



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE

IVÂNIA CLEA SANTOS DE FRANÇA SILVA

**PREDITORES LOCAIS E DE PAISAGEM DA HERBIVORIA EM CULTIVOS DE
MILHO E FEIJÃO NA CAATINGA**

AREIA
2023

IVÂNIA CLEA SANTOS DE FRANÇA SILVA

**PREDITORES LOCAIS E DE PAISAGEM DA HERBIVORIA EM CULTIVOS DE
MILHO E FEIJÃO NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Bráulio Almeida Santos

Coorientador: Prof. Dr. Helder Farias Pereira de Araujo

AREIA
2023

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

S586p Silva, Ivânia Clea Santos de França.
Predadores locais e de paisagem da herbivoria em
cultivos de milho e feijão na Caatinga / Ivânia Clea
Santos de França Silva. - Areia:UFPB/CCA, 2023.
56 f. : il.

Orientação: Bráulio Almeida Santos.
Coorientação: Helder Farias Pereira de Araujo.
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCA.

1. Biodiversidade. 2. Herbivoria. 3. Dano foliar. 4.
Estrutura da paisagem. 5. Agricultura sustentável. I.
Santos, Bráulio Almeida. II. Araujo, Helder Farias
Pereira de. III. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 574.1(043.3)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
CAMPUS II - AREIA



TÍTULO: “PREDITORES LOCAIS E DE PAISAGEM DA HERBIVORIA EM CULTIVOS DE MILHO E FEIJÃO NA CAATINGA”

AUTOR(A): IVÂNIA CLÉASANTOS DE FRANÇA SILVA

J U L G A M E N T O

CONCEITO: APROVADA

EXAMINADORES:

Dr. Bráulio Almeida Santos
Presidente da comissão examinadora

Dr. Felipe Fernando da Silva Siqueira
Examinador externo

Dr. José Domingos Ribeiro Neto
Examinador interno

Areia - PB, 09 de agosto de 2022.

*Dedico este Mestrado à minha família e aos meus
amigos pelo incentivo e apoio a todas as minhas
escolhas.*

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal da Paraíba pelo apoio e infraestrutura.

A CAPES pela bolsa e suporte financeiro.

Ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade pela oportunidade de execução desta pesquisa e ao Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação pela infraestrutura.

Aos meus orientadores, Bráulio e Helder, por serem pacientes, incentivadores e prestativos e por toda confiança depositada em ao longo desse mestrado.

Ao meu esposo, Henrique, por ter me incentivado a dar mais um passo e realizar o desejo de me tornar mestra e por todo apoio durante o os 16 meses do mestrado, sempre cuidando muito bem do nosso filho, Gael, durante a minha ausência, me passando total segurança para seguir em frente.

À minha família, pelo incentivo, apoio incondicional e compreensão nos meus momentos de ausência, essencial para que eu concluísse esta etapa.

Aos meus amigos do Nexus Caatinga, especialmente Leny, Mylena, Carol, Emília, Fioretti, Ery, Gabriel e João, pelas boas gargalhadas durante os trabalhos pesados em campo e por todo apoio e aprendizado.

Às minhas amigas, Lais e Nathalia, por terem me acolhido e me ajudado a passar pelos momentos mais difíceis dessa caminhada.

Aos meus amigos do projeto Interações Ecológicas, Alyce, Amanda, André, Duda, Jaiane, Igor, Thiago, Lucas e João Luis, pela boa companhia, pelos bons momentos e pelas boas histórias para contar, vividas nas últimas expedições de campo.

A Gabi e Janete, por sua contribuição na coleta de dados desde o início da pesquisa e a Paola e Vitória por terem aberto as portas das suas casas e me acolhido durante o período de coleta de dados.

A todos que contribuíram de alguma forma para que o mestrado se tornasse uma experiência prazerosa.

A todos os membros da banca pelo interesse e disposição em contribuir com o trabalho.

RESUMO

Prevê-se que a superfície da terra ocupada por campos agrícolas se expanda em até 30% até 2050. Apesar da relevância da produção agrícola para a garantia da segurança alimentar da crescente população mundial, as mudanças no uso da terra geradas por atividades agrícolas 'modernas' levaram ecossistemas ricos em espécies ao colapso, implicando na necessidade de desenvolvimento de agro ecossistemas sustentáveis nos quais os serviços ecossistêmicos sejam aproveitados. Nesse trabalho, nosso objetivo foi avaliar quais e como variáveis locais e de paisagem impactam o serviço ecossistêmico de controle dos níveis de herbivoria. Analisamos, em nove propriedades do Cariri Paraibano, como a estrutura local e da paisagem influenciam os níveis de herbivoria nas lavouras de milho e feijão. A estrutura da paisagem foi definida através de métricas de composição, configuração, diversidade de uso do solo e distância a grandes áreas florestais, em três escalas diferentes (raio de 100m, 300m e 500m). Os níveis de herbivoria (frequência e magnitude dos danos) foram estimados com o auxílio de uma régua e observando a presença ou ausência de danos nas estruturas das plantas (folhas e frutos). Nossos resultados demonstraram que assim como estrutura local, a estrutura da paisagem ao redor dos campos agrícolas deve ser considerada no desenho de paisagens agrícolas sustentáveis para garantir baixos níveis de herbivoria.

Palavras-chave: herbivoria; dano foliar; caatinga; floresta tropical sazonalmente seca; estrutura da paisagem; agricultura sustentável.

ABSTRACT

The Earth's land surface occupied by agricultural fields are predicted to expand by up 30% until 2050. Despite the relevance of crop production to ensure food safety to the world growing population, land-use changes generated by 'modern' agricultural activities have driven species-rich ecosystems towards collapse, implying on the necessity of developing sustainable agroecosystems in which ecosystems services are harnessed. Here, we aimed to assess which and how local and landscape variables impact the ecosystem service of herbivory level control. We analyzed, in nine properties in the *Cariri Paraibano*, how local and landscape structure influence herbivory levels in maize and bean crops. Landscape structure was defined through metrics of composition, configuration, land use diversity and the distance to large, forested areas, in three different scales (100m, 300m and 500m radius). Herbivory levels (frequency and magnitude of the damage) were estimated with the aid of a ruler and by observing the presence or absence of damage on plant structures (i.e. leaves and fruits). Our results demonstrated that as local structure, the structure of the landscape surrounding agricultural fields must be considered in the design of sustainable agricultural landscapes.

Keywords: herbivory foliar damage; caatinga; seasonally dry tropical forest; landscape structure; sustainable agriculture.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	8
1.1 PRODUÇÃO AGRÍCOLA SUSTENTÁVEL.....	8
1.2 HERBIVORIA.....	11
1.3 CAATINGA.....	13
REFERÊNCIAS	16
2 CAPÍTULO I - Local and landscape predictors of insect herbivory on maize and bean crops in semiarid agroecosystems	21
2.1 Abstract.....	22
2.2 Introduction.....	23
2.3 Methods.....	26
2.3.1 Study region	26
2.3.2 Local and landscape metrics	27
2.3.4 Herbivory metrics.....	28
2.3.5 Data analyses.....	29
2.4 Results	30
2.4.1 Overview	30
2.4.2 Herbivory responses to local and landscape predictors	31
2.5 Discussion	36
2.6 Acknowledgments	40
References.....	40
2.7 Supplementary Material	44
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
ANEXO A - AUTHOR GUIDELINES.....	50

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 PRODUÇÃO AGRÍCOLA SUSTENTÁVEL

A insegurança alimentar é um problema que assola um grande quantitativo da população mundial. Apesar do esforço constante e longo da Organização das Nações Unidas (ONU), em conjunto com instituições governamentais e não governamentais de todo o mundo, para a erradicação da fome, o número de pessoas desnutridas no mundo continuou a aumentar em 2019. De acordo com a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, IFAD, UNICEF, WFP e WHO, 2020), em 2014 esse quantitativo era de 8,6% da população mundial, tendo aumentado para 8,9% no ano de 2018. Caso a taxa de crescimento da fome da última década não seja reduzida, em 2030 a fome e a desnutrição alcançarão 9,8% da população mundial, cerca de 840 milhões de pessoas. Como fatores de grande impacto na insegurança alimentar, além do grande crescimento populacional, podemos citar as mudanças climáticas e de uso da terra que vêm historicamente afetando a produção e os meios de subsistência rural (FAO, 2018).

Idealizada como uma forma de diminuir a fome no mundo, a chamada “Revolução Verde” iniciada no Brasil entre as décadas de 60 e 70, foi um processo de modernização da agricultura através do qual agrotóxicos, fertilizantes artificiais, sementes geneticamente modificadas e maquinários agrícolas passaram a ser amplamente utilizados nos meios de produção visando o aumento da produtividade, resultando assim no surgimento da “agricultura moderna” (DUTRA; SOUZA, 2017; WACHEKOWSKI et al., 2021). A implantação desse modelo intensificou o uso da terra, causou o desmatamento de grandes áreas florestais e impactou negativamente a biodiversidade. Dentre os principais impactos decorrentes desse sistema de produção, pode-se citar a erosão e contaminação do solo, a contaminação dos corpos hídricos, efeitos nocivos à saúde humana causados pela exposição direta ou indireta aos agrotóxicos (WACHEKOWSKI et al, 2021) e o aumento da emissão dos gases do efeito estufa (LEMOS, 2017; NODARI, 2018), o que o configura como um sistema de produção insustentável.

O modelo agrícola moderno levou ao fortalecimento da monocultura e ao uso de sementes geneticamente modificadas para se tornarem resistentes a pragas, doenças e agrotóxicos (SALERNO, 2021). Também levou a uma homogeneização das espécies agriculturáveis em detrimento da existência de uma variedade de linhagens adequadas às particularidades ambientais de cada região. Tal homogeneização cria e fortalece uma

agroindústria na qual o produtor torna-se dependente do uso de insumos químicos (SALERNO, 2021).

O modelo de produção agrícola moderno tem como uma de suas principais características a substituição de funções/serviços ecossistêmicos pela maior introdução de energia e agroquímicos no sistema (DUTRA; SOUZA, 2017). Por exemplo, o uso de maquinários pesados afeta negativamente a fertilidade do solo ao contribuir para sua compactação. Para compensar esse impacto, são utilizados fertilizantes artificiais e outras técnicas de correção do solo. Esses insumos interferem na biota do solo e podem levar à eliminação de espécies que desempenham funções importantes, tais como a decomposição de matéria orgânica e a oxigenação do solo. Dessa maneira, a aplicação de insumos químicos gera um desequilíbrio ambiental e, como em um sistema de retroalimentação, mais agroquímicos são utilizados para o cumprimento de funções anteriormente fornecidas pelo ambiente (SALERNO, 2021).

Os serviços ecossistêmicos são condições e processos através dos quais ecossistemas naturais e as espécies que o compõem sustentam a vida humana (DAILY, 1997). São funções e processos benéficos diretos e indiretos, de alguma forma valoráveis, oferecidos naturalmente pelos ecossistemas (IMPERATRIZ-FONSECA; NUNES-SILVA, 2010; MULDER et al., 2015). São categorizados em: serviços de suporte (necessários para provisão de todos os outros serviços), serviços de provisão, serviços culturais e serviços de regulação (UNEP, 2005;), dentre os quais podemos citar a regulação do clima, polinização (IMPERATRIZ-FONSECA; NUNES-SILVA, 2010), proteção e purificação da água, dispersão de sementes e o controle de pragas em campos agrícolas (VENZON et al., 2019).

