



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DENIZE WGLIANA GERVASIO DE OLIVEIRA

**EFEITOS DA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE PAISAGEM SOBRE A
COMUNIDADE DE CHRYSOMELOIDEA (COLEOPTERA) DA CAATINGA**

RECIFE

2021

DENIZE WGLIANA GERVASIO DE OLIVEIRA

**EFEITOS DA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE PAISAGEM SOBRE A
COMUNIDADE DE CHRYSOMELOIDEA (COLEOPTERA) DA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, da Universidade Federal de Pernambuco para a obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Luciana Iannuzzi

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Adelita Maria Linzmeier

RECIFE

2021

Catálogo na Fonte:
Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB4/1788

Oliveira, Denize Wglia Gervasio de
Efeitos da estrutura e composição de paisagem sobre a comunidade de
Chrysomeloidea (Coleoptera) da caatinga / Denize Wglia Gervasio de Oliveira. –
2021.

45 f. : il.

Orientador: a Prof. Dr. Luciana Iannuzzi.

Orientadora: Prof. Dr. Adelita Maria Linzmeier.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro
de Biociências. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Recife,
2021.

Inclui referências.

1. Besouros. 2. Coleóptero. 3. Caatinga. I. Iannuzzi, Luciana (orientadora). II. Linzmeier, Adelita Maria (coorientadora). III. Título.

595.76

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2022-156

DENIZE WGLIANA GERVASIO DE OLIVEIRA

**EFEITOS DA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE PAISAGEM SOBRE A
COMUNIDADE DE CHRYSOMELOIDEA (COLEOPTERA) DA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, da Universidade Federal de Pernambuco para a obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Aprovada em: 30/08/2021

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Inara Roberta Leal (Membro titular)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Simão Dias de Vasconcelos Filho (Membro titular)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Letícia Maria Vieira (Membro titular)

Universidade Federal de Lavras

Prof. Dr. Artur Campos Dalia Maia (Suplente)

Universidade Federal da Paraíba

Prof. Dr. Fredy Alexander Alvarado Roberto (Suplente)

Universidade Federal da Paraíba

RECIFE

2021

Dedico esse trabalho a minha família!

AGRADECIMENTOS

Um agradecimento especial as minhas orientadoras Dr^a Luciana Iannuzzi e Dr^a Adelita Maria Linzmeier, por toda paciência, dedicação, críticas e sugestões, amizade e confiança e principalmente por todo conhecimento transmitido durante toda minha jornada. Muito obrigada por acreditarem em mim em cada etapa, e por serem essa fonte de inspiração incrível. O apoio de vocês foi essencial para eu acreditar na minha capacidade, e sempre me deixou muito segura para realizar minhas tarefas.

À Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Zoologia e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (PPGBA). A todos os docentes que fizeram parte desta jornada e também à secretaria do PPGBA por toda disposição em ajudar.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de financiamento.

Aos amigos que fazem parte do Laboratório de Ecologia e Taxonomia de Insetos – LABTEI, por toda parceria, discussões em laboratório, risadas, momentos de descontração e conhecimentos compartilhados, em especial ao Dr. Renato Portela Salomão por toda paciência em me ensinar e me acompanhar nas análises estatísticas. E ao Dr. Fredy Alexander Alvarado Roberto pela ajuda nas análises de paisagem. Muito obrigada.

À Reserva da Companhia Hidrelétrica do São Francisco – CHESF, por permitir a realização da coleta.

À toda minha família, principalmente aos meus Pais, Shierly Gervasio de Souza e Milton Neves de Oliveira por sempre acreditar na minha capacidade e por ser minha principal fonte de apoio. Aos meus irmãos Whendril Gervasio de Oliveira e Luan Sayler Gervasio de Oliveira por todo companheirismo e amizade, sempre ouvindo minhas confissões. Eu amo vocês. Esse mestrado só foi possível com a contribuição de vocês.

Às minhas amigas Daniela da Rosa, Aline Luzia e Jaqueline Cássia por serem minhas confidentes nos momentos de estresse e por sempre serem as primeiras a vibrar por minhas conquistas.

E finalmente, a todos aqueles que de modo direto ou indireto contribuíram para minha formação e desenvolvimento desde projeto. O meu muito obrigada!

RESUMO

O estudo sobre a persistência da biodiversidade das paisagens antrópicas tem tomado grande atenção nos últimos anos, porém apesar dos consideráveis esforços de pesquisa, existem lacunas de informações sobre os efeitos de mudanças das paisagens na biodiversidade em Florestas Tropicais Sazonalmente Secas. Neste sentido, avaliamos como a estrutura e a composição da paisagem afetam a estrutura da comunidade de Chrysomeloidea na Caatinga. O estudo foi realizado nos estados de Sergipe e Alagoas. Os besouros foram coletados de março a setembro de 2000, em 10 unidades de paisagem, utilizando-se armadilhas Malaise. Foi estabelecido um buffer de 1 km² ao redor de cada unidade de paisagem e estimados vários índices comumente utilizados para descrever a estrutura da paisagem (e.g. (i) Maior Índice de Fragmentação; (ii) Densidade de borda; (iii) Borda total; (iv) Riqueza relativa do fragmento; (v e vi) Índices de Diversidade de Shannon e Simpson. As comunidades de besouros foram avaliadas em duas escalas taxonômicas: superfamília (Chrysomeloidea) e família (Chrysomelidae e Cerambycidae). Foram utilizadas diversidade total de espécies ($D\gamma$), diversidade dentro das amostras ($D\alpha$) e a heterogeneidade das comunidades ($D\beta$). Os componentes da diversidade foram obtidos usando números de Hill com ordem $q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$. Avaliamos os efeitos através de modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de erro Gaussiana e Poisson. As análises estatísticas foram conduzidas no programa R versão 4.0.1. Nossos resultados mostram que a fragmentação de habitat afeta negativamente a comunidade de Chrysomeloidea, particularmente a de Cerambycidae; o efeito de borda é positivo sobre a comunidade de Chrysomelidae; há influência contrastante da distribuição dos fragmentos (i.e., diversidade de Simpson) sobre as comunidades de Chrysomeloidea e Chrysomelidae. Fornecemos um novo patamar sobre as interações ecológicas desse grupo de besouros com a Caatinga e concluímos que a estrutura e composição da paisagem afetam diretamente as comunidades de Chrysomeloidea.

Palavras-chave: Fragmentação; Chrysomelidae; Cerambycidae; semiárido.

ABSTRACT

The study on the persistence of biodiversity in anthropogenic landscapes has gained great attention in recent years, but despite the research efforts considered, there are gaps in information about the effects of landscape changes on biodiversity in Seasonally Dry Tropical Forests. In this sense, we evaluate how a landscape structure and composition affect a Chrysomeloidea community structure in the Caatinga. The study was carried out in the states of Sergipe and Alagoas. Beetles were collected from March to September 2000, in 10 landscape units, using Malaise traps. A 1 km² buffer was established around each landscape unit and various indices commonly used to describe a landscape structure were estimated (eg, (i) Largest Patch Index; (ii) Edge Density; (iii) Total Edge; (iv) Relative fragment richness; (ve vi) Shannon and Simpson Diversity Indices. Beetle communities were evaluated on two taxonomic scales: superfamily (Chrysomeloidea) and family (Chrysomelidae and Cerambycidae). ($D\alpha$) and the heterogeneity of communities ($D\beta$). The diversity components were used using Hill numbers with order $q = 0$, $q = 1$ and $q = 2$. We evaluated the effects through generalized linear models (GLM) with Gaussian and Poisson error distribution. Statistical analyzes were performed using the R version 4.0.1 program. Our results show that habitat fragmentation negatively affects the Chrysomeloidea community, particularly one of Cerambycidae; the edge effect is positive on the Chrysomelidae community; contrasting influence of fragment distribution (i.e. Simpson diversity) on Chrysomeloidea and Chrysomelidae communities. We provide a new level of ecological interactions for this group of beetles with the Caatinga and conclude that landscape structure and composition directly affect how Chrysomeloidea communities.

Keywords: Fragmentation; Chrysomelidae; Cerambycidae; semi-arid.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da América do Sul, com destaque para os 10 pontos de coleta dos besouros Chrysomeloidea (Coleoptera) nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. 21
- Figura 2.** Ranquing de abundância das espécies de Chrysomeloidea identificados em paisagens de Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. 25
- Figura 3.** Relação entre abundância e índice de Relações significativas dos níveis de ordens de diversidade de Chrysomeloidea e descritores de paisagem em Modelos Lineares Generalizados identificados na Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. Relação positiva entre abundância e índice de diversidade de Shannon (**A**) – relação negativa entre o índice de fragmentação e número de espécies abundantes e dominantes a escala local e a diversidade regional (**B, C e D**) – relação positiva entre a diversidade de Simpson das paisagens com número de espécies abundantes a escala local (**E**) – relação positiva entre a densidade da borda e o número de espécies dominantes em escala local (**F**) – relação positiva entre a borda total e riqueza em escala de diversidade regional (**G**). 27
- Figura 4.** Relações significativas negativa dos níveis de ordens de diversidade de Cerambycidae com o índice de fragmentação em Modelos Lineares Generalizados identificados em paisagens de Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. Abundância (**A**) – diversidade regional de espécies (**B**) – movimentação na riqueza de espécies (**C**) – números de espécies abundantes em escala local (**D**) – movimentação de espécies abundantes (**E**) – espécies dominantes em escala local (**F**) – movimentação de espécies dominantes (**G**). 28
- Figura 5.** Relações significativas de níveis de ordens de diversidade de Chrysomelidae e descritores de paisagem em Modelos Lineares Generalizados identificados na Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. Relação positiva entre borda total e riqueza de espécies em escala regional (**A**) – e número de espécies abundantes em escala regional (**B**) – relação positiva entre riqueza relativa do patch e a mudança no número de espécies abundantes e dominantes (**C e D**) – relação negativa entre o índice de diversidade de Simpsons e a mudança no número de espécies abundantes e dominantes (**E e F**) – relação positiva entre densidade da borda e riqueza de espécies (**G**). 29

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	10
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
2.1	ECOLOGIA DE PAISAGEM.....	11
2.2	CAATINGA.....	13
2.3	CHRYSOMELOIDEA.....	15
3	ARTIGO.....	17
3.1	INTRODUÇÃO.....	17
4	METODOLOGIA.....	21
4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	21
4.2	DEFINIÇÃO DAS PAISAGENS.....	22
4.3	COLETA DE DADOS.....	22
4.4	VARIÁVEIS RESPOSTAS.....	23
4.5	VARIÁVEIS EXPLICATIVAS.....	23
4.6	ANÁLISE DE DADOS.....	24
5	RESULTADOS.....	25
6	DISCUSSÃO.....	30
7	CONCLUSÃO.....	35
	REFERÊNCIAS.....	36

1 INTRODUÇÃO GERAL

A diminuição das florestas está diminuindo o número de espécies viventes em paisagens antrópicas, tanto em manchas de vegetação nativa, como na matriz antrópica (GRAY *et al.*, 2016). Nesse cenário, novos estudos têm se voltado para a compreensão de fatores que determinam os padrões da biodiversidade nas paisagens em diferentes escalas (HAILA, 2002). Nas últimas décadas aumentaram os números de modelos teóricos que explicam a distribuição e abundâncias de espécies em paisagens modificadas. O estudo do efeito das paisagens sobre as comunidades biológicas é um tema que ainda se encontra em discussão, principalmente no que se refere aos níveis de resiliência das comunidades das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020b) e às respostas particulares destas comunidades quando comparadas a outras florestas tropicais (e.g. LIRA *et al.*, 2021). Portanto, para a conservação e manutenção dos ecossistemas, é essencial a compreensão dos padrões de resposta dos insetos herbívoros às características e transformações das paisagens (TELES *et al.*, 2019). Nesse sentido, o principal objetivo desse estudo foi avaliar como mudanças na estrutura e na composição de paisagens antrópicas na Caatinga afetam a estrutura da comunidade de Chrysomeloidea nesse ecossistema, analisando o efeito da composição (riqueza relativa da mancha e diversidade de habitats da paisagem) sobre as comunidades de Chrysomeloidea e também o efeito da configuração (quantidade e densidade de borda, nível de fragmentação) sobre as comunidades de Chrysomeloidea. Considerando a especificidade ambiental dos Chrysomeloidea (LINZMEIER *et al.*, 2006; MENG *et al.*, 2013; TELES *et al.*, 2020), nós hipotetizamos de que a alteração na estrutura e composição da paisagem afeta a diversidade taxonômica e funcional dos besouros Chrysomeloidea. Portanto, esperamos que o aumento da fragmentação (por exemplo, aumento da densidade da borda, aumento da diversidade da paisagem) afetará negativamente as comunidades de Chrysomeloidea, diminuindo assim sua diversidade e abundância. Além disso, uma vez que a perda e fragmentação de habitat são uma grande ameaça à biodiversidade (FAHRIG, 2003; BENNET e SAUNDERS, 2010), esperamos que a estrutura e composição da paisagem afetem todas as escalas biológicas aqui analisadas (Chrysomeloidea, Chrysomelidae e Cerambycidae) de forma semelhante. Dessa forma a dissertação está organizada em um referencial teórico e um manuscrito que virá a ser publicado na revista Biotrópica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ECOLOGIA DE PAISAGEM

