

ALAN VALDIR SALDANHA

**BORDAS DE CAMPOS AGRÍCOLAS INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA
TEMPORAL DE HERBÍVOROS E PREDADORES ALADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Lessando Moreira Gontijo

Coorientador: João Paulo de Souza

FLORESTAL - MINAS GERAIS

2020

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca da Universidade Federal de Viçosa -
Campus Florestal

T

S162b Bordas de campos agrícolas influenciam a abundância
2020 temporal de herbívoros e predadores alados / Alan Valdir
Saldanha. – Florestal, MG, 2020.
39f. : il. ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Lessando Moreira Gontijo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
ref. 28-34.

2. Cultivo agrícola. 2. Pragas agrícolas. 3. Ecologia.
5. Ecologia agrícola. I. Universidade Federal de Viçosa.
Instituto de Ciências Agrárias. Mestrado em Manejo e
Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários. II. Título.

CDD 23. 632

ALAN VALDIR SALDANHA

**BORDAS DE CAMPOS AGRÍCOLAS INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA
TEMPORAL DE HERBÍVOROS E PREDADORES ALADOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 14 de fevereiro de 2020.

Assentimento:

Alan Valdir Saldanha
Autor

Lessando Moreira Gontijo
Orientador

Dedico em memória de meu pai João Valdir Gonçalves.

E a chegada de meu sobrinho Murilo.

AGRADEIMENTOS

A Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários da UFV-CAF por possibilitar meu aperfeiçoamento profissional e desenvolvimento pessoal.

Ao Professor Lessando Moreira Gontijo, pelas orientações, paciência e dedicação, durante a concepção deste e de outros estudos, que realizei sob sua orientação. Também sou grato por sua amizade e conduta sempre muito atenciosa.

Ao Professor João Paulo de Souza, que prontamente aceitou fazer parte deste estudo, contribuindo como co-orientador. Agradeço pela atenção e carinho dedicado nesta tarefa.

Aos Professores Adilson Castro Antônio e Helder Canto Resende, pelas relevantes contribuições para confecção final desta dissertação.

Aos colaboradores José Hiago, Rayana, Carolina e Jakeline pela inestimável ajuda na execução deste trabalho.

Aos meus amigos do BiControl Lab por todos os momentos que compartilhados durante a graduação e a Pós-graduação.

Em memória do meu saudoso pai, João Valdir Gonçalves, que me ensinou muito com palavras e ainda mais com exemplos derivados de suas atitudes. Como diria meu pai ‘os anos ensinam muito daquilo que os dias nada sabem’.

À minha mãe, Valdina Gomes Saldanha, por sempre ter feito e ainda fazer tudo que é possível para ver a mim e meus irmãos felizes. Agradeço a ela também por ter me incentivado a ser uma pessoa abnegada, religiosa e responsável.

Aos meus irmãos Tarcisio Saldanha e Doir Gentil Saldanha pelos momentos de grande felicidade que vocês me proporcionaram em minha infância, pelo apoio em minha vida adulta e pelos exemplos que vocês me deram, sem nem mesmo saber disso.

As minhas cunhadas Cássia e Flávia por todo carinho, atenção e amizade nos dias bons e nos dias ruins.

A minha futura esposa Rayana Mayara Rocha Carvalho por ser meu luar nas noites escuras, pelo amor, amizade e parceria na vida e em nossa profissão.

As minhas tias Aparecida, Dulce, Nice e Neide serei grato a vocês enquanto eu viver.

E a todos os familiares, amigos e amigas que com atitudes e palavras me apoiaram.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

RESUMO

SALDANHA, Alan Valdir, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2020. **Bordas de campos agrícolas influenciam a abundância temporal de herbívoros e predadores alados.** Orientador: Lessando Moreira Gontijo. Coorientador: João Paulo de Souza.

Áreas cultivadas reduzem a quantidade e a diversidade de habitats naturais, que são fundamentais para a manutenção dos inimigos naturais de pragas agrícolas. Habitats naturais são relativamente estáveis e fornecem abrigo e recursos indispensáveis para a preservação de inimigos naturais (predadores e parasitoides). A maioria das espécies depende de habitats não cultivados para fornecimento de alimento alternativo e abrigo, com as áreas não cultivadas adjacentes ao cultivo sendo possíveis 'oásis' destes recursos. O entendimento do papel das áreas de borda dos cultivos contendo plantas espontâneas, como fornecedoras de recursos às comunidades de insetos benéficos à agricultura, é ainda limitado. Esta pesquisa teve como objetivo investigar como bordas próximas de mata, campos cultivados com cultura anual ou perene, afetam a abundância e riqueza de artrópodes (inimigos naturais e herbívoros) ápteros e alados em diferentes épocas do ano. Para tanto, o presente trabalho testou a hipótese de que as bordas presentes em ambientes próximos das matas apresentariam maior abundância e riqueza de inimigos naturais, independente da sazonalidade, sendo o controle biológico consequentemente mais eficiente nestas áreas. Foram avaliadas três bordas para cada tipo de local (próximo de floresta, cultivo anual ou perene) em três épocas do ano de 2019 (março, agosto, novembro). Em geral, os resultados indicam que as plantas espontâneas mediaram uma maior abundância de herbívoros e predadores alados nas bordas próximas de campos frequentemente cultivados com culturas anuais. O principal fator das bordas que afetou a abundância de herbívoros alados foi a quantidade flores, que por sua vez influenciou a abundância de predadores alados. Observamos variações na abundância de herbívoros e inimigos naturais ao longo do tempo, indicando que efeitos climáticos afetam a ecologia dos insetos. O índice de similaridade ecológica para as formigas predadoras foi maior nas bordas próximas de floresta ou campos perenes (agosto e novembro), possivelmente devido a maior estabilidade desses ambientes. Por fim, o presente estudo sugere que a manutenção de plantas espontâneas em bordas de campos agrícolas poderia indiretamente promover a conservação de inimigos naturais em algumas épocas.

Palavras-chave: Paisagem Agrícola. Inimigos Naturais. Bordaduras. Controle Biológico.

ABSTRACT

SALDANHA, Alan Valdir, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2020. **Agricultural field borders influence the temporal abundance of alate herbivores and predators.** Adviser: Lessando Moreira Gontijo. Co-adviser: João Paulo de Souza.

Agricultural intensification can often translate into reducing stable habitats, which are essential for conserving natural enemies of pests. Natural habitats are relatively stable and provide essential food resources for the conservation of natural enemies (predators and parasitoids). Most beneficial species depend on uncultivated habitats for the provision of food resources and shelter, thereby highlighting the potential of field hedgerows to promote natural enemy conservation. However, little is known about how field hedgerows can influence different groups of natural enemies and herbivores over time. This dissertation aimed to investigate how the hedgerows near either forest, annual or perennial crop fields could influence the abundance and richness of alate and apterous arthropods (natural enemies and herbivorous pests) at three different seasons. The hypothesis was that field hedgerows close to forest environments would allow for a greater abundance and richness of natural enemies, and hence promote the natural biological control of pests. Three hedgerows were evaluated for each location type (near forest, annual or perennial crop field) at three different seasons in 2019 (March, August, November). In general, the results indicate that non-crop plants mediated an increased abundance of alate herbivores and predators in the hedgerows close to annual crop fields. The main hedgerow-inherent factor that affected the abundance of alate herbivores was the number of flowers, which in turn subsequently influenced the number of alate predators. The population dynamics of herbivores and predators also varied with time, suggesting an effect of climatic conditions upon the ecology of those arthropods. The evenness parameter was greater for predatory ants in hedgerows near forest or perennial crop fields, suggesting a lower disruption taking places in these areas. Taken together, the current study suggests that managing some of these non-crop plants in field hedgerows could indirectly promote the conservation of natural enemies during some time periods.

Keywords: Agricultural Landscape. Natural Enemies. Hedgerows. Biological Control.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	08
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	10
2.1	Descrição da região onde o estudo foi conduzido.....	10
2.2	Caracterização das bordas.....	10
2.3	Determinação da riqueza de plantas.....	10
2.4	Determinação do número de flores.....	11
2.5	Determinação do volume vegetal.....	11
2.6	Amostragem dos artrópodes.....	11
2.7	Triagem dos artrópodes coletados.....	11
2.8	Índices ecológicos.....	12
2.9	Taxa de crescimento populacional.....	12
2.10	Análises estatísticas.....	13
3	RESULTADOS.....	14
4	DISCUSSÃO.....	23
5	CONCLUSÃO.....	27
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
7	APÊNDICE.....	35

1. INTRODUÇÃO

A intensificação agrícola através do sistema de monocultivo não é uma estratégia eficiente, principalmente devido a efeitos ambientais adversos (Jonsson et al., 2012; Robinson & Sutherland, 2002) que incluem mudanças climáticas, alteração das paisagens terrestres, degradação da terra e da água (Foley et al., 2005; Power, A. G., 2010). Tanto a expansão como a intensificação da agricultura resultam em perdas de habitat natural e biodiversidade (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Geiger et al., 2010; Sands, 2018). A redução de habitats naturais tem impacto sobre os inimigos naturais que estão sujeitos a um declínio contínuo de suas populações, especialmente em sistemas agrícolas modernos caracterizados pela remoção total das plantas após a safra (Altieri et al., 2003). Habitats naturais como florestas e ambientes não cultivados são relativamente estáveis e fornecem abrigo para a biodiversidade, principalmente durante períodos de perturbação nos ambientes cultivados tais como operações de colheita e aplicações de pesticidas (Altieri, 1999; Fahrig et al., 2011; Tschardtke et al., 2012). A biodiversidade, no interior e no entorno dos agroecossistemas, é de grande importância na manutenção das dinâmicas populacionais de inimigos naturais de pragas (Altieri, 1999).