Além de enormes prejuízos ambientais, a Revolução Verde causou grandes impactos negativos na sociedade. O surgimento de um modelo produtivo no qual se faz essencial o uso de diversos equipamentos e insumos para a produção resultou na segregação de pequenos produtores e a concentração do processo produtivo nas mãos dos grandes empresários do agronegócio (LE MOS, 2017; SALERNO, 2021). Com essa segregação social, aqueles que não conseguiram se adaptar ao novo modelo de produção passaram a ser considerados como apenas capazes de uma produção de subsistência, sem condições de responder às demandas regionais e nacionais, ficando restritos à prática da agricultura de subsistência em um ambiente degradado e sem recursos para suprir as funções ambientais perdidas (SALERNO, 2021).

Dados publicados pela FAO em 2018 mostraram que as taxas mais altas de crescimento demográfico nos próximos anos tendem a ocorrer em locais onde a população depende majoritariamente do setor agrícola e que tais locais possuem níveis elevadíssimos de insegurança alimentar (FAO, 2018). No Brasil, a região socioeconômica mais vulnerável é o semiárido, que envolve todo o território da Caatinga (MORAES, 2019). Essa região é caracterizada por apresentar um elevado número de pequenos produtores rurais que dependem predominantemente de atividades agrícolas e pecuárias de subsistência (MORAES, 2019).

Diante desse cenário, há atualmente o consenso de que uma importante ferramenta para o combate da fome no Brasil (BARROS; PEREIRA, 2013) e no mundo é o desenvolvimento de uma agricultura sustentável e produtiva, que seja capaz de fornecer os alimentos necessários para garantir a segurança alimentar de todos, o que constitui um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) traçados pela ONU em 2015 (Conferência das Nações Unidas Sobre o Desenvolvimento Sustentável). O ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável) (IPEA, 2019), pode ser alcançado sem a conversão de florestas em áreas agropecuárias e sem que os recursos naturais sejam exauridos (BRASIL, 2017; FAO, IFAD, UNICEF, WFP e WHO, 2020; FÉRES e FERREIRA, 2020).

Diversos estudos ao redor do mundo têm demonstrado que o desenvolvimento de práticas agropecuárias produtivas e sustentáveis está intimamente relacionado com o aproveitamento dos serviços ecossistêmicos, uma vez que esses são fundamentais para o funcionamento dos sistemas agrícolas (ROMA, 2014; BRITISH AMERICAN TOBACCO BIODIVERSITY PARTNERSHIP; 2016; FAO, 2018; FERRAZ et al., 2019; FAO, IFAD, UNICEF, WFP e WHO, 2020). Os modelos land-sharing e land-sparing são exemplos de estratégias para agricultura sustentável visto que têm como princípio a conservação da biodiversidade associada com a produtividade agrícola. Sendo o primeiro um modelo no qual a conservação da diversidade biológica e a produção ocorrem de maneira integrada na mesma área, enquanto no segundo modelo, áreas de produção intensa são combinadas com áreas naturais conservadas (PHALAN et al., 2011) .

Um estudo realizado por Araujo et al (2021) no Cariri Paraibano, demonstrou que, em um modelo ideal de produção agrícola sustentável no semiárido, a paisagem deveria ter pelo menos 50% de vegetação natural preservada para a manutenção do fluxo de serviços ecossistêmicos essenciais, estoques de águas subterrâneas, baixas taxas de erosão e recursos energéticos baseados em plantas.

1.2 HERBIVORIA

Interações entre insetos e plantas têm papel determinante na dinâmica das populações, na estrutura das comunidades, nos processos evolutivos e nos serviços ecossistêmicos. A herbivoria, especialmente, é um dos principais veículos para a condução de energia entre os níveis tróficos mais basais e superiores (DÁTTILO; RICO-GRAY, 2018). A herbivoria foliar é uma interação amplamente estudada devido à sua influência na evolução e composição de espécies de plantas em comunidades e aos impactos que essa pode causar na aptidão das plantas, tornando-a foco comum da maioria dos estudos sobre relações antagônicas entre plantas e insetos (KOZLOV et al. 2015a, KOZLOV et al. 2015b, KOZLOV; ZVEREVA, 2017).

Na herbivoria foliar ocorre o consumo do principal órgão fotossinteticamente ativo – a folha. Esta interação ecológica pode afetar direta ou indiretamente a capacidade de aquisição de recursos das plantas, prejudicar seu desenvolvimento e afetar a ciclagem de nutrientes no solo (KOZLOV et al. 2015a). Os prejuízos causados pela herbivoria podem ter efeitos apenas em nível individual ou podem afetar populações e comunidades inteiras (SOPER; ADLER, 2016).

Na agricultura, os danos decorrentes da herbivoria podem ser diretos, quando há o ataque no produto a ser comercializado, ou indiretos, quando atacam estruturas vegetais que não serão comercializadas (e.g., raízes, flores), mas que alteram os processos fisiológicos, refletindo na produção. Além disso, podem atuar indiretamente injetando substâncias maléficas às plantas durante o processo alimentar ou transmitir vírus, bactérias e fungos (MORAES, 2016).

Desde meados do século XX são calculadas estimativas de perdas causadas por insetos herbívoros na agricultura (OLIVEIRA et al., 2014). Em 1967, a estimativa de perda agrícola mundial causada por insetos foi de 13,8% (CRAMER, 1967), enquanto em 1985 a estimativa foi de 13% (PIMENTEL, 1986). Em 2016, esta estimativa já era em média de 18% a 20%, levando a um prejuízo de mais de 470 bilhões de dólares (OLIVEIRA et al., 2014; SCHUSTER e TORERO, 2016; SHARMA et al., 2017; CULLINEY, 2014).

Em 2013, no Brasil, essa perda girava em torno de 7,7% da produção do país, o que correspondia a aproximadamente 25 milhões de toneladas de alimentos, fibras e biocombustíveis (OLIVEIRA et al., 2014). Além da perda direta causada por insetos fitófagos, os impactos econômicos estão relacionados também com o valor investido em inseticidas e em

tratamentos médicos para pessoas intoxicadas pelo uso de tais produtos (OLIVEIRA et al., 2014).

Os dados apresentados demonstram um aumento dos danos causados por insetos nas plantações e, apesar do uso das técnicas de controle, a destruição causada é imensa, gerando grandes prejuízos em todo o mundo. De acordo com a Agência Embrapa de Informação Tecnológica (Ageitec), um dos fatores que contribuem para o aumento dos danos causados por pragas é a utilização indiscriminada de inseticidas que leva à seleção de indivíduos resistentes a tais produtos, forçando assim a evolução de espécies-praga (ROSSETTO, SANTIAGO, 2020).

Uma técnica que tem se mostrado eficiente para o controle de danos causados por insetos é o aproveitamento do serviço ecossistêmico de remoção de insetos herbívoros por predadores ou inimigos naturais (VENZON et al., 2019; CASTRO, 2015; POWER, 2010), também conhecido como controle de pragas nas ciências agrícolas. O entendimento a respeito de como e quais os fatores que afetam a provisão desse serviço ecossistêmico é um requisito para o desenvolvimento da agricultura sustentável, principalmente em regiões tropicais com alta diversidade biológica.

Estudos têm demonstrado que para a garantia da provisão desse serviço é necessário o planejamento de sistemas agrícolas que favoreçam a fauna local de inimigos naturais, combinado à adoção de práticas agrícolas menos danosas à biodiversidade (N'WOUENI et al., 2022; CULLINEY, 2014). Há evidências claras de que a riqueza e a abundância de espécies têm efeitos positivos para o controle de pragas e que a simplificação da paisagem interfere de forma negativa nesse resultado (DAINESE et al., 2019).

A provisão de serviços ecossistêmicos tende a variar de acordo com a composição da paisagem: paisagens mais complexas com maior área de cobertura natural são capazes de prover tais serviços com mais eficiência (CASTRO, 2015; SAMPAIO, 2013; SOLIVERES et al., 2016). Um estudo realizado por Araújo et al. (2021), na região da caatinga, no interior da Paraíba, demonstrou que a existência de uma área adjacente com uma maior complexidade estrutural resulta numa maior produtividade agrícola quando comparada com a produção de um cultivo que está próximo de uma área com baixo grau de complexidade estrutural.

De forma similar, em um estudo realizado por Araujo, Nascimento e Brito (2022), com cultivos experimentais de goiaba, foi constatado que a abundância e os danos provocados por

insetos herbívoros foram significativamente menores em uma paisagem com maior complexidade estrutural, evidenciando a dependência existente entre a composição da paisagem e os serviços ecossistêmicos oferecidos pelo ambiente.

1.3 CAATINGA

A Caatinga é o maior representante sul-americano do bioma global denominado Floresta Tropical Sazonalmente Seca (FTSS). Esta definição é ampla, incluindo desde florestas altas em locais mais úmidos até áreas arbustivas compostas por plantas suculentas nos locais mais secos (PENNINGTON; RATTER, 2006). Sua vegetação é caracterizada por apresentar plantas com folhas pequenas, espinhosas e troncos retorcidos, bem como ervas terófitas que possuem uma grande capacidade de resposta a pequenos níveis de precipitação (300–1000 mm/ano) com rápido surgimento de folhas nas primeiras chuvas anuais (SILVA et al, 2017; QUEIROZ et al, 2017).

Por ser uma floresta sazonalmente seca, o atributo mais marcante da vegetação da Caatinga é a deciduidade da maior parte de suas árvores e arbustos (RUFINO et al, 2020). Além disso, a região apresenta como característica um solo fértil, raso e pedregoso, clima semiárido e temperaturas elevadas (média de 27°C a 32°C). Com precipitação anual média de 773 mm e muito variada espacial e temporalmente, o regime hídrico da região é mais afetado pela variação espaço-temporal do que pelo total precipitado anualmente (ANDRADE et al, 2017).

A baixa disponibilidade de água é um fator limitante ao desenvolvimento e ciclo de vida das plantas, fato que justifica a existência da sincronia entre a produção de folhas e flores de grande parte das plantas com a estação chuvosa (ANDRADE et al, 2017; PENNINGTON, LAVIN, OLIVEIRA-FILHO, 2009). A deciduidade da vegetação explica o nome da Caatinga, pois “Caatinga” significa “floresta branca” na língua Tupi, fazendo menção à vista que se tem da floresta no período de seca, no qual grande parte das folhas são perdidas, restando apenas os troncos esbranquiçados das árvores (SILVA et al, 2017; FERNANDES; QUEIROZ, 2018)

A Caatinga é a maior área contínua de Floresta Tropical Sazonalmente Seca do mundo, ocupando cerca de 10% do território brasileiro (SILVA et al, 2017). É um dos componentes do mosaico da chamada “Diagonal da Seca”, uma região que se estende do Nordeste do Brasil até o Noroeste da Argentina, formada pelos biomas Chaco, Cerrado e FTSS (LIMA et al, 2018). Outras áreas relevantes desse bioma podem ser encontradas formando um arco na América do Sul, incluindo o sudoeste do Brasil, o nordeste (núcleo Misiones) e noroeste da Argentina, e o sudeste da Bolívia (núcleo Piemonte), os vales secos andinos da Bolívia à

Colômbia, a região costeira do Equador e o noroeste da América do Sul (costa caribenha da Colômbia e Venezuela), estendendo-se para norte até o México através da costa do Pacífico da América Central (PRADO, 2003; FERNANDES, QUEIROZ, 2018).

