



Serviço Público Federal
Ministério da Educação

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Campus de Três Lagoas

Licenciatura em Ciências Biológicas

Efeito de borda na Entomofauna Edáfica em remanescentes de Cerrado (Mato Grosso do Sul)

Discente: Guilherme Cordeiro dos Santos

Orientador: Luiz Ubiratan Hepp

Três Lagoas, MS

Novembro de 2024



Efeito de borda na Entomofauna Edáfica em remanescentes de Cerrado (Mato Grosso do Sul)

Guilherme Cordeiro dos Santos 1¹, Luiz Ubiratan Hepp¹

¹Laboratório de Indicadores Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, Brasil

*Autor para correspondência: guilhermecds.tl@gmail.com

RESUMO – A fragmentação de habitats reduz a extensão de áreas nativas e impõe o contato entre ambientes naturais e matrizes de uso de solo diferente, provocando impactos como o efeito de borda. A entomofauna edáfica é intimamente relacionada a processos ecológicos do solo e responde de maneira clara às alterações ambientais, apresentando grande potencial como indicadora de qualidade ambiental. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito de borda na abundância da entomofauna edáfica em três remanescentes de Cerrado imersos em matrizes de eucalipto no estado de Mato Grosso do Sul e verificar a existência de possíveis grupos indicadores de impactos ambientais. As coletas foram realizadas entre fevereiro e abril de 2024, utilizando armadilhas de queda do tipo pitfall. As armadilhas foram instaladas em dois transectos de 1.400 metros, um paralelo à borda e outro disposto longitudinalmente, a 500 metros da borda do remanescente. Em cada transecto, 14 armadilhas foram instaladas a 100 metros de distância uma da outra. No local de cada armadilha foram mensuradas a temperatura

do ar, umidade relativa do ar e luminosidade. Após sete dias, as armadilhas foram removidas e os insetos coletados foram triados, identificados até nível taxonômico de Ordem e quantificados. Observou-se um padrão geral de diminuição da temperatura e luminosidade com o distanciamento da borda, além de diminuição da luminosidade. Foram coletados 29.648 insetos, distribuídos em 13 ordens, onde Collembola, Hymenoptera e Coleoptera foram mais representativos. Houve efeito de borda na abundância da entomofauna edáfica, com redução da abundância total ao longo do gradiente borda-interior e variações entre o aumento e a diminuição da abundância de diferentes ordens de insetos edáficos. As ordens Collembola, Coleoptera, Dermaptera, Hymenoptera, Isoptera e Blattodea foram identificadas como potenciais bioindicadores do efeito de borda. Em síntese, os resultados demonstraram que a fragmentação e o efeito de borda alteraram as condições ambientais dos ecossistemas e causaram impacto direto na entomofauna edáfica, reforçando a relevância de estudos que utilizem a entomofauna edáfica para monitoramento ambiental e conservação de ecossistemas fragmentados.

Palavras-chave: fragmentação, insetos terrestres, indicadores ambientais.

Introdução

A fragmentação de habitats consiste na modificação das paisagens naturais por ação antrópica, onde há a conversão de áreas contínuas de habitats em pequenos remanescentes isolados por uma matriz de uso de terra distinto do original (BENNETT & SAUNDERS, 2011). Com a redução das áreas naturais e a dificuldade de contato entre os fragmentos formados, as populações de organismos que compõem e dependem desses ecossistemas, sofrem impactos deletérios em diferentes níveis da organização ecológica (HADDAD et al., 2015). Em ambientes fragmentados, os potenciais de dispersão e

colonização são prejudicados, resultando na redução da abundância e diversidade de espécies e, conseqüentemente, afetando as interações ecológicas e aumentando as taxas de endogamia (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; HADDAD et al., 2015).

As bordas dos remanescentes florestais formadas pela fragmentação, são zonas de transição entre ambiente natural e modificado (TUFF et al., 2016). Por meio das bordas, as condições microclimáticas encontradas na matriz penetram na floresta (MEZA-ELIZAIDE & ARMENTERAS-PASCUAL, 2021), promovendo fluxos de energia, materiais e organismos entre dois ecossistemas contrastantes (HARPER, et al., 2015). Nesse sentido, o conceito de efeito de borda refere-se ao conjunto de efeitos físicos e ambientais na estrutura, composição e dinâmica de comunidades biológicas causados pelo contato repentino entre a borda de uma floresta nativa e uma matriz oriunda da fragmentação (MURCIA, 1995). O contato dos remanescentes com a matriz adjacente provoca impactos na diversidade desses locais, uma vez que as áreas adjacentes podem apresentar condições microclimáticas diferentes dos ecossistemas nativos (LAURANCE et al., 2001). Variáveis ambientais como temperatura, luminosidade, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos diferem significativamente entre os ambientes, afetando negativamente grupos com pouca tolerância a distúrbios climáticos (STANGLER et al., 2014). Essas alterações favorecem as espécies adaptadas a ambientes perturbados, como generalistas e invasoras (MARVIER et al., 2004; YATES et al., 2004).

Os insetos estão entre os seres mais abundantes e amplamente distribuídos do planeta, constituindo grande parte da biomassa em diversos ecossistemas (SOLLAI & SOLARI, 2022). A vasta variedade de nichos ecológicos ocupados por esses organismos e suas diferentes respostas a variáveis ambientais lhes conferem um elevado potencial para atuarem como bioindicadores da qualidade ambiental (OLIVEIRA et al., 2014). Os efeitos de borda podem afetar os insetos de diferentes formas, alterando a abundância, riqueza e

distribuição das comunidades (EWERS & DIDHAM, 2008; ALBRECHT et al., 2010; HULSMANS et al., 2023). A maneira como a entomofauna responde aos impactos causados pela formação de bordas em habitats é modulada por características biofísicas e comportamentais desses organismos (CAITANO et al., 2020). Espécies cuja dispersão ocorre pelo voo, por exemplo, tendem a apresentar maiores abundâncias em bordas devido ao aumento da luminosidade e à facilidade de locomoção em áreas abertas (DEANS et al., 2004; SCHLEGEL, 2022). Por sua vez, espécies que se deslocam e forrageiam em meio terrestre geralmente preferem zonas de interior, em razão da menor temperatura e maior umidade do solo em relação às bordas (LAUGA-REYREL & DECONCHAT, 1999; ALMEIDA et al., 2017).

Os insetos edáficos apresentam enorme importância para o funcionamento de processos ecológicos que regulam a qualidade do solo, atuando na ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes e no transporte da água e gases no solo (BRUYN, 1999; VULINEC, 2002; MORALES-MÁRQUEZ & MELONI, 2022). O impacto da fragmentação de áreas naturais tem sido uma das principais ameaças a entomofauna pelo planeta, onde estima-se que cerca de 40% da biota total de insetos está gravemente ameaçada devido aos impactos causados pela alteração de habitats nativos (SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS, 2019). Os efeitos deletérios na biodiversidade de ambientes que foram impactados são ainda mais negativos em regiões de latitudes mais baixas, como nas florestas tropicais (WILLMER et al., 2022). O Cerrado brasileiro, segundo maior bioma do Brasil, é a savana mais biodiversa do mundo, configurando-se como um hotspot de biodiversidade mundial (STRASSBURG et al., 2017). No entanto, ações de origem antrópica, principalmente atividades agrícolas e silviculturais, são responsáveis cada vez mais pela redução de áreas nativas e, conseqüentemente, da biodiversidade no Cerrado (CARVALHO et al., 2009). Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivos (i) avaliar os efeitos de borda na

entomofauna edáfica em três remanescentes de Cerrado e (ii) verificar a existência de potenciais grupos bioindicadores da fragmentação ambiental.

