

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE CASSILÂNDIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE VEGETAÇÃO
NATURAL NA DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS EM CULTIVOS DE
SERINGUEIRA**

FERNANDA GOMES DE ARAÚJO

CASSILÂNDIA – MS
JULHO/2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE CASSILÂNDIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE VEGETAÇÃO
NATURAL NA DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS EM CULTIVOS DE
SERINGUEIRA**

FERNANDA GOMES DE ARAÚJO

Orientador: Prof. Dr. Edilson Costa
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo Damasco Daud

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia - Sustentabilidade na Agricultura, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia - Sustentabilidade na Agricultura.

CASSILÂNDIA – MS
JULHO/2020

A689 Araújo, Fernanda Gomes

Importância da conservação de vegetação natural na distribuição de ácaros em cultivos de seringueira/ Fernanda Gomes de Araújo. – Cassilândia, MS: UEMS, 2020. 40 p.

Dissertação (Mestrado) – Agronomia – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, 2020.

Orientador: Prof. Dr. Edilson Costa.

1. Acarofauna 2. Áreas nativas 3. Controle biológico natural 4. Ecologia de paisagem 5. Fragmentação 6. Hevea brasiliensis Muell. Arg I. Costa, Edilson II. Título

CDD 23. ed. – 633.8952



Governo do Estado de Mato Grosso do Sul
Fundação Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
PROPP - Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
UEMS - Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul - Sede Dourados
UUCass - Unidade Universitária de Cassilândia
Programa de Pós-Graduação em Agronomia
PGAC - Área de Concentração em Sustentabilidade na Agricultura



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO: IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE VEGETAÇÃO NATURAL NA
DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS EM CULTIVOS DE SERINGUEIRA**

AUTOR(A): FERNANDA GOMES DE ARAÚJO

ORIENTADOR(A): EDILSON COSTA

CO-ORIENTADOR(A): RODRIGO DAMASCO DAUD

Aprovado como parte das exigências para obtenção de MESTRE EM AGRONOMIA, Área de concentração: “**Sustentabilidade na Agricultura**”, pela Comissão Examinadora

Prof. Dr. Edilson Costa
Orientador(a)

Profa. Dra. Francine Neves Calil
Participação via webconferência (UFG)

Profa. Dra. Jaqueline Magalhães Pereira
Participação via webconferência (UFG)

Prof. Dr. Tiago Zoz
Participação via webconferência (UEMS)

Prof. Dr. Gustavo Haralampidou da Costa Vieira
Participação via webconferência (UEMS)

Data da realização: 24 de julho de 2020.

DEDICATÓRIA

“Aos meus pais Frederico Patrício e Degalina Gomes, por terem me incentivado e apoiado em todos os momentos desta jornada, transmitindo carinho e amor infinito mesmo a grandes distâncias”

“Aos meus irmãos Fremir Patrício, Fabiana Gomes e Flávia Gomes pelo o afeto e apoio em todas as minhas escolhas”

AGRADECIMENTOS

Difícil expressar em palavras a gratidão que tenho por todos que de alguma forma me impulsionaram até aqui.

- Sinceros agradecimentos ao meu orientador Prof. Dr. Edilson Costa por ter me aceitado como orientanda, pela a atenção, paciência e preocupação.
- Ao Coorientador Prof. Dr. Rodrigo Damasco Daud (Universidade Federal de Goiás) pelo o empenho em ajudar na exequibilidade desta pesquisa é por ter me recebido prontamente no Laboratório de Taxonomia, Ecologia e Interações de Aracnídeos (TEIA), o qual devo grande parte do meu aprendizado em acarologia.
- Ao Eng. Agrônomo Enoch Tadeu de Mendonça, a equipe do Instituto Agrônômico de Campinas (IAC), em especial o pesquisador Antônio Lúcio e ao diretor da Fundecitrus, Juliano Ayres pela contribuição nas visitas e amostragens nos cultivos de seringueira.
- Ao Dr. Vinicius Moraes pela ajuda nas coletas de campo em São José do Rio Preto.
- Aos professores do Programa de Pós-Graduação “Sustentabilidade na Agricultura” unidade Cassilândia, agradeço por contribuírem de alguma forma para minha formação.
- À Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul, Unidade Cassilândia por todo ensinamento.
- À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por me conceder a bolsa ao longo de todo o Mestrado.
- Este projeto recebeu suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Proc. 456538/2014-3).

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| LISTA DE TABELAS..... | 8 |
| LISTA DE FIGURAS..... | 9 |
| RESUMO..... | 10 |
| ABSTRACT..... | 11 |
| CAPÍTULO 1. IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE VEGETAÇÃO NATURAL NA DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS EM CULTIVOS DE SERINGUEIRA..... | 12 |
| 1.1 INTRODUÇÃO..... | 12 |
| 1.2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 13 |
| 1.2.1. Caracterização das áreas de estudo..... | 13 |
| 1.2.2. Amostragem de ácaros..... | 15 |
| 1.2.3. Densidade populacional de <i>Calacarus heveae</i> | 17 |
| 1.2.4. Avaliação dos sintomas de danos foliares..... | 17 |
| 1.2.5. Análise dos dados..... | 18 |
| 1.3 RESULTADOS..... | 20 |
| 1.3.1. Composição global das assembleias de ácaros em seringueira..... | 20 |
| 1.3.2. Efeito da fragmentação da paisagem nas assembleias de ácaros em seringueira.... | 22 |
| 1.4 DISCUSSÃO..... | 24 |
| 1.5 CONCLUSÕES..... | 31 |
| 1.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 32 |
| MATERIAL SUPLEMENTAR..... | 40 |

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Informações gerais sobre os cultivos de seringueira amostrados em cada paisagem nos estados de Goiás e São Paulo, com informações a respeito do clone, idade do cultivo, município e coordenadas geográficas.11
- Tabela 2.** Ácaros amostrados nos cultivos das 17 paisagens avaliadas nos Estados de Goiás e São Paulo.16
- Tabela 3.** Efeito das métricas de paisagem na abundância e riqueza de ácaros predadores e fitófagos, na abundância de micófagos, densidade de *C. heveae* e nos níveis de danos foliares dos cultivos de seringueira avaliados.17

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Croqui com o distanciamento mínimo entre os pontos de coleta adjacentes a vegetação natural e cultivos agrícolas nos estados de São Paulo e Goiás.11
- Figura 2.** Extração das folhas em cultivos de seringueira nos estados de São Paulo e Goiás.16
- Figura 3.** Contagem dos *C. heveae* na face adaxial em quatro áreas do limbo foliar nos sete folíolos de seringueira avaliados.7

CAPÍTULO 1. IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO DE VEGETAÇÃO NATURAL NA DISTRIBUIÇÃO DE ÁCAROS EM CULTIVOS DE SERINGUEIRA

RESUMO: Os remanescentes de vegetação natural podem funcionar como reservatórios de inimigos naturais que atuam na regulação das populações de fitófagos nos cultivos, otimizando a produção agrícola. No presente estudo foi avaliado se a conservação de vegetação nativa na paisagem agrícola afeta a abundância e riqueza de ácaros nos cultivos de seringueira. Para isso foram amostradas 17 paisagens que apresentavam cultivos de seringueira adjacentes ou próximos de remanescentes de vegetação natural. Foram coletadas 20 folhas em cinco diferentes plantas de seringueira em cada cultivo/paisagem para coleta de ácaros. As métricas utilizadas para inferir o estado de conservação dos remanescentes de vegetação na paisagem foram o número de fragmentos (NF), índice de agregação (IA), índice de forma (IF), complexidade (CH) e heterogeneidade de habitat na paisagem (HP). Para a densidade de *Calacarus heveae* e danos foliares foi utilizado *Linear Mix Model* (LMM). Foram amostrados 1.335 ácaros, sendo os fitófagos os mais abundantes, seguidos pelos ácaros predadores e micófagos. *Tenuipalpus heveae* (Tenuipalpidae) foi a espécie fitófaga mais representativa seguida por *Eutetranychus banksi* (Tetranychidae). *Euseius citrifolius* e *Euseius* sp. (Phytoseiidae) foram os predadores mais numerosos. A abundância dos predadores nos seringais foi afetada positivamente pela heterogeneidade e complexidade de habitat e pelo Índice de agregação. Assim, o estado de conservação da vegetação nativa afeta a abundância de ácaros fitófagos e predadores, enquanto para riqueza as métricas avaliadas não apresentaram efeito.

Palavras-chave: Acarofauna, áreas nativas, controle biológico natural, ecologia de paisagem, fragmentação, *Hevea brasiliensis* Muell. Arg.

CAPITULO 1. INFLUENCE OF NATURAL VEGETATION CONSERVATION ON THE DISTRIBUTION OF MITES IN RUBBER CROPS

ABSTRACT: The remnants of natural vegetation can function as reservoirs of natural enemies that control pest populations in crops, thus, optimizing agricultural production. In the present study, we assessed whether the conservation of native vegetation in agricultural landscapes affects the abundance and richness of mites in rubber plantations. For this purpose, we sampled 17 landscapes where there were rubber tree crops either adjacent or close to natural vegetation remnants. We collected 20 leaves in five different rubber plants at each crop/landscape to sample mites. To infer the conservation status of vegetation remnants, we used the number of fragments (NF), aggregation index (IA), shape index (IF), complexity (CH), and habitat heterogeneity in the landscape (HP). We then used *Linear Mix Models* (LMM) to predict the density of *Calacarus heveae* and leaf damage. We collected 1,335 mites with phytophagous being the most abundant guild, followed by predatory and mycophagous mites, respectively. *Tenuipalpus heveae* (Tenuipalpidae) was the most representative phytophagous species followed by *Eutetranychus banksi* (Tetranychidae). *Euseius citrifolius* and *Euseius* sp. (Phytoseiidae) were the most numerous predatory mites. We found a negative effect of habitat fragmentation on the abundance of phytophagous mites. Predatory mites abundance in rubber tree crops was positively affected by both habitat heterogeneity and complexity, as well as by the aggregation index. Thus, the conservation status of native vegetation affected the abundance of phytophagous and predatory mites, while for richness the metrics evaluated had no effect.

Keywords: Acarofauna, natural areas, natural biological control, landscape ecology, fragmentation, *Hevea brasiliensis*.

1.1 INTRODUÇÃO

Serviços ecossistêmicos são benefícios gerados pelos ecossistemas naturais para a sociedade, que garantem as condições e processos para manutenção da vida (Mattos & Mattos, 2004). Alguns serviços ecossistêmicos são de extrema importância para a agricultura, por exemplo, áreas de vegetação nativa podem atuar no controle natural de pragas, no processo de polinização, diversidade genética, ciclagem de nutrientes e de matéria orgânica, regulação climática e hídrica, além de auxiliar na proteção dos solos, provisão de alimento para populações humanas, sequestro de carbono atmosférico, e recreação e lazer (Hodder et al., 2014; Coe et al., 2013; Power, 2010; De Marco & Coelho, 2004).

Os remanescentes de vegetação natural possibilitam abrigar uma grande diversidade e abundância de artrópodes predadores e parasitoides, aves insetívoras e patógenos microbianos, que podem atuar como inimigos naturais de pragas agrícolas, os quais podem migrar dessas áreas naturais para os cultivos mais próximos e regularem as populações de artrópodes pragas na agricultura (Tschardt et al., 2005). Nuvoloni et al. (2014), em plantações de seringueira, verificaram que cultivos implantados próximos aos remanescentes do bioma Mata Atlântica apresentaram um controle natural mais eficiente do ácaro *Calacarus heveae* (Acari, Eriophyidae).