Em todas essas áreas de FTSS existe uma larga variação local na estrutura da vegetação, desde florestas que possuem uma vegetação arbórea com as copas das árvores formando um dossel contínuo até arbustais xerófilos onde a vegetação é caracterizada por árvores baixas e esparsas e um estrato arbustivo mais denso. No entanto, apesar da grande variação estrutural, existe uma semelhança florística entre as diferentes formações, o que justifica sua inclusão em um mesmo bioma global (FERNANDES; QUEIROZ, 2018).

Internamente, a Caatinga é muito heterogênea em termos bióticos e abióticos. Cerca de 135 unidades geo-ambientais foram identificadas (RODRIGUES; SILVA, 2000), agrupadas em nove ecorregiões (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002), e posteriormente reformuladas em: Brejos, Planalto da Borborema, Raso da Catarina, Complexo da Chapada Diamantina; São Francisco – Gurgueia; Dunas do São Francisco; Depressão Sertaneja Meridional; Complexo Ibiapaba Araripe e Depressão Sertaneja Setentrional (SILVA et al., 2017).

Remontando às raízes históricas de ocupação do território brasileiro, a região de abrangência desse ecossistema foi objeto de intensa ocupação, processos culturais, econômicos e institucionais durante vários séculos. Apesar de sua relevância ambiental, a Caatinga é uma das regiões mais degradadas e menos protegidas do país, com apenas 2% de sua área protegida por unidades de conservação de proteção integral (SILVA et al, 2018). Grande parte desse ecossistema possui algum nível de degradação advindo do seu histórico de uso da terra e cerca de 46% da área que originalmente apresentava vegetação nativa já foi desmatada (SANTOS et al., 2019). As principais causas da degradação da caatinga incluem distúrbios crônicos como a extração de madeira, a criação extensiva de caprinos e a caça, além do desmatamento realizado em prol das atividades agrícolas. (SILVA et al, 2018). Além disso, outra causa significativa de devastação da Caatinga é o aquecimento global, que é responsável pela intensificação dos períodos de seca, fazendo com que a região continue em processo de desertificação (GARCIA; FARIAS, 2020)

Apesar de serem naturais, os períodos de seca são processos extremamente impactantes, no entanto, de ocorrência esporádica ou repetida, não explicam sozinhos o

desencadeamento do processo de desertificação (TAVARES et al., 2019). Contudo, tal fenômeno é um dos fatores naturais que tornam a região mais susceptível a processos de degradação do solo, tornando as áreas afetadas por fatores antrópicos extremamente vulneráveis (TAVARES et al., 2019). Além da baixa precipitação, as regiões áridas e semiáridas são afetadas por altas temperaturas, solos pouco intemperizados e uma grande vulnerabilidade socioeconômica da população (MATTAR et al., 2018).

Diferentemente de outras zonas áridas e semiáridas no mundo, a Caatinga caracteriza-se por reunir uma quantidade significativa de produtores rurais (GARCIA; FARIAS, 2020). Essa região vem sofrendo historicamente severas restrições políticas e sua população desenvolveu tradições culturais fortes e resilientes baseadas na pecuária e na agricultura de subsistência, tornando a Caatinga mais do que uma divisão ambiental, uma divisão social, sendo a região brasileira menos desenvolvida socioeconomicamente (BUAINAIN; GARCIA, 2013; SILVA et al, 2017).

O Cariri Paraibano localiza-se na região Nordeste do Brasil e está situado no platô do Planalto da Borborema. Apresenta clima semiárido quente (BSH) e precipitação anual variando de 400 a 800mm, com 60% das chuvas ocorrendo de maneira concentrada nos meses de fevereiro a abril, grande variação interanual e com temperatura e humidade anual médias de 25°C e de 65%, sendo considerada a região mais seca do país (ALVARES et al., 2013; SILVA et al., 2017).

A região é composta por 29 municípios ocupando uma área de 11.236,4 km² com uma população de aproximadamente 196 mil habitantes, densidade demográfica média de 17,29 hab/km² (IBGE, 2020) e IDH relativamente baixo, variando de 0,55 a 0,64 (PNUD, 2013). Possui um longo histórico de uso e ocupação da terra para fins agropecuários. Até o século XVIII, a área apresentava uma cobertura florestal com vegetação ripária e afloramentos rochosos, mas a maior parte da vegetação original foi substituída por campos de algodão do final do século XIX até a década de 1970 (SOUZA; SOUZA, 2016). Em 2015, 45% da população residia na zona rural, na qual a agricultura de sequeiro, com mão de obra familiar, constituía a principal fonte de renda (IBGE, 2017). Esse cenário ainda é atual e a população local vive com a baixa disponibilidade de recursos naturais, em busca de uma melhor qualidade de vida (PEREIRA-JÚNIOR et al., 2015; ALVES, AZEVEDO, CÂNDIDO, 2017; ARAÚJO, NASCIMENTO, BRITO, 2022).

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, T.L.B., AZEVEDO, P.V.D.E., CÂNDIDO, G.A. Socioeconomic indicators and desertification in the upper course of the Paraíba river watershed. *Ambient. Soc.* XX P. 19–38. 2017.
- ANDRADE, E. M. de et al. "Water as Capital and Its Uses in the Caatinga". In: da Silva, J. C.; Leal, I.; Tabarelli, M, (eds.), **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, p. 281-302. 2017.
- ARAÚJO, H. F. P.; NASCIMENTO, N. F. do; BRITO, C. H. de. *Natural cover surrounding the farm field reduces crop damage and pest abundance in brazilian dryland*. **Revista Caatinga**. Mossoró, v. 35, n.1, p.68-78, jan/mar. 2022.
- ARAUJO, H. F.P.; et al. **A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands**. *Land Use Policy*, v. 100, p. 104913, 2021.
- BARROS, A. F. M. C.; PEREIRA, F. S. M. **A FAO e o Brasil: políticas articuladas visando o direito humano à alimentação adequada**. Disponível em: <<http://www.publicadireito.com.br/artigos/?cod=b1e29b063abb0df0>>. Acesso em: 06 jan. 2021.
- BRASIL. **Relatório nacional sobre os objetivos de desenvolvimento sustentável**. Brasília: Presidência da República, p. 41, 2017.
- BUAINAIN AM, GARCIA JR. Pobreza rural e desenvolvimento do semiárido nordestino: resistência, reprodução e transformação. In: Miranda C, Tibúrcio B (eds) **A nova cara da pobreza rural: desenvolvimento e a questão regional**. Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura, Brasília, pp 217–305. 2013.
- CASTRO, A. L. G. de. **Serviços ambientais: remoção de insetos em ambiente natural e de cultura**. 2015. 48 F. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias) Universidade Federal de São João Del-Rei, Sete Lagoas. 2015.
- CRAMER, H. H et al. **Plant protection and world crop production**. p. 524, 1967.
- CULLINEY, T. W. Crop losses to arthropods. In: PIMENTEL, D.; PESHIN, R. (eds.) **Integrated pest management reviews**. Dordrecht: Springer Science+Business Media, p. 201-225. 2014.
- DAILY, Gretchen C. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems (1997). In: **The Future of Nature**. Yale University Press, 2013. p. 454-464.
- DAINESE, M. et al. *A global synthesis reveals biodiversity mediated benefits for crop production*. **Science Advances**, v.5, n.10, p. eaax0121, 2019.

DÁTTILO, W.; RICO-GRAY, V. *Ecological networks in the Tropics: An integrative overview of species interactions from some of the most species-rich habitats on Earth*. Springer International Publishing, México. 2018.

DUTRA, R. M. S; SOUZA, M. M. O. de. Cerrado, Revolução Verde e evolução do consumo de agrotóxicos. **Sociedade & Natureza**, v. 29, n. 3, p. 473-488, 2017.

FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO. **The state of food and nutrition in the world: transforming food systems for affordable healthy diets**. Rome. FAO, p. 320, 2020.

FAO. **The future of food and agriculture: alternative pathways to 2050**. Rome: FAO, p. 224, n2018.

FERNANDES, M. F; QUEIROZ, L. P. de. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, 2018.

GARCIA, J. B.; FARIAS, A. R. Caracterização territorial do bioma Caatinga a partir de dados socioeconômicos do censo agropecuário de 2017. In: **Embrapa Territorial-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 14., 2020, Campinas. Anais... Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2020.

IMPERATRIZ-FONSECA, V.L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 59-62. 15, out. 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. 2020. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>>. Acesso em: 6 de jan. 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produto Interno Bruto dos Municípios 2017. Disponível em: < www.ibge.gov.br/explica/pib.php > Acesso em: 6 de jan. 2022.

IPEA. **Cadernos ODS: ODS 2 - fome zero e agricultura sustentável**. Brasília: Ipea. p. 42, 2019.

KOZLOV, M. V et al. *Background losses of woody plant foliage to insects show variable relationships with plant functional traits across the globe*. **Journal of Ecology**. 103:1519:1528. (2015a).

KOZLOV M. V et al. *Global patterns in background losses of woody plant foliage to insects*. **Global Ecology and Biogeography** 2: p. 1126-1135. (2015b)

KOZLOV M. V.; ZVEREVA E. L. *Background Insect Herbivory: Impacts, Patterns and Methodology*. **Progress in Botany**, Springer, v. 79: p. 313-355. 2017.

LEMOS, A. B. *Evaluating ecosystem services trade-offs due to land use changes: transition to an irrigated agriculture landscape*. 2017. 52 F. Tese (Doutorado) - Universidade de Lisboa, Portugal, 2017.

MATTAR, E. P. L. et al. Federal Conservation Units in Brazil: The Situation of Biomes and Regions. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, 2018.

MORAES, A. S. A percepção dos agricultores em relação aos insetos praga: mocinho ou bandido? 2016. 52 F. Trabalho de Conclusão de Curso. Instituto de Ciências Agrárias e ambiental – Universidade Federal do Mato Grosso, Mato Grosso. 2016.

MORAIS, J. R. G. Estabelecimentos Rurais Camponeses no Bioma Caatinga de clima semiárido: perspectivas e desafios na atualidade. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 7, n. 1, 2019.

N'WOUENI, D. K.; GAOUE, O. G. Plant Diversity Increased Arthropod Diversity and Crop Yield in Traditional Agroforestry Systems but Has No Effect on Herbivory. **Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 2942, 3 mar. 2022.

NODARI, A. M. **Análise dos impactos do modelo Revolução Verde: Caso dos agricultores familiares do município de Medianeira, Paraná**. 2018. 40 F. Trabalho de Conclusão de Curso - Instituto Latino-Americano de Economia, Sociedade e Política da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2018.

OLIVEIRA, C. M. et al. **Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture**. Crop Protection, v. 56, p. 50-54, 2014.

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.

PENNINGTON, R. T; RATTER, J. A. (Ed.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation**. CRC press, 2006.

PNUD, 2013. **Índice de Desenvolvimento Humano municipal brasileiro**. PNUD, Ipea, FJP, Brasil.