Material e Métodos

O estudo foi realizado em três remanescentes de Cerrado localizados no estado de Mato Grosso do Sul, Fazenda Matão (20°25'59.0"S 51°51'25.0"W), Fazenda Duas Marias (20°57'35.5"S 52°20'11.4"W) e Fazenda Rio Verde A (20°54'30.4"S 52°11'38.5"W) (Figura 1). Dois dos remanescentes estão situados no município de Três Lagoas e um no município de Brasilândia. A região apresenta clima do tipo tropical quente e úmido (IBGE, 2002), com estação chuvosa ocorrendo de dezembro a fevereiro e estação seca ocorrendo entre junho e agosto (INMET, 2014). A temperatura média anual varia de 23°C a 26°C e a precipitação média anual é de 1.200 mm a 1.750 mm (INMET, 2014). A vegetação predominante é do tipo savânica, com algumas áreas de ecótono entre formações de Cerrado e Mata Atlântica (SILVA et al., 2010). Os três remanescentes estudados estão imersos em uma matriz de monocultura de *Eucalyptus*.

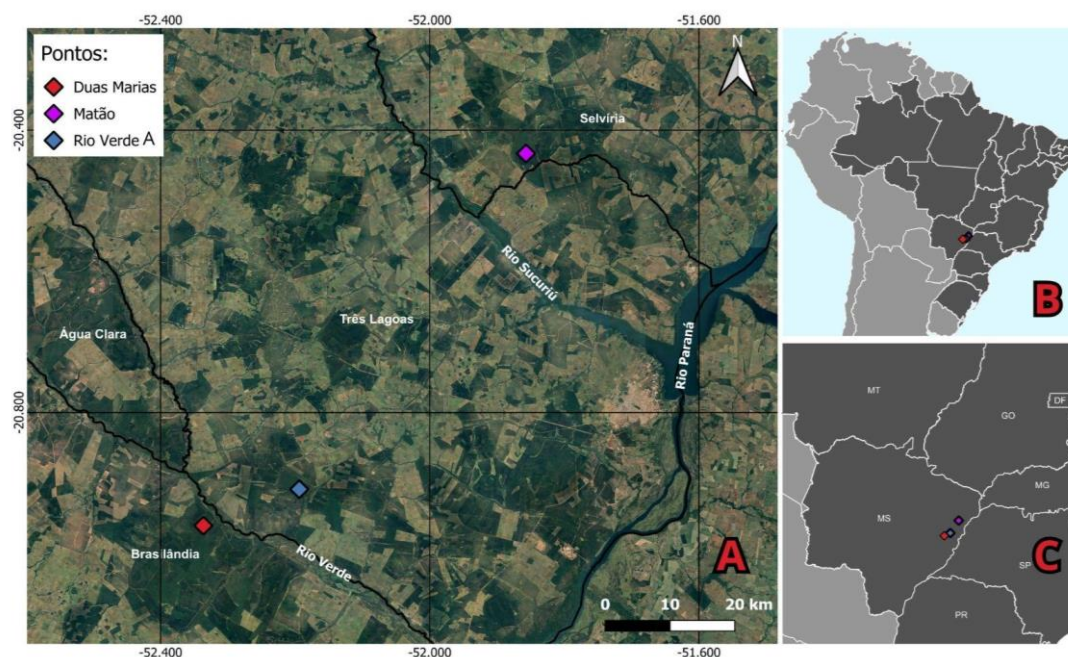


Figura 1. Localização das áreas de estudo (A) Distribuição dos remanescentes de Cerrado; (B, C) Estado de Mato Grosso do Sul.

As coletas ocorreram durante a estação chuvosa, entre os meses de fevereiro e abril do ano de 2024. Para a amostragem da entomofauna edáfica foram utilizadas armadilhas de queda, do tipo Pitfall confeccionadas manualmente com garrafas PET de dois litros (~20 cm de altura e 15 cm de diâmetro). As armadilhas foram enterradas no solo até a borda superior do copo. Em cada armadilha foram adicionados aproximadamente 100 mL de etanol 70% e 2 a 3 gotas de detergente. As armadilhas foram instaladas em dois transectos de 1400 m, sendo um transecto paralelo à borda do remanescente e outro disposto longitudinalmente e distante 500 m da borda do remanescente. Neste dois transectos foram definidas 28 parcelas (14 no interior e 14 na borda) equidistantes 100 m entre cada uma, exceto a primeira parcela no interior do remanescente, a qual foi instalada a 500 m de distância da borda (Figura 2). Após sete dias as armadilhas foram recolhidas e os insetos capturados foram armazenados em recipientes contendo etanol 70%. O material foi conduzido ao laboratório para triagem e

identificação até nível de ordem de acordo com as chaves de BUZZI (2010) e RAFAEL et al. (2024).



Figura 2. Distribuição dos transectos amostrais e disposição das parcelas nos remanescentes.



Figura 3. (A) Instalação das armadilhas de queda (Pitfall) nos transectos dos remanescentes; (B) Armadilha de queda tipo Pitfall instalada no transecto.

Adicionalmente, em cada parcela, foram mensuradas as variáveis ambientais temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade do vento com um Termo-Higro-Anemômetro (AKROM KR825) e a luminosidade com um Luxímetro (AKROM KR852).

Para análise dos dados foram ajustados modelos lineares e não-lineares entre as variáveis ambientais e o gradiente de distância borda-interior. O mesmo procedimento foi realizado com a abundância total de insetos amostrados e individualmente para cada remanescente estudado. Adicionalmente, foram realizadas análises de ordenação NMDS a partir de uma distância de Bray-Curtis. Foi utilizada uma MANOVA para verificar a diferença na composição da entomofauna entre as áreas de borda e interior em cada remanescente. Por fim, foi aplicada uma Análise de Espécies Indicadoras (DRUFRENE e LEGENDRE, 1997) para verificar o potencial de indicação das ordens nas diferentes situações ecológicas (borda e interior). As análises foram realizadas no software estatístico R (R Core Team, 2023).

Resultados

1. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais apresentaram variações ao longo do gradiente borda-interior dos três remanescentes. A temperatura diminuiu progressivamente em todos os remanescentes conforme o distanciamento da borda (Figura 4). Nas bordas, a temperatura variou entre ~37 °C e ~27 °C, sendo o remanescente Fazenda Matão com a maior

temperatura registrada na borda ($\sim 37^{\circ}\text{C}$). Na parcela mais distante da borda (1800 m) a temperatura variou entre $\sim 36^{\circ}\text{C}$ e $\sim 27^{\circ}\text{C}$, sendo o remanescente Fazenda Rio Verde A com a menor temperatura no interior ($\sim 27^{\circ}\text{C}$). A umidade relativa do ar aumentou gradativamente com a distância da borda em todos os remanescentes (Figura 5). A umidade relativa da borda variou entre $\sim 60\%$ e $\sim 70\%$, sendo o remanescente Rio Verde A com a menor umidade relativa na borda ($\sim 60\%$). A umidade relativa média da parcela mais distante da borda variou de $\sim 75\%$ a $\sim 90\%$, sendo o remanescente Duas Marias com a menor umidade relativa no interior ($\sim 75\%$). A luminosidade foi significativamente maior na borda em todos os remanescentes, caindo de forma acentuada em direção ao interior (Figura 6). A luminosidade da borda variou entre ~ 5000 lux e ~ 22000 lux, sendo o remanescente Rio Verde A com a menor luminosidade na borda (5000 lux). A luminosidade da parcela mais distante da borda variou entre ~ 5000 lux 10000 lux, sendo o remanescente Duas Marias com a maior luminosidade no interior (~ 15000 lux).

