separados um do outro por 200m, dispostos paralelos à borda da mata e distantes 100m da mesma. Cada transecto foi composto de dez unidades amostrais (pontos de coleta da serapilheira e das medidas de variáveis ambientais), distantes 10m uma da outra. Ao todo, foram estabelecidos 24 transectos e 240 unidades amostrais, que foram amostradas durante os meses de janeiro a março de 2015.

Amostragem de tripes

Cada unidade amostral correspondeu a uma área de 25cm², de onde foi retirada uma amostra de serapilheira (da camada superficial até o nível do solo). As amostragens foram realizadas apenas no turno da manhã. O material foi depositado em sacos de papel e em seguida colocado em extratores do tipo Funil de Berlese – Tullgren modificado. Este extrator foi montado a partir de um galão 20 litros que terminava em um pote de 1L contendo como solução fixadora álcool 45%. A fonte de luz utilizada foram lâmpadas do tipo incandescente de 25W, e o material permaneceu exposto à luz por 72h.

Os tripes e demais artrópodes foram colocados em microtubos de 1mL e fixados em álcool 60% para posterior identificação. Para a identificação taxonômica os tripes foram montados em lâminas de microscopia permanentes seguindo o protocolo de Mound e Marullo (1996), e utilizadas chaves taxonômicas de Mound (1977) Mound e Marullo (1996). Os exemplares coletados foram depositados na coleção de tripes do Laboratório de Biologia de

Insetos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, e parte na coleção de Thysanoptera da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Métricas das Variáveis Ambientais e da Heterogeneidade Ambiental

Em cada uma das 240 unidades amostrais foram mensuradas oito variáveis ambientais: 1) riqueza da vegetação (arbórea e arbustiva), 2) abertura de dossel, 3) declividade do terreno, 4) abundância de formigas predadoras, 5) abundância de aranhas, massa de 6) serapilheira folha, 7) serapilheira raiz e 8) serapilheira lenho (estruturas da serapilheira).

A riqueza da vegetação foi registrada a partir do número de morfotipos, com mais de 30 cm de altura, presentes em um raio de 1m de distância, a partir da unidade amostral.

Os valores da abertura do dossel resultaram de fotos do dossel a partir do centro do quadrante de cada unidade amostral. As imagens foram convertidas em escala de cinza, sendo o valor mínimo (0), preto, e o valor máximo (255) branco. Utilizando o programa de processamento de imagens, ENVI 4.3, que forneceu o valor médio da escala para a imagem, considerando o número total de pixels. Posteriormente, este valor foi convertido em porcentagem de entrada de luz, baseada na relação: $\text{média} \times 100 / 255$.

A declividade foi determinada a partir da inclinação do terreno, em uma seção de 25 cm², em cada unidade amostral, utilizando uma régua milimetrada. O nivelamento foi feito colocando o quadrante em um plano a partir do ponto mais alto da área de coleta. A declividade representava a altura do quadrante até o solo. Uma métrica utilizada para verificar o efeito do terreno altamente acidentado nos fragmentos estudados.

A serapilheira amostrada foi separada em quatro categorias: material lenhoso, folhas, raízes e outros – partículas de material não identificado. O peso seco, total e por categoria, foi medido após as 72h de exposição no extrator, utilizando uma balança de precisão.

A abundância de formigas predadoras foi obtida após identificação taxonômica de todas as formigas segundo chaves de identificação Bolton (1994) e separação daquelas predadoras, segundo a separação de Brown Jr. (2000). As aranhas também foram contabilizadas em cada unidade amostral.

A heterogeneidade ambiental foi calculada utilizando todas as variáveis ambientais citadas acima, gerando um índice de heterogeneidade ambiental.

Análises Quantitativas

Variáveis Ambientais *versus* Comunidade de Tripes

Os valores observados de cada uma das variáveis ambientais, por unidade amostral (240), foram utilizados em uma regressão múltipla, realizada para testar o efeito separado de cada uma das variáveis ambientais, sobre a abundância total, riqueza observada dos Thysanoptera e índice de diversidade de Shannon. A riqueza observada foi o número de morfotipos de Thysanoptera para cada unidade, baseada apenas nos indivíduos adultos possíveis de serem identificados taxonomicamente e a abundância total foi baseada na contabilização dos indivíduos adultos e imaturos.

Heterogeneidade Ambiental *versus* Comunidade de Tripes

A heterogeneidade ambiental foi obtida a partir dos escores de uma análise de componentes principais (PCA), realizada com os valores das oito variáveis ambientais por unidade amostral. Para testar o efeito da heterogeneidade ambiental sobre a abundância, diversidade de Shannon e riqueza observada, uma regressão linear foi realizada entre essas variáveis dependentes e os escores do primeiro eixo da análise de componentes principais.

Composição da Comunidade de Tripes

Uma análise de redundância (RDA,) entre os escores da PCA das variáveis ambientais aqui analisadas e a composição, baseada nos morfotipos com abundância acima de cinco indivíduos, foi utilizada para testar o efeito da estrutura das variáveis ambientais sobre a composição da comunidade.

As análises de regressão linear, múltipla a PCA foram realizadas utilizando o programa Statistica 7.0. A RDA foi realizada utilizando o programa R, versão 3.2.3, pacote vegan (R Development Core Team, 2011). O índice de diversidade de shannon foi calculado no programa PAST.

Resultados

Comunidade de Thysanoptera

Um total de 313 tripes foi coletado, dos quais, 221 eram adultos. A riqueza observada de Thysanoptera foi de 35 morfotipos, pertencentes a 15 gêneros da família Phlaeothripidae (um da subfamília Idolothripinae e os outros 14 da subfamília Phlaeothripinae) (Apêndice A). O padrão de distribuição da abundância, nessa comunidade de tripes de serapilheira, demonstra uma estruturação da comunidade com predomínio de espécies que só aparecem em uma amostra (*uniques*), representando 42,86% do total de amostras e daquelas que só ocorrem

nas amostras com um ou dois indivíduos (*singletons e doubletons*), que representam 51,43% da amostragem. A abundância por morfotipo é relativamente baixa, também por unidade amostral. Além disso, a partição dessa abundância é irregular entre os morfotipos, onde uma minoria destes apresentam uma alta abundância, enquanto que a maioria é baixa. O morfotipo mais abundante foi *Orthothrips sp. 1* (Fig.1), representando aproximadamente 24% do número total de indivíduos coletados (Tabela 1).

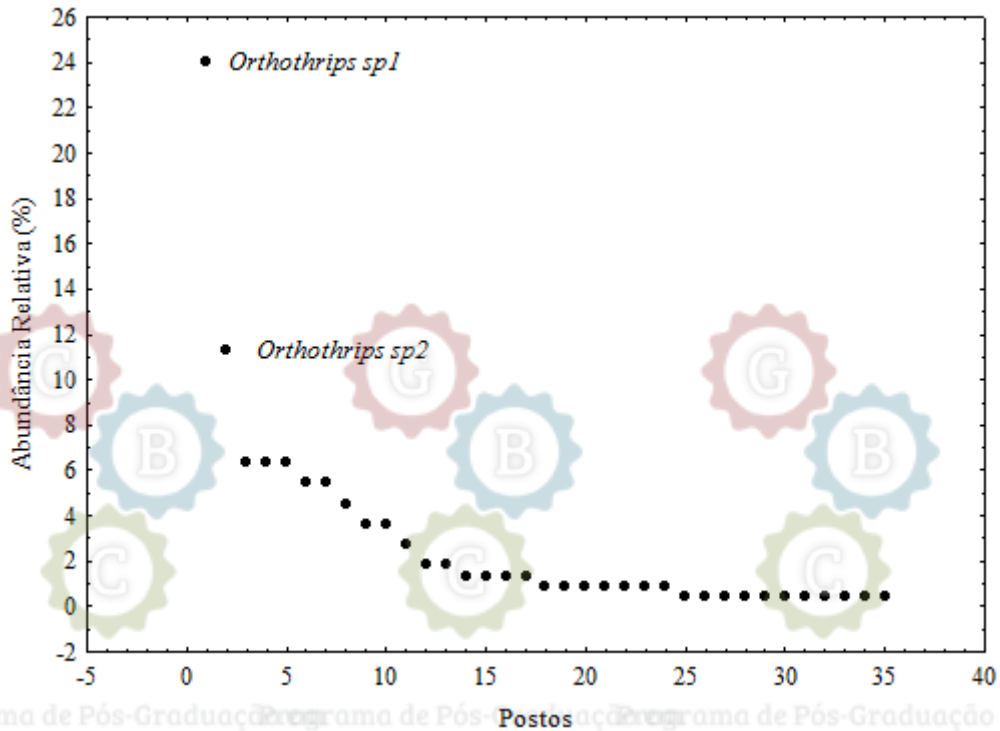


Fig. 1. Postos de abundância relativa dos 35 morfotipos (eixos: y= abundância relativa; x= morfotipos de tripes).



Tabela 1. Espécies de Thysanoptera, número de indivíduos (N) e frequência relativa (F%) de cada espécie no Parque Nacional e Boa Nova, Boa Nova, BA.

Morfotipos de Tripes	N	F (%)
<i>Orthothrips</i> sp.1	53	23,982
<i>Orthothrips</i> sp.2	25	11,312
<i>Eschatothrips</i> sp.1	14	6,335
<i>Eurythrips</i> sp. 2	14	6,335
<i>Eurythrips</i> sp. 8	14	6,335
<i>Chthonothrips nigrocinctus</i>	12	5,430
<i>Chthonothrips</i> sp. 1	12	5,430
<i>Eurythrips</i> sp. 1	10	4,525
<i>Eschatothrips</i> sp. 2	8	3,620
<i>Eurythrips</i> sp. 5	8	3,620
<i>Tylothrips</i> sp. 2	6	2,715
<i>Glyptothrips</i> sp. 1	4	1,810
<i>Orthothrips</i> sp. 3	4	1,810
<i>Eschatothrips</i> sp. 3	3	1,357
<i>Hoplandrothrips</i> sp.	3	1,357
<i>Orthothrips</i> sp. 4	3	1,357
<i>Tylothrips</i> sp. 1	3	1,357
<i>Adraneothrips</i> sp.	2	0,905
<i>Chorithrips heptatoma</i>	2	0,905
<i>Eurythrips</i> sp. 6	2	0,905
<i>Glyptothrips</i> sp. 3	2	0,905
<i>Preeriella</i> sp.	2	0,905
<i>Tylothrips</i> sp. 3	2	0,905
<i>Tylothrips</i> sp. 5	2	0,905
<i>Chamaeothrips</i> sp.	1	0,452
<i>Chthonothrips</i> sp. 2	1	0,452
<i>Eurythrips</i> sp. 3	1	0,452
<i>Eurythrips</i> sp. 4	1	0,452
<i>Eurythrips</i> sp. 7	1	0,452
<i>Glyptothrips</i> sp. 2	1	0,452
<i>Karyothrips</i> sp.	1	0,452
<i>Psalidothrips</i> sp.	1	0,452
<i>Symphiothrips</i> sp.	1	0,452
<i>Tylothrips</i> sp. 4	1	0,452
<i>Zeugmatothrips gracilis</i>	1	0,452
	221	100

Variáveis Ambientais *versus* Comunidade de Thysanoptera

Dentre as variáveis ambientais medidas, apenas a abundância de aranhas exibiu uma relação muito fraca com a abundância e a riqueza de Thysanoptera, considerando a quantidade de informação presente no resíduo da regressão (riqueza observada com $R^2=0,102$, $p<0,001$; abundância com $R^2=0,138$, $p<0,001$) (Tabelas 2 e 3), e insignificante com o índice de diversidade de shannon (Tabela 4).

Tabela 2. Efeito das variáveis ambientais sobre a riqueza observada de Thysanoptera da serapilheira.

	Beta	Erro Padrão Beta	T	P
Intercepto			1,608	0,109
Abertura de Dossel	0,005	0,064	0,084	0,933
Riqueza da Vegetação	0,003	0,065	0,043	0,966
Declividade	-0,028	0,065	-0,431	0,667
Serapilheira folha	-0,043	0,066	-0,649	0,517
Serapilheira lenhosa	-0,073	0,065	-1,124	0,262
Serapilheira raiz	-0,072	0,065	-1,109	0,269
Formigas Predadoras	0,021	0,064	0,327	0,744
Aranhas	0,306	0,064	4,772	0,000

Regressão Múltipla ($R^2=0,102$; $F_{(8,231)}=3,291$; $p<0,001$)

Tabela 3. Efeito das variáveis ambientais sobre a abundância de Thysanoptera da serapilheira.

	Beta	Erro Padrão Beta	T	P
Intercepto			0,874	0,383
Abertura de Dossel	0,026	0,063	0,414	0,679
Riqueza da Vegetação	-0,005	0,063	-0,077	0,938
Declividade	-0,044	0,064	-0,696	0,487
Serapilheira folha	-0,015	0,065	-0,225	0,822
Serapilheira lenhosa	-0,055	0,063	-0,865	0,388
Serapilheira raiz	-0,043	0,064	-0,670	0,503
Formigas Predadoras	0,079	0,062	1,263	0,208
Aranhas	0,354	0,063	5,626	0,000

Regressão Múltipla ($R^2=0,138$; $F_{(8,231)}=4,621$; $p<0,001$)

Tabela 4. Efeito das variáveis ambientais sobre a diversidade de Shannon da Thysanoptera.