PEREIRA-JÚNIOR, L. R. et al. *Socioeconomic and diagnostic strategies for living with drought in semiarid region*. **Engenharia Ambiental**, v. 12, p. 168-184, 2015.

PIMENTEL, D. Agroecology and economics. In: KOGAN, M. (editor), **Ecological theory and integrated pest management practice**. New York: Wiley. p. 299 – 319, 1986.

POWER, A. G. *Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies*. **Philosophical transactions of the royal Society B: biological sciences**. v. 365, n. 1554, p 2959-2971, 2010.

PHALAN, B. et al. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289–1291, 2 set. 2011.

PRADO, D. E. Ecologia e conservação da Caatinga: Uma introdução ao desafio. In: da Silva, J. C.; Leal, I.; Tabarelli, M, (eds.), *As caatingas da América do Sul*. **Ecologia e conservação da Caatinga**, v. 2, p. 3-74, 2003.

- QUEIROZ, L. P et al. "Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain". In: da Silva, J. C.; Leal, I.; Tabarelli, M, (eds.), **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, p. 23-63, 2017.
- RODRIGUES E SILVA, F. B.; et al. Zoneamento Agroecológico do Nordeste: Diagnóstico e Prognóstico. CD-ROM. Embrapa Solos E Embrapa Semi-Árido, Recife/Petrolina, 2000.
- ROMA, J. C. Biodiversidade e serviços ecossistêmicos: uma agenda positiva para o desenvolvimento sustentável. In: MONASTERIO, L. M.; et al. **Brasil em desenvolvimento 2014: Estado, planejamento e políticas públicas**. Brasília: Ipea, p. 41-60. 2014.
- ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D. **Árvore do conhecimento: cana-de-açúcar**. Disponível em:<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_53_711200516718.html#>. Acesso em: 06 jan. 2021.
- RUFINO, M. K. G. et al. Deciduidade foliar e floração de espécies lenhosas da caatinga. **Biotemas**, v. 33, n. 4, p. 1, 2020.
- SALERNO, L. T. 'AI O. **Reforma Agrária, Revolução Verde, Agroecologia e suas relações com o Assentamento Nova São Carlos (São Carlos/SP)**. 2021. 73 f. Trabalho de Conclusão de Curso -Universidade de São Paulo, Engenharia Ambiental, São Carlos, 2021.
- SAMPAIO, J. A. G. **Disponibilidade de serviços ecossistêmicos de um sistema agroflorestal na região de cerrado no brasil central**. 2013. 73 F. Monografia – Universidade de Brasília, Brasília DF, 2013.
- SANTOS, U. J. et al. *Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil*. **ARID LAND RESEARCH AND MANAGEMENT**, v. 33, n. 3, p. 255–273, 2019.
- SCHUSTER M.; TORERO, M. Towards a sustainable food system: reducing food loss and waste. In: **2016 Global food policy report**. Washington, D.C.:International Food Policy Research Institute, p.23-31. 2016.
- SHARMA, S.; KOONER, R.; ARORA, R. *Insect pests and crop losses*. In: ARORA, R.; SANDHU, S. (eds.) **Breeding insect resistant crops for sustainable agriculture**. Singapura: Springer Nature, p. 45-66. 2017.
- SILVA, J. M. C da et al. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: da Silva, J. C.; Leal, I.; Tabarelli, M, (eds.), **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, 2017, p. 3-19.
- SILVA, J. M. C; LEAL, I. R.; TABARELLI, M (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Springer, 2018.
- SOLIVERES, Santiago et al. Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. **Nature**, v. 536, n. 7617, p. 456-459, 2016.

SOPER GORDEN, N. L.; ADLER, L. S. *Florivory shapes both leaf and floral interactions*. **Ecosphere**, v. 7, n. 6, p. e01326, 2016.

SOUZA, B. I.; SOUZA, R. S. *The occupation process of the Cariri Velhos – PB and the effects in the vegetal cover: contribution to the Cultural Biogeography of the semiarid*. **Caderno de Geografia**, 26: 229–258, 2016.

TAVARES, V. C.; DE ARRUDA, Í. R. P.; DA SILVA, D. G. Desertificação, mudanças climáticas e secas no semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul**, v. 34, n. 70, p. 385–405, 2019.

UNEP, 2005. The Millennium Ecosystem Assessment Programme. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

VELLOSO A. L, SAMPAIO, E. V. S. B, PAREYN F. G. Ecorregiões propostas para o Bioma Caatinga. Associação Plantas do Nordeste – Instituto de Conservação Ambiental – **The Nature Conservancy do Brasil**, Recife, 2002

VENZON, M. Agrobiodiversidade como estratégia de manejo de pragas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.40, n.305, p.21-29, 2019.

VENZON, M.; TOGNI, P.H.B; CHIGUACHI, J.A.M.; PANTOJA, G.M.; BRITO, E.A.S.; SUJII, E.R. Agrobiodiversidade como estratégia para o manejo de pragas. **Informe Agropecuário**, v.40, p.21-29, 2019.

WACHEKOWSKI, G.; et al. Agrotóxicos revolução verde e seus impactos na sociedade: Revisão narrativa de literatura. **Salão do Conhecimento**, v. 7, n. 7, 2021.

CAPÍTULO I

Journal of Vegetation Science – Research article

Local and landscape predictors of insect herbivory on maize and bean crops in semiarid agroecosystems

Ivânia C. S. F. Silva¹, Helder F. P. Araujo², Bráulio A. Santos³

¹ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária 58397-000, Areia, PB, Brazil

² Departamento de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária 58397-000, Areia, PB, Brazil

³ Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, Castelo Branco 58051-900, João Pessoa, PB, Brazil.

Correspondence

Bráulio A. Santos, Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba. Email braulio@dse.ufpb.br

Funding information: This study was supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq grant numbers 441436/2017-0 to HFPA and 312178/2019-0 to BAS), Universidade Federal da Paraíba (grant number PVA-13357-2020 to BAS), and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil (CAPES, graduate scholarship to ICFSF).

2.1 Abstract

Understanding how local and landscape variables regulate herbivory levels in croplands is a challenge to developing sustainable agricultural practices. Here, we assess which predictors are relevant and how they impact herbivory levels (i.e. magnitude and frequency of damage) in maize and bean crops in a semiarid region of South America. Landscape structure was defined through metrics of composition, configuration, land use diversity and the distance to large, forested areas, in three different scales (100m, 300m and 500m radius). Our findings demonstrated that the crop area size and landscape heterogeneity had a positive relation with herbivory levels in both maize and bean crops, habitat fragmentation exhibited a negative relation in maize and a positive relation in bean's herbivory levels. The distance to a large, forested area had no impact on maize herbivory levels, however enhanced bean crops leaf damage. Maize cobs frequency of damage was not affected by any predictor, while bean pods herbivory level decreased in landscapes with a bigger proportion and more patches of forest/woodland and enhanced within more heterogenous landscapes. Therefore, the results shown that herbivory levels are indeed influenced by the surrounding landscape and can exhibit different responses according to the plant species and organs, being relevant to planning sustainable agricultural landscapes in dryland regions.

Keywords: foliar damage, folivory, caatinga, tropical dry forest, landscape composition, landscape configuration, Brazil, sustainable agriculture, human-modified landscape

2.2 Introduction

Agricultural fields currently cover about 13% of Earth's land surface (FAO, 2018; FOLEY et al., 2011) and are predicted to expand by up to 30% until 2050 (FAO, 2018). Croplands have been critical to feed a growing human population, but resulted in deforestation, habitat fragmentation, soil and water degradation (CHAUDHARY; KASTNER, 2016; MOLOTOKS et al., 2018). Ultimately, the land-use changes promoted by modern agricultural activities have driven species-rich ecosystems towards biomass collapse, biodiversity loss, biotic homogenization, and functional simplification (ANDRESEN; ARROYO-RODRÍGUEZ; ESCOBAR, 2018; IMPERATRIZ-FONSECA; NUNES-SILVA, 2010; WHATELY; HERCOWITZ, 2008). Disruptions in biotic interactions of great interest for farmers, such as insect herbivory, have largely been ignored in crop planning or assumed as a problem to be managed chemically with considerable amounts of money. To minimize this expensive trade-off with nature conservation and develop more sustainable agroecosystems, new environmental-friendly agricultural models have been developed across the continents (Brasil 2017; Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada 2019; Féres & Ferreira 2020; FAO et al. 2020). The land sparing-sharing continuum is an example of such models (PHALAN et al., 2011). The development of sustainable agricultural landscapes is another attempt to reduce the environmental costs of agriculture and identify synergies with nature conservation (ARAUJO et al., 2021; SOUSA; LONGO; SANTOS, 2019). With this new vision, agriculture practices go beyond the cropland boundaries and take the surrounding natural ecosystem into account while developing the productive systems, scaling up the activity to the landscape level.

The remaining original ecosystems that compose the agricultural landscapes may provide services for agriculture, such as water supply and pollination, but also disservices (FILGUEIRAS et al., 2021). One of the most relevant disservices is the herbivory.

Herbivory is the feeding on living plant parts by animals (SCHOWALTER, 2016), which include vegetative and reproductive organs of agricultural interest. Insects are the most common herbivores in the tropics, but vertebrates are important as well (Coley & Barone 1996). When forest conversion to agricultural fields increases the abundance of particular herbivores (natives or not), they damage the crops at rates greater than farmer expectations and are considered pests. Herbivorous insects have been responsible for destroying one-fifth of the world's crop production every year (SALLAM; MEJIA; LEWIS, 2013), with annual financial losses as huge as 470 billion dollars in 2016 (SHARMA; KOONER; ARORA, 2017). In addition, the economic impacts also expenses with insecticides and medical treatments to people intoxicated with the products (OLIVEIRA et al., 2014). Despite its relevance, the drivers of insect herbivory in agricultural landscapes are not completely understood (AYANTUNDE et al., 2018).

Drivers may involve processes at local and landscape levels. As larger croplands offer more food resources for herbivores, both frequency and magnitude of herbivory are expected to increase in larger croplands. The historical use of the cropland, the techniques employed (e.g. type of irrigation, if any), soil characteristics are also relevant at the cropland (local) scale. At the landscape scale, the proportion of landscape surface covered by original ecosystems (i.e. landscape composition), the number of patches of these original ecosystems (i.e. landscape configuration), and the diversity of land-uses (i.e. landscape heterogeneity) may also affect herbivory patterns. Landscapes densely covered by pristine forests are expected to home more animals that prey on or parasitize insect herbivore larvae than more deforested landscapes, protecting croplands from outbreaks (THIES; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2003). Similarly, highly fragmented landscapes may negatively impact the dispersal and abundance of forest-dependent herbivores (FÁVERI; VASCONCELOS; DIRZO, 2008), potentially resulting

in smaller levels of herbivory than less fragmented landscapes. The increase in landscape heterogeneity is also expected to reduce herbivore damage by promoting environmental heterogeneity and avoiding the establishment of extensive monocultures (LOREAU et al., 2003).