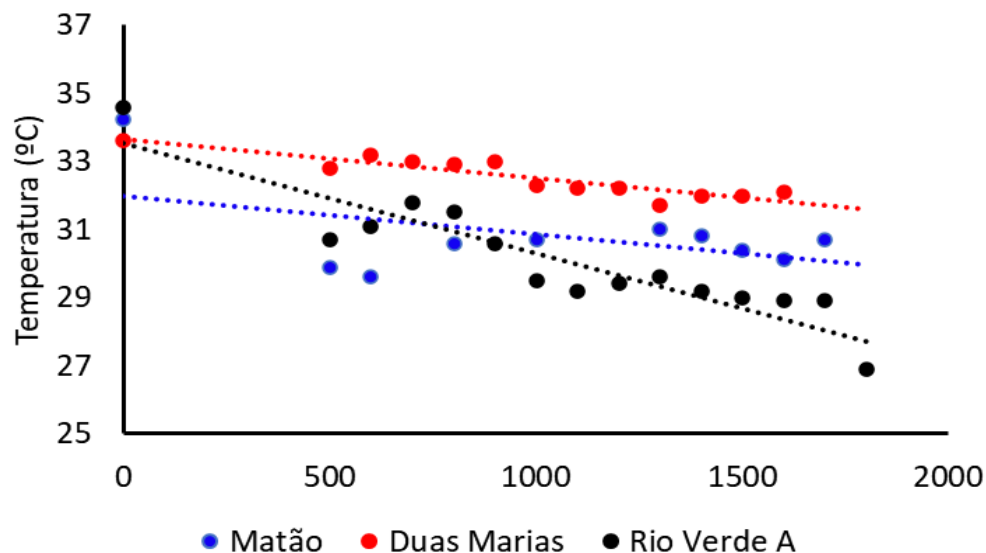


Figura 4. Variação da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) em função do distanciamento da borda em três remanescentes de Cerrado (Fazenda Matão, Fazenda Duas Marias e Fazenda Rio Verde A).

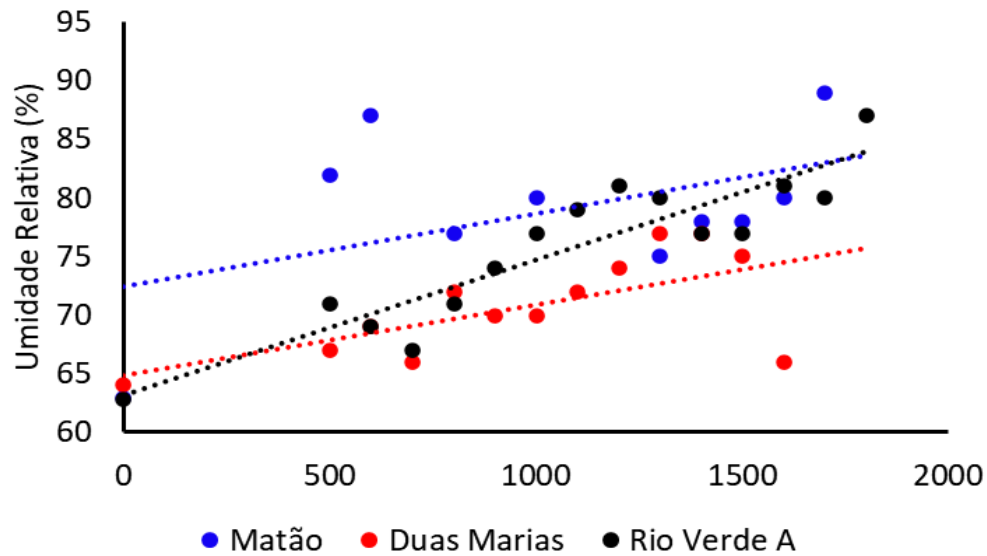


Figura 5. Variação da umidade relativa (%) em função do distanciamento da borda nos três remanescentes de Cerrado (Fazenda Matão, Fazenda Duas Marias e Fazenda Rio Verde A).

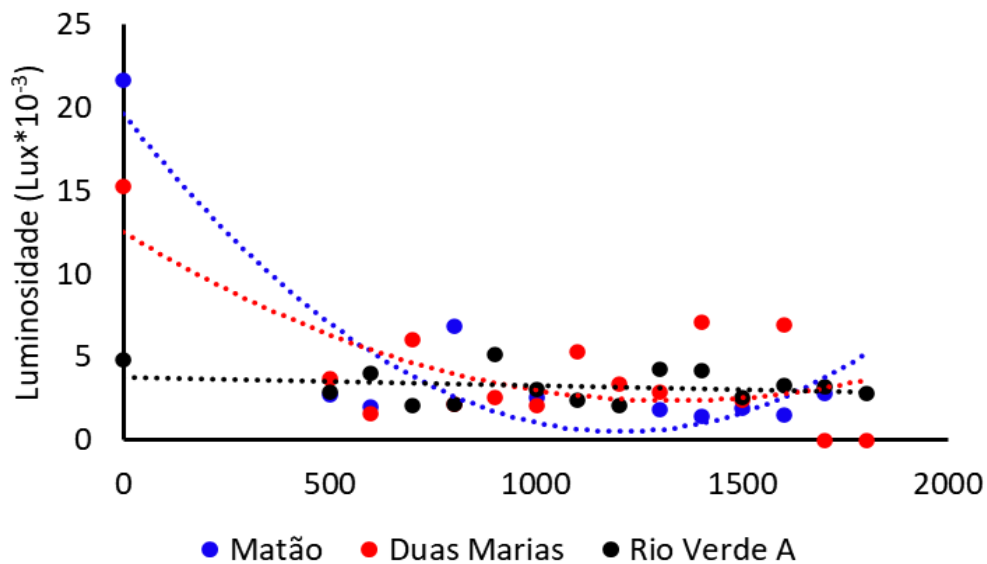


Figura 6. Variação da luminosidade ($\text{Lux} * 10^{-3}$) em função do distanciamento da borda em três remanescentes de Cerrado (Fazenda Matão, Fazenda Duas Marias e Fazenda Rio Verde A).

2. Entomofauna edáfica

Foram coletados 29.648 insetos, distribuídos em 13 ordens (Tabela 1). A ordem mais representativa foi Collembola, com 15.271 indivíduos amostrados (51,5%), seguida por Hymenoptera com 8.674 (29,2%) e Coleoptera com 3.188 (10,7%). A abundância de organismos entre as parcelas de borda e interior variaram apenas no remanescente Rio Verde A, onde a borda influenciou positivamente a abundância dos insetos (Figura 7). Esse padrão foi especialmente observado na ordem Coleoptera, com cerca de 79% dos indivíduos amostrados nas parcelas de borda no remanescente. Por outro lado, ao considerar a abundância das ordens de forma individual e não somadas em um todo, foram observadas diferenças significativas em todos os remanescentes estudados. Collembola e Coleoptera exibiram maior afinidade pelas áreas de borda, apresentando maior abundância nessas regiões em todos os remanescentes analisados. Isoptera e Hymenoptera, por sua vez, demonstraram padrão contrário, sendo significativamente mais presentes no interior dos três locais de estudo (Figura 8).

Tabela 1. Abundância das Ordens de insetos edáficos amostrados nas áreas de borda e interior dos três remanescentes de cerrado, Mato Grosso do Sul.