Os biomas brasileiros abrigam uma grande diversidade biológica, apesar de muitas espécies estarem sendo ameaçadas em grande escala devido ao intenso desmatamento nas últimas décadas, dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2019) demonstraram que os biomas mais afetados para o período de agosto de 2018 a julho de 2019 são Amazônia com 9.762 km², Cerrado 6.657 km² e Mata Atlântica com 113 km² de área perdida anualmente através do desmatamento.

A espécie-alvo do presente estudo, a seringueira *Hevea brasiliensis* Muell. Arg. (Euphorbiaceae), é uma planta nativa da Amazônia (Marto, 2015), sendo uma espécie de grande importância econômica para o país e o mundo em razão de ser a principal fonte de borracha natural. Nesse sentido, atualmente, o Estado de São Paulo é o maior produtor nacional de borracha natural, na safra 2018/2019, a cultura da seringueira em São Paulo produziu 238,4 toneladas de coágulo ao ano por hectare, com participação de 60% do total da produção brasileira de borracha (IEA, 2019). Porém, a expansão da cultura da seringueira para novas áreas tem favorecido o aparecimento de pragas e, entre

elas, os ácaros *Calacarus heveae* e *Tenuipalpus heveae* Baker (Tenuipalpidae), ambos considerados pragas-chave da cultura (Moraes & Flechtmann, 2008; Gonçalves, 2010; Feres, 1992).

Calacarus heveae é o ácaro-praga mais relevante da cultura da seringueira, elevadas infestações de *C. heveae* podem causar amarelecimento e bronzeamento dos folíolos, resultando em intenso desfolhamento (Feres, 1992; Feres, 2000; Feres, 2001). Já *T. heveae*, em grandes infestações, pode provocar sintomas de ferrugem nos folíolos e intensa desfolha nos seringais (Pontier et al. 2000). Os picos populacionais de *C. heveae* geralmente ocorrem no fim da estação chuvosa e início da seca (entre abril e maio), enquanto para *T. heveae* este pico ocorre entre fevereiro a maio (Daud & Feres, 2007; Hernandez & Feres, 2006).

O uso de acaricidas tem sido uma das principais formas de controle desses ácaros em seringueira, principalmente de *C. heveae* (Vieira et al., 2010). No entanto, diversas espécies de ácaros predadores principalmente da família Phytoseiidae já tem mostrado em muitos estudos seu potencial uso no controle biológico dos ácaros fitófagos (Carrillo et al., 2015).

Diante disso, diversos estudos têm demonstrado que a preservação da vegetação nativa próxima a plantios agrícolas servem como abrigo para diversas espécies predadoras de pragas. Por exemplo, Mitchell et al. (2014), verificaram que a regulação de pragas foi maximizada em áreas dos cultivos de algodão adjacentes aos fragmentos florestais. No Brasil, Demite & Feres (2005), verificaram que plantas de seringueiras próximas a fragmentos de floresta estacional semidecídua apresentaram menor abundância de ácaros fitófagos. Isso pode ser explicado devido a presença de predadores nesses fragmentos próximos os quais poderiam estar controlando esse ácaros fitófagos nas plantas de seringueira.

Considerando o impacto e ameaça do desmatamento e consequente perda dos serviços ambientais, este estudo teve por objetivos avaliar como o estado de conservação da vegetação nativa afeta a abundância e riqueza de ácaros nos plantios de seringueira.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1. Caracterização das áreas de estudo

Foram amostradas 17 pontos que apresentavam cultivos de seringueira adjacentes ou próximos a remanescentes de vegetação natural, localizados nos Estados de Goiás e São Paulo (Tabela 1). A distância mínima entre os pontos amostrais foi de 2 km, próximos a vegetação natural e cultivos agrícolas (figura 1).

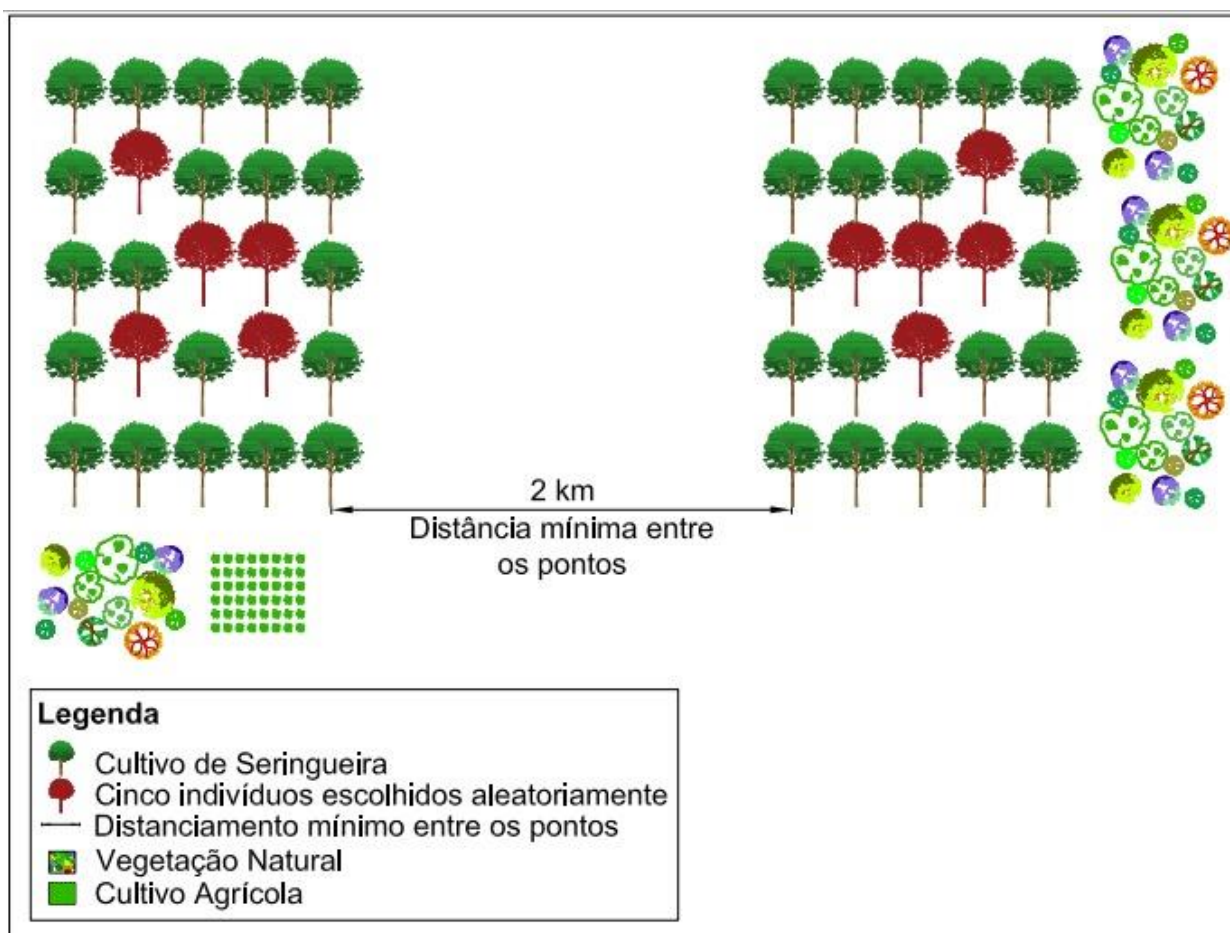


Figura 1. Croqui com o distanciamento mínimo entre os pontos de coleta adjacentes a vegetação natural e cultivos agrícolas nos estados de São Paulo e Goiás.

As amostragens ocorreram durante o ano de 2018, entre os meses de abril a maio, em razão de que esse é o período de maior diversidade e abundância de ácaros em cultivos de seringueira (Hernandes & Feres 2006). Todos os cultivos foram georreferenciados através de GPS modelo eTrex 20 x com precisão na faixa de 1 a 5 metros. Somente um cultivo de seringueira em cada paisagem selecionada foi amostrado.

Tabela 1. Informações gerais sobre os cultivos de seringueira amostrados em cada paisagem nos estados de Goiás e São Paulo, com informações a respeito do clone, idade

do cultivo, município, coordenadas geográficas e ambientes vizinhos aos cultivos.

| Estado | Município | Coordenadas | | Clone | Idade (anos) | Ambientes vizinhos aos cultivos |
|--------|----------------|-------------|-------------|---------|--------------|---|
| | | S | W | | | |
| SP | Cedral | 16°36'20.3" | 49°26'49" | RRIM600 | 20 | Floresta estacional e Pastagem |
| SP | Pindorama | 21°13'42.8" | 48°54'34.7" | RRIM600 | 18 | Floresta estacional e Canavial |
| | Pindorama | 21°13'40.7" | 48°54'48.2" | PB235 | 30 | Floresta estacional e Dendê |
| | Pindorama | 21°15'02.6" | 48°52'48.4" | RRIM600 | 20 | Canavial e Amendoim |
| | Pindorama | 21°13'25.0" | 48°54'46.0" | RRIM600 | 10 | Floresta estacional e Canavial |
| SP | Nova Aliança | 21°13'24.8" | 48°54'46.2" | PB235 | 20 | Floresta estacional e Pastagem |
| | Nova Aliança | 20°59'47.2" | 49°29'03.0" | RRIM600 | 8 | Floresta estacional e Canavial |
| | Nova Aliança | 21°01'33.7" | 49°29'49.0" | RRIM600 | 10 | Floresta estacional e Canavial e Pastagem |
| SP | Nova Itapirema | 21°06'50.3" | 49°31'34.9" | RRIM600 | 5 | Cerrado e Canavial |
| SP | Mendonça | 21°06'50.0" | 49°31'34.7" | PR255 | 5 | Floresta estacional e Eucalipto |
| | Mendonça | 21°13'56.1" | 49°33'16.8" | RRIM600 | 7 | Floresta estacional e Pastagem e Canavial |
| | Mendonça | 21°14'24.9" | 49°32'45.5" | RRIM600 | 20 | Floresta estacional e Pastagem |
| GO | Goianésia | 15°22'04.7" | 48°57'40.7" | RRIM600 | 12 | Cerradão |
| | Goianésia | 15°19'32.0" | 49°12'08.6" | RRIM600 | 5 | Cerradão e pastagem |
| | Goianésia | 15°20'40.8" | 49°11'43.7" | GT1 | 7 | Cerradão |
| | Goianésia | 15°18'52.1" | 49°09'10.0" | RRIM600 | 25 | Cerrado sentido restrito |
| | Goianésia | 15°19'07.3" | 49°10'20.4" | PB235 | 27 | Cerrado sentido restrito |

Antes da realização das coletas, informações foram obtidas a respeito do tipo de manejo que foi realizado no plantio nos últimos 30 dias, os pontos coletados nos cultivos de Nova Aliança, Pindorama e Goianésia tiveram pulverização de agrotóxicos quinze dias antes da coleta aproximadamente, assim como também chuvas a uns dois dias antes da realização da coleta nesses pontos, esses fatores podem influenciar na densidade de ácaros.

1.2.2. Amostragem de ácaros

Em cada cultivo foram amostradas aleatoriamente, com auxílio de um podão com cabo telescópico, 20 folhas ao redor do extrato mediano da copa em cinco

diferentes plantas de seringueira (Figura 2), totalizando 100 folhas amostradas seguindo metodologia adaptada de Vieira et. al. (2009). As folhas coletadas foram acondicionadas em sacos de papel individualizados por planta devidamente etiquetados e o material foi armazenado em caixa de isopor para o transporte. A quantificação de *C.heveae* não foi realizada utilizando esse mesmo procedimento porque alguns estudos revelam que para essa espécie o mais indicado é que seja feita a contagem diretamente na folha.