	Beta	Erro Padrão Beta	T	P
Intercepto			1,445	0,153
Abertura de Dossel	-0,089	0,115	-0,768	0,445
Riqueza da Vegetação	0,014	0,118	0,121	0,904
Declividade	0,071	0,124	0,570	0,571
Serapilheira folha	-0,089	0,124	-0,722	0,472
Serapilheira lenhosa	0,213	0,117	1,830	0,071
Serapilheira raiz	-0,069	0,132	-0,522	0,604
Formigas Predadoras	0,114	0,122	0,936	0,352
Aranhas	0,354	0,063	5,626	<0,001

Regressão Múltipla ($R^2 = 0,084$; $F_{(8,75)} = 0,863$; $p = 0,552$)

A heterogeneidade ambiental, representada pelo índice gerado com todas as variáveis ambientais, também não esteve relacionada à abundância de tripes ($R^2 = 0,001$; $F_{(1,238)} = 3,101$; $p < 0,080$) (Fig.2) riqueza observada ($R^2 = 0,001$; $F_{(1,238)} = 0,260$; $p < 0,611$) (Fig. 3), e ao índice de Shannon ($R^2 < 0,001$; $F_{(1,238)} = 0,051$; $p < 0,823$) (Fig. 4).

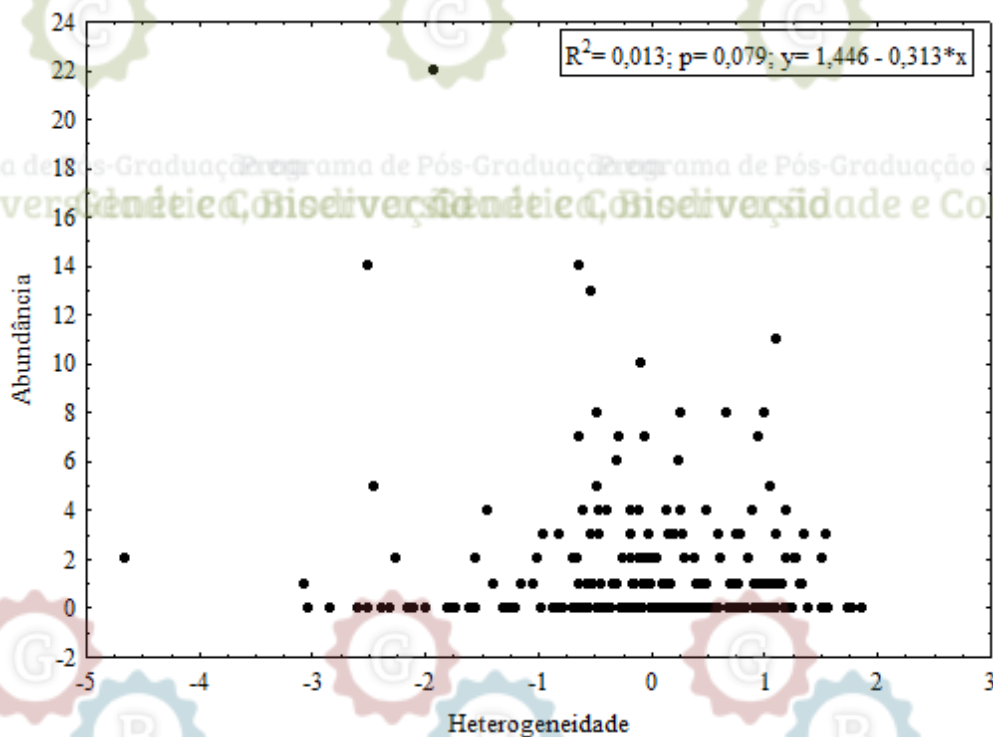


Fig.2. Efeito da heterogeneidade ambiental (primeiro eixo da PCA) sobre abundância de Thysanoptera.

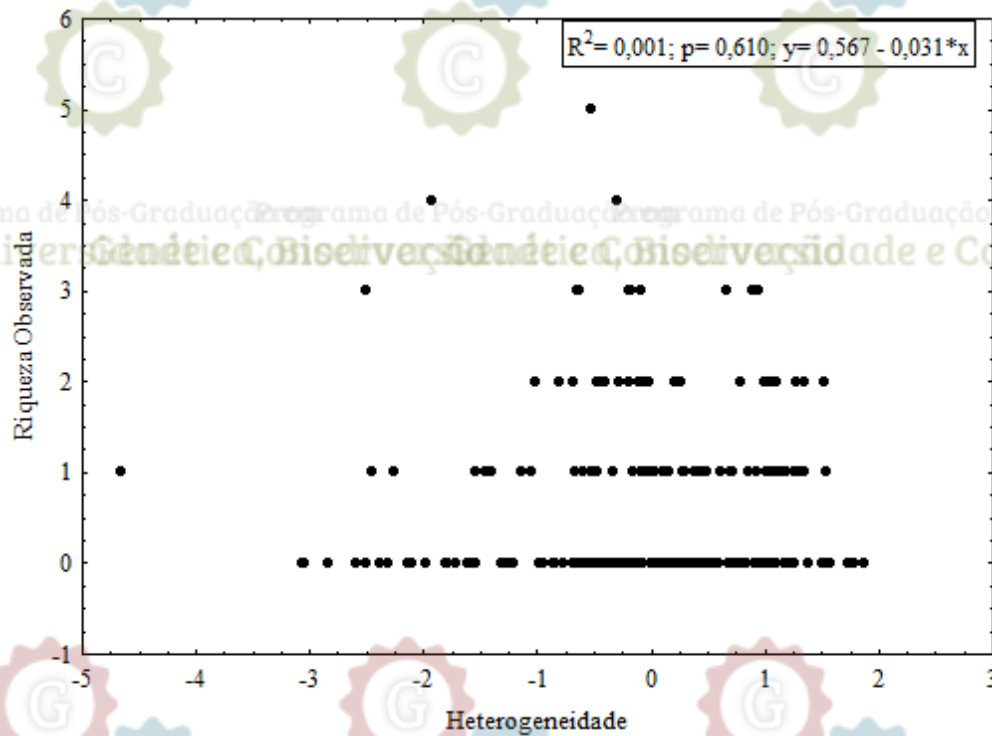


Fig.3. Efeito da heterogeneidade ambiental (primeiro eixo da PCA) sobre a riqueza observada de Thysanoptera.

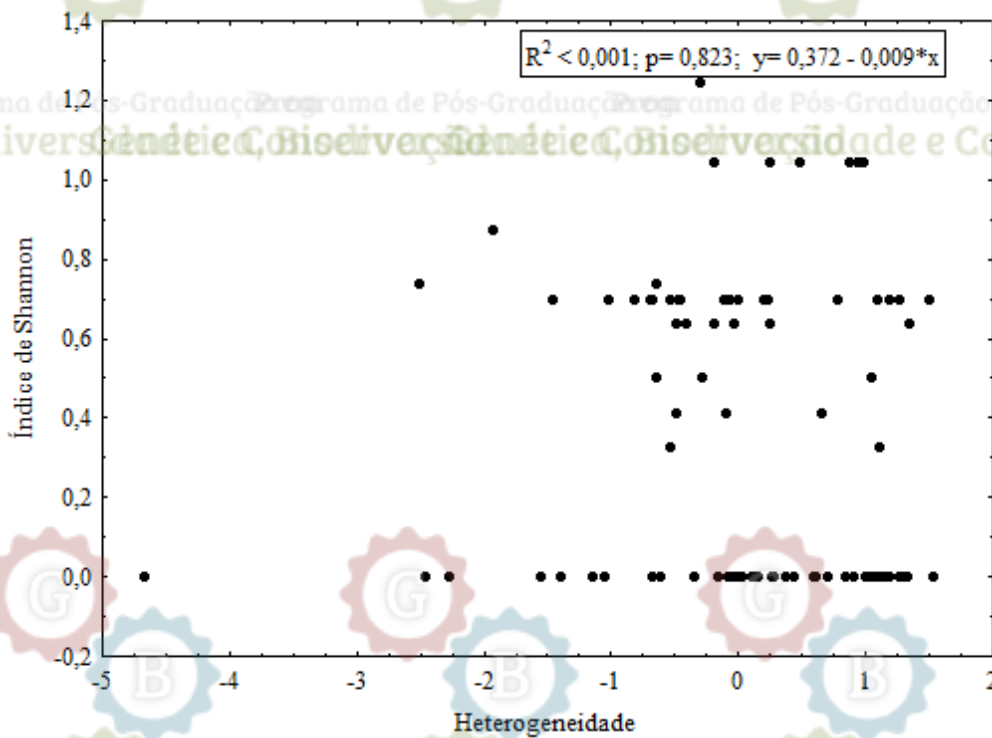


Fig.4. Efeito da heterogeneidade ambiental (primeiro eixo da PCA) sobre Índice Diversidade de Shannon de Thysanoptera.

A ordenação dos morfotipos pelas variáveis ambientais explica 4,05% da variação (Fig. 5). Apenas a abundância de aranhas teve relação significativa ($p= 0,002$) com essa ordenação da composição de tripes, uma relação também muito fraca (Tabela 5).

Tabela 5. Teste de significância (ANOVA) para o efeito das variáveis ambientais sobre a ordenação das comunidades de Thysanoptera de acordo com RDA (Análise de Redundância).

	GL	F	P
Abertura de Dossel	1	2.0141	0.052
Riqueza da Vegetação	1	1.1244	0.317
Declividade	1	0.9971	0.371
Serapilheira folha	1	0.5157	0.718
Serapilheira lenhosa	1	0.5043	0.710
Serapilheira raiz	1	0.5925	0.398
Formigas Predadoras	1	2.0928	0.078
Aranhas	1	7.9871	0.002

$F(8,231) = 1.978; p=0,049$

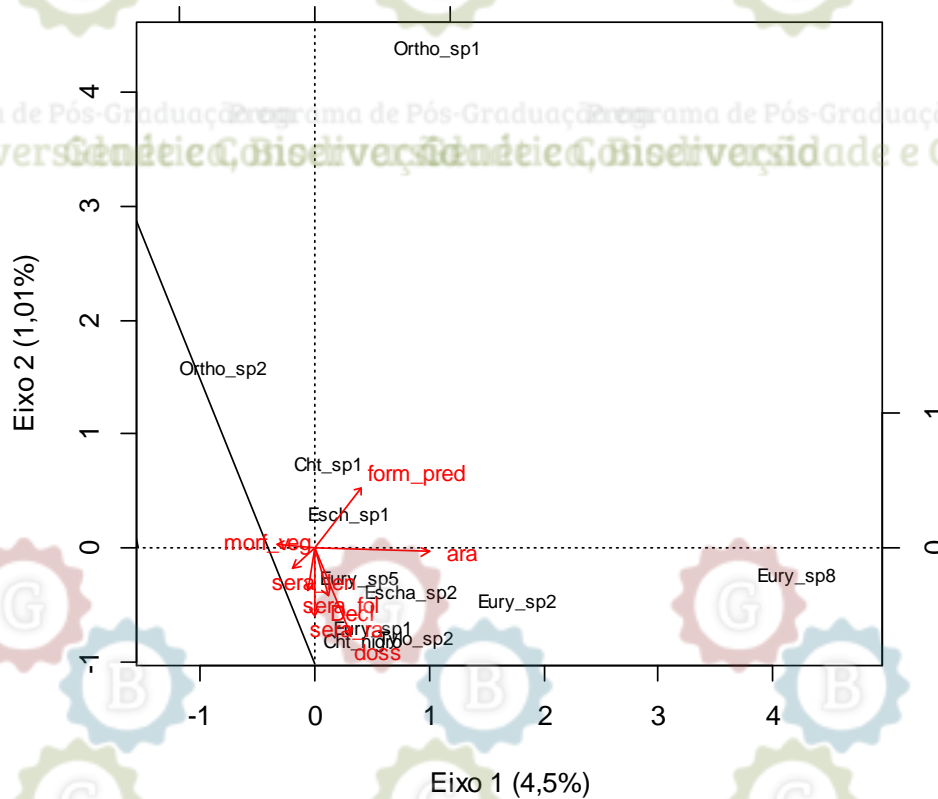


Fig. 5. Ordenação dos morfotipos com abundâncias maiores que cinco indivíduos (Cht_nigro = *Chthonothrips nigrocinctus*; Cht_sp1= *Chthonothrips* sp. 1; Esch_sp1= *Eschathothrips* sp. 1; Escha_sp2= *Eschathothrips* sp. 2; Eury_sp1= *Eurythrips* sp. 1; Eury_sp2= *Eurythrips* sp. 2; Eury_sp5= *Eurythrips* sp. 5; Eury_sp8= *Eurythrips* sp. 8; Ortho_sp1= *Orthothrips* sp. 1; Ortho_sp2= *Orthothrips* sp. 2; Tylo_sp2= *Tylothrips* sp. 2 das comunidades de tripses baseada nas oito variáveis ambientais (doss= abertura de dossel, morf_veg= diversidade vegetação, Decl =declividade; sera_fol= serapilheira folha; sera_len= serapilheira lenho; sera_ra= serapilheira raiz; form_pred= abundância de formigas predadoras; aran= abundância de aranhas).

Discussão

Ao contrário do esperado, a estrutura da comunidade de tripses não foi explicada pelas variáveis ambientais, diversidade de vegetação, declividade, abertura de dossel, estrutura da

serapilheira e abundância de formigas predadoras. Isto sugere que estas variáveis não sejam filtros seletivos para a abundância, composição, riqueza e ao índice diversidade deste grupo. Apenas a abundância de aranhas foi relacionada com a abundância e riqueza observada de tripes, uma relação, no entanto muito fraca, e que se opõe ao predito, com a riqueza de tripes aumentando com o aumento do número de aranhas.