	Duas Marias		Matão		Rio Verde A	
Ordens	Borda	Interior	Borda	Interior	Borda	Interior
Blatodea	6	20	15	6	12	6
Coleoptera	302	281	505	316	1409	375
Collembola	4379	1128	2322	2369	2685	1896
Dermaptera	12	0	6	1	5	1
Diptera	20	13	69	10	32	29
Hemiptera	35	29	68	25	28	22
Hymenoptera	698	2562	881	1485	1548	1500
Isoptera	309	658	120	321	244	592
Lepidoptera	12	4	6	6	6	6
Neuroptera	0	2	0	0	0	0
Orthoptera	9	5	13	31	24	34
Psocodea	21	27	13	6	16	6
Thysanoptera	9	2	4	3	4	3

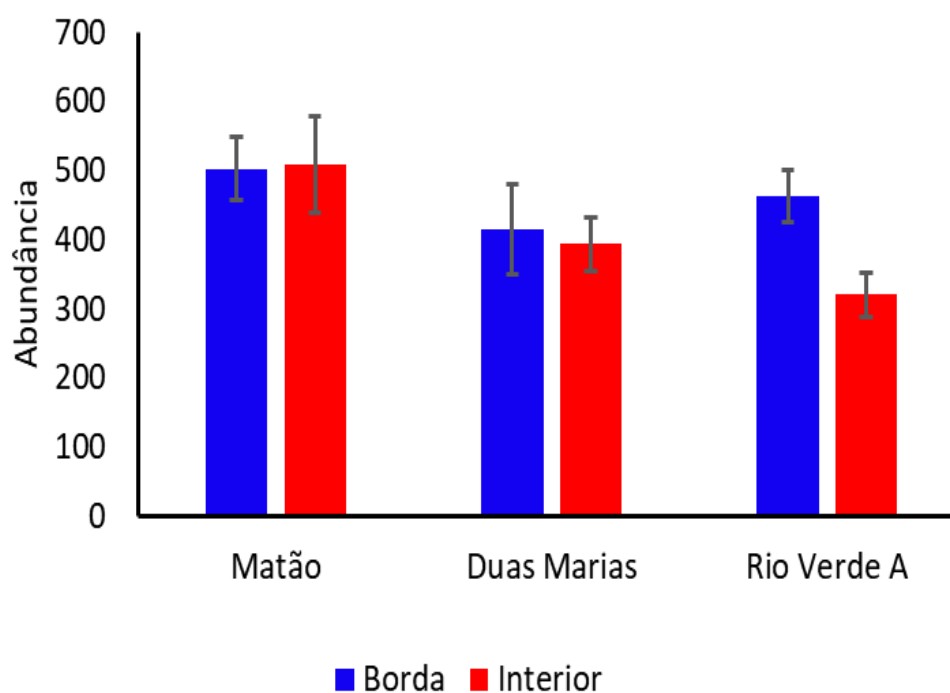


Figura 7. Abundância total das ordens de insetos edáficos amostrados nas áreas de interior e borda nos três remanescentes de Cerrado, Mato Grosso do Sul Fazenda (Matão, Fazenda Duas Marias e Fazenda Rio Verde A).

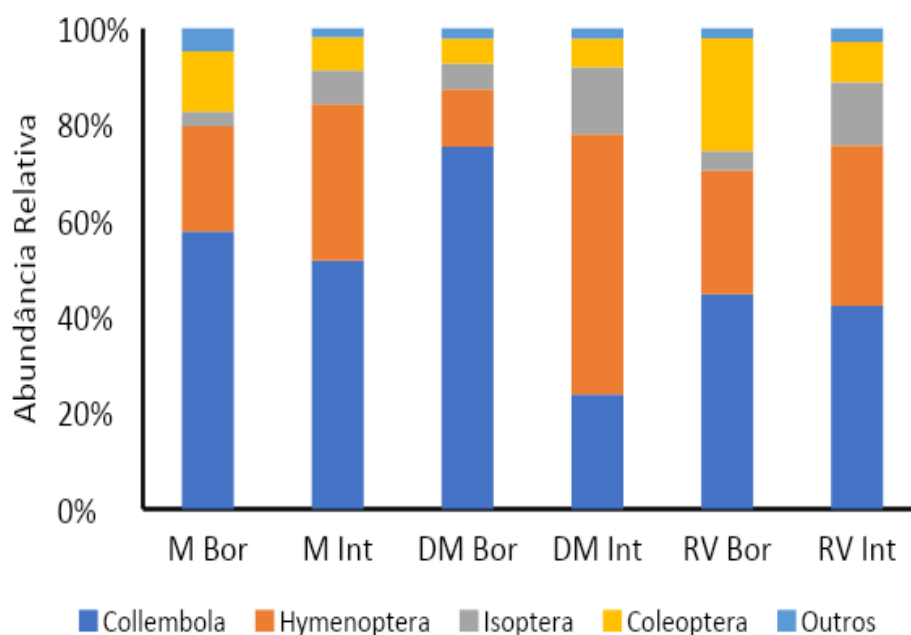


Figura 8. Abundância relativa entre as ordens de insetos edáficos amostrados nas áreas de interior (Int) e borda (Bor) nos três remanescentes de Cerrado, Mato Grosso do Sul (Fazenda Matão (M), Fazenda Duas Marias (DM) e Fazenda Rio Verde A (RV).

A ordenação demonstrou uma evidente segregação na composição da entomofauna edáfica entre os ambientes de borda e interior. Na Fazenda Matão (Figura 9), a separação entre borda e interior foi moderada ($PseudoF = 4,8$; $gl = 1;15$; $p = 0,04$). As Fazendas Duas Marias (Figura 10) e Rio Verde A (Figura 11) demonstraram maior segregação entre as áreas de borda e interior ($PseudoF = 10,3$; $gl = 1;24$; $p = 0,001$; $PseudoF = 4,5$; $gl = 1;25$; $p = 0,001$, respectivamente).

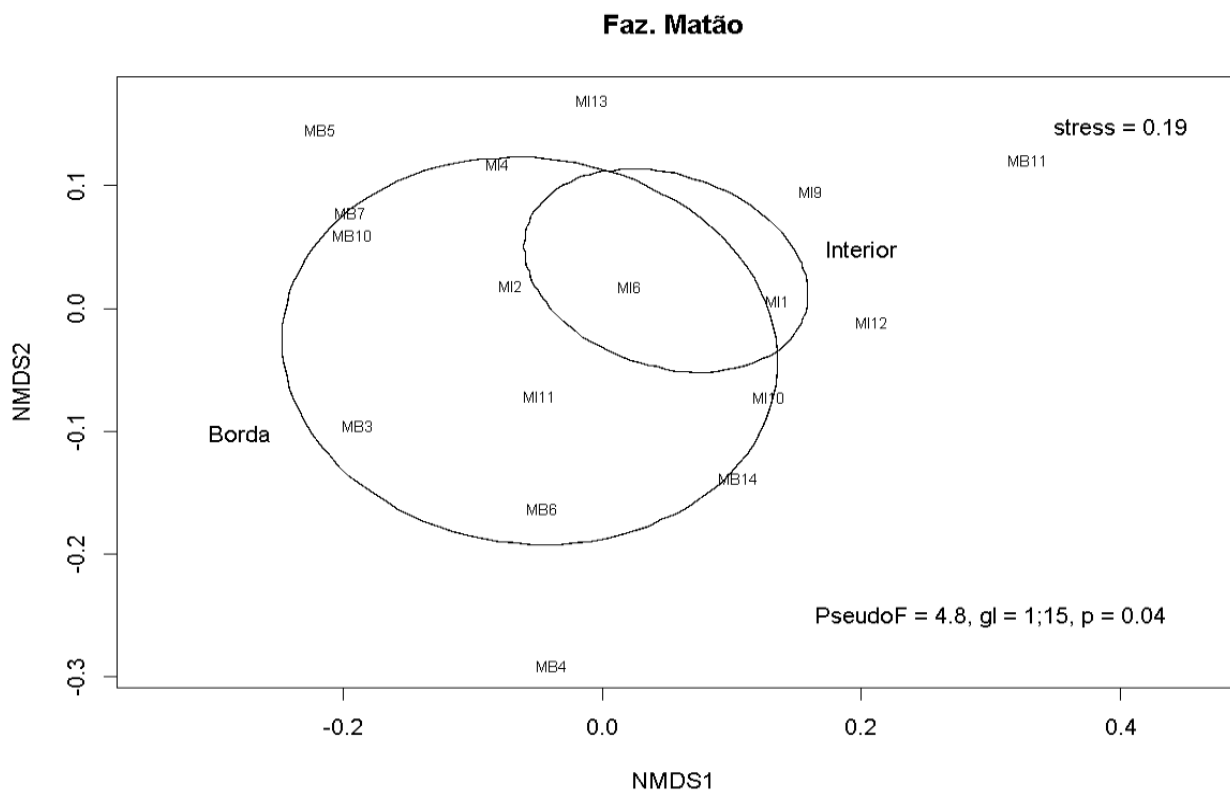


Figura 9. Escalonamento multidimensional não métrico das ordens de insetos edáficos amostrados em ambientes de interior e borda no remanescente de Cerrado Fazenda Matão.