In this study we assess these predictions in the driest region of the largest seasonally dry tropical forest of South America, the Brazilian Caatinga (SILVA; LEAL; TABARELI, 2017). Caatinga is a 1-million km² heterogenous mosaic of semiarid ecosystems that include forests, woodlands, shrublands, and herbaceous communities (ARAUJO; NASCIMENTO; BRITO, 2022). About 28 million people inhabit their domain and most of the rural population employs subsistence agriculture techniques to produce maize and bean for human and animal consumption. Because rainfall is scarce to support rainfed or irrigated croplands, changes in landscape composition, configuration and heterogeneity should be conducted with caution to preserve aquifer recharge zones and the other ecosystem services, including protection against herbivores. As acute and chronic disturbances have resumed the Caatinga to half of its original distribution and fragmented it into about 47,000 patches (ANTONGIOVANNI et al., 2020; ANTONGIOVANNI; VENTICINQUE; FONSECA, 2018; SILVA; BARBOSA, 2017) estimating the role of local and landscape predictors on the levels of crop herbivory becomes imperative. In this scenario, uncovering potential trade-offs or synergies of farming with nearby protected areas is also relevant (see Alves et al. 2020), as the protected areas may buffer outbreaks.

We test the hypothesis that landscape structure modulates the levels of herbivory on bean and maize leaves and fruits in subsistence croplands of the Caatinga. We expected that herbivory levels were greater in landscapes with smaller proportion of forest and woodland cover, with less patches of these conserved ecosystems, and with smaller

diversity of land uses. The increase in cropland area and distance to a large, protected area were also expected to result in increased levels of herbivory. We performed the analyses at three spatial scales (100 m, 300 m and 500 m radius) to identify the spatial scale at which the herbivory better responds to the changes in landscape structure (FAHRIG, 2013).

2.3 Methods

2.3.1 Study region

We carried out the study in *Cariri Paraibano*, the driest sub-region of Caatinga with climate BSh (B-Dry, S-Semi-arid, h-low latitude and altitude), annual precipitation ranging from 400mm to 800mm (ALVARES et al., 2013) and 60% of the rainfall concentrated in the months of February to April (ARAUJO et al., 2021). Until the 18th century, the region was covered by woodlands, riverine forests, herb communities and rocky outcrops (SOUZA; SOUZA, 2016). Until the 1970s, part of the original vegetation was replaced by extensive cotton fields. Cotton production declined sharply in the 1950s due to pests, land mismanagement and competition with synthetic fiber (ARAUJO et al., 2021; BELTRÃO, 2003; COSTA; BUENO, 2004), originating shrublands that are often misinterpreted as original ecosystems. The sub-region has 11,236 km² and includes 29 municipalities with approximately 196,000 habitants, average population density of 17.29 inhab/km² (IBGE, 2020), and low HDI ranging from 0.55 to 0.64 (PNUD, 2013).

We selected nine properties of small farmers located in São José dos Cordeiros municipality (Fig. 1). All of them plant maize intercropped with beans in a rainfed regime and with family labor. Planting is usually carried out in plots of one or two hectares with the first rains of the year, which usually arrive between January and March and last until April and June, but very irregularly. Between June and July, crops are harvested and processed as fodder. It is not unusual for production to be lost due to lack of rain after

planting. The properties are distributed around the RPPN Fazenda Almas, which constitutes one of the largest forest remnants in the Cariri region of Paraíba, at distances ranging from 0.09 km to 16.5 km. It is worth mentioning that one site (it would be the tenth) had to be excluded from the statistical modeling as it clearly represented an outlier in our data, presenting herbivory levels up to 20 times higher than the average of the others.

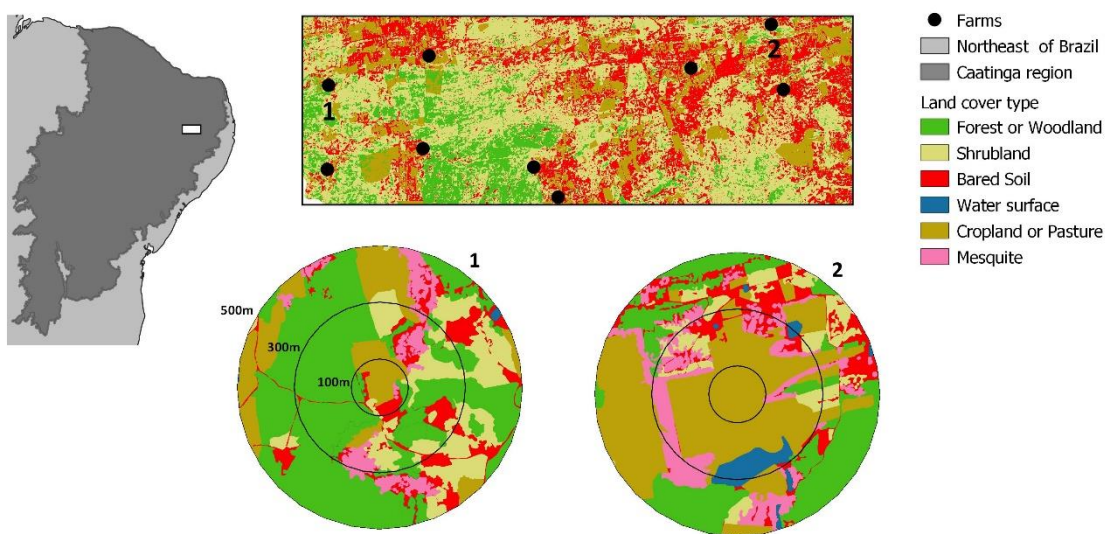


Figure 1. Farm's locations at the caatinga region. (1) landscape most covered by forest/woodland and (2) landscape most covered by cropland or pasture.

2.3.2 Local and landscape metrics

To measure the landscape variables, we used satellite images freely available in Google Earth Pro. The images were analyzed and the land use type was categorized in seven classes: (1) forest, areas mostly covered by tall trees (5 to 14 m tall); (2) woodland, areas covered by a mix of trees (ranging from 2 to 5 m tall) and shrubs; (3) shrubland, areas composed mostly by shrubs and bared soil; (4) cropland, areas of crop production; (5) mesquite, areas covered exclusively by mesquite trees; (6) bared soil, areas composed mostly by exposed soil and (7) water surface, represented by small dams used to accumulate water from the rainy season (Fig. 1) (adaptation of Araujo et al. 2021). The

cropland areas sampled were mapped in the field. After the classification, using Qgis (version 3.22), the perimeter, area, number of polygons and proportion of each land use type were calculated in three different scales: 100 m, 300 m e 500 m.

Using this information, we calculated the number of fragments and estimated the proportion of forested land (sum of woodland and forest, hereafter conserved ecosystems) and anthropic use lands (sum of bared soil, mesquite, shrubland, cropland and water surface of dams, hereafter degraded ecosystems). In addition, we measured the shortest distance of each crop to the RPPN in a straight line between the centroid of the crop area to the edge of the reserve.

2.3.4 Herbivory metrics

To estimate herbivory levels on leaves of maize and bean, we randomly sampled 20 plants of each species in each crop. In maize plants, we evaluated 10 leaves, or all the leaves present on the plant. In bean plants, we sampled 10 leaflets of 10 leaves from each plant. On each leaf, we carefully checked the presence of damage caused by herbivorous arthropods and estimated, with the aid of a ruler, the damaged area. For this, we assumed that the damage had a square or rectangular shape, measured its greatest length and greatest width, and added the total damaged area of the leaf. Then, we measured the largest leaf width and the bean leaflet length and used allometric equations to estimate the total maize leaf area ($\text{area} = 89.686 \times \text{width} - 56.464$, $R^2 = 0.85$) and bean leaflet ($\text{area} = 15.555 \times \text{length} - 81.412$, $R^2 = 0.97$).

To assess the frequency of foliar damage, we categorized the leaves and leaflet as intact or damaged. Leaves and leaflets with less than 1 cm² of damage were considered intact. Frequency was calculated by dividing the number of damaged leaves (and leaflets) by the number of leaves (and leaflets) sampled on the plant, resulting in proportions ranging from 0 (fully intact crop) to 1 (fully damaged crop). To calculate the magnitude

of herbivory, we divided the leaf damaged area by the total leaf area and averaged the leaves sampled in the crop ($n = 200$ observations per crop per species). To facilitate interpretation and comparison with other studies, we express the magnitude results in percentage.

To estimate the damage by herbivores on the reproductive structures of plants – i.e. maize cobs and bean pods – we randomly sampled 30 fruits in each crop and classified them as intact, when there were no signs of herbivory, or as damaged, when there were clear signs of damage by invertebrates, vertebrates or pathogens. The magnitude of the damage was not estimated because it would imply the use of destructive methods such as collecting and opening the structures, which we did not have authorization for. The frequency of damage to maize cobs and pods was calculated by dividing the number of damaged structures by 30.

2.3.5 Data analyses

To calculate the landscape land use diversity, we use Hill numbers ($q=1$). The seven categories of land use were treated as species and each landscape as a community. Considering that only two of seven categories represent natural habitats (i.e. forest e woodland), the index can be interpreted as landscape diversity of anthropic land use. Calculations were performed for each landscape at 100 m, 300 m and 500 m scales using the entropart package (Marcon & Hérault 2015) of R 4.1.2. To assess how the predictor variables affect the herbivory levels, we used generalized linear models with beta distribution, recommended for continuous data of proportions distributed between 0 and 1 (SMITHSON; VERKUILEN, 2006). For each response variable, we built a beta model with the five predictors: cropland area, distance to the RPPN Fazenda Almas (log), proportion of forest/woodland, number of fragments of forest/woodland and diversity of anthropic uses in the landscape. We performed the diagnosis of the models through QQ

plots of residuals and Kolmogorov-Smirnov (KS), dispersion, and outliers tests. All models met the assumptions. We used Type II Wald chisquare tests to perform the deviance analysis of each model and identify the predictors that significantly (positively or negatively) affected the response variable in question. The construction of the models and the graphical representation of the significant relationships was performed with the packages `glmmTMB` (Brooks et al 2017), `DHARMA` (Florian 2022), `car` (Fox & Weiisberg 2019) and `betareg` (CRIBARI-NETO; ZEILEIS, 2010) from R 4.1.2.

To identify the spatial scale at which the effects are most evident, we used chi-square tests that compared the deviance of the null models, 100 m, 300 m and 500 m of each response variable. We consider models with $\Delta AIC < 2$ to be equally plausible and the model with the lowest deviance to be the most important spatial scale for the analyzed response variable. We use the `glmmTMB` (Brooks et al 2017) and `car` (Fox & Weiisberg 2019) packages from R 4.1.2 in this procedure. The interpretation of the effect of the predictors on the response variables was performed only on the spatial scale with the lowest deviance. Significant relationships were plotted to aid in interpretation.

2.4 Results

2.4.1 Overview

On maize leaves, the herbivory frequency was averaged 0.45 (0.14 - 0.77; min-max) with magnitude of 2.7% (1.1% - 5.0%). Meanwhile, maize cobs damages were less frequent (mean 0.18; 0 - 0.40). On bean leaves, the frequency of foliar herbivory averaged 0.72 (0.26-0.91), with a similar magnitude to that of maize (mean 2.9%; 0.6%-7.7%). As in the case of damage to maize cobs, damage to bean pods was lower than on its leaves but reached more than half of the analyzed pods (average 0.57; 0.20-0.85).