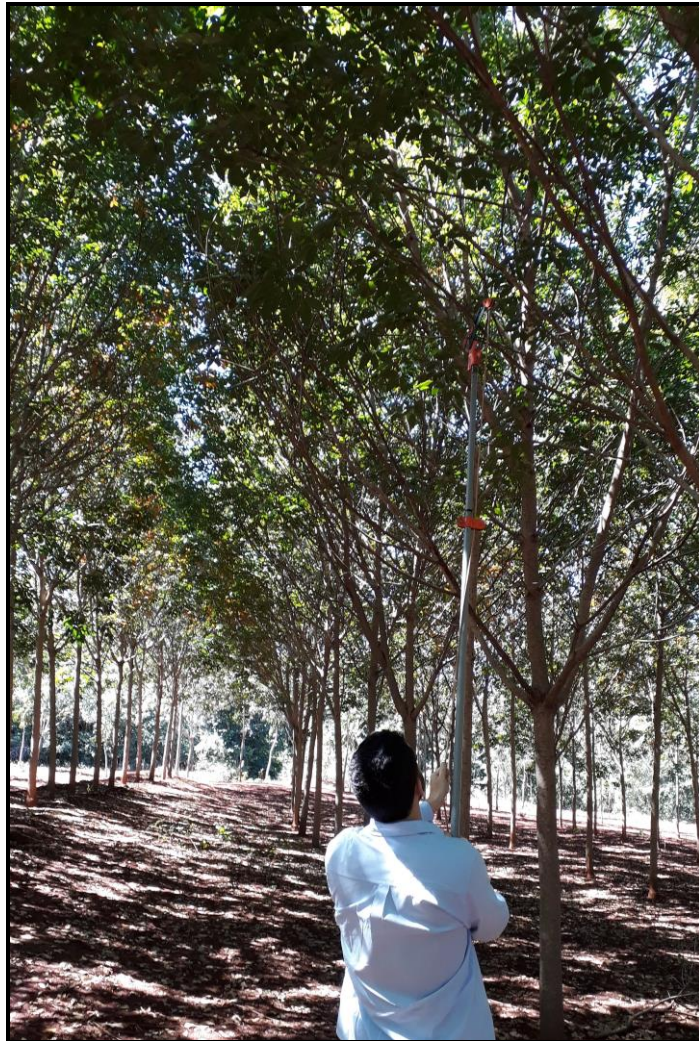


Figura 2. Extração das folhas em cultivos de seringueira nos estados de São Paulo e Goiás.

Para a amostragem das assembleias de ácaros nas seringueiras foram utilizados dois folíolos de cada folha coletada de cada planta, totalizando 40 folíolos/planta. Esses folíolos foram totalmente mergulhados em um recipiente com aproximadamente 3 L de álcool à 30%, conforme metodologia adaptada de Rezende et. al. (2014), e com auxílio de uma pinça, as folhas foram ligeiramente agitadas por aproximadamente 10 segundos

a fim efetuar a lavagem total dos folíolos e a extração dos ácaros a partir deles. Após esse procedimento, os folíolos foram retirados e a amostra transferida para uma peneira com malha de 25 μm . Os ácaros retidos na peneira foram conduzidos para um frasco plástico contendo álcool 70%, com auxílio de uma pisseta com álcool na mesma concentração. As amostras de cada planta de seringueira foram inseridas em frascos plásticos individualizados devidamente etiquetados.

Em laboratório, a amostra de cada frasco foi transferida aos poucos para um vidro de relógio, onde foi analisada sob microscópio estereoscópico. Todos os ácaros encontrados durante a triagem foram montados em lâminas de microscopia com o meio de Hoyer, segundo a metodologia de Moraes & Flechtmann (2008), os ácaros foram quantificados e identificados sob microscópio óptico com contraste de fases, com exceção feita a *C. heveae* que foram contados diretamente na folha (Vieira et al., 2009).

1.2.3. Densidade populacional de *Calacarus heveae*

A quantificação de *C. heveae* foi realizada independentemente com relação as demais espécies de ácaros em razão de sua maior relevância para a cultura de seringueira. Para isso, foram separados aleatoriamente sete folíolos das folhas amostradas de cada planta de seringueira/cultivo para inspeção do ácaro *C. heveae* (Figura 3). Os folíolos utilizados para inspeção de *C. heveae* foram utilizados exclusivamente para contagem dessa espécie. Cada folíolo foi examinado através de uma lupa de bolso (ampliação de 40x) registrando-se o número total de indivíduos de *C. heveae* em quatro áreas de 1x1 cm do limbo foliar da face adaxial, metodologia modificada de Vieira et. al. (2009). A face abaxial não foi avaliada em razão da preferência dessa espécie pela face adaxial dos folíolos da seringueira (Feres 1992, 2001).

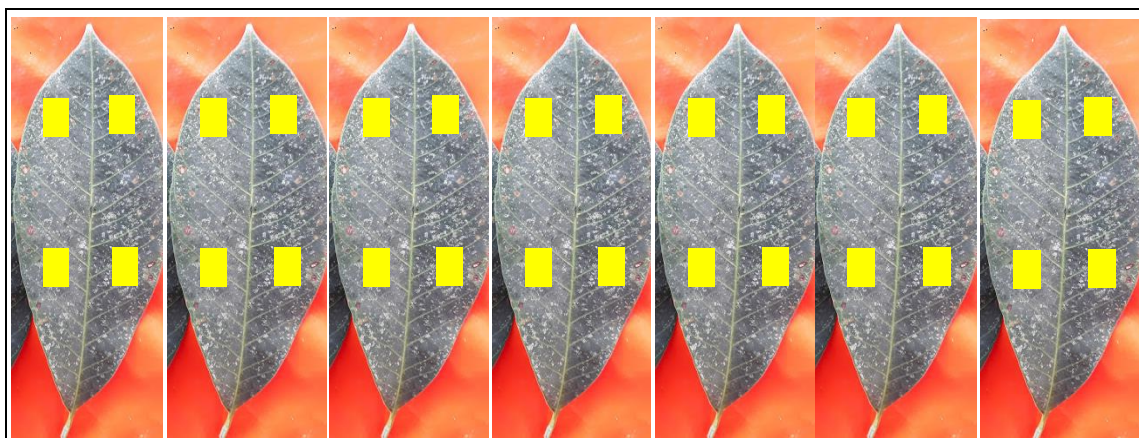


Figura 3. Contagem dos *C. heveae* na face adaxial em quatro áreas do limbo foliar nos sete folíolos de seringueira.

1.2.4. Avaliação dos sintomas de danos foliares

Durante as excursões de campo foram realizadas avaliações visuais dos sintomas de danos nas folhas de seringueira. Foram observadas três folhas de cada uma das cinco plantas por ponto amostral (i.e., por cultivo de seringueira). Os sintomas foram classificados de acordo com a metodologia adaptada de Vieira et. al. (2017), em uma escala de notas de 1 a 5:

1- sem sintomas de danos; 2 – 1-25% da superfície foliar com manchas cloróticas; 3 – 25-50% da superfície foliar com manchas cloróticas; 4 – 50-75% da superfície foliar com manchas cloróticas; 5 – Acima de 75% da superfície foliar com manchas cloróticas.

1.2.5. Análise dos dados

Para mensurar as métricas de paisagem foram utilizadas imagens do satélite Landsat 8 com resolução de 30 m², previamente classificadas e extraídas do projeto MapBiomas (<http://mapbiomas.org>), considerando o ano de 2018. As imagens foram reclassificadas nas seguintes classes: (i) habitat (vegetação natural - formações florestais ou savânicas) e (ii) ambiente antropizados (i.e., áreas urbanizadas, destinadas a mineração ou para atividades agropecuárias)

Para quantificar as métricas de paisagens, primeiramente realizou-se uma análise de escala de efeito na paisagem (Holland et al. 2004). Após detectar as escalas de efeito para cada variável resposta, as métricas de paisagem foram determinadas considerando os seguintes *buffers* (mensurados a partir do centro de cada seringal amostrado) em cada imagem Landsat 8 para as seguintes variáveis: (i) 4.200 m para abundância de ácaros fitófagos, (ii) 3.200 m para abundância de predadores (iii) 4.800 m para riqueza de espécies de ácaros fitófagos, (iv) 4.400 m para riqueza de espécies de ácaros predadores, (v) 1.800 m para abundância de ácaros micófagos, (vi) 2.400 m para densidade de *C. heveae*, e 600 m de *buffer* para as notas de danos foliares por herbivoria.

Foram utilizadas as seguintes métricas para inferir a conservação de vegetação natural na paisagem agrícola:

NF - Número de fragmentos de vegetação natural. Quantidade de fragmentos de vegetação nativa na paisagem adotada (i.e., considerando o *buffer* utilizado para cada

variável, conforme especificado no parágrafo anterior). O número de fragmentos de vegetação pode ser interpretado como o grau de fragmentação de uma paisagem, portanto, quanto maior o número de fragmentos, maior será o nível de fragmentação da paisagem (Fahrig 2017).

IA - índice de agregação da paisagem. Quantifica a agregação dos pixels na imagem de satélite de uma determinada paisagem. O valor é baseado no número de bordas compartilhadas por pixels de uma mesma classe (McGarigal et al. 2012). Para determinar este índice, quantificamos a agregação das áreas consideradas como habitat (i.e. vegetação natural) dentro da paisagem. Quanto maior o nível de agregação de fragmentos de vegetação natural na paisagem, maior será a conectividade e a sua conservação.

IF - índice de forma dos fragmentos na paisagem. O índice de forma indica o quão irregular são os fragmentos de vegetação natural, sendo que valores maiores representam uma paisagem com fragmentos mais irregulares (i.e., com maior área de borda), enquanto os menores valores indicam fragmentos mais regulares e com menor área de borda. Os fragmentos de vegetação natural com menor irregularidade em seu formato são considerados os mais adequados para a conservação da biodiversidade (Pfeifer et al. 2017; Magura et al. 2017; Fahrig 2003).

CH - complexidade de habitat na paisagem. A complexidade de habitat se refere a quantidade em área de estruturas distintas na paisagem (McCoy and Bell 1991; Sanson et al., 1995; Kovalenko et al., 2012).

HP - heterogeneidade de habitat na paisagem. A heterogeneidade de habitat corresponde a quantidade de diferentes tipos de vegetação que compõe a paisagem e que são considerados como habitat para o organismo-alvo estudado (Kerr & Packer 1997; Simpson 1949; Porst et al., 2019).

Para determinar os índices Número de fragmentos de vegetação natural (NF), índice de agregação da paisagem (IA) e índice de forma (IF) dos fragmentos na paisagem foi utilizado o pacote SDMTools do software R (Vanderwal et al. 2014). Já as métricas complexidade de habitat na paisagem (CH) e heterogeneidade de habitat na paisagem (HP) foram obtidas através da média e do desvio padrão do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), respectivamente (Chust et al., 2003). O NDVI foi calculado utilizando as bandas 5 (infravermelho próximo) e 4 (vermelho) do satélite Landsat 8. O NDVI indica a presença de atividade fotossintética o que

possibilita a realização de inferências sobre a produtividade, agregação, extrato e dos diferentes tipos de vegetação presente no solo (Tucker 1979; Rouse et al., 1974).

Para verificar o efeito da conservação da paisagem na riqueza de fitófagos e predadores, e na abundância de ácaros fitófagos, predadores e micófagos foram utilizados *Generalized Linear Mix Models* (GLMM) com distribuição de Poisson, onde as métricas de paisagens foram utilizadas como variáveis preditoras enquanto a riqueza e abundância foram as variáveis respostas. Para os micófagos somente foi testado abundância em razão do pequeno valor de riqueza de espécies nesse grupo. Já para testar o efeito das métricas de paisagem (variáveis preditoras) na densidade de *C. heveae* e nos danos foliares (variáveis respostas) foi utilizado *Linear Mix Model* (LMM) com distribuição Gaussiana (Zuur et al., 2009). As análises foram realizadas no software R utilizando os pacotes lme4 e nlm para GLMM e LMM, respectivamente (Pinheiro et al., 2017; Bates et al., 2014).