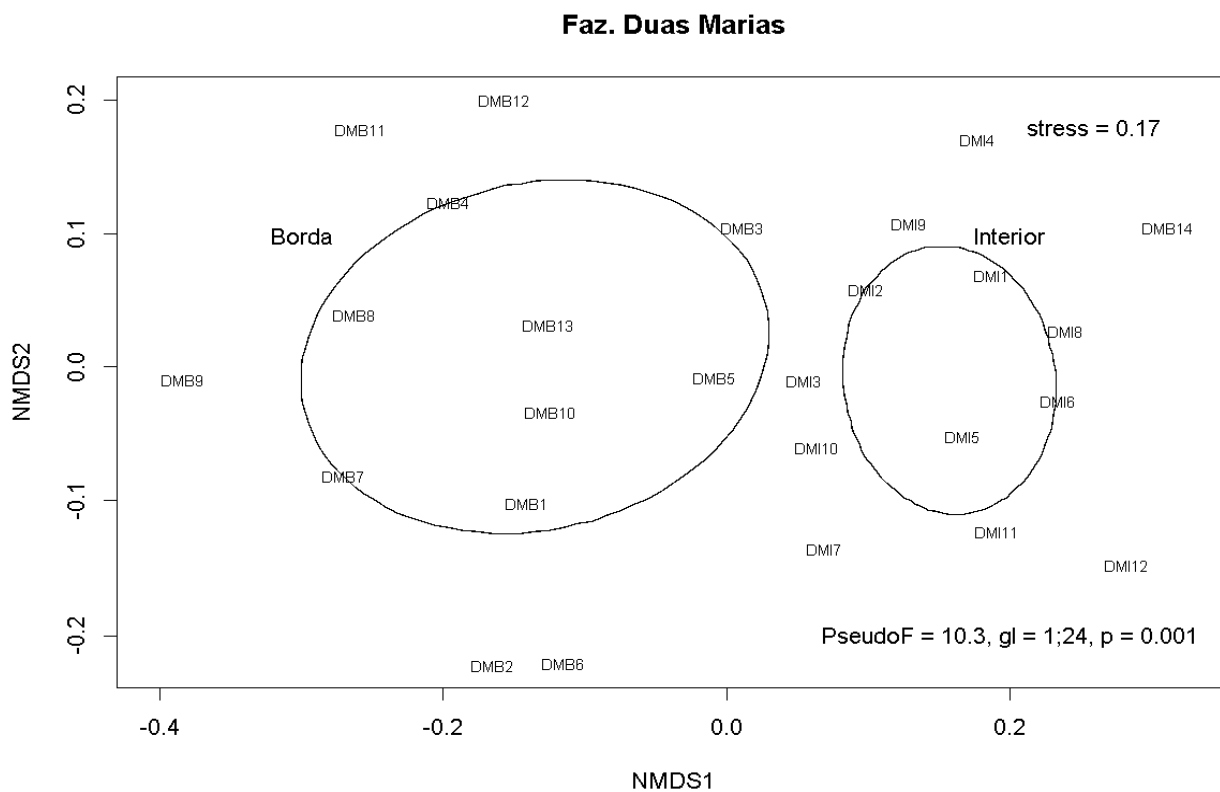


Figura 10. Escalonamento multidimensional não métrico das ordens de insetos edáficos amostrados em ambientes de interior e borda no remanescente de Cerrado Fazenda Duas Marias.

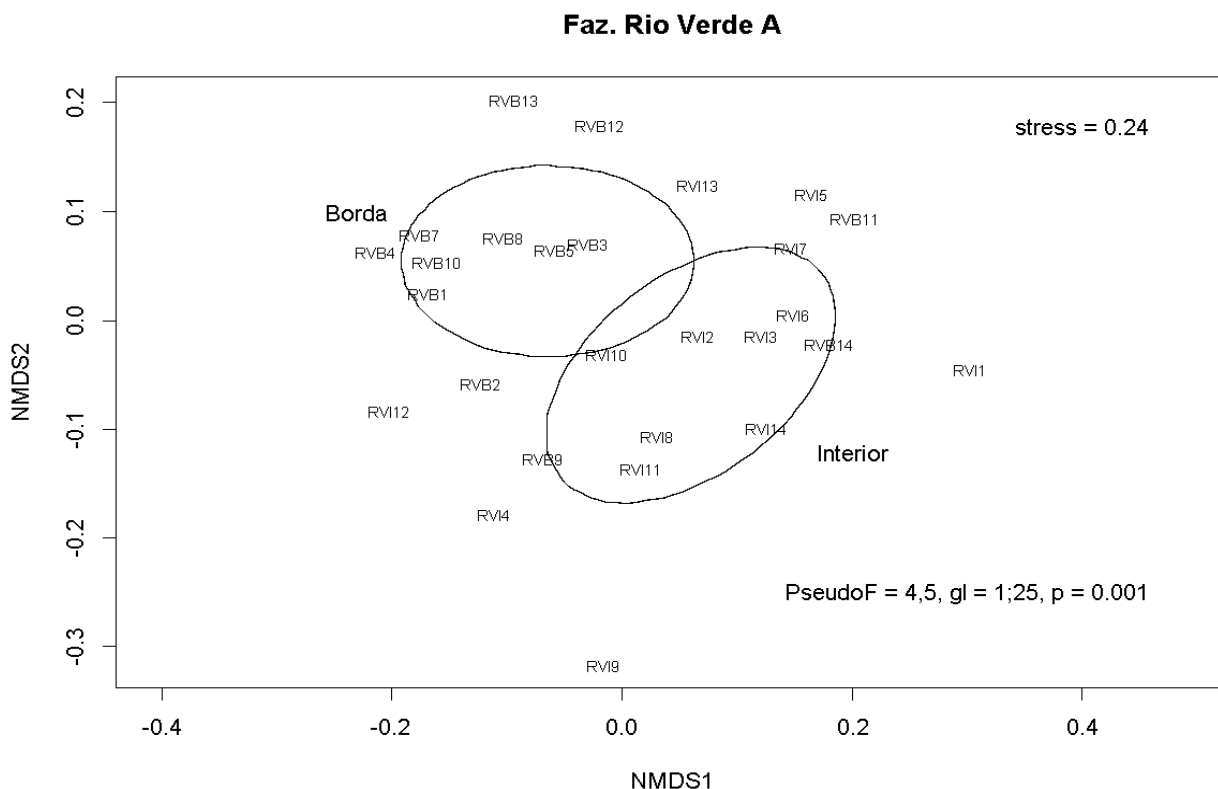


Figura 11. Escalonamento multidimensional não métrico das ordens de insetos edáficos amostrados em ambientes de interior e borda no remanescente de Cerrado Fazenda Rio Verde A.