Plantas espontâneas encontradas em habitats seminaturais (que foram modificados pelo ser humano, mas que ainda mantêm muitas características de ambientes naturais) presentes na paisagem agrícola podem afetar positivamente artrópodes benéficos (Altieri et al., 2003). Por exemplo, a heterogeneidade estrutural das paisagens agrícolas assume importante papel ao influenciar a diversidade de muitos artrópodes que prestam serviços à produção agrícola, como o controle de pragas e polinização (Burel et al., 1998; Weibull et al., 2003; Schmidt et al., 2004; Tschardtke et al., 2005a). A heterogeneidade da paisagem afeta o ciclo de vida de muitos artrópodes benéficos, uma vez que muitos inimigos naturais das pragas agrícolas não completam seu ciclo de vida em campos cultivados (Hani & Boller, 1998), necessitando de habitats naturais (como sebes, margens de campo, bancos de besouros, prados e pousios) para completarem seus ciclos de vida e se manterem na paisagem agrícola (Landis et al., 2000; Gurr et al., 2004). Habitats naturais podem favorecer as populações de inimigos naturais, melhorando sua eficiência como agentes de controle biológico, pois fornecem presas, hospedeiros alternativos, pólen, néctar (Marino & Landis, 1996; Thies & Tschardtke, 1999; Gontijo, 2018), refúgios contra condições climáticas desfavoráveis (Corbett & Rosenheim, 1996; Sarthou et al., 2005) e aumento da longevidade e fecundidade desses inimigos naturais (Begum et al., 2006).

Portanto, a manutenção de habitats seminaturais pode representar uma importante fonte de recursos para inimigos naturais, que por sua vez podem atuar no controle de pragas agrícolas (Rand et al., 2006). Estudos realizados por (Purtauf et al., 2004; Schmidt et al., 2008) revelaram que a heterogeneidade da paisagem afeta de diferentes maneiras espécies ou grupos conforme a escala espacial avaliada. Portanto, para compreender os efeitos da complexidade da paisagem sobre pragas agrícolas e seus inimigos naturais é necessário identificar os elementos apropriados da paisagem (Kremen et al., 2007; Chaplin-Kramer et al., 2013). Além das escalas espaciais, é relevante considerar a escala temporal, a fim de identificar as relações entre densidades de pragas, dinâmica de inimigos naturais e controle de pragas (Chaplin-Kramer et al., 2013). Outro aspecto importante a ser considerado é que organismos móveis têm sua presença influenciada pela disponibilidade de recursos (Kremen et al., 2007). Na ausência destes recursos, as populações demandantes tendem a migrar para outros ambientes, mas ainda não se sabe se insetos alados e ápteros são influenciados de maneiras semelhantes quando existem recursos disponíveis.

A manutenção de ambientes não cultivados vegetados por plantas espontâneas ao entorno dos cultivos agrícolas (aqui chamados simplesmente de ‘bordas’) pode ser uma estratégia promissora para maximizar o controle biológico de pragas. Esta pesquisa teve como objetivo investigar como bordas de ambientes naturais (mata) e cultivos (anual e perene) afetam a abundância e riqueza de artrópodes (inimigos naturais e herbívoros) ápteros e alados, além de investigar aspectos da paisagem e as sazonalidades que afetam a entomofauna. Para tanto, o presente trabalho testou a hipótese de que as bordas presentes em ambientes mais próximos a matas apresentariam maior abundância e riqueza de inimigos naturais, independente da sazonalidade, sendo o controle biológico mais eficiente nestas áreas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da região onde o estudo foi conduzido

O experimento foi conduzido em campo na Universidade Federal de Viçosa Campus Florestal (Florestal, MG) em três estações do ano 2019, verão (14 a 16 de março), inverno (6 a 8 de agosto) e primavera (20 a 22 de novembro). O município de Florestal está localizado na macrorregião central do estado de Minas Gerais e o clima do município é do tipo Cwa (Cw: Clima temperado úmido com chuvas de verão e inverno seco, Köppen & Geiger, 1928). Durante o período de avaliação no verão foram registradas altas temperaturas (mínima 24° C e máxima 36 ° C), já no inverno foram registradas temperaturas amenas (mínima 20° C e máxima 30 ° C), e na primavera foram registradas temperaturas intermediárias (mínima 22° C e máxima 35° C). A vegetação nativa é de transição entre os domínios Mata Atlântica e Cerrado (Scolforo & Carvalho, 2006).

2.2 Caracterização das bordas

Aqui consideramos como borda os maciços de vegetação espontânea que margeavam os diferentes locais em estudo (mata, cultivo anual e cultivo perene). As bordas foram escolhidas de acordo com os seguintes requisitos: apresentarem forma física próxima a um retângulo, e descontinuidade da vegetação tanto na margem externa da borda como em sua extremidade inicial e final (evidenciando onde a borda iniciava e terminava). Em cada data foram escolhidas três bordas distintas, sendo elas: uma natural (próximo a mata) e duas agrícolas (próxima de sistemas de cultivos anual ou perene). A cada data de avaliação foram escolhidas 3 bordas de cultivos perenes (cana-de-açúcar, café, goiaba, laranja, limão, mandioca, ou pêra), 3 bordas de cultivos anuais (milho, soja ou trigo) e 3 bordas próximas a floresta estacional semidecidual. Cada borda foi utilizada uma única vez, totalizando 27 bordas avaliadas durante todo o estudo.

2.3 Determinação da riqueza de plantas

Toda a extensão da borda foi percorrida e todas as espécies vegetais encontradas dentro das áreas correspondentes as bordas em estudo foram levantadas. A identificação das espécies e morfoespécies foram realizadas em campo ou através de coleta botânica para a comparação com exsicatas de herbários e/ou consulta a bibliográfica.

2.4 Determinação do número de flores

A disponibilidade de recursos florais (pólen e néctar) foi avaliada através de três amostragens aleatórias distribuídas ao longo de cada borda. Cada amostragem consistia na contagem do número de flores e inflorescências abertas existentes em uma área quadrada de 0,09 m².

2.5 Determinação do volume vegetal

A disponibilidade de abrigo foi considerada como volume vegetal ocupado pelas plantas espontâneas dentro de cada borda. A determinação do volume de cada borda foi realizada a partir da multiplicação do comprimento x largura média x altura média da vegetação existente na borda. A largura média foi estimada a partir de três diferentes pontos, estando estes pontos localizados a um metro da extremidade inicial, no centro e a um metro da extremidade final da borda. A altura média da borda foi calculada a partir da altura da vegetação em nove diferentes pontos posicionados nos mesmos locais onde foram tomadas as medições de largura. As bordas foram selecionadas de modo a apresentar naturalmente o formato mais próximo a uma estrutura retangular.

2.6 Amostragem dos artrópodes

Em cada borda foi avaliada a abundância e riqueza de artrópodes de interesse (inimigos naturais e herbívoros). Para a amostragem, foram utilizadas em cada borda três armadilhas do tipo pitfall e três armadilhas adesivas. Cada armadilha pitfall consistia em um copo de plástico de 9 cm de diâmetro e 6 cm de altura, preenchido com 150–200 ml de álcool etílico hidratado 70° INPM, enterrada a nível do solo. Cada armadilha adesiva consistia em uma cartela amarela, revestida com cola entomológica nas dimensões 10 cm × 30 cm, posicionada a 80 cm de altura do solo. As armadilhas foram dispostas em cada borda em três diferentes pontos, recuadas a um metro para interior da extremidade inicial, no centro e recuadas a um metro para o interior da extremidade final da borda. Ambos os tipos de armadilhas foram mantidos por 48 horas nas bordas em estudo.

2.7 Triagem dos artrópodes coletados

Posteriormente todos os insetos coletados nas armadilhas adesivas e pitfall foram triados em laboratório com microscópio estereoscópico Olympus. As formigas predadoras e

parasitoides foram diferenciadas em morfoespécies a partir de suas características morfológicas. Para a diferenciação dos parasitoides em morfoespécies foi selecionada aleatoriamente uma sub-amostra que consistia em uma armadilha do tipo adesiva por borda e por época. Já para diferenciação em morfoespécies das formigas foram utilizadas todas as armadilhas do tipo pitfall. Os demais artrópodes coletados foram diferenciados em grupos de herbívoros e inimigos naturais (níveis de Família e Gênero).

2.8 Índices ecológicos

Calculamos dois índices ecológicos: o índice de diversidade de espécies (índice de Shannon-Wiener, H') e o índice de uniformidade de espécies (índice de Pielou, J). Esses índices são comumente usados para definir a estrutura da comunidade de artrópodes nos ecossistemas.

Foi utilizada a equação de Shannon-Wiener (Shannon et al., 1949) para calcular o índice de diversidade de espécies (H').

$$H' = -\sum Pi \times (\ln Pi)$$

Foi utilizada a equação de Pielou (Pielou, 1966) para calcular o índice de uniformidade/ similaridade de espécies (J).