As aranhas de pequeno porte, como as coletadas neste estudo, são consideradas por Kirk (1997) importantes predadoras dos tripes, sendo ainda um dos principais grupos de predadores na serapilheira (Liu et al. 2015, Machado et al. 2015). Considerando tal aspecto, a relação entre maior abundância e riqueza de tripes e maior abundância de aranhas, contraria o que era esperado. Porém, não reflete uma proposta consistente, considerando que a relação foi muito baixa e não ocorreu quando calculada com a diversidade de Shannon.

O resultado com aranhas é um caso sem relatos na literatura para esses grupos. Possivelmente, a fauna de aranhas esteja controlando as populações mais abundantes de tripes, possibilitando que os morfotipos menos abundantes ocupem o espaço. Isso é possível, pois a predação pode exercer um efeito estruturador, alterando a estrutura da comunidade de diferentes organismos (Schneider e Brose, 2013), especialmente para as aranhas que são importantes reguladores populacionais (Riechert, 1984, Riechert e Bishop 1990, Liu et al. 2015).

Diferente do que foi observado neste estudo, a riqueza da vegetação (Cantarelli et al. 2015, Machado et al. 2015), volume da serapilheira, abertura do dossel (Hoop et al. 2010, Yanahan 2013, Silva e Brandão 2014) são, em geral, diretamente proporcionais a maior diversidade de grupos de artrópodes. Mas, a independência entre tripes de serapilheira e essas variáveis ambientais observadas, é também relatada para outros táxons. Um exemplo é o estudo de Silva e Brandão (2014) com formigas de serapilheira, em uma floresta tropical, que também não observou relação significativa entre abundância e variáveis climáticas ou ambientais.

A riqueza de morfotipos de plantas não se mostrou associada à diversidade de tripes. Provavelmente a composição da flora, ao invés da riqueza, tenha um maior efeito sobre comunidade de insetos (Sutcliffe et al. 2015). Segundo Donoso et al. (2013), diferentes grupos de plantas podem manter ambientes distintos de serapilheira para os quais artrópodes irão responder. Desta forma, talvez a “qualidade” da serapilheira seja mais determinante para a comunidade de tripes, do que a sua quantidade ou volume disponível no chão da floresta.

Algumas comunidades da fauna da serapilheira, possivelmente, respondem mais a variáveis ambientais implicantes no seu microclima e disponibilidade de recursos, do que a variações ambientais em escalas maiores, como a variação da escala do transecto (Martius et al. 2004, Silva e Brandão 2014, Tarli et al. 2014). Dado o tamanho minúsculo dos tripses, provavelmente outros fatores ambientais, mais específicos do folhicho, podem afetar a fauna neste habitat, como por exemplo, a diversidade e abundância de fungos. De fato, fungo é extremamente relacionado ao teor de umidade do ambiente, talvez variações microclimáticas, não medidas nesse estudo, possam explicar a estruturação das comunidades de tripses. Mound (1976) destaca a capacidade dos tripses de reagir a flutuações no ambiente, sendo esta uma importante característica biológica que é herdada por muitas espécies de serapilheira.

Os fatores ambientais avaliados aqui influenciam a composição da comunidade de outros insetos (Bernadou et al. 2013, Tarli et al. 2014). No entanto, a composição da tisanopterofauna, ao longo do gradiente de variáveis ambientais não teve alteração notável, visto que uma mesma espécie ocorreu em diferentes condições ambientais. Logo, a variação na composição da fauna de tripses talvez seja mais dependente de outros condicionantes bióticos e abióticos, e da própria biologia desses indivíduos (Tarli et al. 2014).

A heterogeneidade ambiental também não esteve relacionada com a comunidade de tripses. São muitos os grupos de insetos da serapilheira que sofrem, geralmente de forma positiva, o efeito da heterogeneidade ambiental (Heino et al. 2013, Groc et al. 2014, Horak 2014, Olivier et al. 2014, Bilia et al. 2015, Sutcliffe et al. 2015). Porém, semelhantemente aos tripses, outros grupos de serapilheira parecem não sofrer tanto seus efeitos (Miranda et al. 2013, Silva et al 2010), ou até mesmo afetá-los de forma negativa. Isso é verdadeiro para as formigas coletadas aqui. Onde a abundância das mesmas diminuía quando aumentava a heterogeneidade ambiental.

O baixo efeito da heterogeneidade também poderia ser explicado por uma baixa influência desta sobre o aumento da disponibilidade de recursos alimentares (Silva et al. 2010). A fauna da serapilheira é influenciada principalmente pelos recursos nela presentes (Vargas et al. 2007, Tarli 2014). Se tais recursos representam condições necessárias para manter as espécies, a distribuição delas independe então da heterogeneidade ambiental no micro-habitat (Vargas et al. 2007).

Neste estudo se destaca a grande diversidade de espécies da tribo Glyptothripini, compreendendo 80% das espécies e 95% dos indivíduos coletados. Assim como registrado por Pinent et al. (2006) no sul do Brasil, este grupo de tripses parece ser dominante no folhicho

de florestas tropicais e subtropicais da América do Sul. Embora sua classificação genérica não seja completamente satisfatória, alguns gêneros se destacaram pela sua riqueza, como *Eurythrips*, *Orthothrips* e *Tylothrips* (Tabela 1). No Brasil, mais de 75 espécies de Glyptothripini foram descritas, sendo todas consideradas fungívoras de serapilheira. De um modo geral, os morfotipos de tripes não tiveram um padrão de distribuição, baseado nas variáveis ambientais aqui descritas. Provavelmente a maioria dos tripes deste grupo não possui uma distribuição espacial uniforme e sua dispersão parece ser limitada.

Segundo Mound (1977), não há informações se as espécies de Glyptothripini possuem especificidades em relação à sua alimentação na serapilheira, mas é possível que estes tripes sejam generalistas na sua dieta em fungos. Algumas espécies de fungívoros da serapilheira parecem apresentar estrutura morfológica e fisiológica que as tornam capazes de se alimentar de diferentes tipos de estruturas fúngicas (Mound 1977, Tree et al. 2010). Considerando as condições relativamente estáveis desse microambiente, a competição entre as espécies de tripes é provavelmente baixa, e a disponibilidade de alimento abundante na maior parte do tempo (Mound 1976, 1977). Estes são fatores que podem estar relacionados ao fato da composição de tripes ser tão similar, mesmo em diferentes condições de variáveis ambientais e de heterogeneidade.

No presente estudo verificamos que a comunidade de tripes de serapilheira de uma floresta tropical, exibe uma grande riqueza de espécies pouco abundantes. Apesar das variáveis ambientais analisadas aqui, explicarem a diversidade de muitos grupos de insetos de serapilheira, não foi houve relação delas com a comunidade de tripes. Isso sugere que esta pode responder a variáveis muito mais restritas a pequenas escalas da serapilheira. Apesar de não ter havido uma métrica da comunidade de fungos, a distribuição destes organismos ao longo das unidades amostradas pode estar associadas à de tripes. Neste sentido, recomendamos que aspectos relacionados à comunidade de fungos dos quais os tripes se alimentam devam ser considerados em estudos da tisanopterofauna de serapilheira.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos bolsistas de iniciação científica do LABI, à bolsista de iniciação Mariana Flores Lindner e aos guias do PARNA de Boa Nova, Josafá Sampaio e Josafá Filho, pelas contribuições durante etapas da execução do trabalho. A UESB, PPGGBC, FAPESB e UFRGS pelo apoio e suporte a esta pesquisa.

Referências Bibliográficas

- Ananthkrishnan, T.N. 1993.** Bionomics of thrips. *Ann. Rev. Ento.* 38:71-92.
- Bernadou, A., R. Céréghino, H. Barcet, M. Combe, X. Espadaler, V. Fourcassié. 2013.** Physical and land-cover variables influence ant functional groups and species diversity along elevational gradients. *Land. Ecol.* 28:1387–1400.
- Bilia, C., G. D. Ginha, D. K. Petsch, A. M Takeda. 2015.** Influência da heterogeneidade ambiental sobre os atributos da comunidade de Chironomidae em lagoas de inundação neotropicais. *Inheringia. Série Zoologia*, 105: 20-27.
- Caldeira, M.V.W., R. D. Silva, S. H. Kunz, J. P. F. Zorzanelli, K. C. Castro, T. O. Godinho. 2013.** Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. *Comum. Sci.* 4: 111-119.
- Cantarelli, E. B., M. D. Fleck, F. Granzotto, J. D. N. Corassa, M. D'Avila. 2015.** Diversity of ants (Hymenoptera: Formicidae) of litter in different system of soil use. *Ciência Florestal.* 25: 607-616.
- Chazdon, R. 2012.** Tropical Forest Regeneration. *Bol. Mus. Emílio Goeldi. Ciência Natural.* 7: 195-218.
- Dang, L.H., L. A. Mound, e G. X. Qiao. 2013.** Leaf-litter thrips of the genus *Adraneothrips* from Asia and Australia (Thysanoptera, Phlaeothripinae). *Zoo.* 3716: 001–021.
- Donoso, D. A., M. K. Johnston, N.A. Clay, M. E. Kaspari. 2013.** Trees as templates for trophic structure of tropical litter arthropod fauna. *Soil. Bio. & Bioche.* 61: 45-5.
- Gatti, A. 2013.** Modelos de nicho, mudanças climáticas e a vulnerabilidade do clado *Perissodactyla* ao longo do tempo. Tese. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Groc, S., J. H. C. Delabie, F. Fernández, M. Leponce, J. Orivel, R. Silvestre, H. L. Vasconcelos, A. Dejean. 2014.** Leaf-litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in a pristine Guianese rainforest: stable functional structure versus high species turnover. *Myrmecol. News.* 19: 43-51.
- Heino, J., M. Groönroos, J. Ilmonen, T. Karhu, M. Niva, L. Paasivirta. 2013.** Environmental heterogeneity and b diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Fresh. Scie.* 32:142–154.
- Hopp, P.W., R. Ottermanns, E. Caron, S. Meyer, M. Rob-nickoll. 2010.** Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. *Insec. Conserv. Diver.* 3:103–11.

Horak, J. 2014. Insect taxa with similar habitat requirements may differ in response to the environment in heterogeneous patches of traditional fruit orchards. *J. Insect. Conserv.* 18: 637– 642.

ICMBIO, 2015. Unidades Abertas a Visitação. Disponível em: <
<http://www.icmbio.gov.br/portal/o-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/2587-parque-nacional-de-boia-nova.html>>. Acesso em 08 de Fevereiro de 2015.

Kirk, W. D. L. 1997. Distribution, Abundance and Population Dynamics, pp.228-229. In: T. Lewis (ed). *Thrips As Crop Pests*. CAB International.

Liu1,S., Chen, J., Gan, W., Schaefer, D., Gan, J. & Yang, X. 2015. Spider foraging strategy affects trophic cascades under natural and drought conditions. *SREP.* 5: 1-9.

Machado, D. L., M. G. Pereira, M. E. F. Correia, A. R. Diniz, C. E. G. Menezes. 2015. Fauna Edáfica na Dinâmica Sucessional da Mata Atlântica Em Floresta Estacional Semidecidual na Bacia do Rio Paraíba do Sul – RJ. *Ciência Florestal.* 25: 91-106.

Mata, R.A. e R. Tidon. 2013. The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. *Insect. Conserv. Diver.* 6: 663–670

Martius, C., H. Höfer, M. V. B. Garcia, J. Römbke, W. Hanagarth. 2004. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rain forest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient. Cycli. Agroeco.* 68: 137–154.

Miranda, T.A., A. S. Santanna, A. B. Vargas, F. S. Almeida. 2013. Aspectos estruturais do ambiente e seus efeitos nas assembléias de formigas em ambientes de floresta e bosque. *Cadernos UniFOA.* 21:63-72.

Mound, L. A. 1976. American leaf-litter Thysanoptera of the genera *Erkosothrips*, *Eurythrips* and *Terthrothrips* (Phlaeothripidae: Phlaeothripinae). *Bulletin of the British Museum (Natural History).* Entomol. 35: 27-64.

Mound, L. A. 1977. Species diversity and the systematics of some New World leaf litter Thysanoptera (Phlaeothripinae: Glyptothripini). *System Entomol.* 2: 225-244.

Mound, L. A. 2002. Thysanoptera biodiversity in the Neotropics. *Revista Biologia Tropical* 50: 477-484.

Mound, L. A. 2014. Austral Thysanoptera: 100 years of progress. *Austral. Entomol.* 53: 18-25.

Mound, L. A. e R. Marullo. 1996. The thrips of Central and South America: an introduction (Insecta: Thysanoptera). *Memoirs. Entomol. Internat.* 6: 487.

Mound, L. A. e D. J. Tree. 2013. Fungus-feeding thrips from Australia in the worldwide genus *Hoplandrothrips* (Thysanoptera, Phlaeothripinae). *Zoo*. 3: 476–494.

Olivier, R. S., R. Aranda, M. N. Godoi, G. Gracioli. 2014. Effects of Environmental Heterogeneity On The Composition Of Insect Trophic Guilds. *Applied. Ecol. Environ. Resch.* 12: 209-220.

Pereira, G. H. A., M. G. Pereira, L. H. C. Anjos, T. A. Amorim, C. E. G. Menezes. 2013. Decomposição da Serapilheira, Diversidade e Funcionalidade de Invertebrados do Solo em Um Fragmento de Floresta Atlântica. *J. Biosc.* 29: 1317-1327.