1.3 RESULTADOS

1.3.1. Composição global das assembleias de ácaros em seringueira

Foram amostrados 1.335 ácaros pertencentes a 18 espécies distribuídas em 10 famílias (Tabela 2). Do total de ácaros amostrados, a família mais diversa foi Phytoseiidae com quatro espécies coletadas, seguida por Tetranychidae e Tarsonemidae com três espécies em cada. Já as famílias com maior número de indivíduos foram Tetranychidae, Tenuipalpidae e Winterschmidtidae com 418, 364 e 222 ácaros coletados, respectivamente. Os ácaros fitófagos apresentaram a maior abundância (n=812), seguidos pelos predadores (n=259), micófagos (n=222), e ácaros de hábito alimentar desconhecido (n= 7).

A espécie fitófaga mais representativa nas amostras foi *Tenuipalpus heveae* (Tenuipalpidae) com 349 indivíduos coletados, seguida pelo tetraniquídeo *Eutetranychus banksi*, com 315 ácaros (Tabela 2). Outros fitófagos amostrados em menor número foram *Brevipalpus* sp. (Tenuipalpidae), *Eotetranychus* sp., *Oligonychus* sp., (Tetranychidae) *Lorryia formosa* (Tydeidae), *Dailotarsonemus* sp. e *Steneotarsonemus* sp. (Tarsonemidae).

Dentre os predadores pode ser destacado: *Euseius citrifolius*, com 136 indivíduos amostrados, seguidos por *Euseius* sp. (Phytoseiidae) e *Homeopronematus* sp. (Iolinidae) com 73 e 29 ácaros amostrados, respectivamente (Tabela 2). Outros

predadores amostrados foram *Agistemus* sp. (Stigmaeidae), *Tetrabdella* sp. (Bdellidae), *Amblyseius* sp., e *Neoseiulus* sp. (Phytoseiidae). Já para os ácaros micófagos, o mais representativo nas amostras foi *Czenspinskia* sp. (Winterschmidtidae) com 137 indivíduos coletados. Foram amostrados sete indivíduos de hábito alimentar desconhecido da ordem Oribatida, que por sua vez, não foram identificados ao nível de gênero ou espécie em razão de que os procedimentos de triagem e preparação adotados aqui não são adequados para estudos taxonômicos deste grupo.

A densidade média de indivíduos de *C. heveae*, contabilizados diretamente nos folíolos, foi de $0,5 \pm 0,8$ (média \pm desvio padrão) ácaros/cm².

Tabela 2. Ácaros amostrados nos cultivos de seringueiras das 17 paisagens avaliadas nos Estados de Goiás e São Paulo.

| Família | Gênero/espécie | Hábito alimentar* | Abundância |
|-------------------|-----------------------------|-------------------|------------|
| Bdellidae | <i>Tetrabdella</i> sp. | Predador | 1 |
| Iolinidae | <i>Homeopronemtus</i> sp. | Predador | 29 |
| Oribatida | sp. | NC | 7 |
| Phytoseiidae | <i>Amblyseius</i> sp. | Predador | 11 |
| | <i>Euseius citrifolius</i> | Predador | 136 |
| | <i>Euseius</i> sp. | Predador | 73 |
| | <i>Neoseiulus</i> sp. | Predador | 4 |
| Stigmaeidae | <i>Agistemus</i> sp. | Predador | 5 |
| Tarsonemidae | <i>Dailotarsonemus</i> sp. | Fitófago | 1 |
| | <i>Steneotarsonemus</i> sp. | Fitófago | 2 |
| | <i>Tarsonemus</i> sp. | Micófago | 35 |
| Tenuipalpidae | <i>Brevipalpus</i> sp. | Fitófago | 15 |
| | <i>Tenuipalpus heveae</i> | Fitófago | 349 |
| Tetranychidae | <i>Eotetranychus</i> sp. | Fitófago | 82 |
| | <i>Eutetranychus banksi</i> | Fitófago | 315 |
| | <i>Oligonychus</i> sp. | Fitófago | 21 |
| Tydeidae | <i>Lorryia formosa</i> | Fitófago | 27 |
| Winterschmidtidae | <i>Oulenzia</i> sp. | Micófago | 85 |
| | <i>Czenspinskia</i> sp. | Micófago | 137 |
| TOTAL | | | 1.335 |
| RIQUEZA | | | 18 |

* Hábito alimentar das espécies: Predador (Krantz & Walter 2009; Ferla & Moraes 2003; Gerson et al., 2003; Moraes & Fletchamnn 2008; McMurtry & Croft 1997), Fitófago (Krantz & Walter 2009; Moraes &

Flechtmann 2008; Hernandez et al. 2006, Lofego et al. 2006), Micófago (Krantz & Walter 2009; Baker & Wharton 1952), e (NC) hábito alimentar desconhecido.

1.3.2. Efeito da fragmentação da paisagem nas assembleias de ácaros em seringueira.

Verificou-se um efeito negativo da fragmentação de habitat na abundância de ácaros fitófagos (Tabela 3) uma vez que o número de número de fragmentos (NF: Tam. efeito= -0,046; $p < 0,0001$) e o índice de forma (IF: Tam. efeito= -0,186; $p < 0,0001$) apresentaram correlação negativa com a abundância dos fitófagos nas seringueiras, com destaque para o índice de forma (IF) que teve um tamanho de efeito superior ao número de fragmentos (NF) (Tabela 3).

Tabela 3. Efeito das métricas de paisagem na abundância e riqueza de ácaros predadores e fitófagos, na abundância de micófagos, densidade de *C. heveae* e nos níveis de danos foliares dos cultivos de seringueira avaliados.

| Variável | Métricas de paisagem | Tam.de efeito | Desv. padrão | Estat. (z) | p valor |
|-----------------------|-----------------------------------|---------------|--------------|------------|---------|
| Abundância fitófagos | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | 15,913 | 3,631 | 4,382 | <0,0001 |
| | Complexidade (méd. NDVI) | 6,748 | 3,343 | 2,018 | 0,0436 |
| | Índ. de agregação | 0,073 | 0,027 | 2,703 | 0,0069 |
| | Índ. de forma | -0,186 | 0,042 | -4,449 | <0,0001 |
| | Num. Fragmentos | -0,046 | 0,007 | -6,545 | <0,0001 |
| | Idade do seringal | -0,016 | 0,013 | -1,228 | 0,2194 |
| Abundância predadores | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | 45,546 | 5,670 | 8,034 | <0,0001 |
| | Complexidade (méd. NDVI) | 16,300 | 6,320 | 2,579 | 0,0099 |
| | Índ. de agregação | 0,106 | 0,051 | 2,079 | 0,0377 |
| | Índ. de forma | -0,155 | 0,101 | -1,541 | 0,1232 |
| | Num. Fragmentos | -0,053 | 0,019 | -2,736 | 0,0062 |
| | Idade do seringal | -0,131 | 0,021 | -6,199 | <0,0001 |
| Riqueza fitófagos | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | -1,099 | 9,281 | -0,118 | 0,9060 |
| | Complexidade (méd. NDVI) | -3,991 | 8,040 | -0,496 | 0,6200 |
| | Índ. de agregação | 0,077 | 0,063 | 1,227 | 0,2200 |
| | Índ. de forma | -0,066 | 0,098 | -0,672 | 0,5020 |
| | Num. Fragmentos | -0,007 | 0,012 | -0,580 | 0,5620 |
| | Idade do seringal | -0,001 | 0,022 | -0,050 | 0,9600 |
| Riqueza | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | 18,310 | 9,383 | 1,951 | 0,051 |

| | | | | | |
|----------------------|-----------------------------------|---------|--------|--------|---------|
| predadores | pad. NDVI | | | | |
| | Complexidade (méd. NDVI) | 2,784 | 9,035 | 0,308 | 0,758 |
| | Índ. de agregação | 0,061 | 0,070 | 0,879 | 0,379 |
| | Índ. de forma | -0,001 | 0,115 | -0,007 | 0,994 |
| | Num. Fragmentos | -0,018 | 0,014 | -1,294 | 0,196 |
| | Idade do seringal | -0,029 | 0,024 | -1,194 | 0,232 |
| Abundância micófagos | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | 39,237 | 9,808 | 4,001 | <0,0001 |
| | Complexidade (méd. NDVI) | -7,011 | 6,747 | -1,039 | 0,2987 |
| | Índ. de agregação | 0,027 | 0,025 | 1,073 | 0,2832 |
| | Índ. de forma | -0,449 | 0,222 | -2,017 | 0,0437 |
| | Num. Fragmentos | 0,100 | 0,065 | 1,551 | 0,1209 |
| | Idade do seringal | -0,171 | 0,028 | -6,083 | <0,0001 |
| Densidade C. heveae | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | -9,767 | 12,313 | -0,793 | 0,4537 |
| | Complexidade (méd. NDVI) | 11,834 | 12,497 | 0,947 | 0,3752 |
| | Índ. de agregação | -0,089 | 0,065 | -1,356 | 0,2174 |
| | Índ. de forma | 0,001 | 0,305 | 0,005 | 0,9965 |
| | Num. Fragmentos | -0,027 | 0,085 | -0,320 | 0,7583 |
| | Idade do seringal | 0,068 | 0,032 | 2,154 | 0,0683 |
| Danos Foliare | Heterogeneidade (desv. pad. NDVI) | -11,116 | 17,195 | -0,646 | 0,5386 |
| | Complexidade (méd. NDVI) | -18,117 | 13,249 | -1,367 | 0,2138 |
| | Índ. de agregação | 0,087 | 0,080 | 1,095 | 0,3099 |
| | Índ. de forma | 0,192 | 0,247 | 0,776 | 0,4634 |
| | Num. Fragmentos | 0,015 | 0,063 | 0,241 | 0,8168 |
| | Idade do seringal | 0,039 | 0,047 | 0,838 | 0,4298 |

Por outro lado, a complexidade (CH: Tam. efeito= 6,748; p=0,0436) e a heterogeneidade de habitat (HP: Tam. efeito= 15,913; p<0,0001) afetaram positivamente a abundância dos ácaros fitófagos nas plantas de seringueira (Tabela 3).

Com relação aos ácaros predadores, a idade do seringal (Tam. efeito= -0,131; p<0,0001) e o número de fragmentos (NF: Tam. efeito= -0,053; p<0,0062) afetaram negativamente, enquanto que a heterogeneidade (HP: Tam. efeito= 45,546; p<0,0001), a complexidade de habitat (CH: Tam. efeito= 16,300; p= 0,0099) e o índice de agregação (IA: Tam. efeito= 0,106; p<0,0377) afetaram positivamente a abundância desses ácaros

nos seringais. É notável que as variáveis heterogeneidade e complexidade de habitat apresentaram um maior tamanho de efeito com relação ao índice de agregação.

Já a abundância de micófagos nas seringueiras apresentou correlação negativa com o índice de forma (IF: Tam. efeito= -0,449; p. 0,0437) e idade do seringal (Tam. Efeito= -0,171; p<0,0001), mas correlação positiva com a heterogeneidade de hábitat (HP: Tam. efeito= 39,237; p<0,0001) (Tabela 3).

Por outro lado, não foi verificado efeito significativo das métricas de paisagem utilizadas para inferir conservação de vegetação natural na riqueza de fitófagos e predadores e na densidade de *C. heveae* (Tabela 3).