Atividades antrópicas, tais como, processos de urbanização, industrialização e agropecuária, entre outras, são responsáveis por modificações intensas na integridade estrutural das paisagens. A ruptura nos padrões da paisagem pode, portanto, comprometer a funcionalidade dos processos ecológicos essenciais para a persistência das comunidades biológicas e a manutenção da biodiversidade no ecossistema (WIRTH *et al.*, 2008). Conforme a intensidade e extensão das atividades antrópicas, as paisagens naturais sofrem diferentes níveis de modificação e conseqüente variada alteração da biodiversidade (MELO *et al.*, 2013). Em destaque, o conhecimento acerca dessas questões evidencia que níveis intermediários de perturbação mantêm um grande número de fragmentos florestais, muitos deles grandes, permitindo a preservação da conectividade estrutural na paisagem e beneficiando a biodiversidade (FAHRIG, 2003; VILLARD; METZGER, 2014). Desse modo, por essas e outras razões, muita ênfase vem sendo dada ao desenvolvimento de métodos que quantifiquem os padrões das paisagens. Portanto, avaliar os efeitos da composição e configuração da paisagem na biodiversidade permite a compreensão das implicações desses fatores sobre as comunidades biológicas e, possibilita a criação de ações para que a configuração de paisagem ideal seja alcançada (FAHRIG, 2003; DUFLOT *et al.*, 2017).

A ecologia de paisagem estuda os padrões ambientais e os processos ecológicos envolvidos na estruturação dos habitats (TURNER, 1989), por meio das interações e comportamento dos organismos, que por sua vez, conduzem os processos da dinâmica populacional (JOHNSON *et al.*, 1992). A quantidade de habitat pode ser considerada o principal preditor da diversidade de espécies de uma paisagem (FAHRIG, 2013). E, em escala espacial, qual métrica é definida pela área de vida normal de um organismo e sua distribuição regional (ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2020b; MCGARIGAL *et al.*, 2015). Em outras palavras cada organismo dimensiona o ambiente de maneira diferente, assim, o tamanho de uma paisagem varia dependendo do que constitui um mosaico de habitat ou fragmentos de recursos significativos (ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2020b).

Seguindo a teoria da biogeografia de ilhas, a riqueza e densidade das espécies analisadas em função da escala são métricas importantes, pois seus valores permitem indicar a homogeneidade ou heterogeneidade da paisagem de acordo com o tamanho das áreas

(MACARTHUR; WILSON, 1967; MCGARIGAL *et al.*, 2015). Portanto, a densidade de riqueza de patch (PRD) permite padronizar a riqueza e comparar as paisagens. Já a riqueza relativa do patch (RPR) representa a riqueza como uma porcentagem da riqueza potencial máxima especificada pelo usuário (ROMME, 1982).

A composição da paisagem é uma métrica que vai analisar a complexidade estrutural de acordo com o tipo e quantidade de habitat. Associada a configuração espacial, a composição permite verificar-se a estrutura (heterogeneidade ou homogeneidade da paisagem (FAHRIG *et al.*, 2011). Por exemplo, a porcentagem de cobertura florestal na paisagem, o número (ou diversidade) de diferentes coberturas na paisagem ou a área ocupada por culturas na paisagem são medidas típicas da heterogeneidade composicional da paisagem (FAHRIG *et al.*, 2011; ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2020a). A configuração da paisagem, por outro lado, refere-se ao arranjo espacial ou fisionomia de cada cobertura, sendo medida pelo número de patches, tamanho e distância média entre eles, formato, dentre outros (MCGARIGAL *et al.*, 2015).

Também são aplicados índices de diversidade como métricas de paisagem, sendo o mais popular o de Shannon (SHDI), que é baseado na teoria da informação (SHANNON; WEAVER, 1949). O valor deste índice representa a quantidade de "informação" por indivíduo (ou patch). É utilizado como índice relativo para comparar paisagens diferentes ao mesmo tempo ou para estudar uma referida paisagem em momentos diferentes (SHANNON; WEAVER, 1949). Outra medida de diversidade popular é o índice de diversidade de Simpson (SIDI), que, diferente do índice de Shannon, é menos sensível à presença de tipos raros e tem uma interpretação muito mais intuitiva (SIMPSON, 1949). Especificamente, o valor do índice de Simpson representa a probabilidade de que quaisquer duas áreas selecionadas aleatoriamente sejam diferentes tipos de manchas (SIMPSON, 1949). Assim, quanto mais alto o valor, maior a probabilidade de que quaisquer duas células desenhadas aleatoriamente sejam de tipos de manchas diferentes (MCGARIGAL *et al.*, 2015). O índice de diversidade de Simpson modificado (MSIDI), também muito utilizado, é aplicado com base na modificação de Pielou (1975) do índice de diversidade de Simpson. A proposta de modificação do índice de Simpson visa eliminar a interpretação intuitiva como uma probabilidade, e o incluem em uma classe geral de índices de diversidade, a exemplo do índice de diversidade de Shannon (PIELOU, 1975; MCGARIGAL *et al.*, 2015).

A fragmentação florestal está entre os principais efeitos causados pela alteração antrópica, afetando diretamente a estrutura e composição de um ecossistema (MYERS *et al.*,

2000). Essa métrica junto aos efeitos de borda permite inferir sobre as respostas das comunidades ecológicas frente a modificações. Apesar de existirem muitas outras, as métricas aqui referidas são as mais empregadas em estudos de ecologia de paisagem.

2.2 CAATINGA

A Caatinga é um ecossistema restrito ao território brasileiro, formado por um mosaico de florestas secas e vegetação arbustiva e esclerófila, fazendo parte de um complexo global denominado de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (SDTF, PENNINGTON *et al.*, 2009). É considerado o terceiro maior ecossistema do Brasil, com cerca de 912,529 km² (SILVA *et al.*, 2017), ocupando toda a região nordeste do país e o norte de Minas Gerais (CASTELLETTI *et al.*, 2003). Os solos predominantes da Caatinga são Litólicos, Cambissolos, Podzólicos, Eutróficos, Solos Castanhos não Cálcicos e Planossolos (VELOSO *et al.*, 2002). A precipitação varia entre 400 e 1800 mm/ano, de acordo com a localidade, sendo que a maior parte da região recebe entre 600 e 1000 mm de chuva por ano. A precipitação é maior em poucos locais, a exemplo dos brejos de altitude (SILVA *et al.*, 2017). A temperatura média anual se enquadra entre 25 e 30 °C (PLGGB, 1988).

Características singulares do clima semiárido da Caatinga resultam na evolução de uma vegetação tipicamente xerófila, com adaptações morfológicas e fisiológicas a tais condições, muitas das quais apresentam espinhos e microfilia (PRADO, 2003). A maior parte da vegetação é decídua, o que explica o nome de origem Tupi, que significa “floresta branca”, caracterizando o aspecto da vegetação na estação seca, quando perdem as folhas, permanecendo apenas os troncos brancos de árvores e arbustos (PRADO, 2003; ALBUQUERQUE; BANDEIRA, 1995). Na Caatinga são conhecidas 3.150 espécies de plantas em 930 gêneros e 152 famílias (cerca de 725 espécies em 31 gêneros são endêmicas do ecossistema) (QUEIROZ; CARDOSO; FERNANDES; MORO, 2017), sendo Fabaceae a família botânica com maior riqueza (BFG, 2015). Algumas das espécies mais representativas são: *Amburana cearensis*(Fr.All.) A.C. Smith, (Fabaceae –Papilionoideae), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan var. *cebil* (Griseb.) Altschul (“angico”, Fabaceae – Mimosoideae), *Aspidosperma pyrifolium* Mart. (“pau-pereiro”, Apocynaceae), *Cenostigma pyramidale* Tul. (“catingueira”, Fabaceae), *Cnidoscolus phyllacanthus*(Müll. Arg.) Pax&Hoffm. (“faveleira”, Euphorbiaceae), *Commiphora leptophloeos*(Mart.) Gillet (“imburana”, Burseraceae), várias

espécies do gênero *Croton* (Euphorbiaceae) e de *Mimosa* (Fabaceae-Mimosoideae), *Myracrodruonurundeuva* Fr. All., (“aroeira”, Anacardiaceae), *Schinopsis brasiliensis* Engler (“baraúna”, Anacardiaceae) e *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex A. DC.) Standley (“pau d’arco roxo”, Bignoniaceae) (PRADO, 2003).

A Caatinga apresenta uma grande diversidade de ambientes, sendo subdividida em oito ecorregiões delineadas por fatores bióticos e abióticos que regulam a estrutura e função das comunidades naturais (VELOSO *et al.*, 2002). Sendo elas: Complexo de Campo Maior - caracterizada principalmente por Ecótonos cerrado/caatinga e cerrado/mata, com vegetação caducifólia e sub-caducifólia estacionais e solos sedimentares que formam planícies inundáveis; Complexo Ibiapaba – Araripe, particularizada por apresentar solo arenoso, profundo e pouco fértil e floresta pluvial com porções de cerradão e carrasco; Depressão Sertaneja Setentrional – principalmente caracterizada pela irregularidade pluviométrica (podendo chegar a 10 meses secos), de vegetação arbustiva a arbórea, sobre solos de origem cristalina, e contendo também áreas em processo de desertificação; Planalto da Borborema – reconhecido por suas áreas montanhosas com declives acentuados e relevo bastante movimentado, com presença de afloramentos rochosos de granito; Depressão Sertaneja Meridional - apresenta a paisagem mais típica do semiárido nordestino, com extensas planícies baixas, de relevo predominante suave ondulado e elevações residuais disseminadas, constituída por latossolos; Dunas do São Francisco - formadas por solos arenosos e profundos, de areias quartzosas, com fertilidade muito baixa e elevações residuais, com ventos alísios de sudeste que caracterizam as dunas; Complexo da Chapada Diamantina e Raso da Catarina – inclui os pontos mais altos, que por sua vez, formam “ilhas” de campos rupestres separadas por vales e compreendem um gradiente de grande diversidade biológica, cerrado, campos rupestres e diferentes tipos de mata (desde a mais seca à mais úmida) (VELOSO *et al.*, 2002). Em termos de conservação, as duas ecorregiões da Depressão Sertaneja (Setentrional e Meridional) estão entre as mais impactadas pela ação antrópica (atividades de pecuária, plantações de café, e retirada de lenha para olaria) e possuem poucas áreas protegidas (VELOSO *et al.*, 2002). As ecorregiões Dunas do São Francisco e Raso da Catarina foram as que sofreram menos impactos, e isso se deve principalmente à baixa densidade populacional. Porém, nessa região há grande restrição hídrica, que por sua vez, apresenta um impacto negativo substancial no crescimento e desenvolvimento das plantas (VELOSO *et al.*, 2002).