Pinent, S. M. J., H. P. I. Romanowski, L. R. I. Redaelli, A. Cavalleri. 2006. Species composition and structure of Thysanoptera communities in different microhabitats at the Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS. *Braz. J. Biol.* 66: 765-779.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rezende, C. L. de., Uezu, A., Scarano, F. R., Araujo, D. S. D. 2015. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodivers Conserv.* 24:2255–2272.

Riechert, S.E. 1984. Spiders As Biological Control Agents. *Ann. Rev. Entomol.* 29:299-320.

Riechert, S.E. & Bishop, L. 1990. Prey Control by an Assemblage of Generalist Predators: Spiders in Garden Test Systems.

Schneider, F. D., e Brose, U. 2013. Beyond diversity: how nested predator effects control ecosystem functions. *Jol. of Anl. Eco.* 82: 64–71.

Silva, R. J., S. Diniz, e F. Z. Vaz-de-Mello. 2010. Heterogeneidade do Habitat, Riqueza e Estrutura da Assembleia de Besouros Rola-Bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em Áreas de Cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neo. Entomol.* 39: 934-940.

Silva, R. R. e C. R. F. Brandão. 2014. Ecosystem-Wide Morphological Structure of Leaf-Litter Ant Communities along a Tropical Latitudinal Gradient. *PLoS ONE* 9: 1-11.

Sutcliffe, L. M. E., P. Batary, T. Becker, K. M. Orci, C. Leuschner. 2015. Both local and landscape factors determine plant and Orthoptera diversity in the semi-natural grasslands of Transylvania, Romania. *Biodivers. Conserv.* 24: 229 -245.

Tarli, V. D., P. A. C. L. Pequeno, E. Franklin, J.W. Morais, J.L.P. Souza, A.H.C. Oliveira, D.R. Guilherme. 2014. Multiple Environmental Controls on Cockroach Assemblage Structure in a Tropical Rain Forest. *Biotropica.* 46: 598-607.

Tree, D. J., L. A. Mound, e G. H. Walter. 2010. Fungal spore-feeding by adult and larval *Mecynothrips hardyi* (Priesner) (Thysanoptera: Phlaeothripidae: Idolothripinae)'. J. Nat. His. 44: 307-316.

Vargas, A. B., A. J. Mayhé-Nunes, J. M. Queiroz, G. O. Souza, E. F. Ramos. 2007. Efeitos de Fatores Ambientais sobre a Mirmecofauna em Comunidade de Restinga no Rio de Janeiro, RJ. Neo. Entomol. 36: 028-037.

Yanahan, A. D. 2013. Vegetative Communities As Indicators Of Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Diversity. THESIS : degree of Master of Science in Entomology in the Graduate College of the University of Illinois at Urbana-Champaign.

Wang, J. e X. Tong. 2012. Species diversity, seasonal dynamics, and vertical distribution of litter-dwelling thrips in an urban forest remnant of South China. J. Insect. Scie. 12: 1-12.





Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

6. CAPÍTULO 2



O EFEITO DO ESTADO DE REGENERAÇÃO DA FLORESTA SOBRE A COMUNIDADE DE TRIPES (INSECTA: THYSANOPTERA) DA SERAPILHEIRA EM FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



***Artigo escrito de acordo com as normas da Revista Insect Conservation and Diversity**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

1

2

3

4

5

6

7

8

9

10 **Running title: Diversidade de tripes da serapilheira**

11

12

13 M.V. Santos¹, A. Cavalleri², J.C.Silva Jr.³ M.C. Almeida³

14 ¹ Programa de Pós Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação, Universidade
15 Estadual do Sudoeste da Bahia, Rua José Moreira Sobrinho, s/n - Jequezinho, 45.208-091

16 ² Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Rua Marechal
17 Floriano Peixoto 2236 Centro, São Lourenço do Sul, RS, 96.170-000

18 ³ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Rua
19 José Moreira Sobrinho, s/n - Jequezinho, 45.208-091

20 M.V. SANTOS

21 UESB--PPGGBC-Laboratório de Biologia de Insetos

22 Rua José Moreira Sobrinho, s/n - Jequezinho Jequié - BA CEP: 45.208-091.

23 Fone: (73) 3528-9725

24 Fax: (073) 3528-9600

25 E-mail: miridovalle@hotmail.com

26

27 **Resumo.** 1. O tempo de abandono da antropização de fragmentos de floresta afeta a fauna de
28 insetos que habitam a serapilheira. Neste trabalho verificamos este efeito sobre a abundância,
29 composição, diversidade de Shannon e riqueza de tripes.

30 2. As coletas foram realizadas entre os meses de janeiro a março de 2015, em quatro
31 fragmentos de floresta localizados em uma unidade de conservação do sudoeste da Bahia. Em
32 cada fragmento foram selecionados dois tratamentos, com base na estrutura da vegetação e no
33 tempo de abandono do uso do antrópico. Cada tratamento continha três transectos, onde foram
34 demarcadas dez unidades amostrais, distantes 10m uma da outra, o que totalizou 240 unidades
35 amostrais, 120 por tratamento. Em cada unidade amostral foi coletada a serapilheira de uma
36 área de 25cm².

37 3. A riqueza média observada por unidade amostral e a diversidade de Shannon médias por
38 unidade amostral foram maiores nas áreas mais regeneradas (MAR) em relação às áreas
39 menos regeneradas (MER), mas a abundância não diferiu. Apesar da associação de alguns
40 táxons com áreas de uso antigo, a composição não apresenta um padrão na sua estruturação
41 que as diferencie entre o estado de regeneração.

42 3. Neste estudo evidenciamos o efeito do estado de regeneração florestal sobre a diversidade
43 de tripes e sua riqueza observada, mas uma alta variação na abundância que se assemelha nas
44 duas condições (MAR e MER) estudadas.

45
46 **Palavras-chave:** Diversidade, fauna edáfica, floresta secundária, fungívoros

48 **Introdução**

49 As florestas tropicais, ao longo da história, vêm sofrendo uma série de eventos
50 antropogênicos que afetam sua estrutura (Chazdon, 2012; Xaud *et al.*, 2013). A maior parte
51 do que ainda resta é composta por fragmentos em diferentes estágios de sucessão, cuja

52 regeneração foi possível após o abandono do distúrbio (Ribeiro *et al.*, 2009; Chazdon, 2012).
53 Embora alguns componentes da fauna e flora tenham sido perdidos, seus remanescentes se
54 apresentam como importantes áreas de manutenção da biodiversidade.

55 O tempo de abandono da antropização e da sucessão florestal tem efeito na
56 diversidade e paisagem da floresta, refletindo em seu estado de regeneração. Quanto mais
57 antiga, mais regenerada e mais semelhante ela se torna da floresta primária, o que também
58 pode significar fauna e flora mais ricas e abundantes, resultante da maior heterogeneidade
59 ambiental e o maior fornecimento de recursos para a manutenção desses organismos
60 (Barberena-arias & Aide, 2003; Smith *et al.*, 2015). Um efeito que varia entre diferentes
61 táxons (e.g. Dunn, 2004; Holz *et al.*, 2009; Hoop *et al.*, 2010; Cantarelli *et al.*, 2015).

62 O processo de regeneração pode afetar diretamente a serapilheira. O avanço da
63 sucessão é acompanhado de um aumento da diversidade arbórea, que incrementa a
64 composição deste ambiente (Barberena-arias & Aide 2003; Rodrigues *et al.*, 2004; Larphen *et*
65 *al.*, 2011) acelerando o acúmulo de biomassa e complexidade desse micro-habitat (Hoop *et*
66 *al.*, 2010). A serapilheira por sua vez, também auxilia o processo de sucessão, quando a
67 matéria orgânica do solo, outrora perdida, é restaurada devido à decomposição (Chazdon,
68 2012).

69 Para algumas espécies de insetos apenas florestas primárias e secundárias maduras, ou
70 seja, florestas em excelentes estados de regeneração podem mantê-los (Silva *et at.*, 2007).
71 Para outras espécies, florestas em diferentes estados de regeneração, mesmo ainda não muito
72 avançadas, podem ser adequadas à sua sobrevivência (Barberena-arias & Aide, 2003;
73 Cantarelli *et al.*, 2015; Machado *et al.*, 2015). A capacidade de resiliência da fauna em
74 fragmentos em sucessão tem como condição ideal ocorrer em áreas mais próximas da floresta
75 original (Hoop *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2004) e onde o desmatamento aconteceu em
76 pequena escala e baixa intensidade (Dunn, 2004). Outros fatores que a afetam são o tempo de

77 regeneração florestal (Silva *et al.*, 2007) e o histórico do uso do solo antes do início da
78 sucessão (Holz *et al.*, 2009; D'Oliveira *et al.*, 2011). Além disso, a capacidade adaptativa da
79 espécie, que determinará o quanto e como ela reagirá às condições de perturbação e idade de
80 sucessão da floresta (Almeida *et al.*, 2011).

81 O quanto o tempo de sucessão florestal influencia a fauna da serapilheira pode ser
82 indicado por alguns insetos que a habitam (Machado *et al.*, 2015). Espécies de formigas e
83 besouros são exemplos que refletem as diferenças da diversidade entre áreas originais e em
84 regeneração. Para estes grupos de insetos, florestas jovens em estágios intermediários de
85 regeneração podem ser suficientes em restaurar sua riqueza, mas a composição de espécies
86 tende a se recuperar mais lentamente (Dunn, 2004; Silva *et al.*, 2007; Hoop 2010).

87 Na serapilheira a fauna de fungívoros é bem diversa, dentre as quais se destacam os
88 Thysanoptera. Conhecidos como tripes, é um grupo representativo na serapilheira, com uma
89 alta riqueza, especialmente em florestas tropicais, e baixa abundância quando comparado com
90 outras ordens de insetos (Mound, 1977; Pinent *et al.*, 2006), além da distribuição agregada
91 neste ambiente (Mound, 1977). Na serapilheira estão os principais fungívoros da ordem
92 (Mound & Marullo, 1996), sendo que muitos destes são representantes da tribo Glyptothripini
93 (Mound, 1977; Pinent *et al.*, 2006). Não há dados referentes ao efeito da regeneração sobre
94 esses insetos, mas, algumas espécies de tripes habitantes de troncos, são mais adaptadas a
95 floretas mais jovens (Dubovský *et al.*, 2010).

96 Considerando a relação entre o estado de regeneração florestal e os insetos da
97 serapilheira, verificamos o efeito do estado de regeneração de fragmentos florestais, sobre a
98 abundância, composição, diversidade de Shannon e riqueza de tripes da serapilheira. Testando
99 as seguintes hipóteses: 1) a diversidade de Thysanoptera deve ser menor em áreas de floreta
100 menos regenerada, pois nestes locais a menor densidade de vegetação reflete em menor
101 volume e aporte da serapilheira; 2) a composição de Thysanoptera deve ser diferente entre

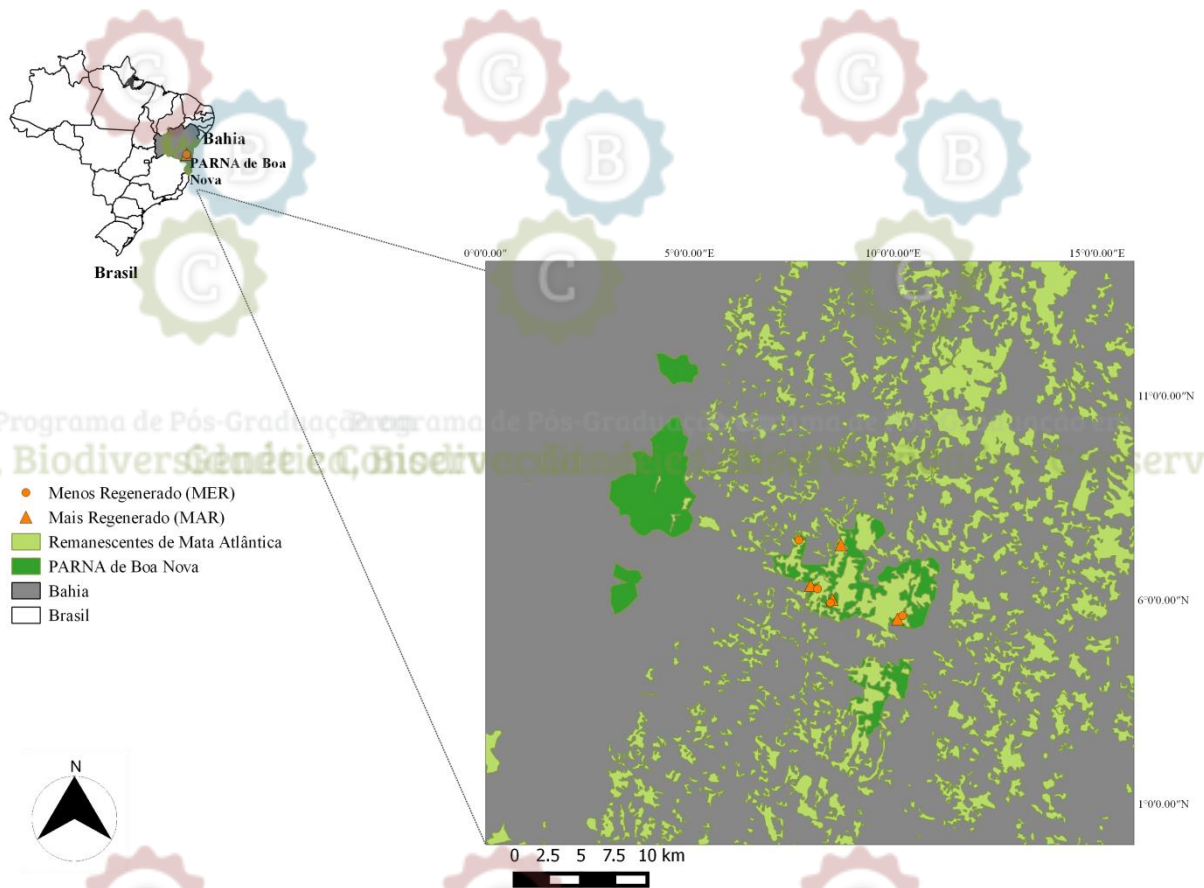
102 áreas de uso antrópico recente e uso antrópico antigo, considerando que espécies especialistas
 103 ocorrerão em apenas uma das condições de regeneração.