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

P_i é a proporção da i -ésima espécie em toda a população de predadores/ parasitoides, ($P_i = N_i / N$). N_i é o número de indivíduos de uma espécie de predadora/ parasitoide, N é o número de indivíduos para todas as espécies predadoras/ parasitoides, \ln é o logaritmo natural e S é a riqueza de todas as espécies predadoras/ parasitoides.

2.9 Taxa de crescimento populacional

O efeito do controle biológico foi estimado através de 2 plantas sentinelas de couve (*Brassica oleracea* var. *Acephala*) infestadas com pulgões (*Myzus persicae* Sulzer). As plantas utilizadas foram padronizadas para possuírem número de folhas, número inicial de pulgões, distribuição dos pulgões nas folhas e altura semelhantes. Cada planta foi posicionada a 1 m de distância de cada lado da borda, alinhadas com o centro da borda. Estas plantas sentinelas foram

enterradas até que seu caule estivesse ao nível do solo onde permaneceram por 48 horas. Após este período foi realizada a contagem final do número de pulgões presentes nas plantas e estimada a taxa de crescimento populacional segundo Chau et al., 2005.

A taxa de crescimento (r) foi calculada utilizando a equação:

$$r = \frac{\ln(Nx + 1/Nx)}{t}$$

Nx é o tamanho da população no tempo inicial, $Nx+1$ é tamanho da população no tempo final, t representa a diferença de dias entre o tempo inicial e final e \ln é o logaritmo natural.

A taxa de crescimento populacional foi utilizada para inferir a predação realizada por inimigos naturais sobre a população de pulgões presentes nas plantas sentinelas.

2.10 Análises estatísticas

A partir de análises do tipo GLM (Generalized Linear Model), foram avaliados os efeitos das variáveis inerentes da vegetação espontânea das bordas de campos agrícolas (i) local (próximo de mata, cultivo perene ou cultivo anual), (ii) data (março, agosto, novembro), (iii) volume de plantas espontâneas nas bordas, (iv) quantidade de flores nas bordas, (v) riqueza de plantas nas bordas, e interações pareadas do local com as demais variáveis ($i \times ii$; $i \times iii$; $i \times iv$; $i \times v$). Especificamente, em análises distintas foram avaliados os efeitos das variáveis independentes supracitadas e suas interações sobre a resposta das seguintes variáveis dependentes: abundância de predadores alados (armadilhas adesivas) ou ápteros (armadilhas pitfall), abundância de parasitoides (armadilhas adesivas), abundância de formigas predadoras (armadilhas pitfall), abundância de herbívoros alados (armadilhas adesivas) ou ápteros (armadilhas pitfall), diversidade de parasitoides ou formigas predadoras, índice de similaridade das morfoespécies de parasitoides ou formigas predadoras, e taxa de crescimento populacional de pragas (pulgões). As análises eram conduzidas primeiramente com o modelo contendo todas as variáveis independentes e suas interações, e subsequentemente, uma segunda análise era conduzida após a remoção das variáveis independentes e interações que apresentavam valor de $P > 0.15$ (Milosavljević et al. 2018) durante a primeira análise. Foi avaliado também a partir de análise de covariância (ANCOVA) se a covariável ‘abundância de herbívoros’ alados poderia interagir com a variável ‘local da borda’ e assim influenciar a abundância de predadores alados.

Além disso, a partir da análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis) também foi avaliado separadamente por data o efeito do local das bordas (próximo de mata, cultivo perene

ou cultivo anual) sobre as seguintes variáveis resposta: abundância de predadores alados (armadilhas adesivas) ou ápteros (armadilhas pitfall), abundância de parasitoides (armadilhas adesivas), abundância de formigas predadoras (armadilhas pitfall), abundância de herbívoros alados (armadilhas adesivas) ou ápteros (armadilhas pitfall), diversidade de parasitoides ou formigas predadoras, e índice de similaridade das morfoespécies de parasitoides ou formigas predadoras. Quando era encontrado um efeito significativo do local em cada análise, um teste de média do tipo *dunnTest* (valor de P ajustado pelo método de Bonferroni) era conduzido. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no programa R (Development Core Team 2018).

3. RESULTADOS

A estrutura de cada borda era variável em volume de vegetação, número de flores e riqueza de espécies de plantas (Fig.1). Foi observado maior volume de vegetação nas bordas de mata e cultivo anual (Fig.1-i). Maiores médias de flores foram amostradas nas bordas de cultivo perene e cultivo anual (Fig.1-ii). A riqueza média de espécies de plantas era de aproximadamente 23, 16 e 19 respectivamente para bordas de mata, cultivo perene e cultivo anual (Fig.1-iii). Do total de 186 espécies vegetais, 38 espécies foram compartilhadas entre as bordas de ambientes agrícolas e 20 espécies ocorreram de modo compartilhado entre os três ambientes em estudo (Apêndice 1). Diversas espécies vegetais (plantas espontâneas) eram comuns entre as bordas estudadas, entre elas: *Acanthospermum australe* (loefl.) kuntze, *Bidens pilosa* Linn, *Eleusine indica* (L.) Gaertn (Elein), *Emilia fosbergii* Nicolson, *Euphorbia heterophylla* L. e *Glycine wightii* (Graham ex Wight & Arn.) Verdc. (Apêndice 1).

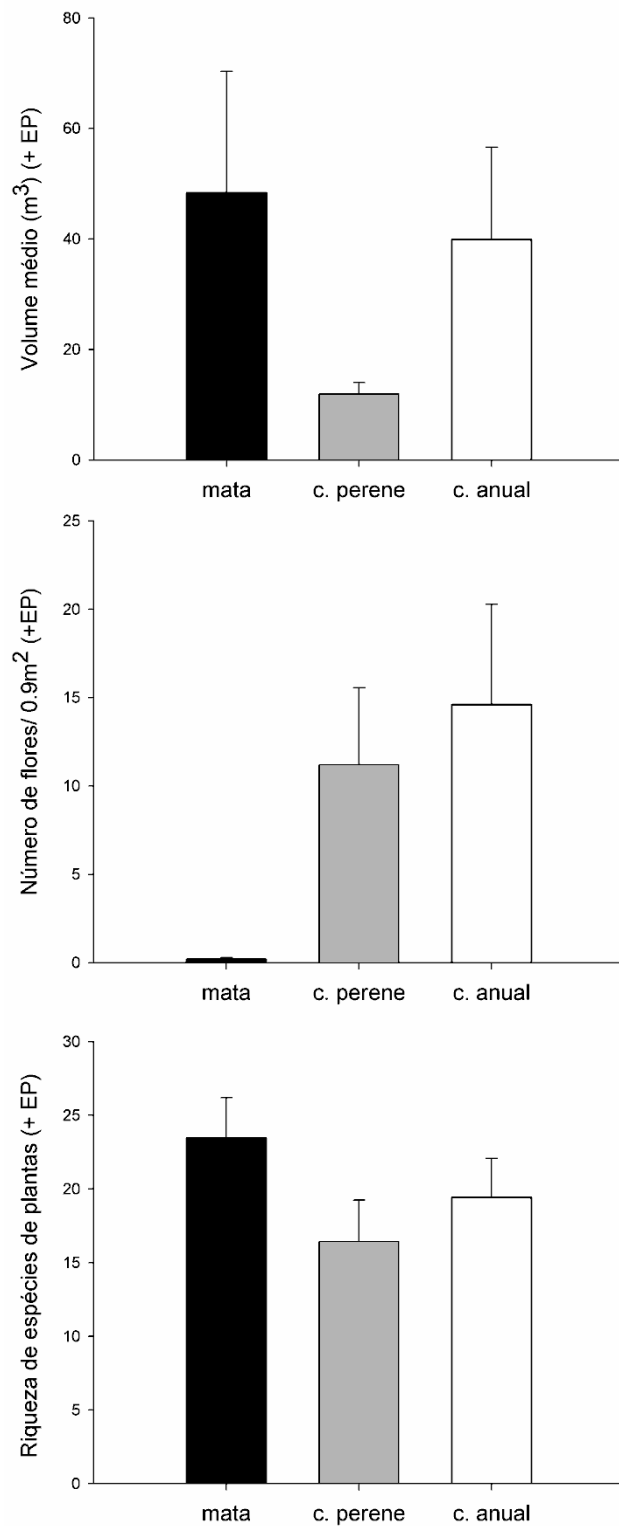


Figura 1. Volume médio da vegetação (m³) mais erro padrão da média (EP) (i). Número médio de flores mais erro padrão da média (EP) (ii). Riqueza de média de espécies de plantas mais erro padrão da média (EP) (iii).

No total 20.270 artrópodes foram capturados, sendo 6.950 inimigos naturais (predadores e herbívoros) e 13.320 herbívoros. Os inimigos naturais coletados foram: aranhas, Carabidae, Dolichopodidae, formigas predadoras, joaninhas, percevejos, Staphylinidae, Syrphidae, tesourinha, vespas e parasitoides (Tab.1). Entre os herbívoros foram coletadas baratas, cigarrinhas, coleópteros, cupins, dípteros, lepidópteros, mosca branca, ortópteros, percevejos, pulgões e tripes (Tab.2). Entre os inimigos naturais mais comuns estavam as formigas predadoras e parasitoides, que reunidos corresponderam a 83,6% dos inimigos naturais coletados. Foram identificados 199 morfoespécies de parasitoides a partir da sub-amostra das armadilhas adesivas, sendo a maioria da superfamília Chalcidoidea. E foram identificadas 100 morfoespécies de formigas predadoras considerando-se todas as armadilhas do tipo pitfall. Entre os gêneros de formiga mais comuns estavam *Acanthoponera*, *Camponotus*, *Cephalotes*, *Megalomyrmex* e *Pheidole*.