Os processos de uso do solo durante o desenvolvimento de atividades humanas, somados às mudanças climáticas, têm gerado constantes alterações na configuração das paisagens da Caatinga (SILVA *et al.*, 2017; LEAL *et al.*, 2005) e consequentes diminuição nas interações entre organismos (RIBEIRO *et al.*, 2015). A pecuária e a extração de madeira e outros produtos florestais geram remoção da biomassa florestal e afetam particularmente os insetos herbívoros que apresentam uma relação estreita com as plantas (LEAL *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2016). Tais processos resultam na homogeneização taxonômica de insetos e plantas e na consequente diminuição nas interações ecológicas (RIBEIRO *et al.*, 2015; LEAL *et al.*, 2014).

2.3 CHRYSOMELOIDEA

Chrysomeloidea (Coleoptera) é a superfamília que reúne os besouros de tarsos criptopentâmeros, e juntamente com os Curculionoidea formam o clado Phytophaga (HADDAD; MCKENNA, 2016). Com distribuição cosmopolita, é composta por sete famílias: Chrysomelidae, Cerambycidae, Disteniidae, Vesperidae, Oxypeltidae, Orsodacnidae e Megalopodidae (REID, 1995). Apresentam grande importância econômica, por vezes consideradas pragas em todo mundo, por outro lado sendo eficazes na supressão de ervas daninhas (KONSTANTINOV; VANDERBERG, 1996). Chrysomelidae e Cerambycidae são detentoras de quase a totalidade da diversidade da superfamília, com cerca de 71.500 espécies (BOUCHARD *et al.*, 2017).

Chrysomelidae compreende cerca de 36.500 espécies descritas em mais 2.000 gêneros (BOUCHARD *et al.*, 2017) e 12 subfamílias: Sagrinae, Bruchinae, Criocerinae, Cassidinae, Chrysomelinae, Galerucinae, Lamprosomatinae, Cryptocephalinae, Eumolpinae, Spilopyrinae, Donaciinae e Synetinae (BOUCHARD *et al.*, 2011), sendo que apenas as três últimas não ocorrem no Brasil (SEKERKA *et al.*, 2019). Os besouros crisomelídeos se alimentam de ramos, folhas e raízes de quase todas as famílias de plantas superiores, mas a maioria das espécies é considerada monófaga ou oligófaga (MARINONI *et al.*, 2001). Por exemplo, os Galerucini se alimentam geralmente de Cucurbitaceae, os Cassidini de Convolvulaceae, Hispini de Poaceae e Arecaceae (JOLIVET, 1988). Os Bruchinae são registrados em 36 famílias de plantas hospedeiras (RIBEIRO-COSTA; ALMEIDA, 2012), estando associados principalmente à Fabaceae (MORSE, 2014). Chrysomelidae apresenta uma variação de padrões ecológicos de acordo com o gradiente ambiental, com respostas

contrastantes a diferentes níveis de alterações ambientais. Podem ter sua abundância e riqueza de espécies reduzidas em áreas perturbadas, quando comparadas a florestas conservadas (PIMENTA; MARCO Jr., 2015), ou apresentarem abundância menor em áreas mais conservadas (LINZMEIER *et al.*, 2006). Entretanto, sofrem efeito negativo da cobertura do dossel, apresentando diminuição da riqueza com o aumento da cobertura (TELES *et al.*, 2019). Tais respostas sugerem que esse grupo seja um potencial indicador de qualidade ambiental (LINZMEIER *et al.*, 2006; PIMENTA; MARCO Jr., 2015; TELES *et al.*, 2019).

Cerambycidae também apresenta um grande número de espécies, 35.000 descritas em 4.000 gêneros (COSTA, 2000) de nove subfamílias: Cerambycinae, Lamiinae, Lepturinae, Parandrinae, Prioninae, registradas para o Brasil, além de Aseminae, Apatophyseinae, Spondylidinae e Oxypeltinae de ocorrência em outros países (CASARI; IDE, 2012). Corresponde a uma das famílias mais diversificadas morfologicamente, devido as inúmeras formas e tamanhos, a exemplo do cerambicídeo amazônico *Titanus giganteus*(L.), que atinge 20 cm de comprimento (CASARI; IDE, 2012). Devido ao hábito alimentar xilófago, os Cerambycidae atuam na decomposição de madeira morta, desenvolvendo importante papel na ciclagem de nutrientes em seus habitats, sendo considerados como engenheiros de ecossistemas (BUSE *et al.*, 2008; MONNÉ, 2001). As larvas são fitófagas e geralmente alimentam-se internamente da casca, floema, seiva ou cerne de árvores, assim muitas espécies são consideradas pragas de plantas lenhosas, algumas de produção comercial (CASARI; IDE, 2012). A maioria das espécies de Cerambycidae ocorre em áreas não perturbadas ou florestas primárias, com uma tendência a redução das espécies especialistas e à homogeneização das suas comunidades com o aumento da perturbação ambiental (MENG *et al.*, 2013).

Espécies de Chrysomeloidea são estreitamente relacionados à planta hospedeira e o resultado de tal interação permite entender a resposta desses besouros às mudanças ambientais, principalmente as ocasionadas por ações antrópicas (LINZMEIER *et al.*, 2006; LINZMEIER; RIBEIRO-COSTA, 2013). Para a conservação e manutenção dos ecossistemas, é essencial a compreensão das respostas desses insetos às características e transformações das paisagens (Teles *et al.*, 2019).

3 ARTIGO

Determinantes de paisagem da biodiversidade de Chrysomeloidea (Coleoptera) em Florestas Tropicais Sazonalmente Secas

3.1 INTRODUÇÃO

A perda de cobertura vegetal nativa e a transformação dos ambientes naturais alteram as condições ambientais, consequentemente afetando as comunidades ecológicas (Fahrig 2003; Batistiet *al.*, 2016; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020a). A diminuição das florestas está levando ao aumentando o número de espécies viventes em paisagens antrópicas, tanto em manchas de vegetação nativa, como na matriz antrópica (Gray *et al.*, 2016). Cada espécie possui uma estratégia de vida particular, e ao analisar grupos aparentados é possível compreender a escala biológica na qual os efeitos da transformação de habitats ocorrem. Sob essa lógica, estudos têm se voltado para a compreensão de como as pressões antrópicas afetam a diversidade de espécies quando analisado sob a luz de diferentes escalas biológicas.

Para a compreensão da transformação de habitats, diferentes abordagens vêm sendo utilizadas nas últimas décadas. Algumas das mais tradicionais são as que comparam habitats perturbados versus habitats conservados, ou os gradientes ambientais. Com o advento das tecnologias de imagens de satélite de alta qualidade, abordagens de mensuração de quantidade de coberturas de solo precisas têm sido amplamente utilizadas na área da ecologia da conservação. O estudo do efeito da estruturadas paisagens sobre as comunidades biológicas é um tema que ainda se encontra em discussão. Este debate é ainda mais evidente no que se refere aos níveis de resiliência das comunidades das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020b) e às respostas particulares destas comunidades quando comparadas a outras florestas tropicais (p.e. Lira *et al.*, 2021). No contexto das FTSS, diversos efeitos relacionados à antropização (p.e. o efeito de borda e fragmentação) não são tão notáveis como quando observado em outras florestas tropicais (e.g. floresta tropical úmida). Portanto, a utilização de abordagens acuradas, como a da ecologia de paisagem, nos permite analisar cuidadosamente as pressões antrópicas nas paisagens das FTSS.

As FTSS estão entre os ambientes naturais que mais vem sendo alterados, principalmente devido à transformação das florestas naturais em áreas antropizadas (p.e.

pastagens, cultivo, vilas, cidades) (Leal, *et al.*, 2005; Hoekstra; Wiedmann, 2014). Nesse sentido, manter a biodiversidade em florestas imersas em paisagens agrícolas tornou-se uma importante questão socioeconômica em todo mundo (Duflo *et al.*, 2017). Entre as FTSS, a Caatinga se destaca como a maior da região Neotropical, ocupando 912.529 km² (Silva, *et al.*, 2017). A Caatinga é uma região de elevada diversidade ecológica, apresentando diferentes fisionomias vegetais, indo de vegetação arbustiva esparsa a densas florestas de árvores (Veloso *et al.*, 2002; Leal *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2018). A floresta seca da Caatinga sofre de pressões antrópicas crônicas, com processos de uso de solo para atividades humanas que geram constantes modificações na configuração das suas paisagens (Leal *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2017; Antongiovanni *et al.*, 2020). Por exemplo, as atividades agropecuárias em sua maioria são defasadas e de baixo rendimento, com práticas de corte e queima, além da criação extensiva do gado, comumente sendo criada dentro de áreas de vegetação nativa (Leal *et al.*, 2005). Os efeitos das atividades antrópicas na Caatinga já foram estudados em mamíferos (Alves *et al.*, 2020), plantas (Blanchard *et al.*, 2020), aves (Bainet *et al.*, 2020) entre outros grupos biológicos (Leal *et al.*, 2003). Neste ecossistema, foram observados processos de homogeneização taxonômica, funcional e diminuição nas interações ecológicas como consequência das atividades humanas (Leal *et al.*, 2014; Ribeiro *et al.*, 2015). Estes efeitos deletérios podem ser particularmente importantes entre os insetos herbívoros (Leal *et al.*, 2016; Andrade *et al.*, 2020), devido a sua relação com a variação microclimática, composição de espécies e estrutura da vegetação (Leal *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2016; Andrade *et al.*, 2020).

Entre os insetos herbívoros, a superfamília Chrysomeloidea (Coleoptera) apresenta espécies estreitamente relacionadas às plantas hospedeiras. Estes insetos apresentam importância econômica podendo trazer efeitos positivos (Konstantinov; Vanderberg, 1996) ou negativos (Linzmeier; Ribeiro-Costa, 2013) para a agricultura. Além disso, atuam na ciclagem de nutrientes através da decomposição de madeira morta, contribuindo para o funcionamento dos ecossistemas (Monné, 2001; Buse *et al.*, 2008). Devido à interação inseto-planta observada nos Chrysomeloidea, é possível entender como as mudanças ambientais (e.g. atividades antrópicas) afetam a diversidade de insetos herbívoros (Linzmeier *et al.*, 2006; Linzmeier; Ribeiro-Costa, 2013; Teles *et al.*, 2020). As comunidades de Chrysomeloidea podem apresentar diferentes respostas as perturbações antrópicas, dependendo podendo variar de acordo a intensidade da alteração da paisagem, bem como do grupo biológico estudado. Referente às perturbações antrópicas, as famílias Chrysomelidae e Cerambycidae são as mais

bem estudadas dentro de Chrysomeloidea devido ao elevado número de espécies e por consequência ser o grupo que comumente é mais coletado. A perturbação antrópica e a estrutura dos ambientes afetam de maneira contrastante a diversidade dos besouros Chrysomelidae, sendo observadas respostas positivas (Linzmeier *et al.*, 2006; Teles *et al.*, 2019) e negativas (Pimenta e Marco Jr., 2015) às condições mais perturbadas e de menor complexidade vegetal. Por outro lado, os besouros da família Cerambycidae apresentam marcados efeitos negativos enfrentando distúrbios antrópicos, diminuindo o número de espécies florestais especializadas e apresentando processo de homogeneização biótica (Menget *et al.*, 2013). Ainda, os Cerambycidae tendem a apresentar maior abundância em fragmentos com bordas menores (Grilli; Fachinetti, 2018). Essas diferentes respostas sugerem que Chrysomeloidea é um potencial indicador de alterações ambientais (Linzmeier *et al.*, 2006; Menget *et al.*, 2013; Pimenta e Marco Jr., 2015; Grilli; Fachinetti, 2018; Teles *et al.*, 2019). Além disso, a avaliação de diferentes subgrupos (e.g. Chrysomelidae and Cerambycidae) pode permitir a compreensão da amplitude dos efeitos da alteração ambiental sobre a diversidade de insetos herbívoros.