2.4.2 Herbivory responses to local and landscape predictors

The effect of predictor variables on herbivory levels varied with spatial scale and culture. In maize, the frequency of foliar herbivory was better explained by landscape variables at the 300 m scale, while the magnitude was better explained at the 100 m scale (Table 1). In the maize cobs, the best fitted models were the 300 m and 500 m models, but in none of them the predictors significantly affected the frequency of damaged cobs (Table 1). In bean, both the frequency and magnitude of herbivory were best fitted at the 100 m scale, while the frequency of pod damage was better explained by landscape variables at the 500 m scale (Table 1).

Tabel 1. Comparison between generalized linear models adjusted to herbivory levels in maize and bean at different spatial scales (100 m, 300 m and 500 m radius from the crop centroid).

Model	Df	AIC	Deviance	Chi-square
Frequency of damage on maize leaves				
null	2	-0.017	-4.02	-
100 m	7	-0.249	-14.25	10.23
300 m	7	-7.782	-21.78	7.53***
500 m	7	0.009	-13.99	0
Magnitude of damage on maize leaves				
null	2	-49.99	-53.99	-
100 m	7	-61.20	-75.20	21.21***
300 m	7	-51.92	-65.92	0
500 m	7	-52.31	-66.31	0.39***
Frequency of damage on maize fruits				
null	2	-11.34	-15.34	-
100 m	7	-6.63	-20.63	5.29
300 m	7	-7.50	-21.50	0.87***
500 m	7	-9.17	-23.17	1.66***
Frequency of damage on bean leaves				
null	2	-2.757	-6.75	-
100 m	7	-7.928	-21.92	15.17**
300 m	7	0.762	-13.23	1
500 m	7	0.975	-13.02	1
Magnitude of damage on bean leaves				
null	2	-43.41	-47.41	-
100 m	7	-65.17	-79.17	31.76***
300 m	7	-58.02	-72.01	1
500 m	7	-44.36	-58.36	1
Frequency of damage on bean fruits				
null	2	-0.22	-4.22	-
100 m	7	0.66	-13.33	9.11
300 m	7	5.98	-8.02	0
500 m	7	-0.76	-14.77	6.75***

p<0.01; *p<0.001

When evaluating the parameters of these models, we observed that the frequency of maize herbivory increased in landscapes with a greater proportion of conserved ecosystems and greater diversity of anthropic uses, however reduced in landscapes with a greater number of conserved fragments (Fig. 2a-c). The magnitude of leaf damage also increased in the more heterogeneous landscapes and reduced in the more fragmented ones but was also higher in the larger crops (Fig. 2d-f).

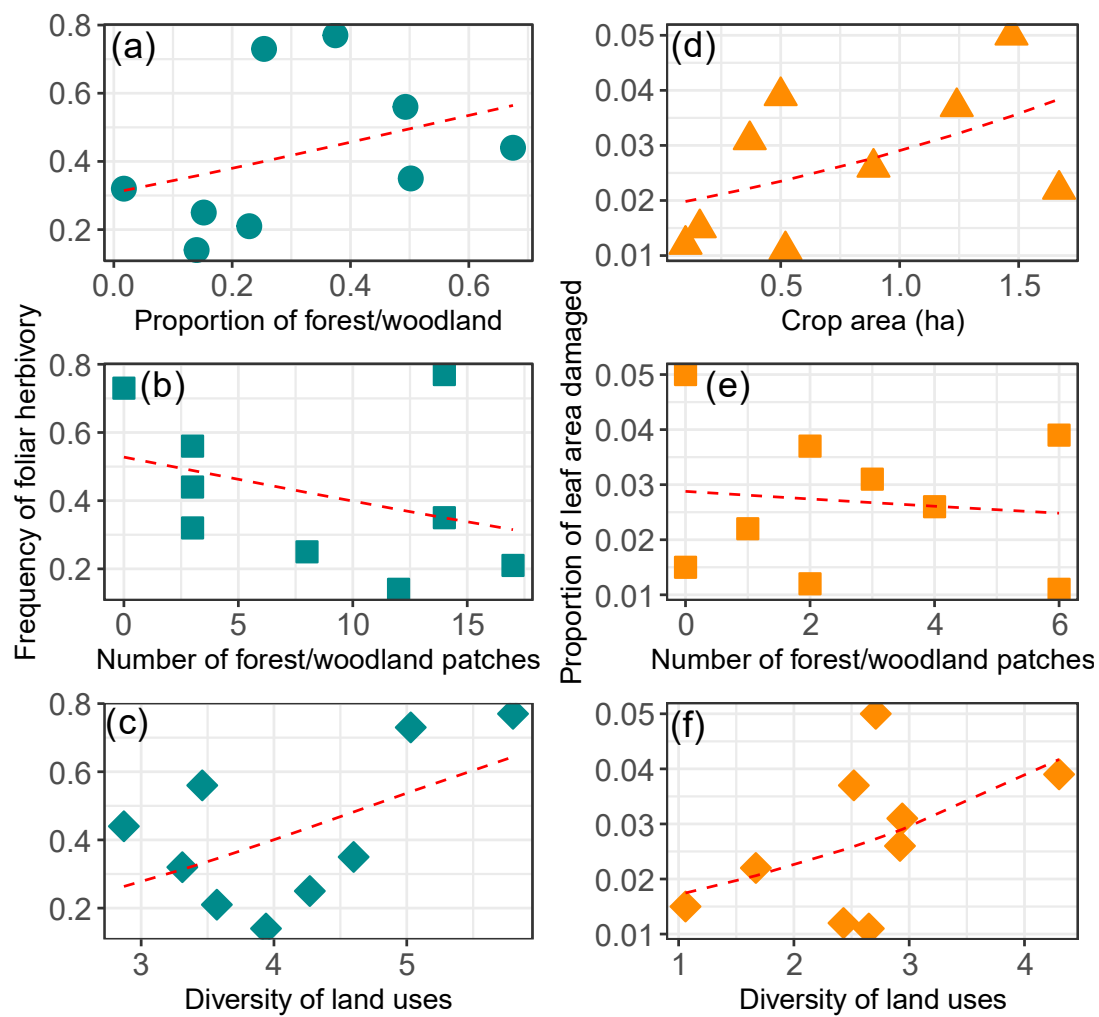


Figure 2. Effect of local and landscape predictors on the frequency (blue) and magnitude (orange) of herbivory on maize leaves. The dashed red lines represent the fit of generalized linear models with beta distribution and logit linkage function (see complete model statistics in Table S1). Different symbols indicate different predictors.

Regarding beans, the frequency of leaf damage was higher in larger crops and in more heterogeneous and more fragmented landscapes (Fig. 3a-c). Similar effects were observed on the magnitude of leaf damage, but in addition to them, we also observed greater magnitude of leaf damage in landscapes with greater cover of forested land and closer to the RPPN Fazenda Almas (Fig. 3d-h).

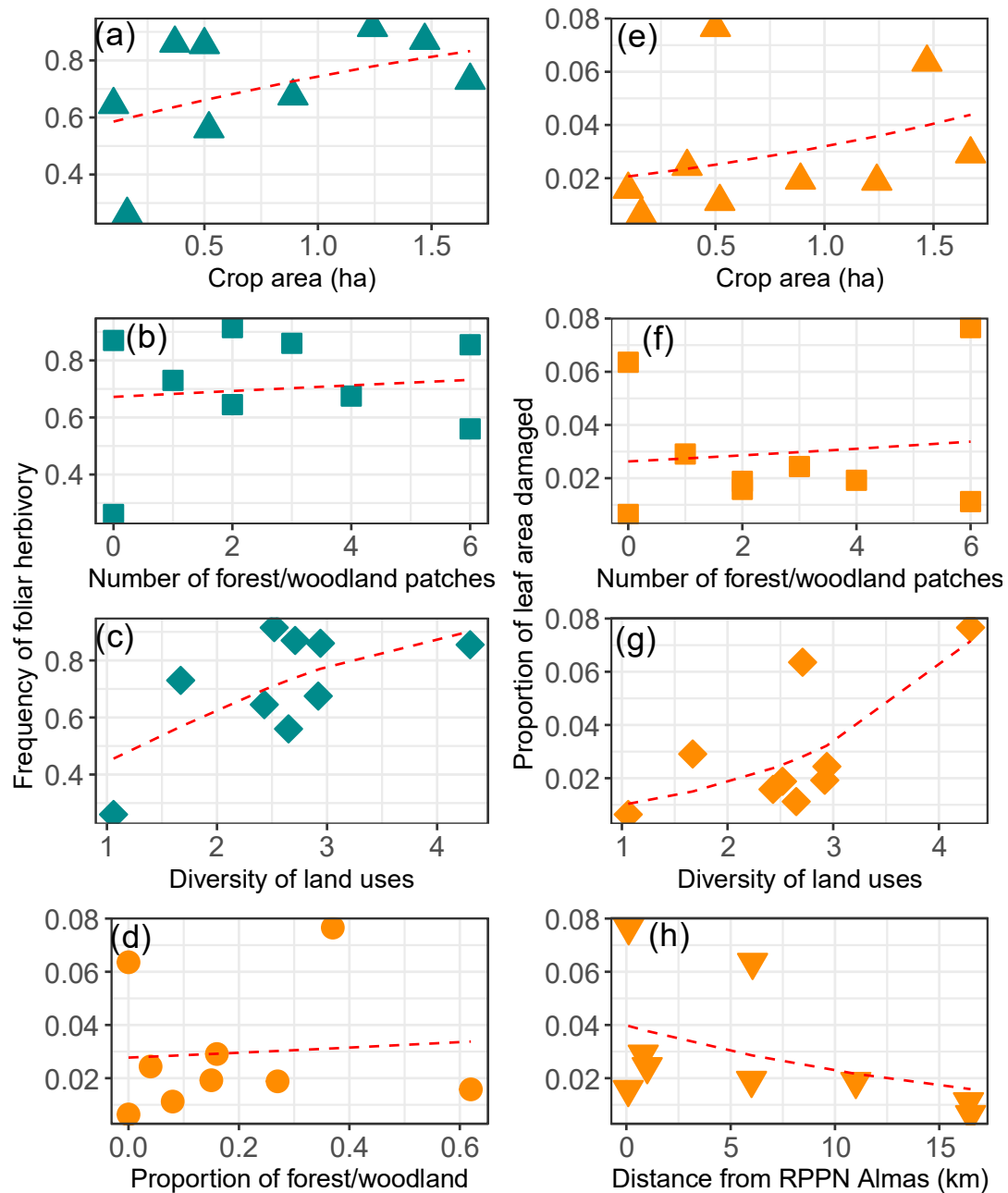


Figure 3. Effect of local and landscape predictors on frequency (blue) and magnitude (orange) of herbivory on bean leaves. The dashed red lines represent the fit of generalized linear models with beta

distribution and logit linkage function (see complete model statistics in Table S1). Different symbols indicate different predictors.

Of the 180 maize cobs evaluated, 25 were attacked by invertebrates, most of them insects; seven by vertebrates, mainly Psittaciformes known locally as gangarras; and five by microorganisms, possibly fungi. However, the frequency of herbivory on the cobs did not respond significantly to any analyzed local and landscape variables. The frequency of herbivory on bean pods was higher in landscapes with less coverage of forested land, less fragmented and more heterogeneous (Fig. 4a-c). Of the 180 pods analyzed, 67 were attacked by invertebrates, 31 by microorganisms and 22 by vertebrates. In some cases, more than one type of damage was observed on the same pod or cob.