Tabela 1. Abundância dos diferentes grupos de inimigos naturais (predadores e parasitoides) alados e ápteros, coletados em todas as armadilhas adesivas e pitfalls agrupados por data (Março, Agosto e Novembro) para os diferentes locais (mata, cultivo perene e cultivo anual).

Inim. naturais	Março			Agosto			Novembro		
	mata	c.perene	c.anual	mata	c.perene	c. anual	mata	c. perene	c.anual
Aranhas	16	192	8	11	6	11	22	12	20
Carabidae	1	6	4	0	0	1	9	3	21
Dolichopodidae	14	51	58	3	4	47	82	24	32
Formigas	364	657	279	176	349	519	320	413	363
Joaninhas	0	3	3	0	1	121	3	11	4
Percevejos	4	0	1	0	0	18	0	0	1
Staphylinidae	26	40	24	31	28	21	11	2	10
Syrphidae	2	0	7	0	0	4	0	1	1
Tesourinha	2	2	1	0	0	0	0	0	0
Vespas	2	4	3	2	4	2	26	29	23
Parasitoides	199	95	249	460	208	357	369	158	279
Total	630	1050	637	683	600	1101	842	653	754

Tabela 2. Abundância dos diferentes grupos de herbívoros alados e ápteros, coletados em todas as armadilhas adesivas e pitfalls agrupados por data (Março, Agosto e Novembro) para os diferentes locais (mata, cultivo perene e cultivo anual).

Herbívoros	Março			Agosto			Novembro		
	mata	c.perene	c.anual	mata	c.perene	c. anual	mata	c. perene	c.anual
Baratas	4	0	0	2	1	4	4	1	0
Cigarrinhas	115	137	67	92	79	200	82	77	137
Coleópteros	48	126	123	46	50	41	219	116	150
Cupins	0	1	0	1	1	0	18	23	540
Dípteros	347	571	1497	231	226	839	845	769	1230
Lepidópteros	1	2	7	4	16	18	30	4	5
Mosca branca	0	173	480	70	35	27	24	60	51
Ortópteros	48	52	22	11	1	0	17	1	3
Percevejos	5	22	20	3	14	45	11	12	22
Pulgões	48	113	176	56	113	187	29	59	119
Tripes	34	141	194	87	137	692	204	306	249
Total	650	1338	2586	603	673	2053	1483	1428	2506

Foi observado maior abundância de predadores alados nas bordas próximas de cultivos anuais na avaliação de agosto e uma tendência para maior abundância de predadores alados se repete para o mesmo local em março (Fig. 2i). Já para os predadores ápteros não foi observado diferenças na sua abundância independentemente do local da borda ou do tempo (Fig.2ii). Segundo os resultados da análise de GLM (Tab. 3) os fatores que influenciaram significativamente a abundância de predadores alados foram data ($F=2,926$; $P=0,008$), local ($F=3,009$; $P=0,006$) e sua interação ($F=2,583$; $P=0,017$).

Não houveram diferenças significativas para as abundâncias de parasitoides (Fig. 2iii) e (Tab. 3) ou de formigas predadoras (Fig.2iv) e (Tab. 3) independentemente do local da borda ou do tempo. Foi observada uma maior abundância de herbívoros alados (insetos coletados nas armadilhas adesivas) nas bordas próximas de cultivo (anual e perene), e uma tendência para maior número de herbívoros nas bordas de cultivo anual e observada para a avaliação de novembro (Fig.2v). De acordo com a análise de GLM (Tab. 3), a variável independente que influenciou significativamente a abundância de herbívoros alados foi o número de flores ($F= 3,109$; $P= 0,005$). Não foram identificadas diferenças significativas para as abundâncias de herbívoros ápteros (Fig. 2vi) independentemente do local da borda ou do tempo. Através da análise de covariância foi constatada uma influência significativa do número de herbívoros alados (covariável) sobre a abundância de predadores alados sugerindo um recrutamento de predadores por parte dos herbívoros, efeitos do local ($F= 4,334$; $P= 0,003$), herbívoros ($F= 7,55$; $P= 0,012$) e sua interação ($F= 10,052$; $P< 0,001$).

Tabela 3. Resultados das análises de GLM (Generalized Linear Model) após a remoção das variáveis independentes e interações que apresentavam valor de $P > 0,15$. Variáveis inerentes da vegetação espontânea das bordas que apresentaram valor de $P > 0,15$ foram: local (próximo de mata, cultivo perene ou cultivo anual), data (março, agosto, novembro), número de flores e riqueza de plantas nas bordas, e interações pareadas do ‘local’ com a data. Variáveis que apresentaram diferença estatística a 5% de significância são indicadas com (*).

	Local	Data	Número de Flores	Riqueza de plantas	Local e Data
Abundância de predador nas armadilha adesiva	0,006*	0,008*	-	-	0,017*
Abundância de predador nos pitfalls	0,543	0,064	-	-	-
Abundância de parasitoide nas armadilha adesiva	0,361	-	-	-	-
Abundância de herbívoros na adesiva	-	-	0,005*	-	-
Abundância de herbívoros no pitfall	-	0,001*	-	0,339	-

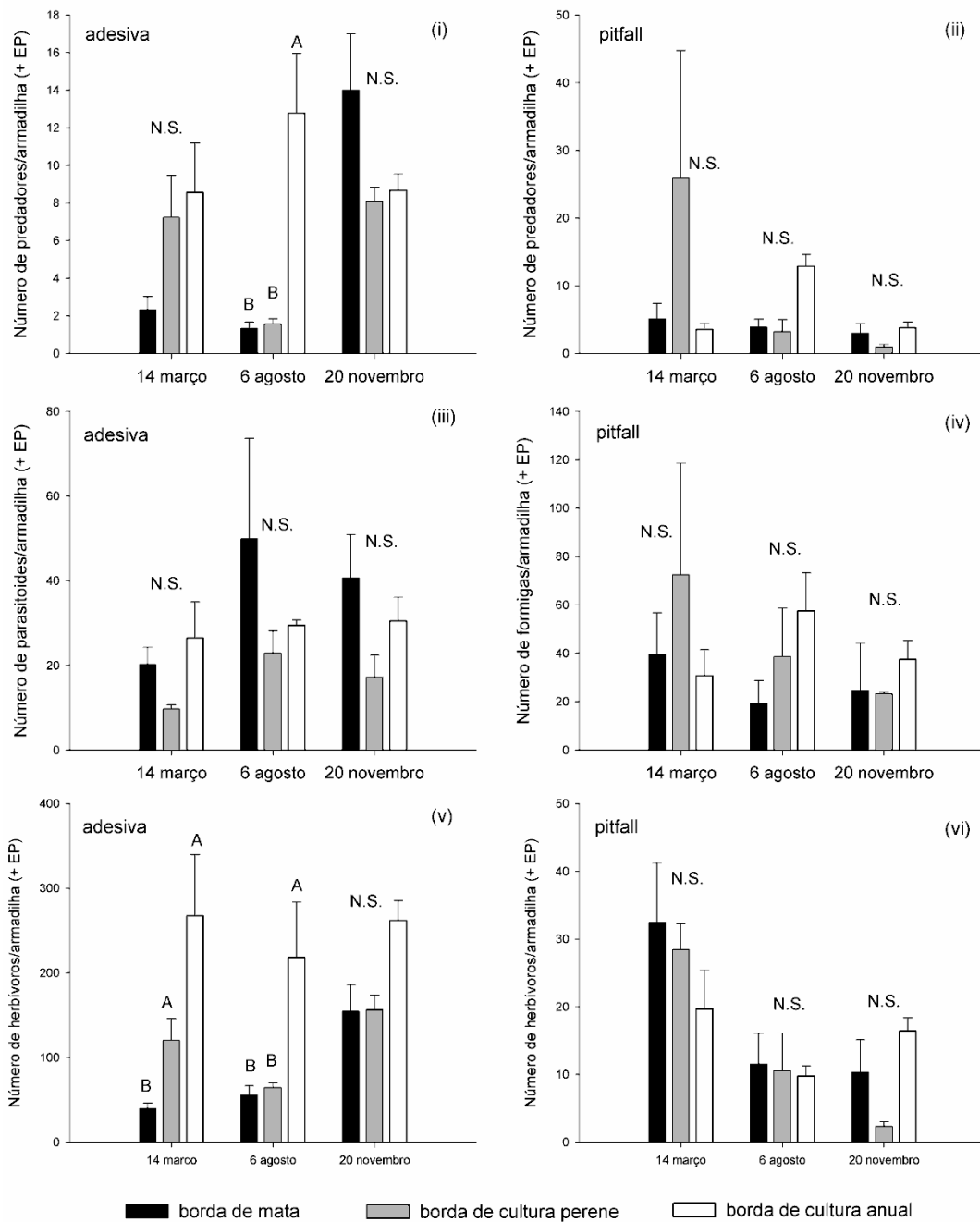


Figura 2. Número médio de predadores coletados nas armadilhas adesivas mais erro padrão da média (EP) (i). Número médio de predadores coletados nas armadilhas pitfall mais (EP), exceto formigas (ii). Número médio de parasitoides coletados nas armadilhas adesivas mais (EP) (iii). Número médio de formigas coletados nas armadilhas pitfall mais (EP) (iv). Número médio de herbívoros coletados nas armadilhas adesivas mais (EP) (v). Número médio de herbívoros coletados nas armadilhas pitfall mais (EP) (v). Médias por tratamento comparadas separadamente por data, a partir da análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis). Médias que não diferiram a nível de 5% de significância descritas como não significativas (N.S) ou apresentam a mesma letra, e letras diferentes em uma mesma data indicam médias diferentes.