104 **Material e Métodos**

105 **Áreas de Estudo**

106 As coletas foram realizadas entre os meses de janeiro e março de 2015, em quatro
 107 fragmentos de floresta Ombrófila Úmida, do Parque Nacional de Boa Nova (PARNA de Boa
 108 Nova). O Parque tem uma área total de 12.065 hectares e está localizado no município de Boa
 109 Nova, no sudoeste da Bahia (ICMBIO, 2015) (Fig.1).

110



112 **Fig. 1.** Mapa delimitando o PARNA de Boa Nova e os pontos de coletas. As regiões em verde
 113 claro representam os remanescentes de Mata Atlântica e os símbolos em laranja (círculos-
 114 áreas mais regeneradas; triângulos- áreas menos regeneradas) são as áreas de coleta.

115 A região é caracterizada pela transição do clima semiárido para o clima úmido,
 116 podendo ir da Caatinga à Mata Atlântica em menos de 15km. O PARNA está em um planalto
 117 sublitorâneo, com relevo bastante ondulado e com altitudes variando entre 440m e 1.111m. O
 118 solo é do tipo podzólico vermelho amarelo a oeste, latossolo vermelho amarelo a leste.
 119 Predominam rochas cristalinas, e a hidrologia se configura em drenagens intermitentes a oeste
 120 e densa malha de drenagens perenes a leste, cuja pluviosidade é de 1.300mm e
 121 temperatura média de 23°C (MMA, 2015).

122

123 **Amostragem e Identificação de Tripes**

124 Em cada fragmento foram delimitados dois tratamentos, individualizados pelo estado
 125 de regeneração das áreas, considerando características da vegetação e situação atual de uso do
 126 solo. Um denominado de "Área Mais Regenerada" (MAR) e outro de "Área Menos
 127 Regenerada" (MER) (Tabela 2). Sendo que a determinação de cada tratamento foi baseada em
 128 informações etnológicas e observações da paisagem das áreas.

129 **Tabela 1.** Caracterização dos tratamentos MAR (Área Mais Regenerada) e MER (Área
 130 Menos Regenerada).

	MER	MAR
Tempo de Abandono	< 20 anos	> 35 anos
Estado de Regeneração	Baixa densidade da vegetação; paisagem menos regenerada	Vegetação densa; paisagem mais regenerada
Estrutura fitossociológica da vegetação	Predomínio de arbustivas e herbáceas; epífitas quase ausentes	Predomínio de arbóreas e/ou arbustivas
Presença de gramínea, pteridófitas e plantas invasoras	Presentes no interior na mata	Ausentes ou presentes em baixa frequência
Cobertura Florestal	Mata semifechada com áreas de clareira	Mata fechada

131 Nos tratamentos foram demarcados três transectos de 100m, em cada um, paralelos à
132 borda e separados entre si por uma distância de 200m. Cada transecto foi composto de dez
133 unidades amostrais, distantes 10m uma da outra. No total foram demarcados 24 transectos e
134 240 unidades amostrais.

135 Cada unidade amostral representava uma área de 25cm² de onde foi retirada uma
136 amostra de serapilheira (da camada superficial até o nível do solo). As amostragens foram
137 realizadas apenas no turno da manhã. O material foi depositado em sacos de papel e em
138 seguida alocado em extratores do tipo Funil de Berlese – Tullgren modificado. Este extrator
139 foi montado a partir de um galão plástico de 20 litros, que terminava em um frasco de 1L
140 contendo como solução fixadora álcool 45%. A lâmpada utilizada foi do tipo incandescente
141 de 25W e o material permaneceu exposto à luz por 72h.

142 Os tripes e demais artrópodes foram separados em microtubos e fixados em álcool
143 60%, para posterior identificação. Os tripes foram montados em lâminas de microscopia
144 permanentes seguindo o protocolo de Mound e Marullo (1996), e identificados
145 (morfotipagem) em nível de gênero, com auxílio das chaves morfológicas de Mound e
146 Marullo (1996) e Mound (1977). Os espécimes foram depositados parte no Laboratório de
147 Biologia de Insetos (LABI) da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB, campus
148 de Jequié-BA, e também na coleção de Thysanoptera da Universidade Federal do Rio Grande
149 do Sul, Porto Alegre-RS.

150 **Análises Quantitativas**

151 Para comparar a abundância, a riqueza e o índice de diversidade entre os tratamentos
152 (MAR e MER), foi utilizada uma análise de variância de um fator. A abundância total foi
153 baseada na contabilização dos indivíduos coletados (adultos e imaturos) e a riqueza foi
154 baseada apenas nos indivíduos adultos, considerando que apenas estes foram identificados

155 taxonomicamente. Uma ANOVA em bloco foi utilizada para testar o efeito dos tratamentos
156 sobre a abundância, a diversidade de Shannon e a riqueza observada de Thysanoptera.

157 A diferença de composição entre os tratamentos foi verificada por meio de uma
158 Análise de similaridade (ANOSIM), utilizando como medida de similaridade a distância de
159 Bray-Curtis, avaliando quais são as áreas mais disimilares com base nos morfotipos coletados.
160 As distâncias foram calculadas na escala da unidade amostral e do transecto, para verificar se,
161 a baixa abundância e a também baixa ocorrência de tripes na escala da unidade amostral
162 interferia nos resultados. Para evidenciar a distância entre as áreas, com base no resultado da
163 ANOSIM, elas foram ordenadas por meio de um Escalonamento Multidimensional Não-
164 Métrico (NMDS).

165 Para a obtenção da diversidade de Shannon foi utilizado o programa Past. Para testar o
166 efeito dos tratamentos sobre a abundância, diversidade de Shannon e riqueza observada, foi
167 utilizado o programa Estatística 7.0, e para as análises da composição foram realizadas no R
168 versão 3.2, pacote vegan (R Development Core Team, 2011).

169 **Resultados**

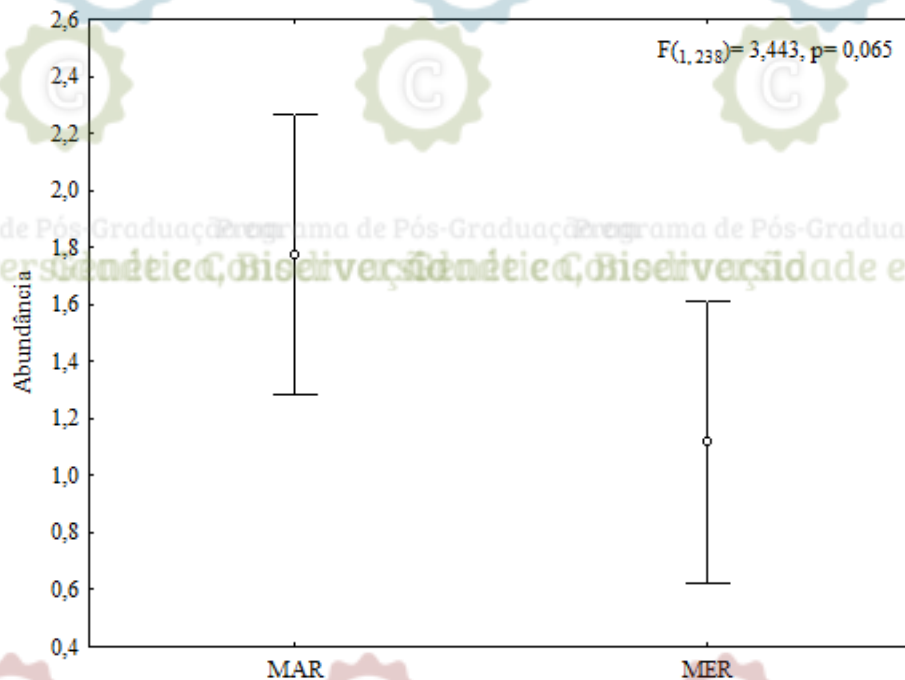
170 **Diversidade de Tripes *versus* Estado de Regeneração**

171
172 Foi amostrado um total de 313 indivíduos, dos quais 221 eram adultos. No
173 tratamento MAR foram amostrados 135 indivíduos e no MER foram amostrados 86
174 indivíduos (Tabela 2). No entanto, quando aplicado o teste da ANOVA, a diferença da
175 abundância entre os dois tratamentos, não foi significativa ($F_{(1, 232)} = 3,492$; $p = 0,063$) (Fig.2).

176
177
178
179
180

181 **Tabela 2.** Morfotipos de tripes, número total de indivíduos (N), frequência relativa (F),
 182 número total de indivíduos por fragmento (A,B,C,D) e por tratamento (MAR- área mais
 183 regenerada; MER- área menos regenerada), no Parque Nacional e Boa Nova , Boa Nova , BA.

Espécies de Tripes	N (221)	F (%)	Fragmentos				Tratamentos	
			A	B	C	D	MAR	MER
<i>Orthothrips</i> sp.1	53	23,982	13	10	19	11	31	22
<i>Orthothrips</i> sp.2	25	11,312	1	17	3	4	21	4
<i>Eschatothrips</i> sp.1	14	6,335	2	2	6	4	6	8
<i>Eurythrips</i> sp.2	14	6,335	1	11	1	1	3	11
<i>Eurythrips</i> sp.8	14	6,335	-	14	-	-	-	14
<i>Chthonothrips nigrocinctus</i>	12	5,430	10	1	1	-	10	2
<i>Chthonothrips</i> sp.1	12	5,430	6	1	5	-	9	3
<i>Eurythrips</i> sp.1	10	4,525	1	3	6	-	9	1
<i>Eschatothrips</i> sp.2	8	3,620	-	4	2	2	5	3
<i>Eurythrips</i> sp.5	8	3,620	4	2	-	2	6	2
<i>Tylothrips</i> sp.2	6	2,715	-	-	4	2	4	2
<i>Glyptothrips</i> sp.1	4	1,810	2	2	-	-	1	3
<i>Orthothrips</i> sp.3	4	1,810	-	1	-	3	4	-
<i>Eschatothrips</i> sp.3	3	1,357	1	1	1	-	2	1
<i>Hoplandrothrips</i> sp.	3	1,357	-	2	-	1	2	1
<i>Orthothrips</i> sp.4	3	1,357	-	3	-	-	1	2
<i>Tylothrips</i> sp.1	3	1,357	-	3	-	-	3	-
<i>Adraneothrips</i> sp.	2	0,905	-	-	2	-	1	1
<i>Chorithrips heptatoma</i>	2	0,905	-	2	-	-	2	-
<i>Eurythrips</i> sp.6	2	0,905	-	1	-	1	2	-
<i>Glyptothrips</i> sp.3	2	0,905	-	2	-	-	2	-
<i>Preeriella</i> sp.	2	0,905	-	2	-	-	2	-
<i>Tylothrips</i> sp.3	2	0,905	-	2	-	-	2	-
<i>Tylothrips</i> sp.5	2	0,905	-	-	1	1	1	1
<i>Chamaeothrips</i> sp.	1	0,452	1	-	-	-	-	1
<i>Chthonothrips</i> sp.2	1	0,452	-	-	1	-	1	-
<i>Eurythrips</i> sp.3	1	0,452	-	1	-	-	-	1
<i>Eurythrips</i> sp.4	1	0,452	-	-	1	-	1	-
<i>Eurythrips</i> sp.7	1	0,452	1	-	-	-	1	-
<i>Glyptothrips</i> sp.2	1	0,452	-	-	-	1	1	-
<i>Karnyothrips</i> sp.	1	0,452	1	-	-	-	-	1
<i>Psalidothrips</i> sp.	1	0,452	-	-	1	-	1	-
<i>Symphyothrips</i> sp.	1	0,452	-	-	1	-	-	1
<i>Tylothrips</i> sp.4	1	0,452	-	-	1	-	1	-
<i>Zeugmatothrips gracilis</i>	1	0,452	-	-	1	-	-	1
Abundância Total	221	100	44	87	57	33	135	86
Riqueza Observada Acumulada	35	-	13	22	18	12	29	22

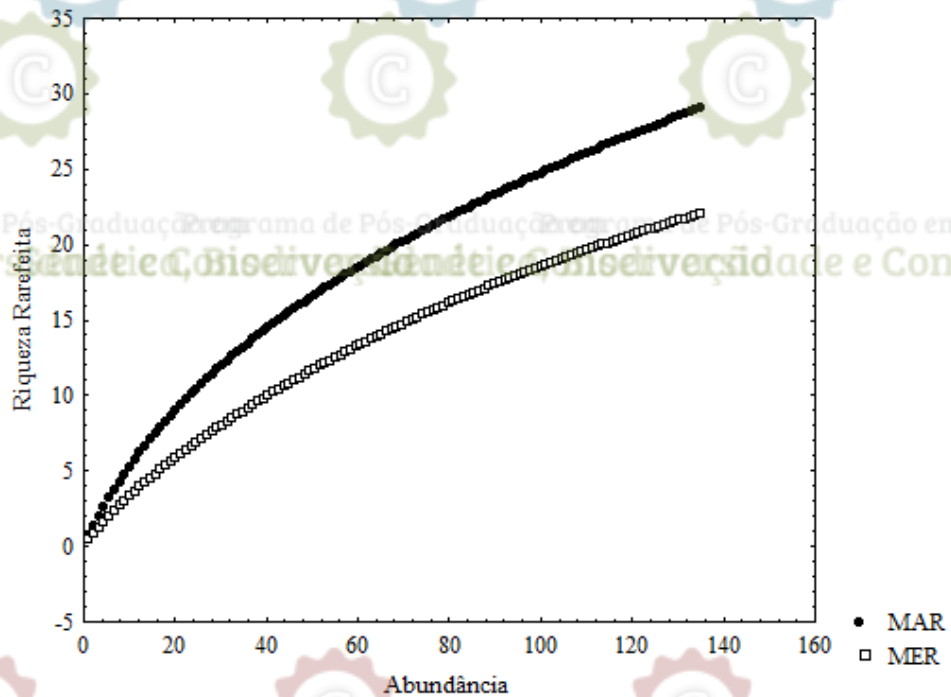


185

186 **Fig. 2.** ANOVA em blocos com as médias das abundâncias de tripes por unidade amostral,
 187 em relação aos tratamentos MAR (Mais Regenerado) e MER (Menos Regenerado).