Para a conservação e manutenção dos ecossistemas, é essencial a compreensão das respostas dos insetos herbívoros às características e transformações das paisagens (Teles *et al.*, 2019). Nesse sentido, objetivamos avaliar como a estrutura e a composição da paisagem afetam a comunidade de Chrysomeloidea na Caatinga. Mais especificamente, analisamos o efeito da composição (riqueza relativa do fragmento e diversidade da paisagem) e configuração (quantidade e densidade de borda, fragmentação) sobre a diversidade e abundância Chrysomeloidea. Para compreender a amplitude dos efeitos da paisagem em Chrysomeloidea, avaliamos tanto a superfamília quanto as duas famílias estudadas (Chrysomeloidea e Cerambycidae) separadamente. Considerando a especificidade ambiental dos Chrysomeloidea (Linzmeier *et al.*, 2006; Menget *et al.*, 2013; Teles *et al.*, 2020), nós hipotetizamos que a alteração na estrutura e composição da paisagem afeta a diversidade taxonômica e funcional dos besouros Chrysomeloidea. Portanto esperamos que o aumento da fragmentação (p.e. aumento da densidade da borda, aumento da diversidade da paisagem) afetará negativamente as comunidades de Chrysomeloidea, diminuindo assim sua diversidade e abundância. Além disso, uma vez que a perda e fragmentação de habitat são uma grande ameaça à biodiversidade (Fahrig, 2003; Bennet; Saunders, 2010), esperamos que a estrutura e composição da paisagem afetem todas as escalas biológicas aqui analisadas (Chrysomeloidea, Chrysomelidae e Cerambycidae) de maneira semelhante.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado nos estados de Sergipe e Alagoas, Northeastern Brasil (Figura 1) em áreas conhecidas como a região da Depressão Sertaneja Meridional (DSM, Silva et al., 2018). De acordo com a classificação de Köppen, seu clima é semiárido quente (BSh) (Alvares et al. 2013) e os tipos de vegetação compreendem uma Floresta Tropical Sazonalmente Seca (STDF, da Silva et al. 2018). A precipitação anual varia de 500 a 600 mm, com o período chuvoso abrangendo os meses de março a agosto. A temperatura média anual se enquadra entre 25 e 27 °C (PLGBB, 1988). DSM sofreu uma transformação drástica de suas paisagens principalmente por atividades humanas como a agricultura de corte e queima extração de madeira, caprinocultura e urbanização, gerando assim paisagens heterogêneas com fragmentos de vegetação natural de diferentes tamanhos e formas, mas imersos em uma matriz de atividades humanas (Silva et al. 2018).

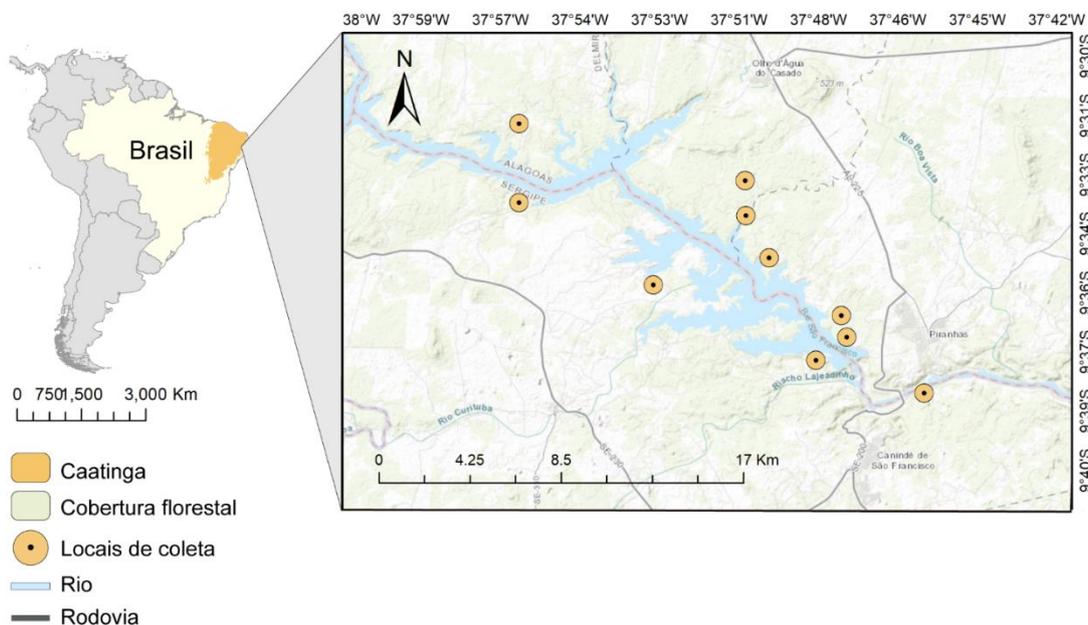


Figura 1. Mapa da América do Sul, com destaque para os 10 pontos de coleta dos besouros Chrysomeloidea (Coleoptera) nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil.

4.2 DEFINIÇÃO DAS PAISAGENS

Baseado na abordagem de patch landscape (sensu McGarigal and Cushman, 2002), selecionamos 10 unidades de paisagens de 1 km² cada, de áreas bem conservadas com vegetação nativa a áreas heterogêneas, com diversos campos de cultivo, remanescente florestais e tipos de habitat mistos. As paisagens não se sobrepõem, aumentando a independência espacial entre os locais de estudo. Estas paisagens são suficientemente grandes para explicar as diferenças no movimento diário das espécies e, também, para evidenciar as variações na diversidade de espécies de besouro e não dependentes da floresta (Chapman et al. 2007; Heisswolf et al. 2009).

Usamos o software Landsat7 para obter as imagens de satélites (de março a setembro 2000) e ARCMAP 10.2 (ESRI, 2016) por meio de segmentação e classificação das imagens, descrevemos e quantificamos cada cobertura da terra e padrões de uso da terra em cada unidade de paisagem por meio de classificação não supervisionada dentro dos locais de estudo. Identificamos quatro classes de cobertura e uso do solo: floresta (incluindo fragmentos florestais, floresta ribeirinha e coberturas florestais), pastagem, cultivo, assentamento humano.

4.3 COLETA DE DADOS

As coletas de Chrysomeloidea foram realizadas entre março e setembro de 2000. Para a amostragem dos besouros, foi instalada uma armadilha Malaise (modelo modificado de Townes, 1972) no centro de cada paisagem. As armadilhas foram mantidas durante oito semanas consecutivas em cada paisagem, sendo o material recolhido semanalmente. Cada semana representou uma amostra para a paisagem (oitamostra/paisagem * 10 paisagens = 80 amostras). Após a coleta, o material foi triado e identificado até o menor nível taxonômico possível. Para isso, foram utilizadas chaves taxonômicas específicas para crisomelídeos (Scherer, 1983; Riley et al., 2002) e sites de museu (MCZ, 2020; MIZA, 2020). Os Cerambycidae foram identificados inicialmente por meio de comparação com exemplares depositados no Museu de Zoologia da USP (MZUSP) e no Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ), sob a supervisão dos especialistas Dr. Ubirajara R. Martins (MZUSP) e Dr. Miguel

Angel Monné (MNRJ). Os espécimes vouchers foram depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Pernambuco (CEUFPE), Brasil.

4.4 VARIÁVEIS RESPOSTAS

Primeiro estimamos a integridade de nossos inventários com o estimador de cobertura da amostra (\hat{C}_n) proposto por Chao and Jost (2012), onde f_1 e f_2 são os números de espécies representadas por um e dois indivíduos, respectivamente, e n é o número total de indivíduos da amostra. A cobertura da amostra foi de 80% (variando de 62 – 99%,) em todos os locais (Tabela1), indicando que o esforço amostral foi adequado (Chao&Jost, 2012).

Estimamos a diversidade de espécies usando números de Hill (qD , sensu Jost, 2006) com o pacote *entropart* do R (Marcon; Hérault, 2015; R Development Core Team, 2020). Os componentes da diversidade foram obtidos usando números de Hill (qD) com três ordens de diversidade: ordem 0 ($q = 0$), que é obtida a partir da riqueza de espécies, sendo esta ordem insensível a abundância de espécies; ordem 1 ($q = 1$), que é obtida pelo exponencial do índice de entropia de Shannon e indica o número de espécies abundantes; e a ordem 2 ($q = 2$), obtida pelo inverso da diversidade de Simpson, indicando o número de espécies dominantes (Jost, 2006).

4.5 VARIÁVEIS EXPLICATIVAS

Utilizando as 10 paisagens mapeadas com o ARCMAP 10.2, quantificamos posteriormente as mudanças na estrutura paisagística em cada paisagem usando quatro métricas não corrigidas disponíveis na versão FRAGSTATS v4.2 (Mcgarigal et al., 2015): (i) Maior Índice de Fragmentação (LPI) que quantifica a porcentagem da área paisagística total composta pela maior mancha florestal, que é uma medida de domínio paisagístico. (ii) Densidade de borda (ED), que é uma medida de configuração paisagística e descreve o comprimento de todas as bordas florestais por área unitária (m/ha-1).(iii) Borda total (TE) também uma medida de configuração paisagística e descreve a porcentagem das bordas florestais; (iv) Riqueza relativa do fragmento (PRD) que é uma medida da composição paisagística e descreve a riqueza de manchas naturais na paisagem; (v e vi) Índices de Diversidade de Shannon (SHD) e Simpson (MSIDI) que descrevem a diversidade paisagística

e aumenta com o aumento do número de tipos de cobertura paisagística. Essas variáveis são usadas para representar a heterogeneidade composicional e a configuração da paisagem (Fahriget al., 2011).

4.6 ANÁLISE DE DADOS

Para a análise dos dados, apenas as espécies com abundância maior que 10 indivíduos foram considerados. As comunidades de besouros foram analisadas em duas escalas taxonômicas: superfamília (Chrysomeloidea) e família (Chrysomelidae e Cerambycidae). Para estimar a diversidade de Chrysomeloidea, Chrysomelidae e Cerambycidae nas diferentes paisagens, utilizamos uma abordagem de partição espacial da diversidade. Estimamos a diversidade das paisagens utilizamos a diversidade total de espécies ($D\gamma$), a diversidade dentro das amostras ($D\alpha$) e a heterogeneidade das comunidades ($D\beta$) (Jost, 2006).

Para avaliar o efeito da estrutura e composição da paisagem (LPI, TE, ED, RPR, MSIDI e SHDI) sobre a estrutura da comunidade (i.e. diversidade e abundância) de Chrysomeloidea, Chrysomelidae e Cerambycidae, utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de erro Gaussiana e Poisson. Quando houve superdispersão de dados, utilizamos GLM com distribuição de erro binomial negativa através da função 'glm.nb' da biblioteca de MASS (Ripley, 2020). Para identificar os modelos que melhor explicaram a variação das variáveis respostas, realizamos a seleção de melhor modelo com base nos Critérios de Informação Akaike (AIC) (Johnson; Omland, 2004). Testamos a significância das variáveis dependentes com o teste de razão de verossimilhança entre o modelo completo e reduzido usando o pacote lmtest (Zuuret *al.*, 2009; Hothornet *al.*, 2018). As variáveis com valores não significativos ($P > 0.05$) não foram consideradas. Testes de normalidade foram realizados a partir de gráficos q-q e a presença de outliers foi testada com Cook'sdistance (Cook'sdistance < 1). As análises estatísticas foram conduzidas no programa R versão 4.0.1 (R Development Core Team, 2020).

5 RESULTADOS

Foram coletados 484 exemplares pertencentes 82 espécies de Chrysomeloidea, sendo 416 indivíduos e 46 espécies (56% da riqueza total) pertencentes a quatro subfamílias de Chrysomelidae (Bruchinae, Criptocephalinae, Eumolpinae e Galeruciane)(86% da abundância total) e 68 indivíduos e 36 espécies (44% da riqueza total) pertencentes à duas subfamílias (Cerambycinae e Lamiinae) de Cerambycidae (14% da abundância total)(Tabela 1). Bruchinae (S=16; N=32) e Galerucinae (S=14, N=110) juntas representaram 65,2% da riqueza de Chrysomelidae e 36,5% de Chrysomeloidea). Lamiinae (S=22; N=49) representou 61% de Cerambycidae e 27% de Chrysomeloidea. *Metachroma* sp.1 e *Metachroma* sp.2 (Chrysomelidae, Eumolpinae) foram as espécies dominantes, representando 33% e 21% da abundância total de besouros coletados, respectivamente (Figura 2). A maioria das espécies foi registrada em apenas uma das paisagens estudadas, exceto duas (*Margaridisa* sp. e *Longitarsus* sp.2 – Chrysomelidae, Galeruciane) que ocorreram em cinco das 10 paisagens analisadas (ver material suplementar B). No total, 45 espécies foram *singleton* (23 de Chrysomelidae e 22 de Cerambycidae) e 13 espécies foram *doubleton* (sete de Chrysomelidae e seis de Cerambycidae). A cobertura amostral foi relativamente alta em todas as paisagens, com média de 79,6% entre as subfamílias (intervalo = 62 – 99%).