Não observamos diferenças significativas nos índices de diversidade de Shannon Wiener entre datas ou tratamentos para a diversidade de espécies de parasitoides (Fig. 3i) ou de formigas predadoras (Fig. 3iii). Também não foi observada diferença significativa para os índices de similaridade das morfoespécies de parasitoides (Fig. 3ii). No entanto, houve diferença significativa para o índice de similaridade 'E' das morfoespécies de formigas predadoras. Nas datas 6 de agosto e 20 de novembro, a similaridade das morfoespécies de formigas predadoras foi significativamente maior nas bordas de mata e cultivo perene que nas bordas de cultivo anual (Fig. 3iv). Segundo a análise de GLM, a interação da variável data e local afetou significativamente o índice de similaridade das morfoespécies de formigas predadoras ($F = -2,396$; $P = 0,026$).

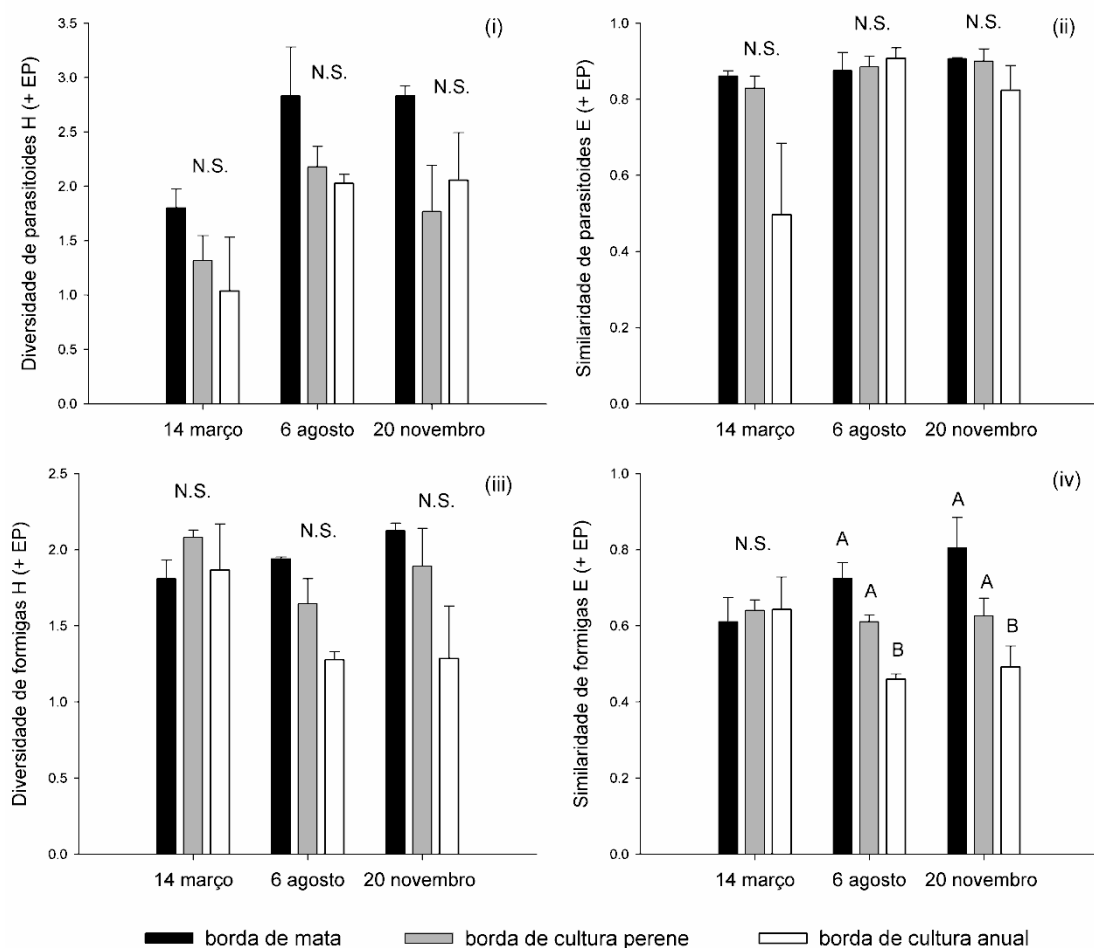


Figura 3. Diversidade de parasitoides (H) mais erro padrão da média (EP) (i). Similaridade de parasitoides (E) mais (EP) (ii). Diversidade de formigas (H) mais (EP) (iii). Similaridade de formigas

(E) mais (EP) (ii). Médias por tratamento comparadas separadamente por data, a partir da análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis). Médias que não diferiram a nível de 5% de significância descritas como não significativas (N.S) ou apresentam a mesma letra e letras diferentes em uma mesma data indicam médias diferentes. 'H' refere-se ao índice de diversidade da comunidade (Shannon-Wiener) e 'E' refere-se ao índice de uniformidade/ similaridade (Pielou).

A análise GLM (Tab. 3) indicou que a taxa de crescimento populacional de pulgões é influenciada pelo efeito do local ($F= -2,326; P= 0,030$) e pelo efeito de riqueza de plantas ($F= 2,178; P= 0,0409$), não sendo influenciado pelos demais fatores analisados. Taxas de crescimento mais negativas são observadas em bordas de cultura anual e perene (Fig.4).

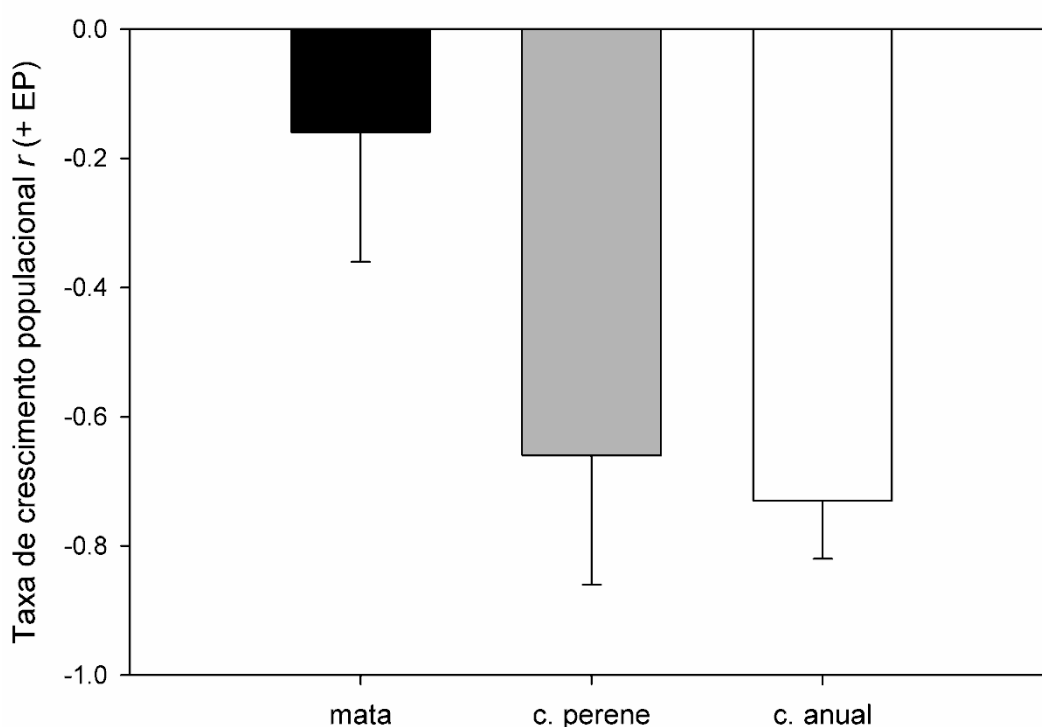


Figura 4. Taxa de crescimento populacional de pulgões (r) mais erro padrão da média (EP), calculados a partir da predação de pulgões provenientes das duas plantas de couve infestadas com pulgão (plantas sentinelas) colocadas em cada borda.

4. DISCUSSÃO

Embora os estudos da paisagem agrícola estejam cada vez mais frequentes entre os tópicos de interesse de produtores e pesquisadores, ainda é superficial o conhecimento existente sobre esta área. Isso se deve em parte pela complexidade dos fatores bióticos e abióticos envolvidos nos estudos da paisagem agrícola. Muitos estudos apresentam informações

relevantes para a compreensão dos aspectos ecológicos das populações de inimigos naturais e a influência destes no controle de pragas, parece ainda depender de contextos ecológicos específicos (Bianchi et al., 2006; Kremen & Chaplin-Kramer, 2007; Chaplin-Kramer, et al., 2011). Esperando contribuir para com o crescente do conhecimento desta área, realizamos este estudo de campo para investigar como as bordas contendo vegetação espontânea, afetam as populações de inimigos naturais e herbívoros no entorno de sistemas agrícolas (culturas anuais e perenes) e áreas de floresta. Além disso, examinamos se a densidade de inimigos naturais, é influenciada pela abundância de herbívoros presentes na borda.