Além disso, as notas de sintomas de danos foliares também não foram afetadas pelas métricas de paisagem (Tabela 3) indicando que o estado de conservação de vegetação nativa não afetou os danos causados pelos fitófagos nas folhas de seringueira.

1.4 Discussão

As espécies fitófagas dominantes registradas aqui foram *T. heveae* e *E. banksi*, sendo a espécie *T. heveae* a mais abundante no presente estudo. A dominância de *T. heveae* em cultivos de seringueira já foi verificada por Daud & Feres (2013) e Rocha et al. (2019), em cultivos localizados no estado de Mato Grosso. Já *E. banksi* também se destacou uma vez que foi a segunda espécie com maior número de indivíduos. *E. banksi* já foi relatado em diversos seringais do Brasil (Feres 2000; Ferla & Moraes 2002, 2008; Hernandes & Feres 2006; Castro et al., 2013). Entretanto, vale destacar que o método utilizado aqui para obter a diversidade das assembleias de ácaros em seringueira não levou em consideração a amostragem de *C. heveae* já que os indivíduos dessa espécie foram contabilizados em método separado. Usualmente, a espécie *C. heveae* é relatada como o ácaro fitófago dominante em cultivos de seringueira no Brasil, especialmente, em cultivos do estado de São Paulo (Rezende et al. 2020; Castro et al. 2013; Silva et al., 2011, Ferla & de Moraes 2008; Daud & Feres 2007; Hernandes & Feres 2006; Feres et al., 2002). Porém, nesse estudo a abundância dos indivíduos de *C. heveae* foi muito baixo, apresentando densidade média de indivíduos de 0,5 ácaros/cm².

E. citrifolius foi o ácaro predador mais abundante no estudo. Essa espécie tem sido frequentemente relatada em elevada abundância em cultivos de seringueira da

região noroeste do estado de São Paulo (Bellini et al., 2008; Demite & Feres 2005; Feres et al., 2002; Bellini et al., 2005b). Já para os ácaros micófagos, a espécie mais abundante na cultura foi *Czenspinskia* sp. a qual também foi relatada em elevada abundância por Daud & Feres (2013) em cultivos do Mato Grosso e por Bellini et al. (2005a), em seringais do estado de São Paulo.

O número de fragmentos e o índice de forma afetaram negativamente a abundância dos ácaros fitófagos. Vale destacar que essas variáveis apresentaram os maiores valores no tamanho do efeito na abundância de fitófagos quando comparadas com as outras métricas de paisagem. Tanto o número de fragmentos quanto o índice de forma refletem o grau de fragmentação na paisagem, ou seja, quanto maior o valor dessas variáveis maior será o nível de fragmentação e irregularidade dos remanescentes de vegetação natural, respectivamente (Laurance & Yensen, 1991). Índice de forma com valor mais próximo de 1 terá formato mais regular (i.e próximo a de um círculo) o que caracteriza um remanescente de vegetação menos fragmentado com maior quantidade de área nuclear.

A medida que o índice se distancia de 1 indica um fragmento alongado e mais irregular, conseqüentemente, com alto grau de fragmentação, maior área de borda e menor quantidade de área nuclear (Greggio et al., 2009). Segundo Geneletti (2003), os principais efeitos da fragmentação estão diretamente relacionados ao aumento do isolamento dos remanescentes de vegetação nativa, aumento da área de borda e redução em seu tamanho e de sua área nuclear. Esses fatores resultam no aumento da suscetibilidade desses ambientes a distúrbios externos, o que pode prejudicar a sobrevivência das espécies animais que são dependentes desses remanescentes de vegetação nativa (Haddad et al., 2015; Bennett & Saunders 2010; Fahrig 2003; Debinski, 2000). Por outro lado, os ácaros fitófagos apresentaram maior abundância em paisagens com maior complexidade e heterogeneidade de hábitat.

Os resultados sugerem que o crescimento populacional de ácaros fitófagos é favorecido em cultivos de seringueira inseridos em paisagens com fragmentos de vegetação natural mais conservados, ou seja, paisagens que apresentam remanescentes de maior tamanho, com formato mais regulares e com maior complexidade e heterogeneidade de vegetação natural. Isso é importante para agricultura pois, maior diversidade de plantas possibilita maior quantidade de recursos alimentares para esses fitófagos, além de maior quantidade de micro-hábitats que podem ser usados como

abrigos e conseqüentemente menos ataques aos cultivos para busca de alimentos. Outros estudos já evidenciaram que diversos artrópodes, especialmente os insetos, são afetados pela estrutura da paisagem (e.g. Tschardt et al., 2005; Nery et al., 2018; Duan et al., 2019). Ao avaliar o efeito da estrutura da paisagem sobre a assembleia de insetos parasitoides, Molina et al. (2019), encontraram uma relação positiva entre a heterogeneidade da paisagem e a riqueza de espécies de insetos parasitoides.

Maior heterogeneidade vegetal propicia maior disponibilidade de nicho resultando no maior potencial em suportar um número mais elevado de espécies e de indivíduos de artrópodes plantícolas (Stamps & Linit 1998). Em uma recente meta-análise, Rossetti et al. (2017), avaliaram como a fragmentação de habitat afeta os insetos herbívoros e a herbivoria nas plantas hospedeiras. Os autores encontraram que a fragmentação de vegetação afeta negativamente a riqueza e abundância de insetos herbívoros, sendo que a abundância foi mais afetada pelo isolamento dos fragmentos, enquanto a riqueza pelo tamanho da área do fragmento. Contudo, os autores não verificaram relações entre fragmentação de habitat com o nível de herbivoria nas plantas hospedeiras (Rossetti et al., 2017).

Nesse contexto, paisagens com maior variabilidade de tipos de hábitat e com vegetação natural mais conservada podem favorecer as populações de ácaros fitófagos que ocorrem nelas, principalmente os generalistas, por utilizarem uma maior diversidade de espécies de plantas hospedeiras como recurso alimentar bem como para refúgios e sítios para ecdise e reprodução, aumentando dessa maneira as possibilidades de sobrevivência e reprodução desses animais na paisagem. A importância disso para a agricultura é que, essas paisagens irão abrigar maior abundância de ácaros fitófagos o que refletirá em menor abundância desses artrópodes nos cultivos agrícolas inseridos nelas.

Com base nos resultados obtidos, as espécies fitófagas da seringueira, principalmente as mais abundantes no presente estudo, no caso *E. banksi* e *T. heveae*, foram favorecidas com a conservação e a pela maior heterogeneidade e complexidade dos remanescentes de vegetação natural na paisagem. Os dados apresentados aqui sugerem que esses ácaros podem usar os recursos disponibilizados pelos fragmentos de vegetação natural, resultando no favorecimento da reprodução e sobrevivência dessas espécies na paisagem o que torna importante essa vegetação natural no entorno para

agricultura pois, a incidência desses ácaros fitófagos serão bem menores nos cultivos quando comparada com uma área sem nenhum tipo de vegetação.

Populações de *E. banksi* podem ser beneficiadas em paisagens mais conservadas e heterogêneas por ser uma espécie fitófaga polífaga, ou seja, usa várias espécies de plantas como alimento, sítios de ovipostura, ecdise e reprodução. No Brasil, *E. banksi* já foi registrado em diversas espécies de plantas nativas, tais como, por exemplo, *Curatella americana* L. (Dilleniaceae), *Annona* sp. (Annonaceae); *Bauhinia* sp. (Fabaceae) e *Celtis iguanea* (jacq.) sarg (Cannabaceae) (Teixeira et al., 2017; Demite et al., 2016; Mattos et al., 2009; Daud & Feres 2005). De acordo com Flechtmann & Moraes (2017), *E. banksi* já foi relatado em 46 espécies vegetais, incluindo plantas nativas e cultivos agrícolas, tais como seringueira, frutíferas e diversas hortaliças.

Em relação a *T. heveae*, espécie fitófaga mais abundante no presente estudo e frequentemente relatada em seringueiras (Daud & Feres 2013; Daud & Feres, 2007; Hernandes & Feres 2006; Vis et al., 2006), podem também ser favorecida com a conservação e heterogeneidade e complexidade de vegetação nativa na paisagem. Alguns estudos prévios já sugeriram que esse ácaro fitófago pode ocorrer em plantas nativas e, provavelmente, utilizá-las como recursos (Demite et al., 2009; Demite & Feres 2005).

Demite et al. (2009), registraram *T. heveae* em quatro plantas nativas em estudo realizado em duas fitofisionomias de vegetação de Cerrado do estado do Mato Grosso. Entretanto, os remanescentes de Mata Ripária e Cerradão estudados eram cercados por extensas áreas de cultivos de seringueira, além do fato de que os autores amostraram pequeno número de indivíduos de *T. heveae* nesses hospedeiros vegetais o que é sugestivo de que o registro dessa espécie nas plantas nativas podem ter sido acidental.

Por outro lado, mesmo se considerarmos as plantas nativas não são adequadas como alimento quando comparadas com a seringueira, os resultados apresentados aqui indicam que a conservação, a heterogeneidade e complexidade de remanescentes de vegetação nativa na paisagem podem favorecer o desenvolvimento populacional de *T. heveae* nos cultivos de seringueira, funcionando como um recurso alimentar alternativo que contribua na sobrevivência da espécie no ambiente.

Por outro lado, verificou-se que a densidade de *C. heveae*, considerado o principal ácaro-praga da seringueira (Feres 1992; Feres 2000; Vieira et al., 2001, 2006), não foi influenciada pela conservação de habitat na paisagem uma vez que nenhuma

métrica de paisagem aplicada no presente estudo para inferir fragmentação de vegetação nativa apresentou correlação com a densidade populacional do ácaro. Da mesma forma, os danos foliares ocasionados pelos fitófagos nos cultivos de seringueira também não foram afetados pelo estado de conservação dos remanescentes de vegetação nativa na paisagem.

A heterogeneidade e complexidade de hábitat e o índice de agregação na paisagem afetaram positivamente a abundância de ácaros predadores nas seringueiras, indicando que maior variabilidade de tipos de vegetação favorece a sobrevivência e reprodução desses ácaros no ambiente. Para a agricultura isso se torna importante pois, a vegetação nativa próximas aos plantios agrícolas pode desempenhar um relevante papel de refúgio e reservatório para os ácaros predadores os quais migram para os cultivos agrícolas controlando de forma natural os ácaros fitófagos presentes na cultura. Demite & Feres (2008), registraram que os plantios de seringueira recebem influência da vegetação nativa de entorno uma vez que os autores observaram maior abundância de ácaros predadores associada com a redução populacional de ácaros fitófagos em áreas do cultivo próximas a vegetação natural, evidenciando um possível deslocamento de ácaros predadores da vegetação de entorno para o seringal. De acordo com Balzan et al. (2016), a vegetação natural circundante ao plantio de tomate contribuiu na redução de danos na cultura causados por uma espécie de lepidóptera (*Tuta absoluta*) devido a ação dos inimigos naturais que migraram da vegetação natural para a cultura.

Nesse sentido, a manutenção de áreas naturais próximas à ambientes agrícolas favorece a dispersão dos ácaros predadores em determinadas épocas do ano, da planta nativa para a cultura vizinha, impedindo que as pragas se proliferem mais rapidamente nos cultivos (Silva et al., 2010; Rezende et al., 2014; Demite & Feres 2005, 2008). Os resultados também indicaram o efeito negativo da idade do cultivo na abundância de predadores demonstrando uma possível preferência desses ácaros por plantas mais novas. Entretanto, o valor do tamanho de efeito para essa variável foi considerado muito baixo.