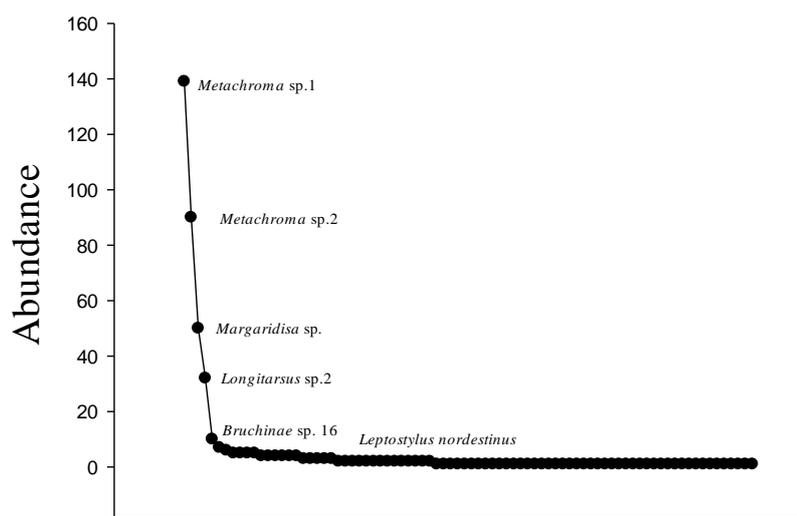


Figura 2. Ranquing de abundância das espécies de Chrysomeloidea identificados em paisagens de Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil.

		Subfamílias	N	S	CA (%)
Chrysomeloidea	Chrysomelidae	Bruchinae	32	16	62,5
		Chryptocephalinae	18	9	85,6
		Eumolpinae	257	7	99,2
		Galerucinae	110	14	94,6
	Cerambycidae	Lamiinae	22	49	73,6
		Cerambycinae	23	14	62
		Total	484	82	

Tabela 1. Tabela com Riqueza (S) – Abundância (N) – Cobertura Amostral (CA) das subfamílias identificadas em paisagens de Caatinga nos Estados de Sergipe e Alagoas, Brasil.

Em relação aos atributos da paisagem, a abundância total das espécies Chrysomeloidea foi melhor explicada pelo índice de diversidade de Shannon (SHDI), de modo que as áreas mais diversas detiveram maior número de indivíduos ($X^2_{1,8} = 0,07$; $p < 0,01$, Figura 3A, Anexo1). Observamos que o número de espécies abundantes e dominantes na escala local ($1D\alpha$, $2D\alpha$) e a diversidade regional ($1D\gamma$) apresentaram correlação negativa com a variável índice de fragmentação (LPI) ($F_{1,8} = 9,19$, $p = 0,02$; $F_{1,8} = 8,35$, $p = 0,02$ e $F_{1,8} = 11,38$, $p = 0,01$, respectivamente; Figuras 3B-D). Houve um aumento no número de espécies abundantes a escala local ($1D\alpha$) com o aumento da diversidade de Simpson das paisagens ($F_{1,8} = 4,75$, $p = 0,07$; Figura 3E). Referente a borda total, houve uma relação positiva entre o número de espécies dominantes em escala local ($2D\alpha$) e a densidade da borda ($F_{1,8} = 10,35$, $p = 0,01$; Figura 3F). Também os valores da riqueza em escala de diversidade regional ($0D\gamma$) aumentaram significativamente com o aumento na quantidade de borda total ($X^2_{1,8} = 10,01$, $p < 0,01$; Figura 3G).

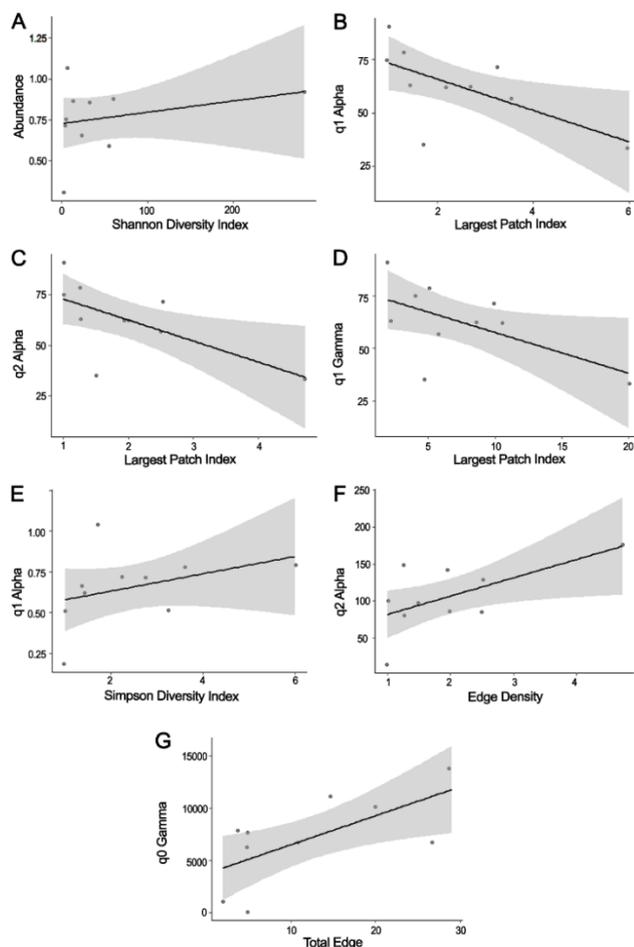


Figura 3. Relação entre abundância e índice de Relações significativas dos níveis de ordens de diversidade de Chrysomeloidea e descritores de paisagem em Modelos Lineares Generalizados identificados na Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. Relação positiva entre abundância e índice de diversidade de Shannon (**A**) – relação negativa entre o índice de fragmentação e número de espécies abundantes e dominantes a escala local e a diversidade regional (**B, C e D**) – relação positiva entre a diversidade de Simpson das paisagens com número de espécies abundantes a escala local (**E**) – relação positiva entre a densidade da borda e o número de espécies dominantes em escala local (**F**) – relação positiva entre a borda total e riqueza em escala de diversidade regional(**G**).

Quando as famílias de Chrysomeloidea foram analisadas separadamente, verificou-se que a assembleia de Cerambycidae esteve fortemente relacionada com o índice de fragmentação, variável esta que esteve negativamente relacionada com a abundância ($X^2_{1,8} = 8,936$, $p = 0,001$, Figura 4A), diversidade regional de espécies ($0D\gamma = X^2 = 9,312$, $p = 0,004$, Figura 4B), movimentação na riqueza de espécies ($0D\beta = F_{1,8} = 5,925$, $p = 0,040$, Figura 4C), números de espécies abundantes em escala local ($1D\alpha = F_{1,8} = 16,427$, $p = 0,004$, Figura 4D) e movimentação de espécies abundantes ($1D\beta = F_{1,8} = 8,480$, $p = 0,019$, Figura 4E), espécies

dominantes em escala local ($2D\alpha = F_{1,8} = 6,684$, $p = 0,032$, Figura 4F) e movimentação de espécies dominantes ($2D\beta = F_{1,8} = 10,036$, $p = 0,013$, Figura 4G).

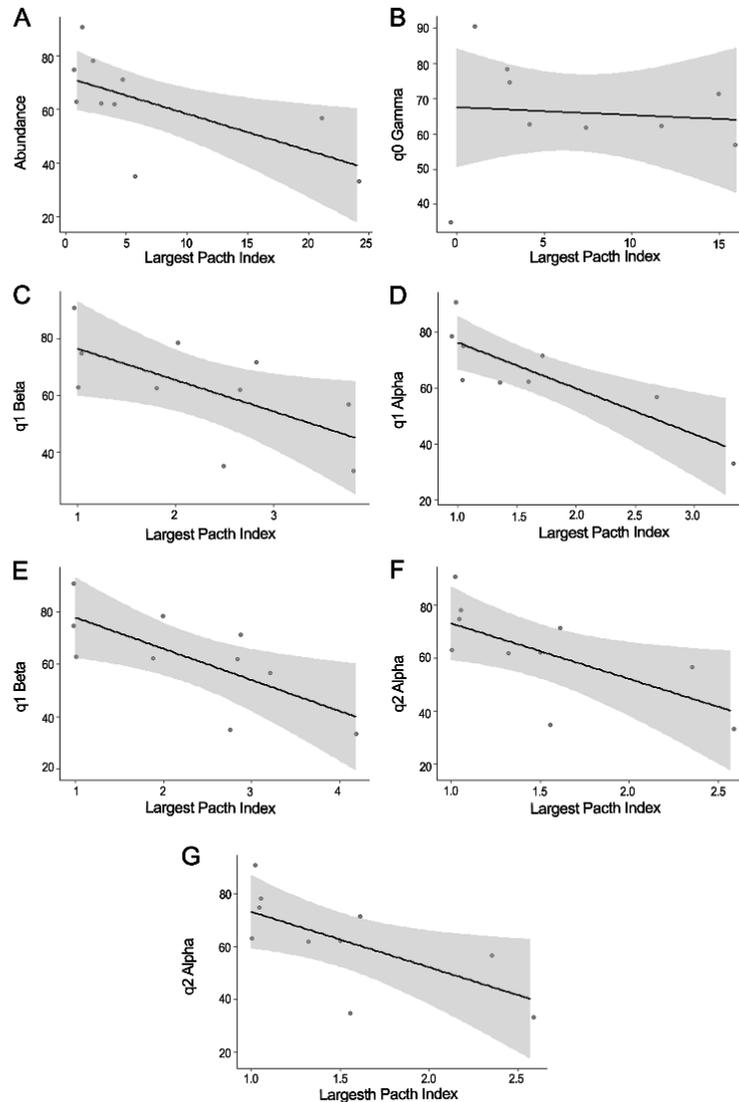


Figura 4. Relações significativas negativa dos níveis de ordens de diversidade de Cerambycidae com o índice de fragmentação em Modelos Lineares Generalizados identificados em paisagens de Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. Abundância (A) – diversidade regional de espécies (B) – movimentação na riqueza de espécies (C) – números de espécies abundantes em escala local (D) – movimentação de espécies abundantes (E) – espécies dominantes em escala local (F) – movimentação de espécies dominantes (G).

Por outro lado, as variáveis de paisagem não afetaram significativamente a abundância de Chrysomelidae ($p > 0,05$). Porém a riqueza de espécies dessa família em escala regional ($0D\gamma$) e o número de espécies abundantes em escala regional ($1D\gamma$) tiveram influência significativa da borda total, apresentando relação positiva ($X^2_{1,8} = 11,893$, $p = 0,023$; $F_{1,8} = 10,014$, $p = 0,008$, respectivamente, Figuras 5A e B). O número de espécies abundantes ($1D\beta$) e de espécies dominantes ($2D\beta$) apresentaram correlação positiva com a

riqueza relativa do patch ($F_{1,8} = 10,374$, $p = 0,023$; $F_{1,8} = 12,844$, $p = 0,01581$, respectivamente, Figuras 5C e D) e correlação negativa com índice de diversidade de Simpson ($F_{1,8} = 29,092$, $p = 0,002$; $F_{1,8} = 6,093$, $p = 0,05$, respectivamente, Figuras 5E e F). Houve um aumento na riqueza de espécies ($0D\beta$) com o aumento da densidade da borda, apresentando uma correlação positiva ($F_{1,8} = 7,266$, $p = 0,030$, Figura 5G).