Em nosso estudo observamos a maior abundância de herbívoros alados nas bordas próximas de cultivo anual e perene em março, observação que se repetiu em agosto para bordas de cultura anual (Fig.2v). A abundância de herbívoros alados foi influenciada pelo número de flores, evidenciando o impacto da presença de flores sobre este grupo de insetos. Sabe-se que diversos herbívoros antofílicos (que frequentam flores) são besouros (coleóptera), moscas e mosquitos (Diptera), vespas, abelhas e formigas (hymenoptera), tripes (Thysanoptera) e borboletas e mariposas (Lepidoptera) (Gullan & Cranston, 2017). A maior abundância de herbívoros alados em ambientes com maior disponibilidade de recursos florais é possivelmente devido à utilização do pólen e ou néctar na alimentação destes insetos. A florivoria (ingestão de órgãos reprodutivos ou tecidos florais pelo inseto) também poderia explicar o porquê da maior abundância de herbívoros nos locais onde existiam mais flores (McCall & Irwin, 2006; McCall, 2008). A florivoria é um processo que pode ocorrer nos mais diversos ambientes uma vez que espécies de herbívoros e florívoros interagem com diversas espécies de plantas (Bagchi et al., 2014; Dáttilo & Rico-Gray, 2018). Entre os principais táxons identificados nas armadilhas adesivas estavam, tripes, coleópteros e dípteros, grupos que possuem representantes florívoros ou que utilizam pólen em seu ciclo de vida, como por exemplo, o tripes que utiliza de flores e pólen para alimentação (Kirk, 2009; Yu et al., 2018). Também é comum a utilização de flores, pólen e néctar por coleópteros por exemplo da família Mordellidae (Ford & Jackman, 1996; Lisberg & Young, 2003; Tooker & Hanks, 2004). Os dípteros como a mosca minadora pode se alimentar de flores (Parrella, 1996). Muitas espécies da ordem Diptera, Brachycera e Cyclorrhapha se alimentam de néctar e pólen (Kevan & Baker, 1984).

A maior abundância de predadores alados foi observada nas bordas próximas de cultivos anuais, no mês de agosto (inverno) (Fig. 2i). A análise de covariância mostrou que a maior abundância de predadores alados estava positivamente relacionada a maior abundância de herbívoros alados, sugerindo um recrutamento de inimigos naturais pelas populações de

herbívoros presentes nas bordas de cultivo anual. Em condições adversas com baixas temperaturas, períodos de colheitas ou com aplicações de inseticidas é comum que as populações de inimigos naturais se desloquem das áreas cultivadas para as áreas 'naturais' em busca de abrigo e alimento (Landis, Wratten & Gurr, 2000; Sunderland & Samu, 2000; Thorbek & Bilde, 2004). Predadores alados e ápteros podem estar respondendo de modo diferentes a disponibilidade de recursos, uma vez que possuem dinâmicas de movimentações diferentes em diversas paisagens, esse é um fator chave para a abundância e persistência das populações e também impulsiona interações interespecíficas, como competição e predação (Hanski, 1999).

Não foram identificadas diferenças significativas para as abundâncias de herbívoros ápteros (Fig. 2vi) e predadores ápteros (Fig.2ii) independentemente do local da borda. Abundâncias semelhantes de insetos ápteros entre as bordas poderiam estar relacionado a baixa mobilidade destes organismos quando comparado aos insetos alados. A mobilidade de insetos ápteros e alados dentro do agroecossistema ainda é um tema pouco explorado, uma vez que a mobilidade é variável até mesmo entre espécies da mesma família, como observado em espécies de Carabídeos (Madeira & Pons, 2015) e Coccinelídeos (Forbes e Gratton, 2011). Mas é correto afirmar que insetos alados podem alcançar locais onde insetos ápteros não poderiam acessar, além disso a presença de asas poderia estar relacionada a maior movimentação destes insetos entre a borda e as áreas adjacentes (áreas cultivadas ou mata).

Em nossa investigação observamos que a diversidade de formigas não foi afetada pelo local onde as bordas estavam inseridas, mas a similaridade entre as espécies foi maior nas bordas próximas a áreas de matas e cultivos perenes em agosto e novembro. Tradicionalmente, culturas perenes e áreas naturais são frequentemente considerados como habitats com relativamente pouco distúrbio o que favorece a manutenção de populações de artrópodes. Por outro lado, as culturas anuais geralmente são considerados habitats sujeitos a distúrbios frequentes e graves que precisam ser recolonizados por artrópodes todos os anos (Wissinger, 1997). A intensificação da agricultura pode distorcer drasticamente a abundância relativa e distribuições de comunidades de inimigas naturais em favor de algumas espécies dominantes (Chapin et al., 2000; Hillwbrand, Bennett & Cadotte, 2008; Tylianakis Tscharrntke & Lewis. 2007). As comunidades de formigas são afetadas por vários fatores, entre esses fatores estão as características físicas, como umidade do solo e características químicas do solo (Kusnezov, 1957; Bestelmeyer & Wiens, 1996). Assim, habitats com solos perturbados (áreas cultivadas), que tiveram a umidade ou a concentração mineral modificada, provavelmente diferem dos habitats não perturbados no que diz respeito à riqueza e composição de espécies de formigas

(Majer, 1983; Andersen, 1997; Diehl et al., 2004). O manejo das áreas as quais as bordas estão localizadas também pode contribuir para alterações na similaridade (Crowder et al., 2010) mostram que uma similaridade significativamente maior nos campos orgânicos do que em campos gerenciados convencionalmente. Acreditamos que as características dos ambientes de mata e cultivo perene são semelhantes, por este motivo as similaridades não diferiram nestes ambientes para a maioria das datas. Habitats no estágio inicial de sucessão abrigam comunidades de formigas com baixo número de espécies e poucas espécies dominam o habitat, em estágios avançados de sucessão com mais microhabitats permitem o estabelecimento de mais espécies e diminuem a dominância de algumas espécies de formigas (Fowler et al., 1991, Vasconcelos 1999, Silva et al., 2007). Pesquisas com formigas mostraram que é possível relacionar a presença ou ausência de espécies de formigas com a complexidade da estrutura e o estágio de conservação ou restauração do habitat (Hoffmann & Andersen 2003, Ribas et al., 2003, Underwood & Fisher 2006). Não observamos diferenças na riqueza de espécies entre os tratamentos, todavia existe uma tendência de ocorrer maior número de formigas nas bordas próximas a mata e cultura perene quando comparadas a bordas de cultura anual. Estes resultados atrelados as diferenças observadas na similaridade das espécies parece estar corroborando com o que propuseram Hölldobler e Wilson (1990) onde existe uma relação inversa entre a riqueza de espécies e o grau de domínio nas comunidades de formigas.

O controle biológico foi inferido a partir da taxa de crescimento populacional dos pulgões, onde observamos que a taxa de crescimento da população de pulgões (Fig.4) é significativamente menor em plantas sentinelas posicionadas em bordas de área cultivadas. Embora se saiba que o aumento da complexidade e diversidade da vegetação, influencia a diversidade e riqueza de inimigos naturais (Landis et al., 2000; Tschardtke et al., 2005), existem situações em que a complexidade pode afetar negativamente o controle biológico (Gontijo, 2018). Acreditamos que a menor predação dos pulgões, presentes nas plantas sentinelas, em bordas de mata possam estar relacionada a dificuldades que predadores possam ter encontrado para acessar tais plantas. Em estudo realizado por (Gontijo et al., 2018) observaram que a complexidade do ambiente afeta negativamente a capacidade de predadores alcançarem pulgões.

Apesar das variações observadas ao longo das estações é razoável afirmar que as plantas espontâneas das bordas podem fornecer recursos importantes para a manutenção de inimigos naturais nas áreas de cultivo. Recursos como abrigo, hospedeiro e alimento alternativo para inimigos naturais estavam presentes em todas as bordas estudadas. A presença de flores afetou

diretamente a abundância de herbívoros alados e indiretamente a abundância de predadores alados. Os distúrbios de solo relacionados ao cultivo parecem ser evidenciados pelas diferenças observadas nas similaridades das formigas.

5. CONCLUSÃO

Em nosso estudo observamos que bordas vegetadas por espécies espontâneas são um importante componente da paisagem agrícola, sendo um ambiente diversificado em recursos (abrigo, flores, presas e hospedeiros) para atração e manutenção de inimigos naturais.

Apesar de notarmos efeitos da sazonalidade sobre abundância de predadores alados, herbívoros ápteros e similaridades das formigas podemos considerar as bordas são relativamente estáveis ao longo das estações, já que grande parte dos grupos de insetos analisados neste trabalho não foram significativamente afetados pelo efeito tempo, especialmente ápteros.

A estabilidade das bordas ao longo das estações demonstra potencial das bordas como fonte de recursos para insetos benéficos em períodos adversos inclusive em períodos de entressafra.

As bordas presentes nas áreas de mata, não foram mais biodiversas como acreditávamos inicialmente, indicando que o principal fator da paisagem que afetou a abundância de herbívoros alados foi número de flores existente na borda, que por sua vez influenciaram a abundância de predadores alados.