A Análise de Espécies Indicadoras indicou associações significativas entre algumas ordens de insetos e os ambientes de interior e borda nos remanescentes Fazenda Duas Marias e Rio Verde A. A Fazenda Duas Marias apresentou cinco ordens com potencial de bioindicação, enquanto que a Fazenda Rio Verde A, apenas duas ordens (Tabela 2). Isoptera foi a ordem que se constituiu como indicadora nestes dois remanescentes, especialmente para condições de interior do fragmento. As ordens Blattodea e Hymenoptera foram indicadoras de condições de interior, enquanto que Coleoptera, Collembola e Dermaptera, foram indicadoras de condições de borda (Tabela 2).

Tabela 2. Análise de espécies indicadoras (IndVal) para ordens de insetos edáficos amostrados em áreas de interior e borda em três remanescentes de Cerrado (Fazenda Matão, Fazenda Duas Marias e Fazenda Rio Verde A).

Ordem	Fazenda Matão			Fazenda Duas Marias			Fazenda Rio Verde A		
	Local	IndVal	p	Local	IndVal	p	Local	IndVal	p
Blattodea	-	-	-	Interior	0,42	0,05	-	-	-
Coleoptera	-	-	-	-	-	-	Borda	0,59	0,001
Collembola	-	-	-	Borda	0,57	0,004	-	-	-
Dermaptera	-	-	-	Borda	0,42	0,013	-	-	-
Diptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	-	-	-	Interior	0,58	0,001	-	-	-
Isoptera	-	-	-	Interior	0,70	0,002	Interior	0,62	0,015
Lepidoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neuroptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orthoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Psocodea	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thysanoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Discussão

Os resultados demonstraram padrões gerais nas variações ambientais ao longo do gradiente borda-interior dos três remanescentes. Com exceção da variável luminosidade no remanescente Fazenda Rio Verde A, a temperatura e a luminosidade diminuíram

gradualmente com o distanciamento da borda, enquanto umidade, por sua vez, aumentou. De modo geral, os padrões observados correspondem às expectativas do estudo, pois era esperado encontrar ambientes mais sombreados, com maior umidade e, conseqüentemente, menos quentes no interior dos remanescentes, devido à maior densidade de árvores de grande porte e dosséis fechados (MURCIA, 1995; Chen et al., 1993; Shaik et al., 2023). Diversos estudos sobre efeito de borda em diferentes tipos de florestas, inclusive no Cerrado, reportam os mesmos padrões observados, evidenciando a mesma tendência de diminuição para temperatura e luminosidade e aumento para umidade relativa com a distância da borda (CHEN et al., 1993; YOUNG & MITCHELL, 1994; Delgado et al., 2007; LIMA-RIBEIRO, 2008; DODONOV et al., 2013; MAGNAGO et al., 2015; HOFMEISTER et al., 2019; SLATER et al., 2023). Por outro lado, REYS et al. (2013) e MENDONÇA et al. (2015) não observaram correlação entre a distância da borda e os valores de temperatura, umidade e luminosidade. Esses dois últimos estudos, no entanto, tratam de remanescentes majoritariamente imersos em matrizes de pastagem, enquanto os demais, onde temperatura, umidade e luminosidade variaram com a distância da borda, matrizes de monocultura, assim como no presente estudo. Esse conjunto de resultados sugere que o tipo de matriz adjacente é determinante para a magnitude dos efeitos de borda no microclima, assim como apontado por KUPFER et al. (2006) e LAURANCE et al. (2007).

A maior representatividade de Collembola, Hymenoptera e Coleoptera registrada neste estudo reflete a diversidade geral de insetos edáficos, corroborando padrões de abundância descritos para esses organismos (LAWRENCE & BRITTON, 1994; ARBEA & BLASCO-ZUMETA, 2001; SCHULTHEISS et al., 2022). Colêmbolos estão entre os artrópodes de solo mais numerosos e amplamente distribuídos globalmente (HOPKIN, 1997; POTAPOV et al., 2020), se constituindo como fauna edáfica dominante em muitos

ecossistemas (ARBEA & BLASCO-ZUMETA, 2001). Os Hymenoptera registrados foram majoritariamente pertencentes à família Formicidae, insetos igualmente abundantes e bem representados em amostragens de solo (SCHULTHEISS et al., 2022). Além disso, a grande maioria das formigas coletadas foi formada por formigas-cortadeiras (gêneros *Atta* e *Acromyrmex*), que em remanescentes florestais são frequentemente abundantes por se beneficiarem do processo de fragmentação (WIRTH, et al., 2007; MEYER, et al., 2009; SIQUEIRA, et al., 2017). A expressiva presença de Coleoptera, por sua vez, também pode estar relacionada com a enorme diversidade do grupo. Coleoptera é documentada como a ordem de inseto mais rica em espécies (LAWRENCE & BRITTON, 1994), e regiões neotropicais abrigam enorme parte dessa riqueza (MOODLEY et al., 2022).

A variação observada na abundância total do interior e borda em apenas um dos remanescentes foi inesperada, visto que os três locais estavam sujeitos aos mesmos efeitos da matriz adjacente (i.e. Eucalipto). Isso sugere que os remanescentes possuem particularidades que não foram mensuradas neste estudo, como por exemplo, seu formato, tamanho e nível de isolamento. De acordo com vários estudos, esses fatores são reconhecidos como intensificadores do efeito de borda (LAURANCE, 1988; LAURANCE & YESSEN, 1991; LAURANCE et al., 2007). A maior segregação entre os ambientes de borda e interior observada na Fazenda Duas Marias pode ser atribuída à predominância de Collembola, o grupo mais representativo nesse remanescente. Esse foi o local onde os colêmbolos apresentaram maior expressividade e maior diferença de abundância entre os ambientes de borda e interior. A resposta positiva da borda na abundância total encontrada na Fazenda Rio Verde A pode estar associada a efeitos impulsionadores frequentemente atribuídos a ambientes de borda. Bordas florestais podem aumentar a abundância de espécies herbívoras e generalistas, devido à grande diversidade de plantas pioneiras nesses ambientes (GUIMARÃES et al., 2014; MORANTE-FILHO et al., 2024). Além disso,

ambientes de borda costumam apresentar maior deposição de serapilheira e temperaturas mais elevadas, condições que estimulam a atividade de muitos invertebrados de solo (SMEDT et al., 2019).

A associação entre Coleoptera e ambientes de borda é observada em grande parte dos estudos sobre efeito de borda em besouros terrestres (MAGURA & LÖVEI 2024), onde os autores demonstram que os ambientes de borda podem apresentar maior disponibilidade de recursos e menores pressões de predação e competição para esses insetos. A maior afinidade de Hymenoptera e Isoptera por ambientes de interior também é corroborada por boa parte dos achados anteriores (CAITANO et al., 2020), que demonstram que o hábito eussocial desses insetos pode ser determinante para as respostas negativas aos efeitos de borda, uma vez que ao estabelecerem colônias em locais fixos, são mais vulneráveis a distúrbios ambientais. Em relação a Collembola e Blattodea, ambos associados às bordas pelas análises, a literatura aponta que as ordens são favorecidas por umidade elevada e temperaturas baixas (ARBEA & BLASCO-ZUMETA, 2001; KUDOL et al., 2011; HEINGER et al., 2015; MANYULLEI et al., 2022), condições opostas às das bordas analisadas neste estudo, onde colêmbolos foram mais abundantes e se constituíram como espécie indicadora. Isso sugere que a abundância da ordem tenha sofrido maior influência de fatores não mensurados neste estudo, como a disponibilidade de recursos, por exemplo. Dermaptera também foi associada às bordas, o que pode estar relacionado com as maiores temperaturas registradas nesses locais, já que esses insetos possuem preferências por ambientes mais quentes (KIRSTOVÁ et al., 2018).