Além disso, vale destacar que várias espécies de ácaros predadores com potencial uso em programas de controle biológico já foram relatadas em remanescentes de vegetação natural (Araújo & Daud, 2017; Teixeira et al., 2017; Rezende et al., 2014; Rezende & Lofego, 2011). Porém, nesse estudo, não foram encontrados evidências de que os ácaros predadores regularam os fitófagos nos seringais já que a abundância de

fitófagos também foi positivamente relacionada com a conservação da vegetação natural. No entanto, não foram observados na agricultura danos severos ocasionados pelo os ácaros fitófagos, o que pode indicar que mesmo em números menores é com a interferência do uso de acaricidas em alguns pontos os predadores ainda conseguiram manter o controle dos fitófagos. É importante destacar, mais uma vez, a importância desses resultados para a agricultura, pois a proximidade dos cultivos com áreas naturais, ocorre o deslocamento de ácaros predadores da vegetação de entorno para o seringal, o que contribui para manter as populações de fitófagos abaixo do nível de controle (Demite & Feres 2008).

Dentre as espécies de ácaros predadores amostrados aqui, as que mais merecem destaque são aquelas da família Phytoseiidae. Conforme demonstrado por alguns autores, esses ácaros possuem o potencial de migrar de plantas nativas para culturas circundantes e exercerem o controle natural de pragas nos cultivos (e.g. Demite & Feres 2005, 2008; Nuvoloni et al., 2014; Rezende et al., 2014; Demite et al., 2015).

De acordo com Demite et al. (2013), mais de 190 espécies de fitoseídeos foram relatadas no Brasil nos diferentes biomas e culturas agrícolas. Nuvoloni et al. (2015), descreveram sete novas espécies de Phytoseiidae que habitam plantas nativas da floresta amazônica, demonstrando o potencial de vegetação nativa da Amazônia como abrigo e proteção para uma enorme diversidade de ácaros predadores dessa família.

Verificou-se que a abundância dos ácaros fitófagos nos cultivos de seringueira, especialmente de *T. heveae* e *E. banksi*, foi favorecida pela complexidade e heterogeneidade da vegetação natural na paisagem e negativamente associada com a fragmentação de hábitat e índice de forma dos remanescentes de vegetação. Em primeiro momento, esses resultados sugerem que paisagens com remanescentes de vegetação natural mais conservados favorecem a incidência desses ácaros na cultura da seringueira. Dentre eles, somente *T. heveae* é considerado ameaça a cultura (Pontier et al., 2000), entretanto, não foram relatadas danos de *E. banksi* na heveicultura até o momento.

Embora, a conservação de hábitat tenha favorecido a abundância de ácaros fitófagos nos cultivos de seringueira, não encontramos relação entre os níveis de danos foliares com a conservação da vegetação na paisagem evidenciando que paisagens com remanescentes de vegetação mais conservados não possuem cultivos de seringueira mais danificados pelos fitófagos. Além disso, também verificamos que a densidade de C.

heveae não foi influenciada pela conservação de habitat na paisagem uma vez que nenhuma métrica de paisagem aplicada para inferir fragmentação apresentou correlação com esse parâmetro. Vale destacar que outras espécies fitófagas incluídas em nossas análises (e.g. *L. formosa* e *Eotetranychus* sp.) não são consideradas ameaças a cultura da seringueira, apesar de já terem sido muito abundantes em alguns estudos já realizados para essa cultura (Hernandes & Feres 2006).

Por outro lado, os valores de heterogeneidade de habitat também indicaram uma diferença significativa no favorecimento da abundância de ácaros predadores em seringueira, que por sua vez, foi determinada por ácaros Phytoseiidae, um táxon amplamente utilizado em programas de controle biológico (Gerson et al., 2003). Porém, nossos resultados não indicaram um possível controle natural dos fitófagos na cultura de seringueira pelos ácaros predadores. Entretanto, outros trabalhos prévios já demonstraram experimentalmente o efeito positivo de ácaros predadores, especialmente da família Phytoseiidae, no controle de ácaros fitófagos consideradas pragas em outras culturas, por exemplo, em cultivos morango (*Fragaria* sp.), mamão (*Carica papaya*), maçã (*Malus domestica*), pepino (*Cucumis sativus*), milho (*Zea mays*), citros, dentre outras (e.g. Silva et al., 2012; Monteiro et al., 2008; Cruz et al., 2008; Ferla et al., 2007; Collier et al., 2004; Watanabe et al., 1994).

Ademais, devemos considerar que a conservação de ambientes naturais em paisagens agrícolas pode favorecer outros serviços ecossistêmicos para a agricultura, além do controle natural de pragas. Remanescentes de vegetação natural possuem potencial em oferecer oferta de pólen, néctar, locais de reprodução, refúgio e abrigo para diversas espécies benéficas do ponto de vista agrícola, incluindo uma elevada diversificação de recursos florais para espécies polinizadoras (Barbosa et al., 2017; Cunha et al., 2014; Chiverton & Sotherton, 1991).

Por exemplo, Medeiros et al. (2019), avaliaram que a ocorrência de insetos polinizadores na cultura do café está relacionada com a conservação dos ambientes naturais, em razão de que a estrutura e fragmentação da paisagem natural afetaram a abundância e a riqueza de abelhas, vespas e moscas. Já Santos et al. (2018), testaram o efeito do processo de fragmentação de habitats naturais na comunidade de formigas predadoras e onívoras em canaviais.

Os autores demonstraram que houve redução na riqueza de espécies de formigas de acordo com o aumento das distâncias dos cultivos com os fragmentos de floresta

natural (Santos et al., 2018). Wang et al. (2019), avaliaram que comunidades de artrópodes nas culturas são influenciadas pelas as condições de conservação da paisagem. Os autores verificaram que indivíduos de uma espécie de Álamo, uma árvore comum na América do Norte, abrigaram maior abundância e diversidade de predadores de acordo com o aumento da conectividade estrutural entre os fragmentos de vegetação natural na paisagem.

Ao contrário da opinião dominante dos produtores rurais, que consideram a vegetação nativa uma área perdida que poderia ser utilizada para o plantio, esses remanescentes de vegetação podem fazer parte do sistema de produção da propriedade rural já que os serviços prestados por esses ambientes poderiam reduzir custos com agrotóxicos ou com outros insumos necessários para manutenção do cultivo, aumentando a renda líquida da produção, pois o controle biológico natural realizado pelos os predadores vai diminuir o uso dos agrotóxicos na cultura e favorece também a predação de ácaros por insetos e também de insetos por ácaros.

Assim, vegetação nativa em paisagens agrícolas possui um grande potencial em beneficiar a produção agrícola pois abrigam diversas espécies prestadoras de serviços ecossistêmicos para a agricultura, como controle biológico natural e polinização, deixando evidente o quanto que esses remanescentes de vegetação natural próximos a cultivos agrícolas são essenciais.

1.5 Conclusão

1. O estado de conservação da vegetação nativa no entorno dos cultivos de seringal afetou de forma positiva a abundância dos ácaros fitófagos e predadores, destacando a importância da conservação desses ambientes naturais.
2. A riqueza de fitófagos e predadores e a densidade de *C. heveae* em relação as métricas de paisagem avaliadas não foram afetadas pelo o estado de conservação de vegetação nativa.
3. Os sintomas de danos foliares e os danos causados pelos fitófagos nas folhas de seringueira não foram significativos.

1.6 Referência

Araújo, W. S.; Daud, R. D. Insights on plant mite occurrence in natural vegetation remnants from Brazil. **Systematic and applied acarology**, v. 22, p. 302-323, 2017.

Baker E.W.; Wharton A.E. **An introduction to Acarology**. MacMillan Company. New York, v.1, 465p, 1952.

Balzan, M. V.; Bocci, G.; Moonen, A. C. Landscape complexity and field margin vegetation diversity enhance natural enemies and reduce herbivory by Lepidoptera pests on tomato crop. **BioControl**, v. 61, p.141-154, 2016.

Barbosa, D. B.; Crupinski, E. F.; Silveira, R. N.; Limberger, D. C. H. As abelhas e seu serviço ecossistêmico de polinização. **Revista Eletrônica Científica da UERGS**, v.3, 694-703, 2017.

Bates, D.; Mächler, M.; Bolker, B.; Walker, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, p. 67-48, 2014.

Bellini, M. R.; Moraes, G. J.; Feres, R.J.F. Ácaros (Acari) de dois sistemas de cultivo da seringueira no noroeste do estado de São Paulo. **Neotropical Entomology**, v. 34, p.475-484, 2005.

Bellini, M.R.; Moraes, G.J.; Feres, R.J.F. Weeds as alternative substrates to phytoseiids (Acari, Phytoseiidae) in rubber tree *Hevea brasiliensis*, Muell. Arg. (Euphorbiaceae) cultivation. **Revista Brasileira Zoologia**, v. 22, p.35-42, 2005b.

Bellini, M.R.; Feres, R.J.F.; Buosi, R. Mites (Acari) from rubber trees (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) and spontaneous euphorbiaceous in rubber trees cultivation. **Neotropical Entomology**, v. 37, p. 463-471, 2008.

Bennett, A. F.; Saunders, D. A. Habitat fragmentation and landscape change. **Conservation biology for all**, v. 93, p.1544-1550, 2010.

Carrillo, D.; Moraes, G. J. de; Peña, J. E. **Prospects for biological control of plant feeding mites and other harmful organisms**. Cham: Springer International, 2015. 328 p.

Castro, E. B.; Nuvoloni, F. M.; Mattos, C. R. R.; Feres, R. J. F. Population fluctuation and damage caused by phytophagous mites on three rubber tree clones. **Neotropical Entomology**, v. 42, p. 95-101, 2013.

Chiverton, P. A.; Sotherton, N. W. The effects of beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. **Journal of Applied Ecology**, v. 28, p.1027-1039, 1991.

Chust, G.; Pretus, J. L.; Ducrot, D., Bedòs, A.; Deharveng, L. Identification of landscape units from an insect perspective. **Ecography**, v. 26, p. 257-268, 2003.

Coe, Michael T.; Marthews, T. R.; Costa, M. H.; Galbraith, D. R.; Greenglass, N. L., Imbuzeiro, H. M.; Powell, T. L. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south–southeastern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, 20120155p. 2013.

Collier, K. F. S.; Lima, J. O. G. de.; Albuquerque, G. S. Predacious mites in papaya (*Carica papaya* L.) orchards: in search of a biological control agent of phytophagous mite pests. **Neotropical Entomology**, v. 33, p.799-803, 2004.

Cruz, I.; Valicente, F. H.; Santos, J. P.; Waquil, J. M.; Viana, P. A. Manual de identificação de pragas do milho e de seus principais agentes de controle biológico. **Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica**, 2008.

Cunha, D. A. D. S.; Nóbrega, M. A.D. S.; Junior, W. F. A. Insetos Polinizadores em Sistemas Agrícolas. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 18, p. 185-194, 2014.

Daud, R.D.; Feres, R.J.F. Community structure of mites (Arachnida: Acari) in six rubber tree clones. **International Journal of Acarology**, v.39, p.589-596, 2013.

Daud, R.D.; Feres, R.J.F. Dinâmica populacional de ácaros fitófagos (Acari, Eriophyidae, Tenuipalpidae) em seis clones de seringueira no sul do Estado de Mato Grosso. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, p. 377-381, 2007.

Daud, R. D.; Feres, R.J.F. Diversidade e flutuação populacional de ácaros (Acari) em *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae) de dois fragmentos de mata estacional semidecídua em São José do Rio Preto, SP. **Neotropical Entomology**, v. 34, p. 191-201, 2005.

Debinski, D.; Holt, R.A. Survey and overview of habitats fragmentation. **Conservation Biology**, v.14, p.342-355, 2000.

Demite, P.R.; Flechtmann, C.H.W.; Feres, R.J.F. Tetranychidae (Acari) in forest fragments in the State of Sao Paulo, Brazil. **Acarologia**, v.56, p.435-449, 2016.