As bordas de modo geral foram ambientes ricos em recursos para inimigos naturais sendo sua manutenção no ambiente agrícola recomendada independente do sistema de cultivo (anual ou perene) ou da cultura cultivada.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALTIERI, M. A.; SILVA, N. E.; Nicholls, C. I. **O papel da biodiversidade no manejo de pragas**. Ribeirão Preto, Editora Holos Ltda, 2003. 226p.
- ALTIERI, M. A. **The ecological role of biodiversity in agroecosystems**. *Agric. Ecosyst. Environ.* 1999. 74: 19-31.
- ANDERSEN, A.N. **Using ants as bioindicators: Multiscale issues in ant community ecology**. In: *Conserv. Ecol.* 1997. 1 [online]. (<http://www.consecol.org/vol1/iss/art8>) (Acessado em 28/02/2020).
- BEGUM, M. et al. **Using selective food plants to maximize biological control of vineyard pests**. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, 2006. v. 43, n. 3, p. 547-554. BESTELMEYER, B. T.; WIENS, J.A. **The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine chaco**. *Ecol. Appl.* 1996. 6: 1225-1240.
- BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. **Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control**. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 2006. 273, 1715–1727.
- BUREL, F.; BAUDRY, J.; BUTET, A.; CLERGEAU, P.; DELETTRE, Y.; LECOEUR, D.; DUBS, F.; MORVAN, N.; PAILLAT, G.; PETIT, S.; THENAIL, C.; BRUNEL, E.; LEFEUVRE, J.C. **Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes**. *Acta Oecol.* 1998. 19, 1–2.
- CHAU, A.; HEINZ, K. M.; DAVIES, F. T. J. **Influences of fertilization on *Aphis gossypii* and insecticide usage**. *J. Appl. Entomol.* 2005. 129:89–97.
- CHAPLIN-KRAMER, R.; DE VALPINE, P.; MILLS, N.J.; KREMEN, C. **Detecting pest control services across spatial and temporal scales**. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2013. 181, 206–212.
- CHAPLIN-KRAMER, R.; O’ROURKE, M. E.; BLITZER, E. J.; KREMEN, C. **A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity**. *Ecol Lett*, 2011. 14:922–932.
- CHAPIN, F. S. III. et al. **Consequences of changing biodiversity**. *Nature*. 2000. 405, 234–242.

- CORBETT, A.; ROSENHEIM, J. A. **Impact of a natural enemy overwintering refuge and its interaction with the surrounding landscape.** *Ecol. Entomol*, 1996 21, 155–164.
- CROWDER, D. W.; NORTHFIELD, T. D.; STRAND, M. R.; SNYDER, W. E. **Organic agriculture promotes uniformity and natural pest control.** *Nature*. 2010. 466 (7302), 109–112. doi: 10.1038 / nature09183
- DIEHL, E.; SANHUDO, C. E. D.; SANHUDO, E. D. **Grounddwelling ant fauna of sites with soil high level of copper.** *Bras. J. Biol.* 2004. 64: 33-39.
- FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. **Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes.** *Ecol Lett*, 2011. 14:101–112p.
- FOLEY, J. A. et al. **Global consequences of land use.** *Science*, 2005. 309, 570–574.
- FORBES, K. J.; C, GRATTON. **Stable isotopes reveal different patterns of inter-crop dispersal in two ladybeetle species.** *Ecological Entomology*, 2011. 36: 396-400.
- FORD, E. J.; JACKMAN, J. A. **New larval host plant associations of tumbling flower beetles (Coleoptera: Mordellidae) in North America.** *Coleopt. Bull*, 1996. 50: 361–368.
- FOWLER, H.G.; FORTI, L. C.; BRANDÃO, C. R. F; DELABIE, J. H. C. **Ecologia nutricional de formigas.** p.131-223. In A.R. Panizzi & J.R.P. Parra (eds), *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas.* Manole. 1991. São Paulo, 359p.
- GEIGER, F.; BENGTSSON, J.; BERENDSE, F.; WEISSER, W. W.; EMMERSON, M.; MORALES, M. B.; CERYNGIER, P.; LIIRA, J.; TSCHARNTKE, T.; WINQVIST, C.; EGGERS, S.; BOMMARCO, R.; PÄRT, T.; BRETAGNOLLE, V.; PLANTEGENEST, M.; CLEMENT, L. W.; DENNIS, C.; PALMER, C.; OÑATE, J. J.; GUERRERO, I.; HAWRO, V.; AAVIK, T.; THIES, C.; FLOHRE, A.; HÄNKE, S.; FISCHER, C.; GOEDHART, P. W.; INCHAUSTI, P. **Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland.** *Basic Appl. Ecol.* 2010. 11, 97–105.
- GONTIJO, L M. 2018. **Engineering natural enemy shelters to enhance conservation biological control in field crops.** *Biological Control*.

- GONTIJO, L. M.; SALDANHA, A. V.; SOUZA, D. R.; VIANA, R. S.; BORDIN, B. C.; ANTONIO, A. C. **Intercropping hampers the nocturnal biological control of aphids.** *Annals of Applied Biology*, 2018. 172, 148:159.
- GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **Os insetos: Fundamentos da entomologia.** Rocca, 2017. São Paulo.
- GURR, G. M.; WRATTEN, S. D.; ALTIERI, M. A. **Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods.** CSIRO Publishing, Melbourne, 2004.
- HANI, F.; BOLLER, E. **NATURAL REGULATION AT THE FARM LEVEL.** IN: PICKETT, C., BUGG, R. (EDS.), **ENHANCING BIOLOGICAL CONTROL, 1998. HABITAT MANAGEMENT TO PROMOTE NATURAL ENEMIES OF AGRICULTURAL PESTS.** UNIVERSITY OF CALIFORNIA PRESS, BERKELEY – LOS ANGELES – LONDON, PP. 161–210.
- HANSKI, I. **Metapopulation Ecology.** Oxford University Press. 1999. New York, New York. 328 páginas.
- HILLEBRAND, H.; BENNETT, D. M.; CADOTTE, M. W. **Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes.** *Ecology*. 2008. 89, 1510–1520.
- HOFFMANN, B. D.; ANDERSEN, A. N. 2003. **Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups.** *Austral Ecol.* 28: 444-464.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants.** Massachusetts: The Belknap Press of Harvard University Press. 1990. 733 p.
- LANDIS, D. A.; WRATTEN, S. D.; GURR, G. M. **Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture.** *Ann. Rev. Entomol.* 2000. 45, 175– 201.
- LISBERG, A.; YOUNG, D. K. **An annotated checklist of Wisconsin Mordellidae (Coleoptera).** *Insecta Mundi.* 2003b. 17: 195–202.

JONSSON, M.; BUCKLEY, H. L.; CASE, B. S.; WRATTEN, S. D.; HALE, R. J.; DIDHAM, R. K. **A intensificação agrícola leva a efeitos de paisagem-contexto em interações parasitoide-hospedeiro em agroecossistemas.** Journal of Applied Ecology, 2012. doi: 10.1111 /j.1365-2664.2012.02130.x.

KIRK, W. D.J. **Alimentação de pólen em tripes (*Insecta: Thysanoptera*).** Jornal de Zoologia, 2009. 204 (1), 107-117. doi: 10.1111 /j.1469-7998.1984.tb02364.x

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde.** Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. Wall-map 150cmx200cm.

KREMEN, C.; CHAPLIN-KRAMER, R. **Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control.** In: Insect Conservation Biology: Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd Symposium (eds Stewart, A.J.A., Thew, T.R. & Lewis, O.T.). CABI Publishing, Wallingford, 2007. pp. 349–382.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; AIZEN, M.A.; GEMMILL-HERREN, B.; LEBUHN, G.; MINCKLEY, R.; PACKER, L.; POTTS, S.G.; ROULSTON, T.; STEFFAN-DEWANTER, I.; VÁSQUEZ, D.P.; WINFREE, R.; ADAMS, L.; CRONE, E.E.; GREENLEAF, S.S.; KEITT, T.H.; KLEIN, A.M.; REGETZ, J.; RICKETTS, T. H. **Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change.** Ecol. Lett. 2007. 10, 299–314.

KUSNEZOV, N. **Numbers of species of ants in faunae of different latitudes.** Evaluation. 1957. 11: 298-299.

MADEIRA, F.; PONS, X. **Rubidium marking reveals different movement patterns in four species of terrestrial beetles (Col., Carabidae) between adjacent alfalfa and maize.** Agricultural and Forest Entomology, 2015. 18 (2), 99-107. doi: 10.1111 /afe.12141.

MAJER, J. D. **Utilizing economically beneficial ants.** In S.B. Vinson (ed.), Economic Impact and control of social insects. 1985. Praeger, New York. p.290-313.

MARINO, P.C.; LANDIS, D.A. **Effect of landscape structure on parasitoid diversity and parasitism in agroecosystems.** Ecol. Appl., 1996. 6, 276–284.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends.** Island Press, Washington, DC. ONU. Disponível em:

<<https://nacoesunidas.org/populacao-mundial-deve-chegar-a-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu/> >. Acesso em: 30 dez. 2019.

MCCALL, A. C.; IRWIN, R. E. **Florivory: the intersection of pollination and herbivory**. Ecology Letters, 2006. 9:1351–1365.

MCCALL, A.C. **Florivory affects pollinator visitation and female fitness in *Nemophila menziesii***. Oecologia, 2008. 155:729–737.

PARELLA, M. P. **Leafminers, Part I: Accurate identification**. FloraCulture International. 1996. 6: 18-22

PIELOU, E. C. **The measurement of diversity in different types of biological collections**. Journal of Theoretical Biology, 1966. 13, 131–144. doi:10.1016/0022-5193(66)90013-0.