Por sua vez, os efeitos da matriz adjacente também podem ter influenciado os padrões observados na abundância dos insetos amostrados. Estudos anteriores demonstram que, em relação a outros tipos de monocultura, matrizes de silvicultura podem causar maior penetrância dos efeitos de borda (COSTA et al., 2022; MAGURA &

LÖVEI, 2024). Aumentos na abundância de Coleoptera em bordas foram associados a matrizes de eucalipto por MAGURA E LÖVEI (2020), em estudos que demonstram efeitos positivos das matrizes silviculturais na dispersão de besouros terrestres. Reduções na fauna formigas em detrimento da proximidade com eucaliptais foram observados por MARTELLO et al. (2018), onde é sugerido que a menor disponibilidade de recursos existente próximos à matriz, somado ao manejo agroquímico intensivo típico de monoculturas, pode ter impactado diretamente a abundância desses insetos. Esses resultados corroboram alguns dos padrões registrados e demonstram que o contraste entre a matriz adjacente e a área nativa pode influenciar o efeito de borda (DIDHAM & LAWTON, 1999; LAURANCE et al., 2002; MEZA-ELIZALDE & ARMENTERAS-PASCUAL, 2021).

Considerações Finais

Os resultados deste estudo demonstraram que o efeito de borda impactou variáveis ambientais e a entomofauna edáfica nos remanescentes de Cerrado analisados. As bordas apresentaram maiores temperaturas e luminosidade, enquanto o interior se destacou por maiores níveis de umidade, com padrões condizentes aos esperados e amplamente relatados na literatura. Esses gradientes ambientais influenciaram diretamente a composição e a distribuição da fauna edáfica ao longo do gradiente borda-interior.

Entre as ordens analisadas, Collembola, Coleoptera e Hymenoptera apresentaram respostas mais evidentes ao efeito de borda, com padrões que sugerem potencial de bioindicação. Collembola foi dominante em bordas, mesmo sob condições adversas, enquanto Hymenoptera e Isoptera foram mais abundantes no interior, reforçando sua sensibilidade a alterações ambientais. Coleoptera mostrou forte associação com bordas, possivelmente devido à maior disponibilidade de recursos nesses ambientes.

Como desdobramento, estudos futuros podem explorar mais detalhadamente o papel das características estruturais dos remanescentes, como o impacto da densidade de vegetação, presença de espécies exóticas invasoras e forma dos fragmentos, além de avaliar variáveis ainda não mensuradas, como disponibilidade de recursos específicos e distúrbios locais. Além disso, investigações que integrem abordagens multiescalares e analisem outros grupos de fauna edáfica podem ampliar o entendimento sobre os impactos da fragmentação e o papel bioindicador dos insetos. Por fim, os resultados reforçam a importância de considerar o tipo de matriz adjacente no planejamento de estratégias de conservação, destacando o manejo sustentável das áreas de silvicultura e o monitoramento da fauna edáfica como ferramentas essenciais para mitigar os impactos da fragmentação e do efeito de borda.

Referências

- ALBRECHT, M., DUELLI, P., SCHMID, B. & MÜLLER, C. B. 2010. Effects of ecological compensation meadows on arthropod diversity in adjacent intensively managed grassland. *Biological Conservation*. 143(3):642–649.
- ALMEIDA, C. S., COSTA, D. A., FLORENCIO, D. F. & SCHEFFRAHN, R. H. 2017. The impact of edge effect on termite community (Blattodea: Isoptera) in fragments of Brazilian Atlantic Rainforest. *Brazilian Journal of Biology*. 77(3):519–526.
- ARBEA, J. I. & BLASCO-ZUMETA, J. 2001. Collembola in Mediterranean grassland ecosystems: diversity, abundance, and ecological functions. *Acta Oecologica*, 22(3):151–162.

- BENNETT, A. F., & SAUNDERS, D. A. 2011. Habitat fragmentation and landscape change. In: SOSHI, N. S. & EHRLICH, P. R. eds. Conservation biology for all. *New York, Oxford University Press*. v.93, p. 88-106.
- BUZZI, Z. J. 2010. Entomologia didática. Curitiba, *UFPR*, p.349-372.
- CAITANO, B., BARLOW, J., BENCHIMOL, M., LEES, A. C. & SCHOEREDER, J. H. 2020. Edge effects on insects depend on life history traits: a global meta-analysis. *Journal of Insect Conservation*. 24(2):233–240.
- CARVALHO, F. M. V., DE MARCO, P. & FERREIRA, L. G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*. 142(7):1392–1403.
- CHEN, J., FRANKLIN, J. F. & SPIES, T. A. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63(3-4):219–237
- COSTA, M. K. S., FRANÇA, F. M., BROCADO, C. R. & FADINI, R. F. 2022. Edge effects from exotic tree plantations and environmental context drive dung beetle assemblages within Amazonian undisturbed forests. *Forest Ecology and Management*. 520:120277.
- DEANS, A. M., MALCOLM, J. R., SMITH, S. M. & BELLOCQ, M. I. 2005. Edge effects and the responses of aerial insect assemblages to structural-retention harvesting in Canadian boreal peatland forests. *Forest Ecology and Management*. 204(2–3):249–266.
- DELGADO, J. D., ARROYO, N. L., ARÉVALO, J. R. & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. 2007. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*. 81(4):328–340.

- DIDHAM, R. K. & LAWTON, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*. 31(1):17–30.
- DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*. 67:345–366.
- EWERS, R. M. & DIDHAM, R. K. 2008. Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 105(14):5426–5429.
- FARRELL, B. D. 1998. "Inordinate fondness" explained: Why are there so many beetles? *Science*. 281(5376):555–559.
- GUIMARÃES, P. R., PIRES, M. M., JORDANO, P., BASCOMPTE, J. & THOMPSON, J. N. 2014. Indirect effects drive coevolution in mutualistic networks. *Nature*. 550(7674):511–515.
- HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., LOVEJOY, T. E., SEXTON, J. O., AUSTIN, M. P., COLLINS, C. D., COOK, W. M., DAMSCHEN, E. I., EWERS, R. M., FOSTER, B. L., JENKINS, C. N., KING, A. J., LAURANCE, W. F., LEVEY, D. J., MARGULES, C. R. & MELBOURNE, B. A. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*. 1(2):1–9.
- HARPER, K. A., MACDONALD, S. E., BURTON, P. J., CHEN, J., BROSOFSKE, K. D., SAUNDERS, S. C., EUSKIRCHEN, E. S., ROBERTS, D., JAITEH, M. S. & ESSEEN, P. A. 2015. Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *Journal of Ecology* 103(3):550–562.

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

HOFMEISTER, J., HOŠEK, J., BRABEC, M., STŘALKOVÁ, R., MÝLOVÁ, P., BOUDA, M., PETTIT, J. L., RYDVAL, M. & SVOBODA, M. 2019. Microclimate edge effect in small fragments of temperate forests in the context of climate change. *Forest Ecology and Management* 448:48–56.

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

HULSMANS, E., VANDEREYCKEN, A., VAN GEEL, M., SMAGGHE, G. & MEEUS, I. 2023. Cascading effects of management and landscape on insect pollinators, pollination services, and yield in apple orchards. *Agriculture. Ecosystems & Environment* 352:108509.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 2014. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 18.05.2024.

KIRSTOVÁ, M., PYSZKO, P. & KOČÁREK, P. 2018. Factors influencing microhabitat selection and food preference of tree-dwelling earwigs (Dermaptera) in a temperate floodplain forest. *Bulletin of Entomological Research*. 109(1):54–61.

KUPFER, J. A., MALANSON, G. P. & FRANKLIN, S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*. 15(1):8–20.