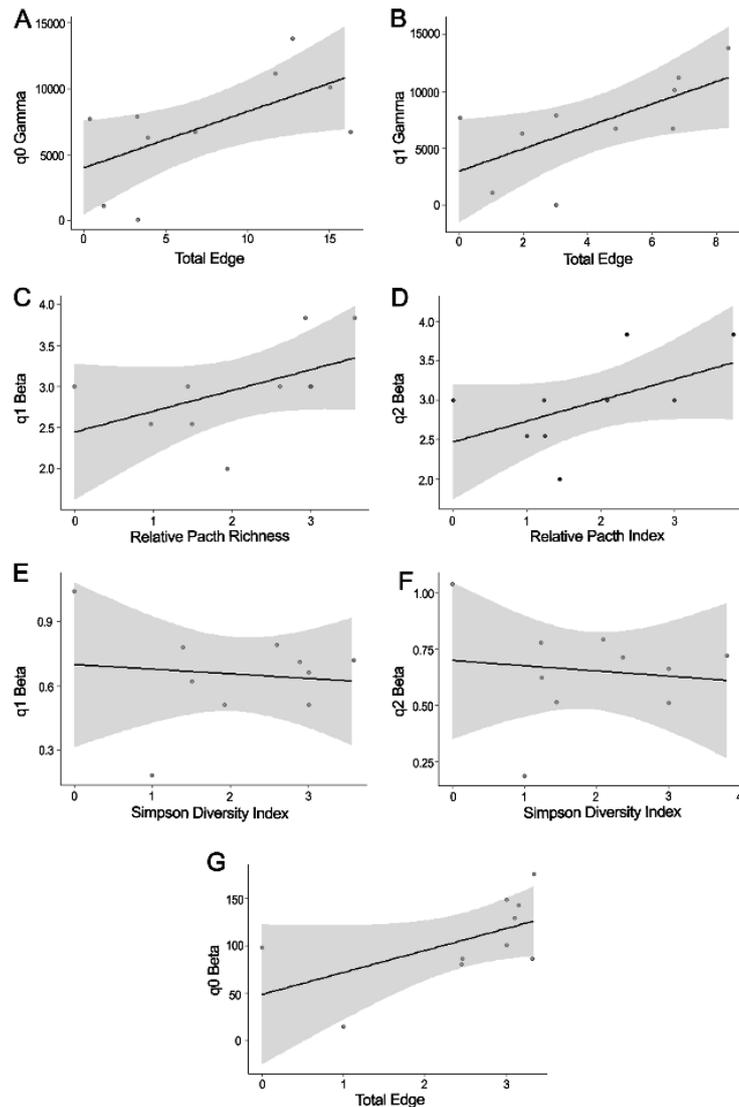


Figura 5. Relações significativas de níveis de ordens de diversidade de Chrysomelidae e descritores de paisagem em Modelos Lineares Generalizados identificados na Caatinga nos estados de Sergipe e Alagoas, Brasil. Relação positiva entre borda total e riqueza de espécies em escala regional (A) – e número de espécies abundantes em escala regional (B) – relação positiva entre riqueza relativa do patch e a mudança no número de espécies abundantes e dominantes (C e D) – relação negativa entre o índice de diversidade de Simpson e a mudança no número de espécies abundantes e dominantes (E e F) – relação positiva entre densidade da borda e riqueza de espécies (G).

6 DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que a composição da paisagem (> tamanho do fragmento de vegetação nativa) afeta a diversidade dos besourosfolha (Chrysomeloidea) na região do DSM, Brasil, adicionando informações valiosas sobre os impulsionadores da diversidade de espécies em paisagens dominadas por humanos. Em relação às mudanças na estrutura da paisagem, três achados merecem atenção especial. Primeiro, a diversidade de espécies comuns e dominantes de Chrysomeloidea foi afetada principalmente pelo tamanho do fragmento de vegetação nativa (LPI), mas a riqueza de espécies foi positivamente influenciada pela densidade da borda. Em segundo lugar, quando Cerambycidae e Chrysomelidae são analisados separadamente, diferentes efeitos são divulgados destacando que Cerambycidae mostrou maior suscetibilidade a mudanças na composição da paisagem (aumento no número de manchas) e configuração da paisagem (aumento nas bordas da floresta), enquanto nenhum efeito de estrutura da paisagem foi detectado para Chrysomelidae. Terceiro, usando ferramentas de particionamento de diversidade, é possível elucidar diferentes efeitos para crisomelídeos principalmente relacionados à mudança na composição da paisagem que podem não ser revelados por métricas de diversidade tradicionais.

Nossos resultados apoiam a hipótese de que o desmatamento da paisagem com a consequente redução do tamanho dos fragmentos florestais favorece o detrimento de espécies comuns e dominantes de Chrysomeloidea. Este resultado não é surpreendente porque a perda de cobertura florestal pode alterar as condições microclimáticas dos remanescentes florestais nas escalas da paisagem, o que pode atuar como uma restrição fisiológica sobre os besouros que modificam as interações de insetos herbívoros em nível de comunidade em áreas mais secas (Andrade et al., 2020). Além disso, evidências recentes para terras secas da Caatinga provaram que manter grandes áreas de vegetação natural ou restaurada com pelo menos 50% da vegetação de cobertura natural em escalas de paisagem é um componente chave do projeto da paisagem para manter o fluxo de serviços ecossistêmicos essenciais e da biodiversidade (Araújo et al., 2021). Assim, nossos resultados apoiam estudos anteriores que demonstram a importância do tamanho do fragmento de floresta para manter populações estáveis de crisomelídeos (Teles et al., 2020), besouros rola-bosta (Alvarado et al., 2018) e vertebrados (Carrara et al., 2015; Watling et al., 2020) em paisagens dominadas por humanos (Arroyo-Rodríguez et al., 2020). Além disso, isso é confiável com a hipótese da quantidade de habitat

(Fahrig, 2013), que prevê que a densidade das espécies aumenta com o aumento da quantidade de habitat, medida como cobertura florestal da paisagem. Portanto, evitar a perda de floresta e aumentar a cobertura florestal por meio de ações de restauração é urgente para evitar o atual declínio das populações de insetos (Cardoso et al., 2020).

Um resultado interessante de nossa pesquisa é definido pelos efeitos independentes na resposta de Cerambycidae e Chrysomelidae às mudanças na estrutura da paisagem quando analisadas separadamente. No nosso estudo, observamos um efeito negativo do ao diminuir o tamanho dos fragmentos florestais sobre a comunidade de Cerambycidae, afetando as suas abundâncias, e diversidades em diferentes escalas (local, paisagem e diversidade beta). Os cerambycídeos são estreitamente relacionados com suas plantas hospedeiras (Monné *et al.*, 2009) e uma disponibilidade de recursos torna-se crucial para o desenvolvimento dos requisitos. Havendo maior disponibilidade de recursos alimentares (ou seja, espécies vegetais), aumenta-se a disponibilidade de nichos nas paisagens, permitindo que mais coexistam espécies (Tewset *et al.*, 2004). Portanto, os padrões ecológicos observados pelos Cerambycidae retornam à ideia de que esses insetos são sensíveis às condições ambientais (Raje *et al.*, 2012; Collinge *et al.*, 2001). Ao contrário dos padrões observados para Cerambycidae, Chrysomelidae não mostrou um efeito significativo nas mudanças na estrutura da paisagem. Isso pode ser devido ao fato de que ao que recentemente tem tomado à atenção de ecólogos, as “substituições de espécies vencedor-perdedor” - WLRs, que trata de diferentes adaptações e desempenho de grupos biológicos frente a modificações do ambiente (Baskin, 1988; Mckinney; Lockwood, 1999; Tabarelli; Peres; Melo, 2012). Observam-se três fases no WLRs, em que há uma substituição previsível de grupos ecológicos à medida que o uso da terra intensifica e altera profundamente a disponibilidade e a qualidade do habitat (Filgueiraset al., 2021). Assim, na medida em que as paisagens modificadas se agrupam em nível regional, vencedores e perdedores tendem ao aumento da diversidade, enquanto como espécies dependentes das florestas diminuem o que facilita os processos de homogeneização das paisagens (Filgueiraset al., 2021). Aqui notamos que a comunidade de Chrysomelidae pode ser considerada um “vencedor”, pois está sendo beneficiada pelos processos de regeneração dos patch que apresenta o efeito de borda, e a comunidade de Cerambycidae como “perdedor”, tendo a sua diversidade diminuída pelo efeito da fragmentação. Nesse sentido, uma perspectiva mais diversa e dinâmica para a biodiversidade desse grupo. Entretanto, tendo em conta que cada família de Chrysomeloidea desempenha um papel

fundamental na manutenção dos ecossistemas, torna-se importante averiguar quais elementos do grupo “perdedor” (i.e. *Cerambycidae*) podem se manter em paisagens altamente alteradas.

Nossos resultados também sugerem que o efeito de borda é um importante impulsionador da biodiversidade dos chrysomelídeos. As bordas dos fragmentos representam um importante ecótono entre a matriz antropogênica e o remanescente florestal (Didham, 1997; Debinski *et al.*, 2000). Bordas florestais são altamente restritivas à fauna nativa em ecossistemas florestais e podem ser consideradas locais prejudiciais que podem diminuir a sobrevivência de espécies nativas (Fahrig, 2003; Fahrig, 2017). Nossos resultados demonstram o aumento na diversidade de Chrysomeloidea com o aumento da quantidade de borda nas paisagens. Isso foi observado, principalmente pelo aumento significativo das espécies de Chrysomelidae. Em áreas que estão em estágios iniciais de sucessão (e.g. forestedges) plantas herbáceas e arbustivas são predominantes, havendo assim maior disponibilidade de recursos alimentares para o grupo que é essencialmente herbívoro (Linzmeier *et al.*, 2006). Além disso, estudos com dungbeetles tem demonstrado que paisagens com grandes quantidades de borda podem ser beneficiar a condição corporal e fisiológica de indivíduos (Salomão *et al.*, 2018; Sousa *et al.*, 2020). Estes dados indicam que, apesar das bordas serem reconhecidas com ambientes hostis, algumas espécies de insetos se beneficia destas condições. Entretanto, é importante considerar que, apesar do número de espécies de Chrysomelidae ser maior em ambientes fragmentados comparados a ambientes mais conservados, a composição de espécies entre esses tipos de habitat é distinta. Áreas ecotonais, como as forestedges, são afetadas por vários fatores, tais como predação, parasitismos e o efeito de massa (Shmida; Wilson, 1985), podendo atrair espécies de ambientes vizinhos (Didham, 1998). Nossos dados apresentam pistas que indicam que paisagens com grande quantidade de borda de floresta podem resultar em um aumento da diversidade de Chrysomelidae. Portanto, assembleias de Chrysomelidae altamente diversificadas podem estar relacionadas a paisagens perturbadas em ecossistemas da Caatinga.

De forma geral, a composição das subfamílias de Chrysomelidae encontradas nesse estudo é semelhante a estudos anteriores realizados em diferentes ambientes, que evidenciam a elevada diversidade das comunidades com um padrão recorrente de espécies raras (Marinoni *et al.*, 2001; Bouchard *et al.*, 2017; Guedes, Zanella; Grossi, 2019). Um resultado que se destacou nesse estudo foi a alta riqueza de espécies de Bruchinae (Chrysomelidae), pois diversos estudos registram baixa riqueza da subfamília. Linzmeier; Ribeiro-Costa, 2012,

evidenciam que apenas 2,5% da diversidade dos Chrysomelidae coletados são representados pelos Bruchinae; Guedes *et al.*, 2019, evidenciam que 4,9% da diversidade total é representada por Bruchinae; e no estudo de Telles *et al.*, 2019, os Bruchinae representam apenas 0,6% da diversidade total. Ao contrário do que vem sendo registrado, neste estudo os Bruchinae apresentaram a maior riqueza dos Chrysomeloidea coletados (19,5%) e 38,7% de Chrysomelidae. Besouros dessa subfamília são registrados em 36 famílias de plantas hospedeiras (Ribeiro-Costa; Almeida, 2012), das quais 70% pertencem à Fabaceae (Morse, 2014), a família botânica com maior riqueza na Caatinga (BFG, 2015). Isso pode justificar a grande representatividade dos Bruchinae neste estudo. Assim, evidenciamos a necessidade de conservação ambiental, uma vez que esta região é indicada como prioritária para a preservação da Caatinga, e classificada como de alta importância biológica (Brandão *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2018).