POWER, A. G. **Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies**. Phil. Trans. R. Soc. B, 2010. 365, 2959–2971.

PURTAUF, T.; DAUBER, J.; WOLTERS, V. **Carabid communities in the spatiotemporal mosaic of a rural landscape**. Landscape Urban Plan, 2004. 67, 185–193.

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

ROBINSON, R. A.; SUTHERLAND, W. J. **Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain**. Journal of Applied Ecology, 2002. 39(1):157-176.

SANDS, D. P. A. **Important issues facing insect conservation in Australia: now and into the future**. Aust. Entomol, 2018. 57, 150–172.

SARTHOU, J.P.; OUIN, A.; ARRIGNON, F.; BARREAU, G.; BOUYJOU, B. **Landscape parameters explain the distribution and abundance of *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae)**. Eur. J. Entomol, 2005. 102, 539–545.

SCHMIDT, M.H.; THIES, C.; NENTWIG, W.; TSCHARNTKE, T. **Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales**. J. Biogeogr, 2008. 35, 157–166.

SCHMIDT, M.H.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. **Landscape context of arthropod biological control**. In: Gurr, G.M., Wratten, S.D., Altieri, M.A. (Eds.), Ecological Engineering

for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods. CSIRO, Collingwood VIC, pp. 2004. 55–63.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. **Mapeamento de inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Ed. UFLA, 2006.

SHANNON, C. E. **A Mathematical Theory of Communication**. Bell System Technical Journal, 1948. 27(3), 379–423. doi:10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x .

THIES, C.; TSCHARNTKE, T. **Landscape structure and biological control in agroecosystems**. Science, 1999. 285, 893–895.

THORBEEK, P.; BILDE, T. **Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management**. Journal of Applied Ecology. 2004. 41, 526–538.

TOOKER, J. F.; HANKS, L. M. **Trophic position of the endophytic beetle, *Mordellistena aethiops* Smith (Coleoptera: Mordellidae)**. Environ. Entomol. 2004. 33: 291–296.

TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. M.; RAND, T. A.; DIDHAM, R. K.; FAHRIG, L.; BATÁRY, P.; BENGTSSON, J.; CLOUGH, Y.; CRIST, T. O.; DORMANN, C. F.; EWERS, R. W.; FRÜND, J.; HOLT, R. D.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A. M.; KLEIJN, D.; KREMEN, C.; LANDIS, D. A.; LAURANCE, W.; LINDENMAYER, D.; SCHERBER, C.; SODHI, N.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C.; VAN DER.; PUTTEN, W. H.; WESTPHAL, C. **Landscape moderation of biodiversity patterns and processes eight hypotheses**. Biol Rev, 2012. 87:661–685.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A.M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. **Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management**. Ecol. Lett. 2005. 8, 857–874.

TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; LEWIS, O. T. **Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs**. Nature. 2007. 445, 202–205.

WEIBULL, A.C.; ÖSTMAN, Ö.; GRANQVIST, A. **Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management**. Biodivers. 2003. Conserv. 12, 1335–1355.

UNDERWOOD, E.C.; FISHER B.L. **The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how**. Biol. Conserv. 2006. 132: 166-182.

VASCONCELOS, H. L. **Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia.** Biodivers. Conserv. 1999. 8: 409-420.

WISSINGER, S. **Cyclic colonization in predictably ephemeral habitats: a template for biological control in annual crop systems.** Biological Control, 1997. 10, 4–15.

YU, D.; HUANG, P.; CHEN, Y.; LIN, Y.; AKUTSE, K. S.; LAN, Y.; ET AL. **Effects of flower thrips (Thysanoptera: Thripidae) on nutritional quality of banana (Zingiberales: Musaceae) buds.** PLoS ONE, 2018 13(8): e0202199.

Apêndice 1. Diferentes espécies e morfoespécies observadas nas 27 bordas nos três locais estudados (mata, cultivo perene e cultivo anual). O 'x' indica que a espécie ou morfoespécie foi encontrada no local assinalado.

Espécies vegetais	Localização das bordas		
	Mata	C. perene	C.anual
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	X	X	X
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.		X	X
<i>Acromia aculeata</i> (Jacq.) Lood.	X		
<i>Ageratum conyzoides</i> L.			X
<i>Alternanthera tenella</i> Colla.		X	X
<i>Amaranthus deflexus</i> L.		X	
<i>Amaranthus hybridus</i> L.		X	
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	X		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.		X	X
<i>Bidens pilosa</i> L.	X	X	X
<i>Bidens subalternans</i> DC.		X	
<i>Blainvillea biaristata</i> DC.			X
<i>Blainvillea rhomboidea</i> Cass.			X
<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	X	X	X
<i>Brachiaria plantaginea</i> (Link) Hitchc		X	
<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltld.	X		
<i>Celtis pubescens</i> Spreng.	X		
<i>Cenchrus echinatus</i> L.		X	X
<i>Chamaecrista nictitans</i> L.	X		
<i>Chamaesyce hirta</i> L.	X	X	X
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> L.	X	X	
<i>Chamaesyce prostrata</i> (Aiton) Small.			X
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Polak.	X		
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	X		
<i>Commelina benghalensis</i> L.	X	X	X
<i>Conyza canadenses</i> (L.) Cronquist	X	X	X

Continua na próxima página.

Continuação Apêndice 1

Espécies vegetais	Bordas		
	Mata	C. perene	C. anual
<i>Coronopus didymus</i> (L.) Smith.		X	X
<i>Crotalaria incana</i> L.		X	X
<i>Crotalaria indica</i> L.	X		
<i>Croton glandulosus</i> L.			X
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.		X	
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.		X	
<i>Cyperus esculentus</i> L.		X	X
<i>Cyperus rotundus</i> L.		X	X
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	X	X	X
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.			X
<i>Desmodium uncinatum</i> (Jacq.) DC		X	
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.		X	X
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde			X
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	X	X	X
<i>Emilia coccínea</i> (Sims) G. Don		X	X
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	X	X	X
<i>Eragrotis pilosa</i> (L.) P. Beauv.		X	
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	X	X	X
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.			X
<i>Gaya guerkeana</i> K. Schum.			X
<i>Glycine wightii</i> Wight & Arn.	X	X	X
<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky.	X		
<i>Ipomea indivisa</i> (Vell.) Hallier f.	X		X
<i>Ipomea nil</i> (L.) Roth	X	X	X
<i>Ipomoea quamoclit</i> L.	X		X
<i>Ipomoea ramosíssima</i> (Poir.) Choisy		X	X

Continua na próxima página

Continuação Apêndice 1

Espécies vegetais	Bordas		
	Mata	C. perene	C. anual
<i>Ipomoea triloba</i> L.	X		X
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.		X	
<i>Lantana Camara</i> L.	X		
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.		X	
<i>Lepidium virginicum</i> L			X
<i>Macroptilium lathyroides</i> (L.) Urb.		X	
<i>Manettia cordifolia</i> Mart.	X		
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze.		X	X
<i>Merremia cissoides</i> (Lam.) Hallier f.			X
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.		X	
Morfo 1		X	
Morfo 2 e 3	X		
Morfo 4		X	X
Morfo 5 e 6		X	
Morfo 7 até 33	X		
Morfo 34			X
Morfo 35 até 44	X		
Morfo 45		X	
Morfo 46 até 55	X		
Morfo 56		X	
Morfo 57 até 66	X		
Morfo 67		X	
Morfo 68 até 74	X		
Morfo 75 e 76		X	
Morfo 77	X	X	
Morfo 78 e 79	X		

Continua na próxima página

Continuação Apêndice 1

Espécies vegetais	Bordas		
	Mata	C. perene	C. anual
Morfo 80 até 83			X
Morfo 84 até 88	X		
Morfo 89			X
<i>Myracrodun Urundeuva</i> Allemão.	X		
<i>Nicandra physalodes</i> (L.) Gaertn.			X
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	X	X	X
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.		X	X
<i>Paspalum notatum</i> Flügge		X	
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.			X
<i>Portulaca oleracea</i> L.		X	X
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	X	X	
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.			X
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hunbb.	X		X
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	X	X	X
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltld.) Steud.	X	X	X
<i>Ricinus communis</i> L.			X
<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schlitdl.	X		
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) Irwin & Barneby.			X
<i>Sida cordifolia</i> L.	X	X	X
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	X	X	X
<i>Sida rhombifolia</i> L.	X	X	X
<i>Sida urens</i> L.		X	
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.		X	X
<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	X		
<i>Solanum americanum</i> Mill.	X	X	X
<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.			X

Continua na próxima página

Continuação Apêndice 1

Espécies vegetais	Bordas		
	Mata	C. perene	C. anual
<i>Soliva pterosperma</i> (Juss.) Less.			X
<i>Sonchus oleraceus</i> L.			X
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	X		X
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.			X
<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron. & Kuntze		X	X
<i>Talium paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	X		
<i>Tridax procumbens</i> L.		X	X
<i>Vernonia platensis</i> (Spreng.) Less.			X
<i>Veronica polyanthes</i> Less.	X	X	X
<i>Waltheria indica</i> L.		X	
<i>Wissadula subpeltata</i> (Kuntze) R.E.Fr.			X
<i>Zoysia japônica</i> Steud.		X	