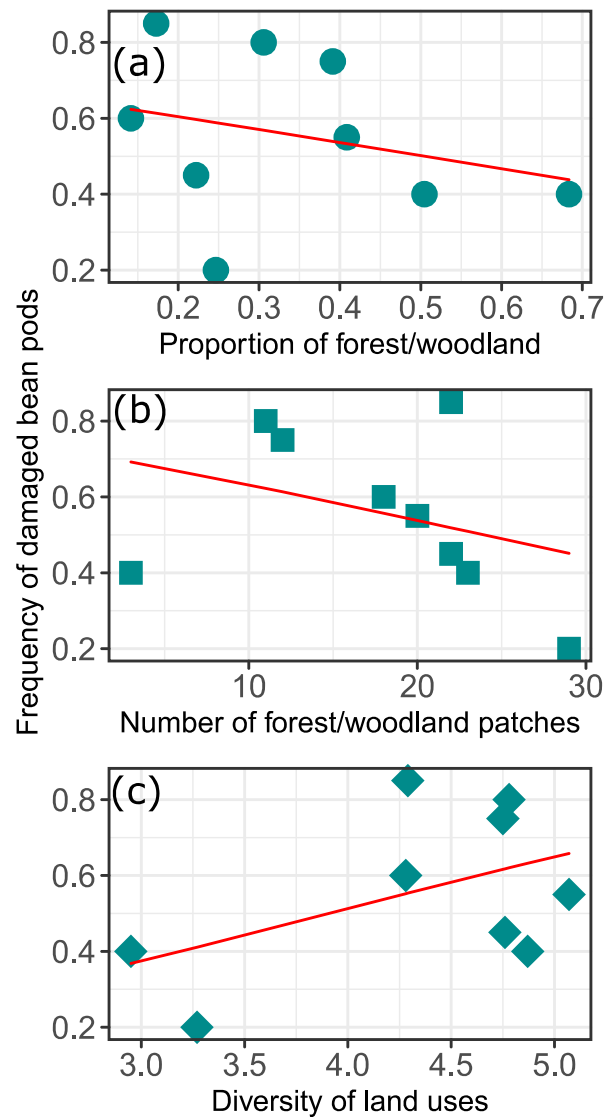


Figure 4. Effect of landscape predictors on the frequency of bean pods damaged by some biotic agent. The dashed red lines represent the fit of generalized linear models with beta distribution and logit linkage function (see complete model statistics in Table S1).

2.5 Discussion

We tested the hypothesis that landscape structure modulates the plant-herbivorous insects interactions in cropland areas. Our results supported this general hypothesis, aligning well with the results described for other regions (DUARTE et al., 2018; THIES; TSCHARNTKE, 1999). Furthermore, our findings demonstrated that landscape scale, the

number of patches and proportion of forest/woodland the diversity of land use and the distance from large areas of natural cover are important predictors of herbivory levels in maize and bean croplands. As expected, we found that landscape influence can be different in different plant organs (i.e. leaf and fruits), likewise it can be different between species of host plants (i.e. maize and bean). Taken together, the results reinforce the need for a better understanding of how landscape structure influences the interaction plant-herbivorous arthropods in agrosapes.

The herbivory levels were positively related with the size of the crop area (although the magnitude of the damage in both studied plant species was low (2.7% on maize and 2.9% on beans crops). Considering that in all studied landscapes the size of the cropland was relatively small (0.1 – 1.67ha), this result is expected since previous studies have demonstrated that cropland size has a positive effect on herbivorous arthropods abundance in crops (Otieno et al. 2019). We speculate that this pattern can be related with the ability of the environment on providing the service/function of regulating herbivorous arthropods populations (N'WOUENI; GAOUE, 2022; TSCHARNTKE et al., 2012): the larger the area of crop production, the lower the ability of the surround landscape to control these populations.

It is well known that habitat fragmentation affects species richness and abundance as well as intra and interspecific relations (Elzinga et al, 2005). Our data demonstrated that in maize crops, herbivory levels decreased with the increase in the number of forested patches (fig. 2b and 2e). On the other hand, herbivory levels on bean crops exhibited a positive relationship with the number forested patches, being higher in more fragmented landscapes (fig. 3b and 3f.). Both patterns can be explained by the findings of Tscharnkte et al. (2002), that showed that landscape fragmentation on agricultural landscapes modulates both herbivorous insects and their natural enemies' population. How these

populations will respond to fragmentation depends on the landscape, the management practices and on the plant and insect species of both natural area and cropland. The response shown by herbivory levels on bean crops can be related to the floristic composition of the landscape, which is characterized to have a great number of taxonomically close species, all belonging to the *Fabaceae* family.

The distance to the RPPN Fazenda Almas did not influence on maize herbivory levels, however, it exerted influence on the magnitude of foliar damage on the bean crops, this damage being higher on landscapes closer to the RPPN. This result goes against the found in other research that showed that large, forested areas close to croplands can reduce herbivory levels by enhancing abundance and/or richness of natural enemy species (Duelli and Obrist, 2003). These different patterns of response found on maize and bean crops can also be explained by the possible effects of the floristic composition. As previously mentioned, the natural vegetation of the region is characterized for being rich in *Fabaceae* family species, knowing that bean plants are included on this family, it can share herbivorous arthropods with the natural vegetation. Thus, it is likely for the herbivorous to supplement their diet on neighboring bean crops.

The diversity of land use exhibited a similar pattern to the exerted by the proportion of forest/woodland. The landscape heterogeneity was positively related with herbivory levels (frequency and magnitude) in both maize and bean crops. This result differs from the expected pattern since most studies indicate that in more heterogeneous landscapes the abundance and the richness of herbivorous arthropods, as well as herbivory levels tends to be lower (Molina et al 2016; González et al., 2017). Here, landscape heterogeneity was measured through a diversity index, the Hill number ($q=1$), since there were more anthropic land cover categories (5 of 7), we assume that a most heterogenous landscape, in this case, represents a landscape with more diversity of anthropic land cover,

that are known for hold low levels of biodiversity (Haines-Young 2009), affecting negatively the ability of the environment to provide the function of population control on herbivorous arthropods communities.

The herbivory level on bean pods presented different responses to predictors when compared to bean leaves. While the magnitude of damage on bean leaves enhanced in landscapes with larger forested areas and with a greater number of forested patches, the frequency of herbivory on pods was lower on these environments. This is possibly related to the identity of the natural enemies that attack vegetative and reproductive plant organs, which are not the same and apparently respond differently to changes in landscape structure. However, the response to the landscape heterogeneity followed the same pattern displayed by the herbivory levels on beans leaves, increasing with landscape heterogeneity. As explained before, in this study, a more heterogenous landscape means a landscape with more anthropic land cover, explaining this trend.

In summary, our findings demonstrate that the natural ecosystems surrounding the agroecosystems should not be ignored in the design of sustainable agricultural landscapes. Based on our findings we propose the following general recommendations to reduce biotic damage on agroecosystems in Caatinga drylands: (1) farming in small areas (<1 ha) as larger croplands may favor herbivory; (2) reducing the diversity of land uses by controlling the spread of mesquite trees, locally known as *algaroba*, and reducing bare soil cover; (3) in highly forested landscapes, avoiding deforestation to reduce damage on bean legumes, though foliar damage may slightly benefit from deforestation; (4) in highly deforested landscapes, restoring forests and woodlands in patches instead of a single stand to protect the foliage of croplands. Giving the low magnitude of biotic damage we observed, we argue that herbivory is not a disservice for maize and bean production in the study region, thus the traditional subsistence practices should be maintained in

combination with conservation strategies (see Araujo et al. 2021). In years of herbivory outbreaks, chemical control may eventually be employed with caution to avoid economic losses for landowners.

2.6 Acknowledgments

We thank the Agriculture Secretary of São José dos Cordeiros municipality and the UFPB Experimental Station at São João do Cariri for essential help in fieldwork. We are grateful to landowners for permissions, Gabriela Andrade, Paolla Leite, and Janete Andrade for support in fieldwork, and three anonymous reviewers for critical comments on previous versions of this manuscript.

References

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES, T. S. et al. Landscape-scale patterns and drivers of novel mammal communities in a human-modified protected area. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 7, p. 1619–1633, 1 jul. 2020.
- ANDRESEN, E.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ESCOBAR, F. Tropical Biodiversity: The Importance of Biotic Interactions for Its Origin, Maintenance, Function, and Conservation. Em: **Ecological Networks in the Tropics**. [s.l.] Springer International Publishing, 2018. p. 1–13.
- ANTONGIOVANNI, M. et al. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064–2074, 5 out. 2020.
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353–1367, 20 ago. 2018.
- ARAUJO, H. F. P. DE; NASCIMENTO, N. F. F. DO; BRITO, C. H. DE. NATURAL COVER SURROUNDING THE FARM FIELD REDUCES CROP DAMAGE AND PEST ABUNDANCE IN BRAZILIAN DRYLAND. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 1, p. 68–78, 2022.
- ARAUJO, H. F. P. DE et al. A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. **Land Use Policy**, v. 100, 1 jan. 2021.

AYANTUNDE, A. A. et al. **Review: Role of herbivores in sustainable agriculture in sub-saharan Africa.** *Animal* Cambridge University Press, , 1 dez. 2018.

BELTRÃO, N. N. E. DE M. **Breve História do Algodão no Nordeste do Brasil.** [s.l: s.n.].

BRASIL. **Relatório Nacional Voluntário Sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.** Brasília: [s.n.]. Disponível em: <www.planalto.gov.br>.

CHAUDHARY, A.; KASTNER, T. Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. **Global Environmental Change**, v. 38, p. 195–204, 1 maio 2016.

COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 305–335, 1996.

COSTA, S. R.; BUENO, M. G. **A saga do algodão : das primeiras lavouras à ação na OMC.** Rio de Janeiro: Insight Engenharia, 2004.

CRIBARI-NETO, F.; ZEILEIS, A. Beta Regression in R. **Journal of Statistical Software**, v. 34, n. 2, 2010.

DUARTE, G. T. et al. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1247–1257, 1 ago. 2018.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, set. 2013.

FAO. **The future of food and agriculture. Alternative pathways to 2050.** 1. ed. Rome: FAO, 2018. v. 2

FAO et al. **The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets.** [s.l.] FAO, IFAD, UNICEF, WFP and WHO, 2020.

FÁVERI, S. B.; VASCONCELOS, H. L.; DIRZO, R. Effects of Amazonian forest fragmentation on the interaction between plants, insect herbivores, and their natural enemies. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 1, p. 57–64, 1 jan. 2008.

FÉRES, J. G.; FERREIRA, M. D. P. Sustentabilidade da Agropecuária Brasileira: o desafio da intensificação. Em: FILHO, J. E. R. V. F.; GASQUES, J. G. (Eds.). **Uma Jornada Pelos Contrastes do Brasil: cem anos do censo agropecuário.** [s.l: s.n.]. p. 341–350.

FILGUEIRAS, B. K. C. et al. **Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes.** *Trends in Ecology and Evolution* Elsevier Ltd, , 1 jun. 2021.

FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 20 out. 2011.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotrop**, v. 10, n. 4, 2010.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **ODS 2: Fome zero e a agricultura sustentável**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/portal/publicacoes>>.