Demite, P.R.; Feres, R.J.F.; Lofego, A.C. Influence of agricultural environment on the plant mite community in forest fragments. **Brazilian Journal of Biology**, v.75, p.396–404, 2015.

Demite, P.R.; Lofego, A.C.; Feres, R.J.F. Mite (Acari: Arachnida) diversity of two native plants in fragments of a semideciduous seasonal forest in Brazil. **Systematics and Biodiversity**, v. 11, p.141-148, 2013.

Demite, P. R.; Feres, R. J.; Lofego, A. C.; Oliveira, A. R. Plant inhabiting mites (Acari) from the Cerrado biome of Mato Grosso State, Brazil. **Zootaxa**, v. 2061, p. 45-60, 2009.

Demite, P. R.; Feres, R.J.F. Influência de fragmentos de Cerrado na distribuição de ácaros em seringal. **Neotropical Entomology**, v.37, p.196-204, 2008.

Demite, P. R.; Feres, R. J. F. Influência de vegetação vizinha na distribuição de ácaros em seringal (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) em São José do Rio Preto, SP. **Neotropical Entomology**, v.34, p.829-836, 2005.

De Marco, P.; Coelho, F.M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures pollination and production. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p.1245-1255, 2004.

Duan, M.; Hu, W.; Liu, Y.; Yu, Z.; Li, X.; Wu, P.; Baudry, J. The influence of landscape alterations on changes in ground beetle (Carabidae) and spider (Araneae) functional groups between 1995 and 2013 in an urban fringe of China. **Science of the total environment**, v. 689, p. 516-525, 2019.

Fahrig, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.48, p.1-23, 2017.

Fahrig, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

Feres, R. J. F.; Feres, D.C. R.; Daud, R.D.; Santos, R.S. Diversidade de ácaros em seringueiras (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) na Região Noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.19, p. 137-144, 2002.

Feres, R. J. F.; Nunes, M. A. Ácaros (Acari, Arachnida) associados a euforbiáceas nativas em áreas de cultivo de seringueiras (*Hevea brasiliensis* Muell.Arg., Euphorbiaceae) na região noroeste do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.18, p. 1253-1264, 2001.

Feres, R. J. F. Primeiro registro de ácaros eriofídeos (Acari, Eriophyidae) em seringueiras (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) da Floresta Amazônica, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, p. 343- 345, 2001.

Feres, R.J.F. Levantamento e observações naturalísticas da acarofauna (Acari, Arachnida) de seringueiras cultivadas (*Hevea* spp., Euphorbiaceae) no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.17, p.157-173, 2000.

Feres, R. J. F. A new species of *Calacarus* Keifer (Acari, Eriophyidae, Phyllocoptinae) from *Hevea brasiliensis* Muell. Arg. (Euphorbiaceae) from Brazil. **International Journal of Acarology**, v.18, p. 61-65, 1992.

Ferla, N. J.; Moraes, G. J. Flutuação populacional e sintomas de dano por ácaros (Acari) em seringueira no Estado do Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, p. 365-376, 2008.

Ferla, N. J.; Marchetti, M. M.; Gonçalves, D. Ácaros predadores (Acari) associados à cultura do morango (*Fragaria* sp., Rosaceae) e plantas próximas no Estado do Rio Grande do Sul. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 1-8, 2007.

Ferla N.J.; Moraes G. J. Oviposição dos ácaros predadores *Agistemus floridanus* Gonzalez, *Euseius concordis* (Chant) e *Neoseiulus anonymus* (Chant & Baker) (Acari) em resposta a diferentes tipos de alimento. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p.153-155, 2003.

Ferla, N.J.; G.J. de Moraes. Efeito de diferentes concentrações de acaricidas e inseticidas-acaricidas sobre *Calacarus heveae* Feres, 1992 e *Tenuipalpus heveae* Baker, 1945 (Acari: Eriophyidae e Tenuipalpidae). **Acta Biológica**, v.25, p.179-185, 2003b.

Ferla, N. J.; Moraes, G.J. Ácaros (Arachnida, Acari) da seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) no Estado do Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, p. 867-888, 2002.

Flechtmann, C.H.W; Moraes, R.C.B (2017). **Tetranychidae Database**. Disponível em: <www.lea.esalq.usp.br/tetranychidae.html. > Acesso em: 20 Dez. 2019.

Geneletti, D. Biodiversity impact assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. **Environmental Impact Assessment Review**, v.23, p. 343-365, 2003.

Gerson U.; Smiley R.L.; Ochoa R. **Mites (Acari) for pest control**. 2.ed. Oxford: Blackwell Science. 2003. 539p.

Gonçalves, E. C. P. **A cultura da seringueira para o estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: CATI, 2010. 163p.

Greggio, T. C.; Pissarra, T. C. T.; Rodrigues, F. M. Avaliação dos fragmentos florestais do Município de Jaboicabal, SP. **Revista Árvore**, v. 33, p. 117-124, 2009.

Haddad, N. M.; Brudvig, L. A.; Clobert, J.; Davies, K. F.; Gonzalez, A.; Holt, R. D.; Cook, W. M. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's Ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. 1-9, 2015.

Hernandes, F.A.; Feres, R. J. F. Diversidade e sazonalidade de ácaros (Acari) em seringal (*Hevea brasiliensis*, Muell. Arg.) na Região Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Neotropical Entomology**, v.35, p. 523-535, 2006.

Hernandes, F.A., Feres, R.J.F.; Nomura F. Biological cycle of *Lorryia formosa* (Acari, Tydeidae) on rubber tree leaves: a case of thelytoky. **Experimental and Applied Acarology**, v.38, p. 237-242, 2006.

Hodder, K. H.; Newton, A.C.; Cantarello, E.; Perrella, L. Does landscape-scale conservation management enhance the provision of ecosystem services? **International Journal of Biodiversity, Science, Ecosystem Services and Management**, v. 10, p. 71-83, 2014.

Holland, J. D.; Bert, D. G.; Fahrig, L. Determining the spatial scale of species' response to habitat. **Bioscience**, v. 54, p. 227-233, 2004.

IEA - Instituto de Economia Agrícola. **Banco de dados**. São Paulo. 2019. Disponível em: <www.iea.sp.gov.br/sp.gov.br/out/bancodedados.html>. Acesso em: 28 Fev. 2019.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2018, 2019 – **Desmatamento na Amazonia e no Cerrado Brasileiro**. Disponível em: <www.obt.inpe.br/prodes>. Acesso em: 18 Nov. 2019.

Kerr, J. T.; Packer, L. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. **Nature**, v.385, p. 252-254, 1997.

Kovalenko, K. E.; Thomaz, S. M.; Warfe, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, v. 685, p.1-17, 2012.

Krantz G.W.; Walter D.E. **A Manual of Acarology**. 3. ed. Texas: Texas Tech University Press, Lubbock. 2009. 807p.

Laurance, W. F.; Yensen, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological conservation**, v. 55, p. 77-92, 1991.

Lofego, A.C.; Feres, R. J. F. A new genus and species of tarsonemid mite (Acari: Tarsonemidae) from Brazil. **Zootaxa**, v. 1299, p. 45-55, 2006.

Magura, T.; Lövei, G. L.; Tóthmérész, B. Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. **Ecology and evolution**, v.7, p. 1009-101, 2017.

Marto, G. B. T. *Hevea brasiliensis* (seringueira). **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais**. Piracicaba, v.6, p. 12-34, 2015.

Mattos, V.M.; Feres, R. J. F. Padrão morfológico e ciclo de vida de *Eutetranychus banksi* (Acari: Tetranychidae) de diferentes locais e hospedeiros. **Zoologia**, v.26, p. 427- 442, 2009.

Mattos, K.M.C.; Mattos, A. **Valoração ambiental do meio ambiente**: uma abordagem teórica e prática, editora Rima, São Carlos. 2004.

Medeiros, H. R.; Martello, F.; Almeida, E. A.; Mengual, X.; Harper, K. A.; Grandinete, Y. C.; ... Ribeiro, M. C. Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. **Biological Conservation**, v. 238, p.108-193, 2019.

McGarigal, K.; Cushman, S. A.; Ene, E. **FRAGSTATS v4**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 10 jun. 2012.

McMurtry J.A.; Croft B.A. Life-styles of phytoseiidae mites and their roles in biological control. **Annual review of entomology**, v.42, p. 291-321, 1997.

McCoy, E. D.; S. S. Bell. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In Bell, S. S., E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (eds), **Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space**. Chapman and Hall, London, p.3–27, 1991.

Mitchell, M.G.E.; Bennett, E.M.; Gonzalez, A. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. **J. Appl. Ecol**, v.51, p.909–918, 2014.

Molina, G. A. R.; Poggio, S. L.; Claudio, M. G. Parasitoid diversity and parasitism rates in Pampean agricultural mosaics are enhanced by landscape heterogeneity. **Insect Conservation and Diversity**, v. 12, p. 309-320, 2019.

Monteiro, L. B. M.; Doll, A.; Boeing, L. F. Densidade de *Neoseiulus californicus* (McGregor, 1954) (Acari: Phytoseiidae) no controle do ácaro-vermelho da macieira, Fraiburgo-SC. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 30, p. 902-906, 2008.

Moraes, G. J.; Flechtmann, C. H. W. **Manual de Acarologia: Acarologia básica e ácaros de plantas cultivadas no Brasil**. 1.ed. Ribeirão Preto: Holos, 2008. 308p.

Nery, L.S; Takata, J.T.; Chaves, A.M., Ferreira, P.A., Boscolo, D. Bee diversity responses to forest and open areas in heterogeneous Atlantic Forest. **Sociobiology**, v. 65, p. 686-695, 2018.

Nuvoloni, F. M.; Lofego, A. C.; Castro, E.B.; Feres, R. J. F. Phytoseiidae (Acari: Mesostigmata) from rubber tree crops in the State of Bahia, Brazil, with description of two new species. **Zootaxa**, v.3964, p. 260-274, 2015.

Nuvoloni, F.M.; Castro, E.B.; Feres, R. J. F. The role of native vegetation on infection rates of *Calacarus heveae* (Acari: Eriophyidae) by *Hirsutella thompsonii* (Ascomycota: Ophiocordycipitaceae). **Experimental and Applied Acarology**, v.63, p.157-169, 2014.

Pfeifer, M.; Lefebvre, V.; Peres, C. A.; Banks-Leite, C.; Wearn, O. R.; Marsh, C. J.; Cisneros, L. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. **Nature**, v.551, p.187-191, 2017.

Pinheiro, J.; Bates, D.; DebRoy, S.; Sarkar, D.; Heisterkamp, S.; Van Willigen, B.; Maintainer, R. Package ‘nlme’. **Linear and Nonlinear Mixed Effects Models, version 3.1**. Disponível em: <<https://svn.r-project.org/R-packages/trunk/nlme>>. Acesso em: 24 Mai. 2017.

Porst, G.; Brauns, M.; Irvine, K.; Solimini, A.; Sandin, L.; Pusch, M.; Miler, O. Effects of shoreline alteration and habitat heterogeneity on macroinvertebrate community composition across European lakes. **Ecological indicators**, v. 98, p. 285-296, 2019.

Pontier K. J. B.; Moraes, G. J.; Kreiter, S. Biology of *Tenuipalpus heveae* (Acari, Tenuipalpidae) on rubber tree leaves. **Acarologia**, v. 41, p. 423-427, 2000.

Power, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: biological sciences**, v. 365, p. 2959-2971, 2010.

Rezende, J. M.; Pereira, J. M.; Araújo, W. S. D.; Daud, R. D.; Peres, A. J. A. Population Dynamics of Rubber Tree Mites. **Floresta e Ambiente**, v. 27, p. 1-6, 2020.