O efeito da dominância de tipo de uso de solo nas paisagens (i.e. Simpson diversity) apresentou resultados que variaram dependendo do grupo biológico estudado. As paisagens que apresentaram menor percentagem de cobertura florestal e maior área aberta estiveram positivamente relacionadas com a diversidade local (i.e. alpha) de Chrysomeloidea. Isto pode ser explicado, pois a composição da paisagem atua como filtro ecológico para diferentes grupos de espécies, influenciando diretamente no estabelecimento e persistência de algumas delas (Dufloret *et al.*, 2014; Dufloret *et al.*, 2017). Nesse sentido, a heterogeneidade de usos de solo favorece uma maior diversidade de nichos e, conseqüentemente de populações mais abundantes, quando comparadas a paisagens mais homogêneas. Por outro lado, as paisagens com maior percentagem de área aberta afetaram negativamente diversidade beta de Chrysomelidae. Este resultado sugere que paisagens com menor cobertura florestal conformam comunidades menos heterogêneas e mais estáveis, reforçando que impactos ecológicos são negativos para essas comunidades (Barlow *et al.*, 2010). Além disso, como observado por Bailey *et al.*, (2006), o aumento na dominância de um tipo de uso de solo nas paisagens pode resultar em um declínio na riqueza de espécies (Boscolo *et al.*, 2017). Através do aumento do acesso aos recursos espaciais e alimentares, há uma intensificação no intercâmbio de espécies entre as comunidades que ocupam diferentes patches (Boscolo *et al.*, 2017). Sob essa ótica, uma maior diversidade ambiental pode gerar rotas alternativas através da paisagem na Caatinga.

Finalmente, nossos resultados também revelaram que a divisão da diversidade em componentes independentes no nível da subcomunidade pode nos ajudar a entender melhor os padrões ecológicos distintos que muitas vezes podem ser obscurecidos ao usar métricas de diversidade tradicionais (Jost, 2007). De fato, destacamos que quando consideramos nossas variáveis de resposta (1D e 2D) em termos de diversidade alfa, beta ou gama, elas podem mostrar um suporte mais forte para a composição da paisagem (tamanho do patch) ou configuração (densidade da borda), respectivamente. Ainda assim, descobrimos que, de acordo com Fahriget *al.*, (2011), o impacto da composição e configuração da paisagem foi consistente em várias escalas espaciais de análises. Os estudos sobre as relações locais-regionais das espécies se beneficiaram de perspectivas em várias escalas de partição da diversidade (Cornell *et al.*, 2007). O porcionamento de diversidade pode ajudar a explicar porque os efeitos dos preditores de paisagem podem variar dependendo da escala espacial selecionada para analisar a diversidade de assembleias imersas em paisagens dominadas por humanos.

7 CONCLUSÃO

Nossos resultados apoiam a ideia de que a seleção de grupos taxonômicos apropriados é necessária para avaliar com precisão o impacto da estrutura da paisagem nas respostas das espécies. Nossos resultados destacam a importância dos besouros Chrysomelidae como um grupo que responde negativamente às mudanças em paisagens dominadas por atividades humanas em regiões FTSS. Nesse sentido, este estudo representa uma peça-chave na compreensão de como as alterações das paisagens desta Floresta Tropical Sazonalmente Seca afetam as comunidades de besouros. Além disso, nos ajuda a compreender o papel relativo da estrutura e composição das paisagens na preservação da biodiversidade nesse ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6), 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALVES, T. S.; ALVARADO, F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V. Landscape-scale patterns and drivers of novel mammal communities in a human-modified protected area. **Landscape Ecology**. v. 35, p. 1619–1633, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01040-6>.
- ANDRADE, J. F.; ALVARADO, F.; CARLOS SANTOS, J.; SANTOS, B. A. Rainfall reduction increases insect herbivory in tropical herb communities. **Journal of Vegetation Science**, 31(3), 487-496, 2020.
- ARAUJO, H. F.; MACHADO, C. C.; PAREYN, F. G.; NASCIMENTO, N. F.; ARAÚJO, L. D.; BORGES, L. A.; SILVA, J. M. C. A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. **Land use policy**, 100, 104913, 2021.
- ALVES, T.S.; ALVARADO, F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V. Landscape-scale patterns and drivers of novel mammal communities in a human-modified protected area. **Landscape Ecology**. v. 35, p. 1619–1633, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01040-6>.
- ALBUQUERQUE, S. G.; BANDEIRA, G. R. L. Effect of thinning and slashing on forage phytomass from a Caatinga of Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, p. 885-891, 1995.
- ANDRADE, J. F.; ALVARADO, F. C. S. J.; SANTOS, B. A. Rainfall reduction increases insect herbivory in tropical herb communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 31, n. 3, p. 487-496, 2020.
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E.M.; FONSECA, C.R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**. 33, 1353–1367, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0672-6>.
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; MATSUMOTO, M.; FONSECA, C. R. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology** v. 57, n. 10, p. 2064–2074, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>.
- ARELLANO, L.; HALFFTER, G. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 90, p. 27–76, 2003.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23 p. 1404–1420, 2020a. <https://doi.org/10.1111/ele.13535>.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ARASA-GISBERT, R.; ARCEPEÑA, N.; CERVANTES-LÓPEZ, M. J.; CUDNEY-VALENZUELA, S. J.; GALÁN-ACEDO, C.; HERNÁNDEZ-

RUEDAS, M. A.; SAN-JOSÉ, K. F. R. M. **Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos**: Una revisión teórica. En: Moreno, C. E. (Ed) La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, 65-111 p., 2020b.

BAIN, G. C.; MACDONALD, M. A.; HAMER, R.; GARDINER, R.; JOHNSON, C. N.; JONES, M. E. Changing bird communities of an agricultural landscape: declines in arboreal foragers, increases in large species. **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 3, p. 200076, 2020. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.200076>.

BAILEY, D. *et al.* The influence of thematic resolution on metric selection for biodiversity monitoring in agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 3, p. 461-473, 2006. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-006-9035-9>.

BASKIN, Y. Winners and losers in a changing world. **Bio Science** v. 48, p.788-792, 1988.

BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; HAWES, J.; PERES, C. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; GARDNER, T. A. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**. v. 47, p. 779–788, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01825.x>.

BATTISTI, C.; POETA, G.; FANELLI, G. An Introduction to Disturbance **Ecology**. Springer, Cham, pp. 13–29, 2016. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-32476-0>.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D.A.; Habitat fragmentation and landscape change. In: Sodhi, N.S., Ehrlich, P.R. (Eds.), Conservation Biology for All. **Oxford University Press**, Oxford, pp. 88–106, 2010.

BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia** v. 66, n. 4, p.1085-1113, 2015.

BOUCHARD, *et al.* Family-group names in Coleoptera (Insecta). *Zoo Keys* 88: 1–972, 2011. Doi: 10.3897/zookeys.88.807.

BOUCHARD, P.; SMITH, A. B. T.; DOUGLAS, H.; GIMMEL, M. L.; BRUNKE, A. J. & KANDA, K. Biodiversity of Coleoptera. In: Foottit, R. G. & Adler, P. H. eds. *Insect Biodiversity: science and society*. 2 ed. Hoboken, John Wiley & Sons, p. 337-417, 2017

BOSCOLO D.; TOKUMOTO P. M.; FERREIRA P. A.; RIBEIRO J. W.; SANTOS J. S. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 18–24, 2017.

BLANCHARD, G.; BIRNBAUM, P.; MUNOZ, F. Extinction–immigration dynamics lag behind environmental filtering in shaping the composition of tropical dry forests within a changing landscape. **Echography**, v. 43, n. 6, p. 869-881, 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.04870>.

- BRANDÃO, C. R. F.; VIANA, B. F.; MARTINS, C. F.; YAMAMOTO, C. I.; ZANELLA, F. C. V.; CASTRO, M. Invertebrados: áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. & LINS, L. V. eds. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 141-147, 2003.
- BUSE, J.; RANIUS, T.; ASSMANN, T. An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. **Conservation Biology** 22: 329–337, 2008.
- CARDOSO, P.; BARTON, P. S.; BIRKHOFFER, K.; CHICHORRO, F.; DEACON, C.; FARTMANN, T.; SAMWAYS, M. J. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. **Biological Conservation**, 242, 108426, 2020.
- CASTELLETTI, C. H. M.; SILVA J. M. C.; TABARELLI, M. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: SILVA, J.M.C.et al. (Org.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco. p.91-100, 2003.
- CASARI, S. A.; IDE, S. Coleoptera. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, Claudio J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (ed.). **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. Cap. 32. p. 453-536.
- CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, v. 93, p. 2533–2547, 2012.
- CHAPMAN, D. S.; DYTHAM, C.; OXFORD, G. S. Landscape and fine-scale movements of a leaf beetle: the importance of boundary behaviour. **Oecologia**, 154(1), 55-64, 2007.
- COLLINGE, S. K.; HOLYOAK, M.; BARR, C. B.; MARTY, J. T. Riparian habitat fragmentation and population persistence of the threatened valley elderberry longhorn beetle in central California. **Biological Conservation**, v. 100, p. 103–113, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00211-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00211-1).
- COSTA, C. Estado de conocimiento de los Coleopteraneotropicales. In: **Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000** (MARTÍN-PIERA, F.; MORRONE, J. J.; MELIC, A. org.). Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, v. 1, p. 99-114, 2000.
- CORNELL, H. V.; KARLSON, R. H.; HUGHES, T. P. Scale dependent variation in coral community similarity across sites, islands, and island groups. **Ecology** 88:1707–1715, 2007.
- CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. **Ecological Indicators** v. 8, p. 691–703, 2008.
- DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. **Conservation Biology**, Kansas, v. 14, n. 2, p. 342-355, 2000.

DIDHAM, R. The influence of edge effects and forest fragmentation of leaf-litter. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, B. O (editors). **Tropical forest remnants: the ecology, conservation, and management of fragmented communities**. University of Chicago Press, p. 55-70, 1997.

DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, n. 116, p. 397-406, abr. 1998.

DUFLOT, R.; GEORGES, R.; ERNOULT, A.; AVIRON, S.; BUREL, F. Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. **Acta Oecologica**. v. 56, p. 19–26, 2014.

DUFLOT, R.; ERNOULT, A.; AVIRON, S.; FAHRIG, L.; BUREL, F. Efeitos relativos da composição e configuração da paisagem na diversidade gama de multi-habitat em paisagens agrícolas. **Elsevier**, v. 241, p. 62-69, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.035>.

ESRI, 2016. Geoprocessor programming model **ArcGIS 10.2**.
(URL:http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/pdf/Geoprocessor_93.pdf)

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** v. 34, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. *et al.* Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101-112, 2011. Wiley.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649–1663, 2013.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. 48:1-23, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>

FRAZIER, A. E.; KEDRON, P. Landscape metrics: past progress and future directions. **Current Landscape Ecology Reports**, v.2, p. 63–72, 2017.

FILGUEIRAS, B. K. C.; PERES, CARLOS, A.; MELO, F. P.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Winner-Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 01, p. 1-10, 2021.

GRAY, C. L.; HILL, S. L. L.; NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; BÖRGER, L.; CONTU, S.; HOSKINS, A. J.; FERRIER, S.; PURVIS, A.; SCHARLEMANN, J. P. W. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. **Nature Communications**. v. 7, p. 12306, 2016. Doi: 10.1038/12306.

GRILLI, M. P.; FACHINETTI, R. Can forest pattern affect the distribution and abundance of *Arhopalus rusticus* (Coleoptera: Cerambycidae)? A landscape perspective in central Argentina. **International Journal of Pest Management**, v. 65, n. 3, p. 268-275, 2018.
<http://dx.doi.org/10.1080/09670874.2018.1498559>.