188

189 A riqueza observada de Thysanoptera considerando todas as áreas amostradas foi de
 190 35 morfotipos (Fig.3 e Tabela. 2), agrupadas em 15 gêneros (Apêndice A). Segundo a curva
 191 de rarefação, para um mesmo número de indivíduos coletados é esperada uma riqueza maior
 192 nas áreas mais regeneradas que nas menos regeneradas (Fig.3). A riqueza observada para os
 tratamentos MAR e MER foram respectivamente 29 e 22 morfotipos (Tabela 2).



193

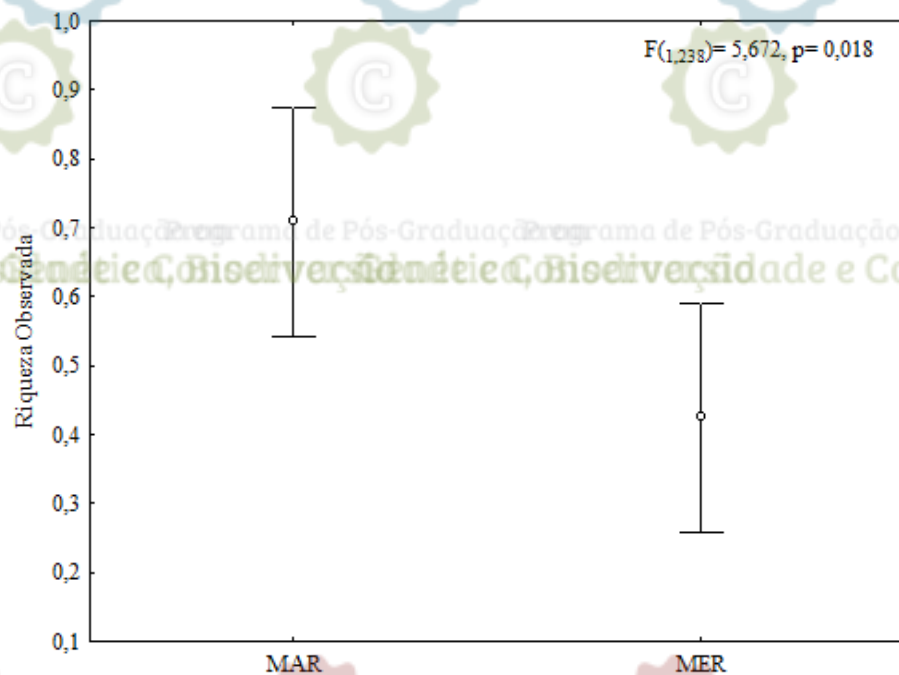
194 **Fig. 3.** Curvas de rarefação para as comunidades tripes do tratamento mais regenerado
 195 (MAR) e menos regenerado (MER). A comunidade MAR tem 135 indivíduos adultos
 196 representando 29 morfotipos, enquanto MER tem 86 indivíduos em 22 morfotipos.

197

198 Quando aplicado o teste da ANOVA, a riqueza observada foi significativamente
 199 diferente entre os tratamentos MAR e MER ($F_{(1, 232)} = 5,711$; $p = 0,017$) (Fig.4). Sendo que o
 200 tratamento mais regenerado (MAR) apresentou a maior riqueza.

200

201



202

203 **Fig.4.** ANOVA em blocos com as médias das riquezas observadas de tripes por unidade
 204 amostral, em relação aos tratamentos MAR (Mais Regenerado) e MER (Menos Regenerado).

205

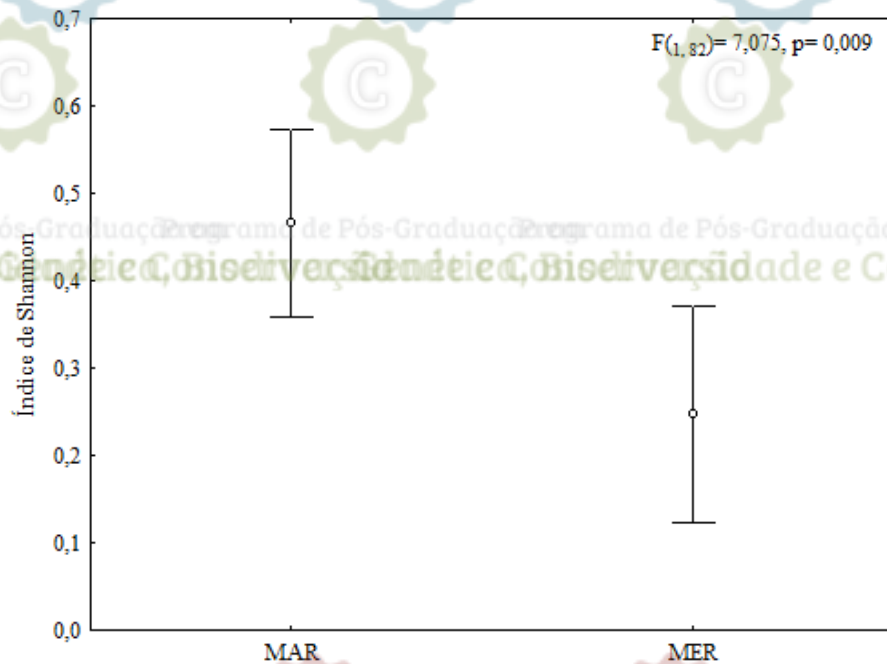
206 A análise de diversidade, segundo o índice de diversidade de Shannon, também

207 diferenciou significativamente entre os estados de regeneração ($F(1,82) = 7,075$; $p = 0,009$)

208 (Fig.5), apresentando diversidade maior no tratamento mais regenerado (MAR) que no

209

210



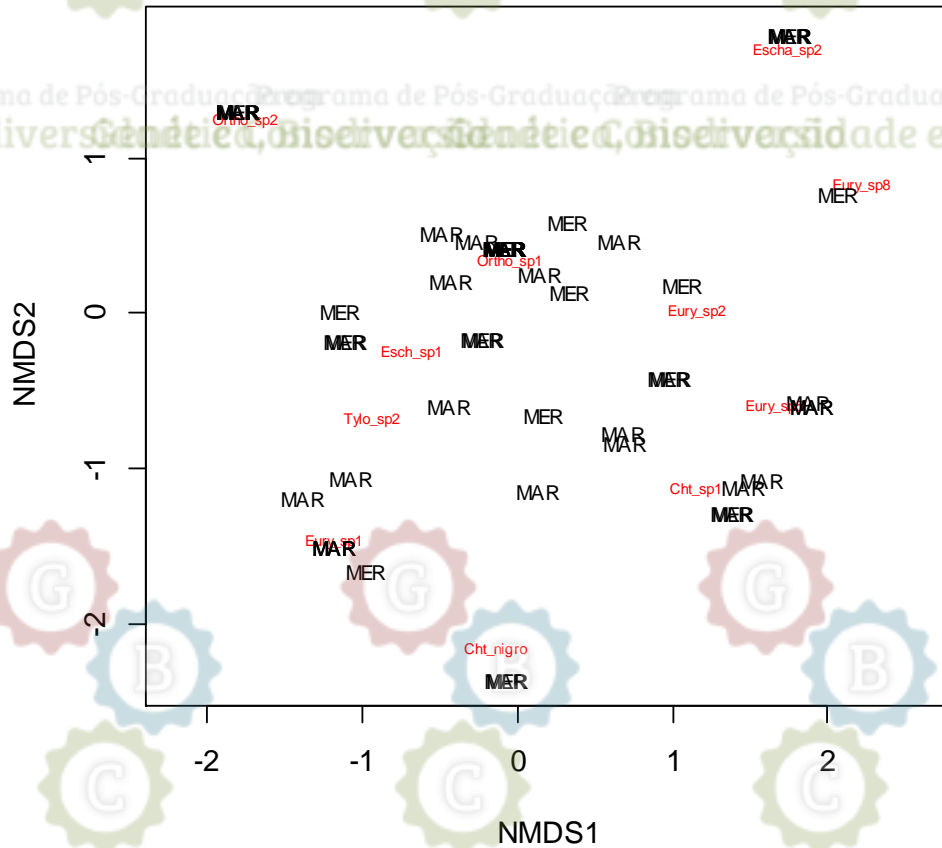
211

212 **Fig.5.** ANOVA em blocos com as médias dos índices de diversidade de Shannon de tripes por
 213 unidade amostral, em relação aos tratamentos MAR (Mais Regenerado) e MER (Menos
 214 Regenerado).

215

216 **Composição versus Tempo de Abandono da Antropização**

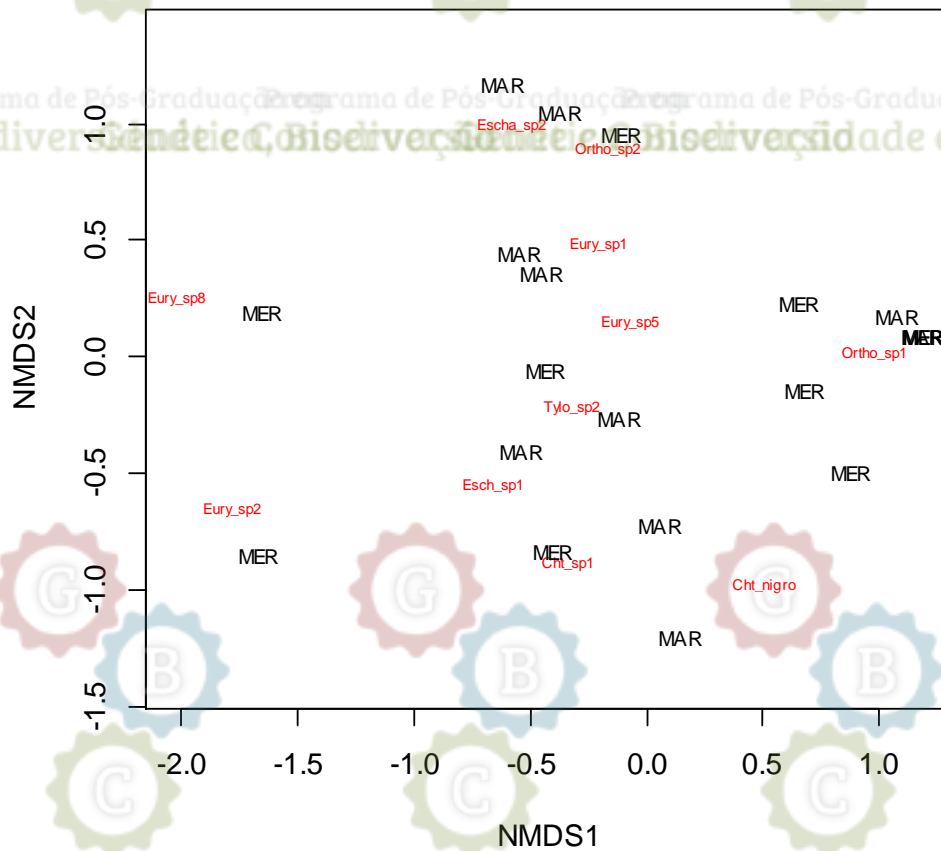
217 A diferenciação da composição das comunidades pode ser visualizada no
 218 escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), com dados da composição por
 219 unidade amostral e transecto (Fig.6 e 7), onde é constatado que no geral a composição não
 220 diferiu entre os estados de regeneração na escala da amostra (ANOSIM estatística $r = 0,004$;
 221 $p = 0,416$), como também na do transecto (ANOSIM estatística $r = 0,162$; $p = 0,089$). A
 222 distribuição desagrupada dos pontos dos tratamentos (MAR e MER), em relação aos
 223 morfotipos, na figura da NMDS, evidencia a grande variação das distâncias dentro de cada
 224 um desses dois grupos. Alguns morfotipos se aproximam mais dos pontos (MAR e MER),
 225 quando tais morfotipos apresentam abundâncias muito maiores no tratamento correspondente.