Rezende, J. M. E.; Lofego, A. C.; Nuvoloni, F. M.; Navia, D. Mites from Cerrado fragments and adjacent soybean crops: does the native vegetation help or harm the plantation? **Experimental and Applied Acarology**, v. 64, p. 501-518, 2014.

Rezende, J. M. E.; Lofego, A. C. Phytoseiidae (Acari: Mesostigmata) on plant of the central region of the Brazilian cerrado. **Acarologia**, v.51, p.449-463, 2011.

Rocha, L. F.; Toscano, L. C.; Martins, G. L. M.; Silva, E. M. Ocorrência de ácaros em seringueira irrigada em cultivo inicial. **Revista de Agricultura Neotropical, Cassilândia-MS**, v. 6, p. 72-78, 2019.

Rossetti, M. R.; Tschardtke, T.; Aguilar, R.; Batáry, P. Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 20, p. 264-272, 2017.

Rouse Jr, J.; Haas, R. H.; Schell, J. A.; Deering, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **NASA Special Publication, Washington**, v. 351, 1974, 309p.

Sanson, G. D.; Stolk, R.; Downes, B. J. A new method for characterizing surface roughness and available space in biological systems. **Functional Ecology**, v. 9, p. 127-135, 1995.

Santos, L. A.; Bischoff, A.; Fernandes, O. A. The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. **Basic and applied ecology**, v.33, p.58-65, 2018.

Silva, M. Z.; Sato, M. E.; Oliveira, C.A. L.; Diversidade e dinâmica populacional de ácaros em pomar cítrico. **Bragantia**, v. 71, p. 210-218, 2012.

Silva, H. A. D. S. D.; Vieira, M. R.; Valério Filho, W. V.; Cardoso, M. D. S. M.; Figueira, J. C. Clones de seringueira com resistência a ácaros. **Bragantia**, v. 70, p. 383-388, 2011.

- Silva, E. A.; Reis, P. R.; Zacarias, M. S.; Marafeli, P. P. Fitoseídeos (Acari: Phytoseiidae) associados a cafés e fragmentos florestais vizinhos. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, p. 1146-1153, 2010.
- Simpson, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v.163, p. 688-688, 1949.
- Stamps, W. T.; Linit, M. J. Plant diversity and arthropod communities: Implications for temperate agroforestry. **Agroforestry systems**, v.39, p.73–89, 1998.
- Teixeira, J. V.; Ribeiro, R. N.; Daud, R. D. Mites on *Curatella americana* L. (Dilleniaceae) from Cerrado vegetation remnants in mining site vicinities. **International Journal of Acarology**, v.43, p.302-307, 2017.
- Tscharntke, T.; Klein, A. M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.
- Tucker, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote sensing of Environment**, v.8, p.127-150, 1979.
- Vanderwal, J.; Falconi, L.; Januchowski, S.; Shoo, L.; Storlie, C.; VanDerWal, M. J. Package ‘SDMTools’. **R package**. Disponível em: <<http://www.rforge.net/SDMTools/index.html>>. Acesso em: 05 Ago. 2014.
- Vieira, M. R.; Celoto, F. J.; Scaloppi Junior, E. J.; & Agustini, J. A. Resistência a ácaros de clones de seringueira nas condições do noroeste paulista. **Bragantia**, v.76, p.102-107, 2017.
- Vieira, M. R.; Gomes, E. C.; Silva, H. A. S. Redução na produção de látex da seringueira provocada pela infestação de ácaros. **Revista Ceres**, v. 57, p. 608- 613, 2010.
- Vieira, M. R.; Silva, H. A. D. S. D.; Cardoso, M. M.; & Figueira, J. C. Progenies de seringueira com potencial para conferir resistência a ácaros (*Calacarus heveae* Feres e *Tenuipalpus heveae* Baker). **Ciência Rural**, v.39, p.1953-1959, 2009.
- Vieira, M. R.; Gomes, E. C.; Figueira, J. C. Controle químico de *Calacarus heveae* Feres (Acari: Eriophyidae) em seringueira. **BioAssay**, v. 1, p.1-9, 2006.
- Vieira, M. R.; Gomes, E. C. Avaliação de acaricidas no controle de *Calacarus heveae* Feres, 1992 (Acari: Eriophyidae) em seringueira através de contagem em campo. **Cultura Agrônômica**, v.10, p.145-158, 2001.
- Vis, M. J.; Moraes, G. J.; Bellini, M. R. Mites (Acari) of rubber trees (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg., Euphorbiaceae) in Piracicaba, State of São Paulo, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 35, p. 112-120, 2006.

Wang, B.; Tian, C.; Sun. Effects of landscape complexity and stand factors on arthropod communities in poplar forests. **Ecology and Evolution**, v. 9, 7143–7156, 2019.

Watanabe, M. A.; Moraes, G. J.; Gastaldo, I. Jr.; Nicolella, G. Controle biológico do ácaro rajado com ácaros predadores fitoseídeos (Acari: Tetranychidae, Phytoseiidae) em culturas de pepino e morango. **Scientia Agricola**, v.5, p.75-81, 1994.

Zuur, A.; Ieno, E. N.; Walker, N.; Saveliev, A. A.; Smith, G. M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. 1. ed. New York: Springer Science & Business Media, 2009. 75p.

MATERIAL SUPLEMENTAR

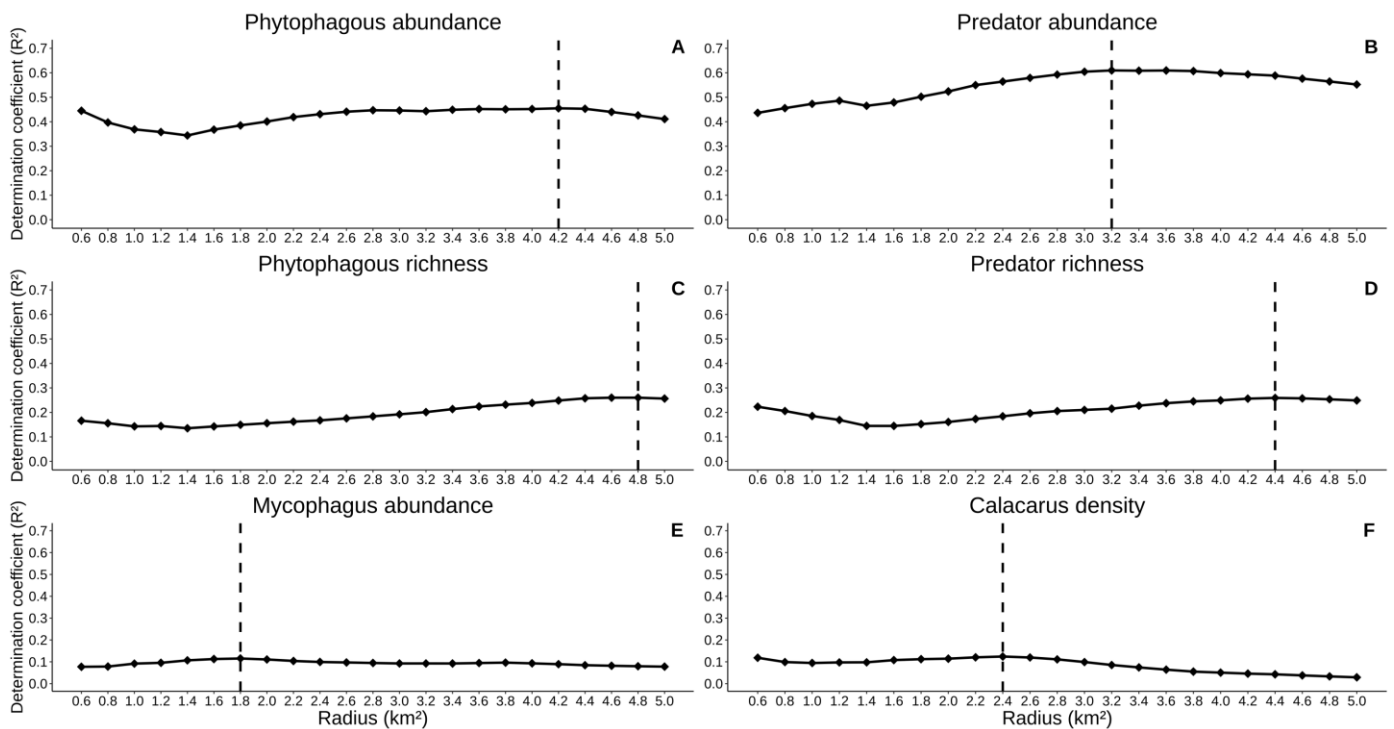


Figura 1. A) Abundância de fitófagos. B) Abundância de predadores. C) Riqueza de fitófagos. D) Riqueza de predadores. E) Abundância de micofagos. F) Densidade de *Calacarus heveae* em áreas de seringueira. 2018.

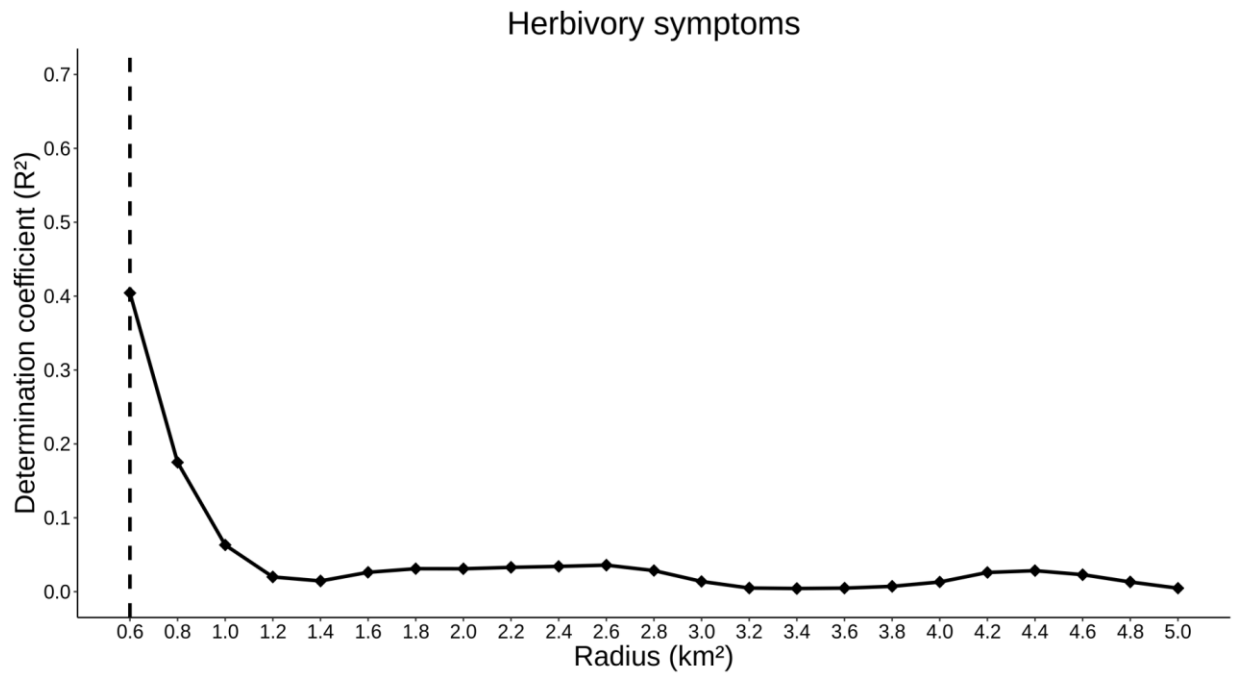


Figura 2. Sintomas foliares.