- LAUGA-REYREL, F. & DECONCHAT, M. 1999. Diversity within the Collembola community in fragmented coppice forests in south-western France. *European Journal of Soil Biology* 35(4):177–187.
- LAURANCE, W. F. & YESSEN, J. 1991. Impacts of forest fragmentation on tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*. 4(3):202–213.
- LAURANCE, W. F. 1988. Edge and patch size effects in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*. 2(1):23–34.
- LAURANCE, W. F., NASCIMENTO, H. E. M., LAURANCE, S. G., ANDRADE, A., EWERS, R. M., HARMS, K. E., LUIZÃO, R. C. C. & RIBEIRO, J. E. 2007. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLOS ONE* 2(10):e1017.
- LAURANCE, W. F., PÉREZ-SALICRUP, D., DELAMÔNICA, P., FEARNSIDE, P. M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L. & LOVEJOY, T. E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*. 82(1):105–116.
- LAWRENCE, J. F. & BRITTON, E. B. 1994. Australian Beetles: A Guide to Their Identification, Biology, and Distribution. Melbourne: *CSIRO Publishing*.
- LIMA-RIBEIRO, M. DE S. 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 22(2):535–545.
- LOBRY DE BRUYN, L. A. 1999. Ants as Bioindicators of Soil Function in Rural Environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 74(1–3):425–441.

- MAGNAGO, L. F. S., EDWARDS, D. P., EDWARDS, F. A., MAGRACH, A., MARTINS, S. V. & LAURANCE, W. F. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*. 102(2):475–485.
- MAGURA, T. & LÖVEI, G. L. 2024. Edge history modulates the depth of edge influence: Evidence from ground beetles with different feeding traits. *Forest Ecology and Management*. 561:121874.
- MAGURA, T.; LÖVEI, G. L. 2020. The permeability of natural versus anthropogenic forest edges modulates the abundance of ground beetles of different dispersal power and habitat affinity. *Diversity*. 12(9):320.
- MARTELLO, F., DE BELLO, F., MORINI, M. S. DE C., SILVA, R. R., SOUZA-CAMPANA, D. R. DE, RIBEIRO, M. C. & CARMONA, C. P. 2018. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. *Scientific Reports*. 8(1):3266.
- MARVIER, M., KAREIVA, P. & NEUBERT, M. G. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis*. 24(4):869–878.
- MENDONÇA, A. H., RUSSO, C., MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 8(4):493–503.
- MEYER, S. T., WIRTH, R. & LEAL, I. R. 2009. Effects of forest fragmentation on leaf-cutting ants: Implications for ecosystem services in tropical rainforests. *Ecological Applications*. 19(5):1527–1537.

- MEZA-ELIZALDE, M. C. & ARMENTERAS-PASCUAL, D. 2021. Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a North Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*. 498:119546.
- MOODLEY, S., PROCHEŞ, Ş. & WILSON, J. R. U. 2022. The role of beetles (Coleoptera) in the tropics: Diversity and ecological significance. *Neotropical Entomology*. 51(2):168–176.
- MORALES-MÁRQUEZ, J. & MELONI, F. 2022. Fauna do solo e seu potencial uso em restauração ecológica de ecossistemas de terras secas. *Ecologia da Restauração*. 30(6):e13686.
- MORANTE-FILHO, J. C. CRUZ, C. D., BENCHIMOL, M., ALMEIDA, F. V. & de, A. 2024. Linking changes in landscape structure to insect herbivory in forest edges and interiors of Atlantic Forest remnants. *Ecological Applications*. 34(7)
- MURCIA, C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 10(2):58–62.
- OLIVEIRA, M. A. DE., GOMES, C. F. F., PIRES, E. M., MARINHO, C. G. S. & DELLA LUCIA, T. M. C. 2014. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. *Revista Ceres*. 61:800–807.
- POTAPOV, M. B., ANICHKIN, A. E., GONGALSKY, K. B. & ZAITSEV, A. S. 2020. Ecology of Collembola in natural and disturbed ecosystems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 20(4):1802–1815.
- RAFAEL, J. A., AUGUSTO, G., JOSÉ, C., CASARI, S. A. & CONSTANTINO, R. 2024. Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. 2ª ed. Manaus: *Editora INPA*. 880 p.

REYS, P. ET AL. 2013. Estrutura e composição florística de um Cerrado sensu stricto e sua importância para propostas de restauração ecológica. *Hoehnea* 40(3):449–464.

RODRIGUES, E. & PRIMACK, R. B. 2001. Biologia da conservação. 1ª ed. Londrina: Editora Planta. 328 p.

SÁNCHEZ-BAYO, F. & WYCKHUYS, K. A. G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. *Biological Conservation*. 232:8–27.

SCHLEGEL, J. 2022. Butterflies benefit from forest edge improvements in Western European lowland forests, irrespective of adjacent meadows' use intensity. *Forest Ecology and Management* 521:120413.

SCHULTHEISS, R., FAYLE, T. M., JUNG, H. T., ELIZALDE, L. & FEDERLE, W. 2022. The global distribution of ants (Hymenoptera: Formicidae) and their ecological roles. *Ecological Monographs* 92(3):e1510.

SESSA, H. D., GILLINGHAM, P. K., PRATT, V., EATON, B., FLETCHER, S., ABDULLAH, A., SUPRIADI & KORSTJENS, A. H. 2023. Living on the edge: forest edge effects on microclimate and terrestrial mammal activity in disturbed lowland forest in Sumatra, Indonesia. *Oryx* 1–12.

SHAIK, R. U., JALLU, S. B. & DOCTOR, K. 2023. Unveiling temperature patterns in tree canopies across diverse heights and types. *Remote Sensing*. 15(8):2080.

SIQUEIRA, T., BINI, L. M. & ROQUE, F. O. 2017. Habitat fragmentation and edge effects on leaf-cutting ants in forest landscapes. *Forest Ecology and Management*. 384:156–162.

SMEDT, P., THOMAS, A. & BONTE, D. 2019. Microclimatic variation in fragmented forests: A global synthesis. *Forest Ecology and Management*. 451:117565.

- SOLLAI, G. & SOLARI, P. 2022. An overview of “Insect Biodiversity”. *Diversity*. 14(2):134.
- STANGLER, E. S., HANSON, P. E. & STEFFAN-DEWENTER, I. 2014. Interactive effects of habitat fragmentation and microclimate on trap-nesting Hymenoptera and their trophic interactions in small secondary rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation*. 24(3):563–577.
- STRASSBURG, B. B. N., CROUZEILLES, R., LOYOLA, R. D., DINIZ, C. G., CÔRTEZ, M., & SCARAMUZZA, C. A. M. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*. 1(4):23
- SYAMSUAR MANYULLEI, N., DIAPOLDO SILALAH, F., ALWI PALUSERI, A. M., WAHDANIYAH, N., WALY, H., JABALNUR, W. R. & NUR. 2022. Environment factors affecting cockroach density: A systematic review. *International Journal of Life Science Research Archive*. 3(1):001–012.
- TUFF, K. T., TUFF, T. & DAVIES, K. F. 2016. A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecology Letters*. 19(4):361–374.
- VULINEC, K. 2002. Dung Beetle Communities and Seed Dispersal in Primary Forest and Disturbed Land in Amazonia. *Biotropica*. 34(2):297–309.
- WILLMER, J. N. G., PÜTTKER, T. & PREVEDELLO, J. A. 2022. Global impacts of edge effects on species richness. *Biological Conservation*. 272:109654.
- WIRTH, R., MEYER, S. T., LEAL, I. R. & TABARELLI, M. 2007. Plant-herbivore interactions at the forest edge: opposing gradients of abundance and diversity. *Biotropica*. 39(4):489–495.

YATES, E. D., LEVIA JR., D. F. & WILLIAMS, C. L. 2004. Recruitment of three non-native invasive plants into a fragmented forest in southern Illinois. *Forest Ecology and Management*. 190:119–130.

YOUNG, A. & MITCHELL, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*. 67(1):63–72.