226

227 **Fig.6.** Escalonamento Multidimensional Não-Métrico para a composição das comunidades de
 228 Thysanoptera, baseado em dados de abundância das unidades amostrais, considerando apenas
 229 aqueles morfotipos com abundância maior que cinco (Cht_nigro = *Chthonothrips*
 230 *nigrocinctus*; Cht_sp1= *Chthonothrips* sp. 1; Esch_sp1= *Eschathothrips* sp. 1; Escha_sp2=
 231 *Eschathothrips* sp. 2; Eury_sp1= *Eurythrips* sp. 1; Eury_sp2= *Eurythrips* sp. 2; Eury_sp5=
 232 *Eurythrips* sp. 5; Eury_sp8= *Eurythrips* sp. 8; Ortho_sp1= *Orthothrips* sp. 1; Ortho_sp2=
 233 *Orthothrips* sp. 2; Tylo_sp2= *Tylothrips* sp. 2) com relação aos tratamentos mais regenerado
 234 (MAR) e menos regenerado (MER).

235

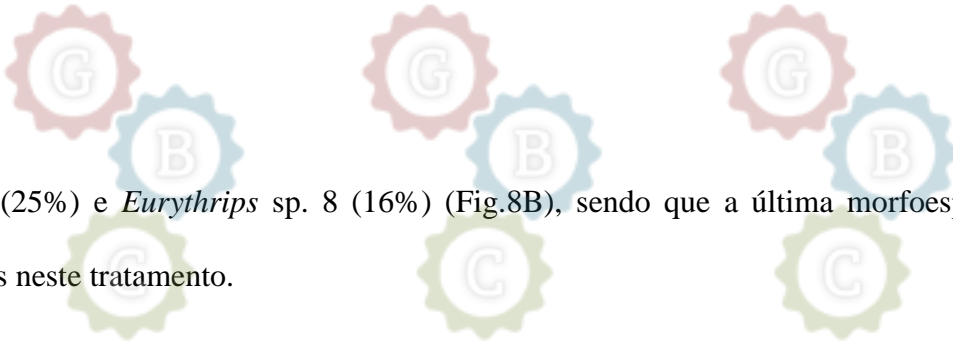


236

237 **Fig.7.** Escalonamento Multidimensional Não-Métrico para a composição das comunidades de
 238 Thysanoptera, baseado em dados de abundância dos transectos, considerando apenas aqueles
 239 morfotipos com abundância maior que cinco (Cht_nigro = *Chthonothrips nigrocinctus*;
 240 Cht_sp1= *Chthonothrips* sp. 1; Esch_sp1= *Eschathothrips* sp. 1; Escha_sp2= *Eschathothrips*
 241 sp. 2; Eury_sp1= *Eurythrips* sp. 1; Eury_sp2= *Eurythrips* sp. 2; Eury_sp5= *Eurythrips* sp. 5;
 242 Eury_sp8= *Eurythrips* sp. 8; Ortho_sp1= *Orthothrips* sp. 1; Ortho_sp2= *Orthothrips* sp. 2;
 243 Tylo_sp2= *Tylothrips* sp. 2) com relação aos tratamentos mais regenerado (MAR) e menos
 244 regenerado (MER).

245 O predomínio de espécies raras foi um aspecto marcante na comunidade de trips, em
 246 ambos os tratamentos (MAR e MER). Os morfótipos mais abundantes nas áreas MAR foram
 247 *Orthothrips* sp. 1 (24%) e *Orthothrips* sp. 2 (15%) (Fig.8A) . Nas áreas MER foram

248 sp. 1 (25%) e *Eurythrips* sp. 8 (16%) (Fig.8B), sendo que a última morfoespécie ocorreu
249 apenas neste tratamento.



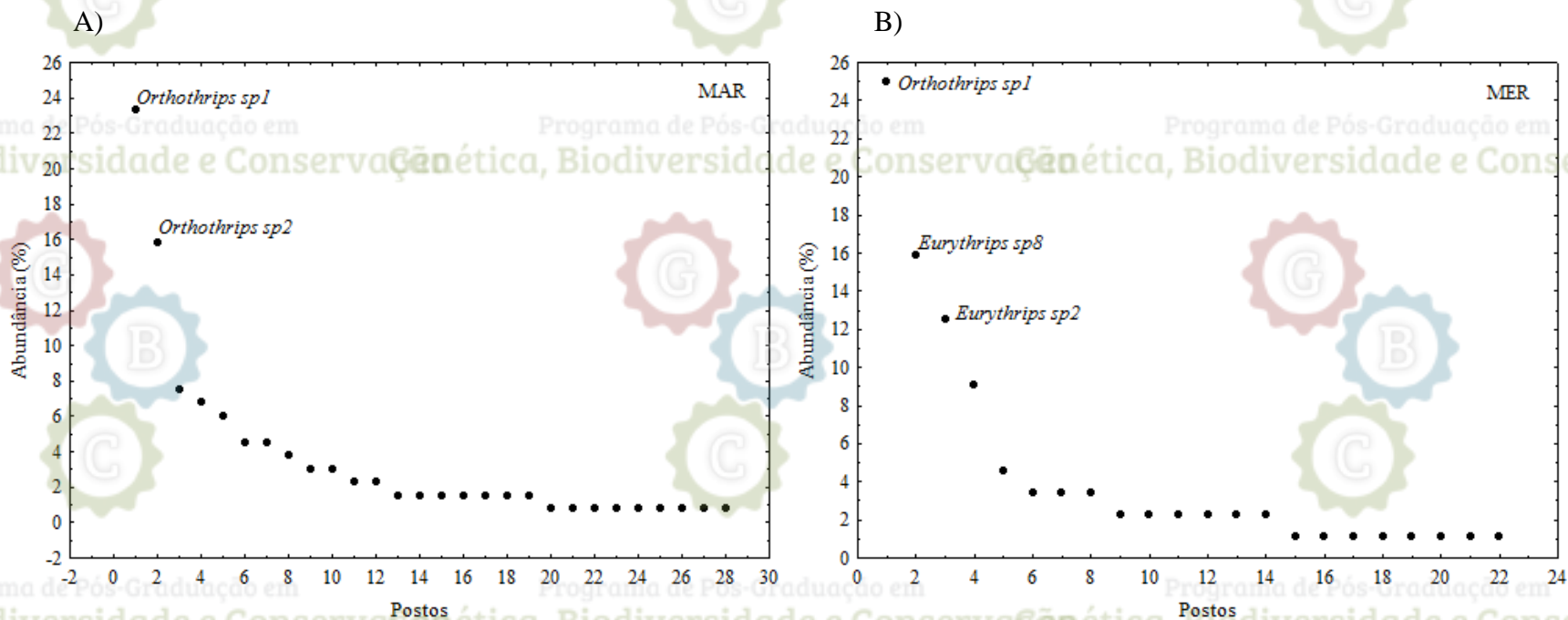
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



252 **Fig. 8 A e B.** Postos de abundâncias relativas das áreas MAR (A) e MER (B), destacando os morfotipos com as maiores abundâncias em cada
 253 tratamento (eixos: y= abundância absoluta; x= morfotipos de tripes).

254 **Discussão**

255 O principal indicativo deste trabalho é de que, a diversidade de Shannon e a riqueza
256 observada para a comunidade de Thysanoptera da serapilheira é maior para as áreas mais
257 regeneradas (MAR) do que para as menos regeneradas (MER), mas a diferença da abundância
258 entre esses tratamentos não foi significativa. Apesar da associação de alguns táxons com áreas
259 de uso antigo, como os morfotipos *Orthothrips* sp. 3 e *Tylothrips* sp. 1, a composição das
260 comunidades de tripses não apresenta um padrão na sua estruturação que as diferencie entre os
261 estados de regeneração florestal.

262 Estudos indicam um efeito negativo (perda da diversidade) associado à degradação da
263 floresta, sobre muitos grupos de insetos da serapilheira, apontando que áreas florestais mais
264 regeneradas tendem a minimizar esse efeito (Dunn, 2004; Silva *et al.*, 2007, Hoop *et al.*,
265 2010; Ottermanns *et al.*, 2011). Desta forma, a menor diversidade de tripses na área menos
266 regeneradas é explicada pelo menor efeito que a degradação exerce nestes locais. Não há na
267 literatura para tripses estudos com essa abordagem, o que torna as explicações para tal
268 resultado ainda baseada em hipóteses oriundas de estudos com outros insetos.

269 Riqueza é considerada o componente da diversidade que mais rapidamente se recupera
270 frente a distúrbios ambientais (Silva *et al.*, 2007; Hoop *et al.*, 2010, Meloni & Varanda,
271 2015). A diferença de riqueza entre áreas em diferentes estados de regeneração tem uma forte
272 ligação com diferenças na estrutura da vegetação e idade de abandono do uso da terra
273 (Barbarena-Airas & Aide, 2003). A riqueza destes tripses é equivalente ao que se espera para
274 uma floresta tropical, que abarca uma rica diversidade de insetos (Bastos 2009). A riqueza de
275 espécies de Thysanoptera deste trabalho contrasta com a baixa abundância relativa da maioria
276 das espécies. Este padrão é similar ao apresentado em outros estudos com tripses de
277 serapilheira, onde apesar de Thysanoptera ser um grupo comum e com alta riqueza neste
278 ambiente (Wang 2012) é pouco abundante (Pinent *et al.*, 2006, Wang e Tong 2012).

279 Os valores acumulados da abundância corroboram que ela é uma variável resposta
280 sensível ao efeito da perda da vegetação (Silva *et al.*, 2007; Hoop *et al.*, 2010). No entanto, a
281 baixa abundância e distribuição irregular na serapilheira, desta guilda de tripes (Mound, 1977;
282 Pinent *et al.*, 2006), dificultam considerações quanto ao padrão de distribuição das espécies
283 (invasoras, generalistas, especialistas, etc.) para cada tratamento, além da falta de dados
284 prévios que suportem tais inferências. Como efeito, não houve diferença significativa entre as
285 abundâncias dos tratamentos (Fig.2).

286 A perda da vegetação da floresta geralmente significa perda de componentes
287 estruturais e de processos ecológicos mantenedores da diversidade animal, especialmente da
288 que habita a serapilheira, que parece compor uma guilda sensível a alterações ambientais
289 (Dunn, 2004; Silva *et al.*, 2007; Hoop *et al.*, 2010). Além disso, há evidências em florestas
290 tropicais de que, alterações na composição da vegetação, modificam a estrutura e a
291 composição da serapilheira, influenciando significativamente em suas condições
292 microclimáticas (Ottermanns *et al.*, 2011).

293 A complexidade estrutural da vegetação e incremento de biomassa nas áreas mais
294 regeneradas pode ter influenciado a dinâmica (riqueza observada e índice de diversidade) da
295 comunidade de tripes da serapilheira, como ocorre para outros insetos (Machado *et al.*, 2015).
296 Isso porque o efeito da regeneração sobre a fauna da serapilheira está relacionado ao quanto
297 que a floresta recupera os componentes ambientais que a sustentam (Silva *et al.*, 2007,
298 Machado *et al.*, 2015). No entanto, os mesmos recursos para sustentar essa fauna podem estar
299 presentes em florestas mais regeneradas e igualmente nas menos (Barberena-Arias & Aide,
300 2003).

301 A composição de espécies de tripes não foi separada pelo estado de regeneração, em
302 ambas as escalas analisadas, a da unidade amostral e a do transecto. Porém, as áreas MAR
303 tiveram mais que o dobro do número de espécies exclusivas (13) que tiveram as áreas MER

304 (6) (Tabela 1). Composição é um componente da diversidade que geralmente demora mais
305 tempo para se recuperar (Dunn, 2004, Silva *et al.*, 2007, Hopp *et al.*, 2010). É provável que a
306 similaridade da composição entre os tratamentos seja reflexo da similaridade de estrutura da
307 floresta nestes locais. Aliado a isso, o fato de que características da vegetação, recursos
308 disponíveis e relações entre a fauna e a flora, da floresta original, ainda perduram nas áreas
309 amostradas, o que é um requisito para a similaridade de comunidades entre áreas florestais em
310 diferentes estados sucessionais (Cantarelli *et al.*, 2015).

311 A similaridade na composição de insetos também ocorreu entre fragmentos florestais
312 com 30 e 60 anos de tempo de regeneração, como relatado por Barberena-Arias & Aide
313 (2003), sendo que a composição diferiu apenas das áreas com cinco anos de sucessão. Esse
314 efeito esteve associado a um maior volume de serapilheira em áreas mais antigas (Barberena-
315 Arias & Aide 2003). Neste estudo, o efeito da regeneração florestal apresentou associação
316 com a ocorrência de algumas espécies de tripes, Apesar deo *Eurythrips* sp. 8 (14), *Orthothrips*
317 sp. 3 (4) e *Tylothrips* sp.1(14), mostrando que apesar de não existir uma generalização do
318 ponto de vista da estrutura da comunidade, existe uma associação com alguns morfotipos.
319 Porém, na ausência de estudos ecológicos com estes táxons, limita conclusões neste sentido.

320 Fungívoros parecem adaptados à estrutura da serapilheira de florestas em diferentes
321 idades, embora sejam mais comuns em florestas mais antigas (Barberena-Arias & Aide,
322 2003). Lembrando que tripes de serapilheira, em sua maioria, são fungívoros, a ausência de
323 padrão de distribuição dos morfotipos aqui referidos, pode ser referente à possível adaptação
324 destes tripes tanto às áreas de uso recente como às de uso antigo.

325 A atenção sobre as florestas secundárias deve ser crescente, pois nelas ainda pode estar
326 representada uma parcela considerável da biodiversidade das florestas originais. Os insetos
327 habitantes da serapilheira são importantes indicadores do efeito das variações ambientais nas
328 florestas, pois eles estão envolvidos em importantes processos ecológicos que a mantêm e são

329 afetados pelas perturbações sofridas por ela. Os dados deste estudo mostram que o estado de
330 regeneração de florestas tropicais tem efeitos para a comunidade de Thysanoptera da
331 serapilheira, quando são considerados os maiores valores da diversidade, da abundância total,
332 da riqueza observada e número de espécies exclusivas, em áreas mais regeneradas. Este
333 trabalho é inédito neste tema e apresenta resultados importantes que servirão de base para
334 estudos que se preocupem com o efeito de distúrbios sobre a fauna de serapilheira.