- GUEDES, R. S.; ZANELLA, F. C. V.; GROSSI, P. C. Composição e riqueza de espécies de uma comunidade de Coleoptera (Insecta) na Caatinga. **Iheringia**. Série Zoologia, Rio Grande do Sul, v. 109, p.1-14, 2019. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766e2019012>.
- GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **Insetos: fundamentos da entomologia**. 5. ed. Rio de Janeiro: Gen Roca, 2017. 912 p. Tradução e Revisão Técnica Eduardo da Silva Alves dos Santos, Sonia Maria Marques Hoenen.
- HADDAD, S.; MCKENNA, D. D. Phylogeny and evolution of the superfamily Chrysomeloidea (Coleoptera: Cucujiformia). **Systematic Entomology**.v. 41, n. 4, p. 697-716, 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/syen.12179>.
- HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**,v. 12, p. 321–334, 2002.
- HEISSWOLF, A.; REICHMANN, S.; POETHKE, H. J.; SCHRÖDER, B.; OBERMAIER, E. Habitat quality matters for the distribution of an endangered leaf beetle and its egg parasitoid in a fragmented landscape. **Journal of Insect Conservation**, 13(2), 165-175, 2009.
- HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, v. 54, p. 427–431, 1973.
- HOTHORN, T.; ZEILEIS, A.; FAREBROTHER, R. W.; CUMMINS, C.; MILLO, G.; MITCHELL, D. lmtree: Testing Linear Regression Models. **R package version 0.9-34** (URL: <https://cran.r-project.org/package=lmtree>). 2015.
- HOEKSTRA, A. Y.; WIEDMANN, T. O. Humanity's unsustainable environmental footprint. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1114-1117, 2014.
- JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, p. 363–375, 2006.
- JOHNSON, J. B.; OMLAND, K. S. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 19, p. 101–108, 2004.
- JOHNSON, A. R.; MILNE, B. T.; WIENS, J. A.; CRIST, T. O. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. **Landscape Ecology**. v. 7, p. 63-75, 1992.
- KONSTANTINOV, A. S.; VANDENBERG, N. J. Handbook of Palearctic Flea Beetles (Coleoptera: Chrysomelidae: Alticini). **Associated Publishers**. 439p, 1996.
- LAWRENCE, J. F. & BRITTON, E. B. Coleoptera (Beetles), In: CSIRO (Ed.). **The Insect of Australia**. Melbourne University Press, v.2. n.2, p. 543-683, 1991.
- LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 804p, 2003.
- LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACKER JR, T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do nordeste do Brasil. **Megadiversidade**.v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.

- LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. & LACKER JR, T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n. 1, p. 139-146, 2005.
- LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 1, p. 173–181, 2014.
- LEAL, C. R.O.; SILVA, J. O.; SOUSA-SOUTO, L.; NEVES, F. S. Vegetation structure determines insect herbivore diversity in seasonally dry tropical forests. **Journal Insect Conservation**, v. 20, p. 979–988, 2016.
- LI, H.; WU, J. Use and misuse of landscape indices. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 389–399, 2004.
- LINZMEIER, A. M.; RIBEIRO-COSTA C. S.; MARINONI R. C. Fauna de Altícini (Newman) (Coleoptera, Chrysomelidae, Galerucinae) em diferentes estágios sucessionais na Floresta com Araucária do Paraná, Brasil: diversidade e estimativa de riqueza de espécies. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.50, p. 101-109, 2006.
- LINZMEIER, A. M.; RIBEIRO-COSTA, C. S. Seasonal pattern of Chrysomelidae (Coleoptera) in the state of Paraná, southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 153-162, 2013.
- MAIA, A.C.D.; IANNUZZI, L.; NOBRE, C. E. B.; ALBUQUERQUE, C. M. R. Padrões de diversidade de Cerambycidae (Insecta, Coleoptera) em vegetação de caatinga, p. 391-433. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (eds.), **Ecologia e Conservação da Caatinga**, Recife, Pernambuco, Universitária da UFPE, 828p, 2003.
- MARCON, E.; HERAULT, B. Entropart: an R package to measure and partition diversity. **Journal of Statistical Software**, v. 67, p. 1–26, 2015.
- MARINONI, R. C.; GANHO, N. G.; MONNÉ, M. L. & MERMUDES, J. R. M. **Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta)**. Ribeirão Preto, Holos Editora Ltda. 63p, 2001.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton. p. 203, 1967.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological applications**, 12(2), 335-345, 2002.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A., & ENE, E. **Fragstats v4**: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following website: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats>. 2015.

- MCKINNEY, M. L. & LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**.v. 14, p. 450-453, 1999.
- MENG, L. Z.; MARTIN, K.; WEIGEL, A.; YANG, X. D. Tree Diversity Mediates the Distribution of Longhorn Beetles (Coleoptera: Cerambycidae) in a Changing Tropical Landscape (Southern Yunnan, SW China). **Plos One**,v.8, n. 9, p. 75481, 2013. doi:10.1371/journal.pone.0075481.
- MELO, F. P. L; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**28:61–468, 2013.
- MONNÉ, M. A. Catalogue of the Neotropical Cerambycidae (Coleoptera) with known host plant – Part I: Subfamily Cerambycinae, tribes Achrysonini to Elaphidiini. **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, v. 88, p. 1-108, 2001.
- MONNÉ, M. L.; MONNÉ, M. A.; MERMUDES, J. R. M. Inventário das espécies de Cerambycinae (Insecta, Coleoptera, Cerambycidae) do Parque Nacional do Itatiaia, RJ, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 1-30, 2009.https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300027.
- MMA, (2016) Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira – Caatinga (**Portaria MMA N 223, de 21 de Junho de 2016**).
- MORSE, G. BruchidaeLatreille, 1802. In: LESCHEN, R. A. B.; BEUTEL, R. G. eds. **Handbook of Zoology: Morphology and Systematics (Chrysomeloidea, Curculionoidea)**. v. 3, p. 189-196, 2014.
- MUSEUM OF COMPARATIVE ZOOLOGY – MCZ Type Database. EntomologyDepartment, Harvard University, 2010. Disponível em: <http://140.247.96.247/mcz/recordlist.php?-skip=16525&-max=25>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- MUSEO DEL INSTITUTO DE ZOOLOGÍA AGRÍCOLA – MIZA. Chrysomelidae @ MIZA. Facultad de Agranomía,Universidad Central de Venezuela. Sem ano. Disponível em: <http://chrysomelidae.miza-ucv.org.ve/chrysomelidae/phenrica>.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. S.Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NASCIMENTO, F. E. L.; FERREIRA, A. S. & BRAVO, F. Cerambycidae (Coleoptera) do Semiárido: ampliando o conhecimento, p. 76-98. In. BRAVO,F. (ed.), **Artrópodes do Semiárido II: Biodiversidade e conservação**. 1 ed., São Paulo: Métis Produção Editorial, 137p, 2017.
- PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M. & OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 40, p. 437–457, 2009.

PRADO, D. As caatingas da América do Sul. p. 3-73. In: LEAL, I. R., TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (eds.) **Ecologia e conservação da Caatinga**. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2003.

PIMENTA, M.; MARCO, P. J. Leaf Beetle (Chrysomelidae: Coleoptera) Assemblages in a Mosaic of Natural and Altered Areas in the Brazilian Cerrado. **Neotropical Entomology**, v. 44, p.242–255, 2015.

PIELOU, E. C. **Ecological Diversity**. Wiley-Interscience, New York, 1975.

PLGGB. Programa De Levantamentos Geológicos Básicos Do Brasil. Piranhas-folhas SC.24-x-c- VI Sergipe/Alagoas/Bahia, Brasília. 1988.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. Caatinga, p. 23-63, 2017. **Springer International Publishing**. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2020. <https://www.R-project.org/>.

RAJE, K. R.; ABDEL-MONIEM, H. E. M.; FARLEE, L.; FERRIS, V. R.; HOLLAND, J. D. Abundance of pest and benign Cerambycidae both increase with decreasing forest productivity. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 14, p. 165–169, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00555.x>

REID, C. A. M. A cladistics analysis of subfamilies relationships in the Chrysomelidae sensulato (Chrysomeloidea), p. 559-631. In: PAKALUK, J.; SLIPINSKI, S. A. (eds). **Biology, Phylogeny and Classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy CROWON**, A.MuseumInstituteZoology PAN, Warszawa. 1092p, 1995.

RIPLEY, B. Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. In: **Modern Applied Statistics with S**. Ed. 4, 495p, versão 7.3-51.6, 2020.

RIBEIRO-COSTA, C. S.; ALMEIDA, L. M. Seed-Chewing Beetles (Coleoptera: Chrysomelidae: Bruchinae). In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (eds). **Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**. Boca Raton, CRC Press, p. 325-352, 2012.

RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.

RILEY, E. G., *et al.* Chrysomelidae Latreille 1802. In: ROSS, JR.; ARNETT, H.; THOMAS; MICHAEL, C.; SKELLEY, P. E.; FRANK, J. H. **American Beetles: Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea**. Boca Raton: Crc Press, 2002. Cap. 124. p. 617-691.

ROMME, W. H. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. **Ecological Monographs**, v. 52, p. 199-221, 1982.

SANTOS, A. M. M.; SANTOS, B. A. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? **Acta Botanica Brasilica**, 22, 1077–1084, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000400018>.

SCHERER, G. Diagnostic for the Neotropical Alticinae Genera. **Entomologist Arbeiten Museum G. Frey**. v. 31/32, p. 1-89, 1983.

SEKERKA, L.; LINZMEIER, A. M.; MOURA, L. A.; RIBEIRO-COSTA, C. S.; AGRAIN, F.; CHAMORRO, M. L.; MANFIO, D.; MORSE, G. E.; REGALIN, R. 2019. Chrysomelidae In: **Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. PNUD. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/115540>>

SHANNON, C.; WEAVER, W. The mathematical theory of communication. **University Illinois Press**, Urbana, 1949.

SHMIDA, A.; WILSON, M. R. Biological Determinants of Species Diversity. **Journal of Biogeography**, v.12, p.1–20.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. Eds. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 349-374, 2003.

SILVA, P.; HERNÁNDEZ, M. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. **Plos One**, v.10, e0126112, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126112>.

SILVA, J. O.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FERNANDES, G. W. Gallling insect species richness and leaf herbivory in an abrupt transition between Cerrado and tropical dry forest. **Annals of Entomological Society of America**, p. 1–8, 2016.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the challenges. In SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Eds.), **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**, p. 3–19. **Springer**, 2017.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. **Springer**, 2018.

SILVA DIAS, U. N.; CHALEGRE ALVES, L.; SÁ BRAGA, M. F. N.; CAJUHY SOUZA, M., SILVA, L. F. F.; SOUZA E SOUSA, W.; SALGADO PIFANO, D. O componente arbustivo-arbóreo em área de Depressão Sertaneja Meridional em Petrolina, PE. **Brazilian Journal of Forest Research/Pesquisa Florestal Brasileira**, 38, 2018.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, p. 163–688, 1949.

SMART, S. M.; THOMPSON, K.; MARRS, R. H.; DUC, M. G.; MASKELL, L. C. & FIRBANK, L. G. Homogeneização biótica e mudanças na diversidade de espécies em ecossistemas modificados por humanos. **A Royal Society**, v. 273, p. 2659–2665, 2006.

TABARELLI, M. *et al.* The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biology Conservation**, v. 155, p. 136-140, 2012.

TELES T. S.; RIBEIRO, D. B.; RAIZER, J.; LINZMEIER, A. M. Richness of Chrysomelidae (Coleoptera) depends on the area and habitat structure in semideciduous forest remnants. **Iheringia Série Zoologia**, v.109, p. 1-8, 2019.

TELES, T. S.; VALENTE-NETO, F.; RIBEIRO, D. B.; RAIZER, J.; LINZMEIER, A. M. High turnover of Chrysomelidae (Coleoptera) species in semideciduous forest remnants in an agricultural landscape. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 2, p. 2-10, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202020190745>.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 79-92, 2004.

TOWNES H. A light-weight Malaise trap. **Entomological News**, v. 83, p. 239-247, 1972.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B. E.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões Propostas para o Bioma Caatinga**. Instituto de Conservação Ambiental – The Nature Conservancy do Brasil, Recife, p. 80, 2002.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 309–318, 2014.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Plant herbivore interactions at the forest edge. In: LÜTTGE, U.; BEYSCHLAG, W.; MURATA, J. (eds.). **Progress in Botany**. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 423–448, 2008.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; WALKER, N. J.; SVELTIEV, A. A.; SMITH, G. M. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, 2009.