335 **Agradecimentos**

336 Os autores agradecem aos bolsistas de iniciação científica do LABI, a Mariana Flores
337 Lindner, aos guias do PARNA de Boa Nova, Josafá Sampaio e Josafá Filho, pelo imenso
338 apoio durante etapas da execução do trabalho. A UESB, PPGGBC, FAPESB e UFRGS pelo
339 apoio e suporte a esta pesquisa.

340 **Referências Bibliográficas**

- 341 Almeida S., Louzada, J.N.C. & Ribeiro, S.P. (2011). Comunidades de besouros de
342 serapilheira e a sucessão natural em uma floresta estacional semidecídua. *MG.BIOTA*, **3**, 32-
343 48.
- 344 Barberena-Arias, M.F. & Aide, T.M. (2003). Species Diversity and Trophic Composition of
345 Litter Insects During Plant Secondary Succession Caribbean Journal of Science, **39**, 161–169.
- 346 Barosela, J.R. (2013). Restabelecimento de artrópodes edáficos e epígeos e a produção e
347 decomposição da serapilheira em floresta estacional semidecidual restaurada: a floresta da
348 USP como estudo de caso. Faculdade de Filosofia, Ciências e letras da USP de Ribeirão
349 Preto, Ribeirão preto, São Paulo.
- 350 Basset, I.E. (2014) Impacts on invertebrate fungivores: a predictable consequence of ground-
351 cover weed invasion?. *Biodiversid and Conservation*, **23**, 791–810.

- 352 Bastos, AHS. 2009. Diversidade e composição de formigas Ponerines (Hymenoptera,
353 Formicidae, Ponerinae) de serapilheira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã,
354 Melgaço, Pará, Brasil. Belém: Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio
355 Goeldi. Dissertação de Mestrado em Zoologia. 74.
- 356 Cantarelli, E.B., Fleck, M.B., Granzotto, F., Corassa, J.N., D'Avila, M. (2015). Diversidade
357 de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em diferentes sistemas de uso do
358 solo. *Ciência Florestal*, **25**, 607-616.
- 359 Chazdon, R. (2012). Tropical forest regeneration. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*,
360 **7**, 195-218.
- 361 D'Oliveira, M.V.N., Alvarado, E.C., Santos, J.C., Carvalho Jr., J.A. (2011). Forest natural
362 regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the
363 Southern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, **261**, 1490–1498.
- 364 Dubovský M., Fedor, P., Kucharczyk, H., Masarovi, C.R., Balkovi, C.J. (2010). Assemblages
365 of bark-dwelling thrips (Thysanoptera) of uneven-aged oak forests in Slovakia. *Sylvan*, **154**,
366 659–668.
- 367 Dunn, R.R. (2004). Recovery of Faunal Communities During Tropical Forest Regeneration.
368 *Conservation Biology*, **18**, 302-309.
- 369 Hoop P.W., Ottermanns, R., Caron, E., Meyer, S., Ro-Nickoll, M. (2010). Recovery of litter
370 inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern
371 Brazil. *Insect Conservation and Diversity*, **3**, 103–11.
- 372 Holz, S., Placci, G. & Quintana, R.D. (2009). Effects of history of use on secondary forest
373 regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and*
374 *Management*, **258**, 1629-1642.

- 375 ICMBIO. (2015). ICMBIO: Unidades Abertas a Visitação. <
 376 [http://www.icmbio.gov.br/portao-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/2587-](http://www.icmbio.gov.br/portao-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/2587-parque-nacional-de-boa-nova.html)
 377 [parque-nacional-de-boa-nova.html](http://www.icmbio.gov.br/portao-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/2587-parque-nacional-de-boa-nova.html). 08 de fevereiro de 2015 ICMBIO.
- 378 Larphen, P., Moe, S. R. & Totland, O. (2011). Bamboo dominance reduces tree regeneration
 379 in undisturbed tropical forest. *Oecologia*, **165**, 161–168.
- 380 Machado, D.L., Pereira, M.G., Correia, M.E.F., Diniz, A.R., Menezes, C.E.G. (2015). Fauna
 381 Edáfica Na Dinâmica Sucessional Da Mata Atlântica Em Floresta Estacional Semidecidual
 382 Na Bacia Do Rio Paraíba Do Sul – RJ. *Ciência Florestal*, **25**, 91-106.
- 383 Meloni, F. & Varanda, E.M. 2015. Litter and soil arthropod colonization in reforested
 384 semi-deciduous seasonal Atlantic forests. *Restoration Ecology*, **23**, 690–697.
- 385 MMA. 2015. Relatório Parametrizado (Unidade de Conservação): Parque Nacional de Boa
 386 Nova. <[http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio](http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=1908)
 387 [&relatorioPadrao=true&idUc=1908](http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=1908)>>. 5 de setembro de 2015.
- 388 Mound, L.A. (1977). Species diversity and the systematics of some New World leaf litter
 389 Thysanoptera (Phlaeothripinae; Glyptothripini). *Systematic Entomology*, **2**, 225–244.
- 390 Mound, L.A., Marullo, R. (1996). The thrips of Central and South America: an introduction
 391 (Insecta: Thysanoptera). *Memoirs on Entomology International*, **6**, 487.
- 392 Ottermanns, R., Hopp, P.W., Guschal, M., Santos, G.P., Meyer, S., RoB-Nickoll, M. (2011).
 393 Causal relationship between leaf litter beetle communities and regeneration patterns of
 394 vegetation in the Atlantic rainforest of Southern Brazil (Mata Atlântica). *Ecological*
 395 *Complexity*, **8**, 299–309.
- 396 Pinent, S.M.J., Romanowski, H.P., Redaelli, L.R., Cavalleri, A. (2006). Species composition
 397 and structure of Thysanoptera communities in different microhabitats at the Parque Estadual
 398 de Itapuã, Viamão, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **66**, 765-779.

399 R, Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing.
400 R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL
401 <http://www.R-project.org/>.

402 Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009). The
403 Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed?
404 Implications for conservation *Biological Conservation*, **142**, 1141–1153.

405 Rodrigues, R.R., Martins, S.V. & Barros, L.C. (2004). Tropical Rain Forest regeneration in an
406 area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **190**,
407 323–333.

408 Silva, R.R., Feitosa, R.S.M. & Eberhardt, F. (2007). Reduced ant diversity along a habitat
409 regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and*
410 *management*, **240**, 61–69.

411 Smith, A.P., Marin-Spiotta, M. & Balser, T. (2015). Successional and seasonal variations in
412 soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural
413 forest regeneration: a multiyear study. *Global Change Biology*, **21**, 3532–3547.

414 Wang, J.; Nie, J.; Zhang, L.; Xie, Y.; Li, Z.; Zhang, H. (2012). Diversity of invertebrate
415 community in leaf litters of kunming arboretum, Yunnan Province of Southwest China. *WA*.
416 *Chinese Journal of Ecology*, vol. 31, no. 12, p. 3144-3149.

417 Wang, J. & Tong, X. (2012). Species diversity, seasonal dynamics, and vertical distribution
418 of litter-dwelling thrips in an urban forest remnant of South China. *Journal of Insect Science*,
419 **67**, 2-12.

420 Xaud, H.A.M., Martins, F.S.R.V. & Santos, J.R. (2013). Tropical forest degradation by mega-
421 fires in the northern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, **294**, 97-106.

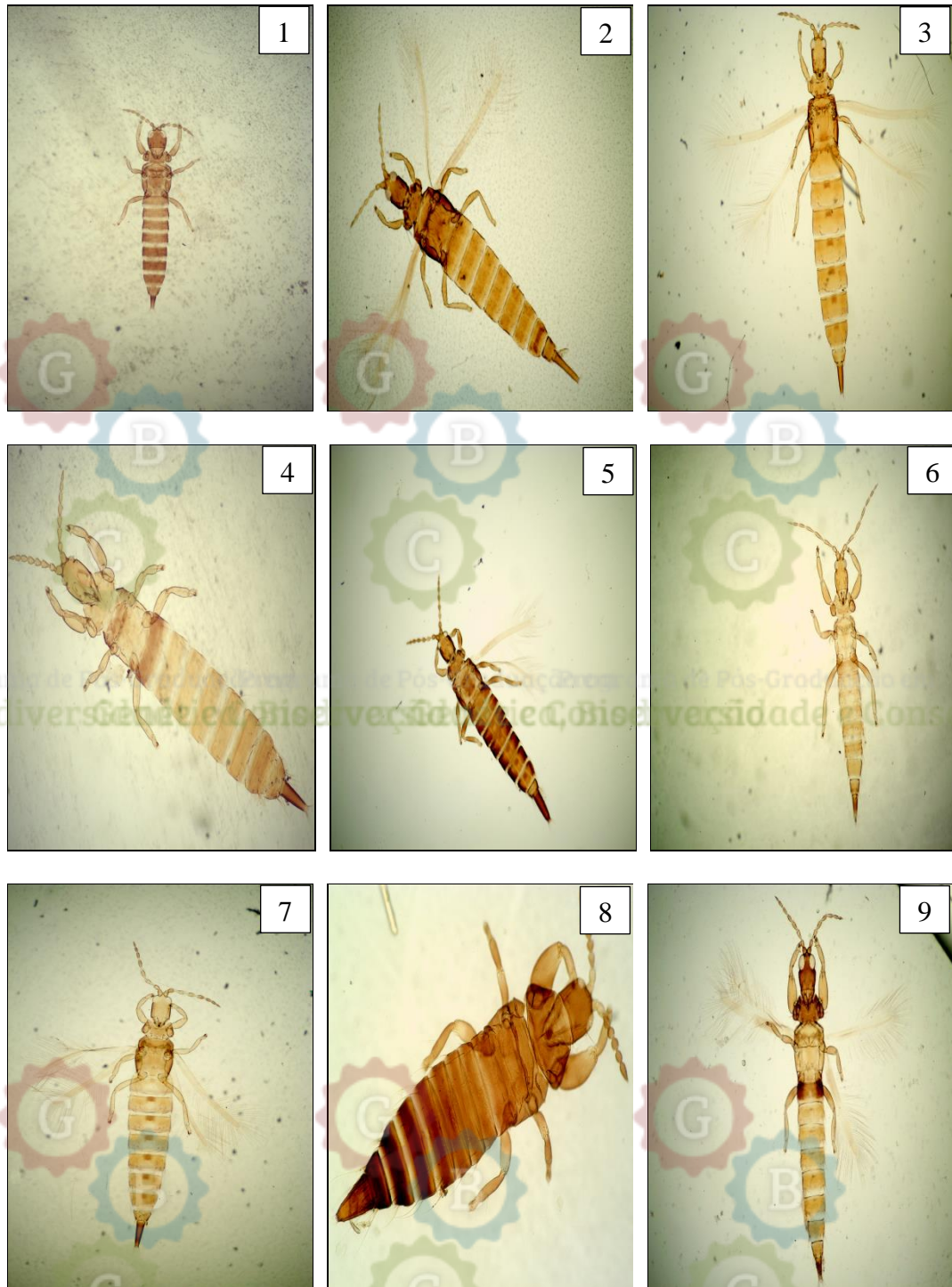
422
423
424

6. Conclusões Gerais

A comunidade Thysanoptera que habita a serapilheira apresenta uma distribuição irregular ao longo desse microambiente. Uma baixa abundância e uma alta riqueza relativa à sua abundância são atributos dessa guilda de tisanópteros. Essas particularidades na estrutura dessa comunidade parecem ter sido determinantes nos resultados exibidos neste estudo. Considerando a escala ambiental, do micro ambiente da serapilheira, os descritores ambientais bióticos (riqueza da vegetação, abundância de formigas predadoras e de aranhas) e abióticos, (abertura de dossel, estrutura da serapilheira e declividade), não estruturam a comunidade de tripes. O que parece apontar uma relação desses insetos com preditores microclimáticos, como a disponibilidade de recursos alimentares, ou até mesmo configurá-la como uma comunidade generalista. No entanto, considerando, o efeito da regeneração, que por sua vez está relacionado a uma escala macroambiental, mesmo em detrimento das baixas abundâncias e ocorrências, os tripes responderam a variação do estado de regeneração, um resultado até então não visto para Thysanoptera. Este trabalho representa um estudo pioneiro da ecologia de tripes, na relação desta guilda de fungívoros da serapilheira com a estruturação ambiental desse micro-habitat e com o estado de preservação da floresta, angariando informações que podem contribuir para estudos conservacionistas.

7. APÊNDICE A

Espécimes de cada um dos 15 gêneros de trips montados em lâminas de microscopia, representando os 35 morfotipos coletados. 1= *Adraneothrips* sp.; 2= *Chamaeothrips* sp.; 3= *Chorithrips* sp.; 4= *Chthonothrips* sp.; 5= *Eschathothrips* sp.; 6= *Eurythrips* sp.; 7= *Glyptothrips* sp.; 8= *Hoplandrothrips* sp.; 9= *Karnyothrips* sp.; 10= *Orthothrips* sp.; 11= *Preeriella* sp.; 12= *Psalidothrips* sp.; 13= *Symphyothrips* sp.; 14= *Tylothrips* sp.; 15= *Zeugmatothrips gracilis*. Aumento de 200x.



APÊNDICE A. Continuação...