LOREAU, M. et al. **Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.pnas.org>>.

MARCON, E.; HÉRAULT, B. **entropart** : An R Package to Measure and Partition Diversity. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 8, 2015.

MOLOTOKS, A. et al. Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5895–5908, 1 dez. 2018.

MULDER, C. et al. 10 Years Later. Em: [s.l.: s.n.]. p. 1–53.

N'WOUENI, D. K.; GAOUE, O. G. Plant Diversity Increased Arthropod Diversity and Crop Yield in Traditional Agroforestry Systems but Has No Effect on Herbivory. **Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 2942, 3 mar. 2022.

OLIVEIRA, C. M. et al. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. **Crop Protection**, v. 56, p. 50–54, fev. 2014.

PHALAN, B. et al. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289–1291, 2 set. 2011.

SALLAM, M. N.; MEJIA, D.; LEWIS, B. **INSECT DAMAGE Post-harvest Operations-Post-harvest Compendium INSECT DAMAGE: Damage on Post-harvest**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <www.icipe.org>. Acesso em: 28 jun. 2022.

SCHOWALTER, T. D. **Insect Ecology**. Los Angeles: Elsevier, 2016.

SHARMA, S.; KOONER, R.; ARORA, R. Insect pests and crop losses. Em: **Breeding Insect Resistant Crops for Sustainable Agriculture**. [s.l.] Springer Singapore, 2017. p. 45–66.

SILVA, J. M. C. DA; LEAL, I. R.; TABARELI, M. **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017.
SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Mammals of the Caatinga: Diversity, Ecology, Biogeography, and Conservation. Em: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELI, M. (Eds.). **Caatinga**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 211–254.

SMITHSON, M.; VERKUILEN, J. A better lemon squeezer? Maximum-likelihood regression with beta-distributed dependent variables. **Psychological Methods**, v. 11, n. 1, p. 54–71, mar. 2006.

SOUSA, J. S. B.; LONGO, M. G.; SANTOS, B. A. Landscape patterns of primary production reveal agricultural benefits from forest conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 136–145, jul. 2019.

SOUZA, B. I.; SOUZA, R. S. Processo de ocupação dos Cariris Velhos – PB e efeitos na cobertura vegetal: contribuição à Biogeografia Cultural do semiárido. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 2, p. 229, 7 dez. 2016.

THIES, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. **Kareiva and Wennergren OIKOS**. [s.l: s.n.]. Disponível em:
<http://www.user.gwdg.de/~uaoe/pdf/paper/OIKOS2003,101_18-25.pdf>.

THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Landscape structure and biological control in agroecosystems. **Science**, v. 285, n. 5429, p. 893–895, 6 ago. 1999.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 661–685, ago. 2012.

WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. **Serviços Ambientais: conhecer, valorizar e cuidar**. [s.l: s.n.].

1 2.7 Supplementary Material

Table S1. Supplementary information. Red cells are graphically represented in Figure 4 as part of the best fitted model.

Maize cobs at 100-m radius				
Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests)				
Response: freq_fruit				
Chisq Df Pr(>Chisq)				
crop_area	0.0517	1	0.8202	
log(dist_almas)	0.1228	1	0.7260	
prop_cons100	2.4782	1	0.1154	
q1div100	0.0005	1	0.9819	
no_cons100	1.5011	1	0.2205	

Family: beta (logit)				
Formula: freq_fruit ~ crop_area + log(dist_almas) + prop_cons100 + q1div100 + no_cons100				
Conditional model:				
Estimate Std. Error z value Pr(> z)				
(Intercept)	-1.64590	1.87251	-0.879	0.379
crop_area	0.15335	0.67458	0.227	0.820
log(dist_almas)	0.08823	0.25173	0.350	0.726
prop_cons100	3.03966	1.93088	1.574	0.115
q1div100	-0.01602	0.70670	-0.023	0.982
no_cons100	-0.27739	0.22640	-1.225	0.220
Maize cobs at 300-m radius				
Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests)				
Response: freq_fruit				
Chisq Df Pr(>Chisq)				
crop_area	0.2326	1	0.6296	
log(dist_almas)	0.0174	1	0.8952	
prop_cons300	0.8040	1	0.3699	
q1div300	1.2108	1	0.2712	

no_cons300	2.4572	1	0.1170	

Family: beta (logit)				
Formula: freq_fruit ~ crop_area + log(dist_almas) + prop_cons300 + q1div300 + no_cons300				
Conditional model:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-3.60610	2.20938	-1.632	0.103
crop_area	-0.78074	1.61900	-0.482	0.630
log(dist_almas)	0.04331	0.32872	0.132	0.895
prop_cons300	1.91430	2.13497	0.897	0.370
q1div300	0.70268	0.63859	1.100	0.271
no_cons300	-0.12070	0.07700	-1.567	0.117
Maize cobs at 500-m radius				
Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests)				
Response: freq_fruit				
	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
crop_area	0.2426	1	0.6223	
log(dist_almas)	0.0414	1	0.8388	
prop_cons500	2.0058	1	0.1567	
q1div500	2.4909	1	0.1145	
no_cons500	1.0319	1	0.3097	

Family: beta (logit)				
Formula: freq_fruit ~ crop_area + log(dist_almas) + prop_cons500 + q1div500 + no_cons500				
Conditional model:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-6.45804	2.77117	-2.330	0.0198 *
crop_area	-0.71220	1.44593	-0.493	0.6223
log(dist_almas)	0.05503	0.27062	0.203	0.8388
prop_cons500	3.27102	2.30960	1.416	0.1567

q1div500	1.19191	0.75520	1.578	0.1145
no_cons500	-0.06282	0.06184	-1.016	0.3097

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
Bean pods at 100-m radius				
Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests)				
Response: freq_fruit				
Chisq Df Pr(>Chisq)				
crop_area	0.2803	1	0.596494	
log(dist_almas)	0.0302	1	0.861972	
prop_cons100	1.3630	1	0.243018	
q1div100	5.8992	1	0.015148	*
no_cons100	7.0533	1	0.007912	**

Family: beta (logit)				
Formula: freq_fruit ~ crop_area + log(dist_almas) + prop_cons100 + q1div100 + no_cons100				
Conditional model:				
Estimate Std. Error z value Pr(> z)				
(Intercept)	-1.10856	0.87374	-1.269	0.20453
crop_area	0.18438	0.34825	0.529	0.59649
log(dist_almas)	-0.02477	0.14247	-0.174	0.86197
prop_cons100	-1.48288	1.27016	-1.168	0.24302
q1div100	1.10397	0.45453	2.429	0.01515 *
no_cons100	-0.47698	0.17960	-2.656	0.00791 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
Bean pods at 300-m radius				
Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests)				
Response: freq_fruit				
Chisq Df Pr(>Chisq)				

crop_area	0.5908	1	0.4421	
log(dist_almas)	0.4640	1	0.4958	
prop_cons300	0.6066	1	0.4361	
q1div300	0.1236	1	0.7252	
no_cons300	1.6153	1	0.2038	

Family: beta (logit)				
Formula: freq_fruit ~ crop_area + log(dist_almas) + prop_cons300 + q1div300 + no_cons300				
Conditional model:				
Estimate Std. Error z value Pr(> z)				
(Intercept)	0.25920	1.38263	0.188	0.851
crop_area	0.45705	0.59461	0.769	0.442
log(dist_almas)	-0.10467	0.15365	-0.681	0.496
prop_cons300	-1.01318	1.30092	-0.779	0.436
q1div300	0.12501	0.35563	0.352	0.725
no_cons300	-0.05705	0.04489	-1.271	0.204
Bean pods at 500-m radius				
Analysis of Deviance Table (Type II Wald chisquare tests)				
Response: freq_fruit				
Chisq Df Pr(>Chisq)				
crop_area	0.0361	1	0.849301	
log(dist_almas)	0.4122	1	0.520864	
prop_cons500	7.6141	1	0.005791 **	
q1div500	5.1200	1	0.023652 *	
no_cons500	7.8731	1	0.005017 **	

Family: beta (logit)				
Formula: freq_fruit ~ crop_area + log(dist_almas) + prop_cons500 + q1div500 + no_cons500				
Conditional model:				
Estimate Std. Error z value Pr(> z)				

(Intercept)	0.62144	1.40470	0.442	0.65820
crop_area	-0.07555	0.39761	-0.190	0.84930
log(dist_almas)	-0.06744	0.10505	-0.642	0.52086
prop_cons500	-3.79626	1.37577	-2.759	0.00579 **
q1div500	0.61418	0.27143	2.263	0.02365 *
no_cons500	-0.09121	0.03251	-2.806	0.00502 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos nesse trabalho demonstram que a estrutura local, assim como a estrutura dos ecossistemas circundantes, deve ser considerada no planejamento de paisagens agrícolas sustentáveis para a manutenção do serviço ecossistêmico de controle dos níveis de herbivoria. Como principais fatores a serem considerados no planejamento da paisagem agrícola, podemos citar: cultivos maiores que 1ha podem favorecer a herbivoria; em áreas desmatadas, o reflorestamento em fragmentos pode ser usado como estratégia pra redução da herbivoria foliar; em paisagens com alta cobertura natural, evitar o desmatamento para evitar maiores níveis de herbivoria nos frutos e a redução da diversidade de usos antrópicos, controlando a dispersão de algarobas e redução da área de solo exposto, leva a diminuição dos níveis de herbivoria nas folhas e nos frutos.

ANEXO A - AUTHOR GUIDELINES

JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE

Main Text File

Manuscripts can be uploaded either as a single document (containing the main text, tables and figures), or with figures and tables provided as separate files. Should your manuscript reach revision stage, figures and tables must be provided as separate files. The main manuscript file can be submitted in Microsoft Word (.doc or .docx) or LaTeX (.tex) format.

If submitting your manuscript file in LaTeX format via Research Exchange, select the file designation “Main Document – LaTeX .tex File” on upload. When submitting a Latex Main Document, you must also provide a PDF version of the manuscript for Peer Review. Please upload this file as “Main Document - LaTeX PDF.” All supporting files that are referred to in the Latex Main Document should be uploaded as a “LaTeX Supplementary File.”

The information in the main text file should be presented in the following order:

1. Title;
2. A short running title of less than 40 characters;
3. The full names of the authors, possibly with ORCID codes;
4. The author's institutional affiliations;
5. Funding information
6. Abstract and keywords;
7. Main text;
8. Acknowledgements;
9. Author contributions (optional);
10. Data availability statement;
11. References;
12. Tables with legends;
13. Figures with legends;
14. Appendices (only for mathematical formulas or descriptions of new syntaxa; any other appendices should be in electronic Supplementary Information).

Title

The title should be short and informative, containing major key words related to the content. The title should not contain abbreviations and author names for scientific names of organisms. Use words rather than symbols in the Title (and also in Abstract and Keywords), e.g. 'beta' rather than ' β ', in order to ensure correct transfer to bibliographic databases.

The author's institutional affiliations

Follows the current format of the journal, e.g.:

Peter B. Bush¹, George Smith², E. Fred Wang²

¹Department of Ecology, University of the South, Southend-on-Sea, UK

²Botany Department, Little Marsh University, Little Marsh, CA, USA

Correspondence

Fred Wang, Botany Department, Little Marsh University, Little Marsh, CA, USA.
Email: wang@little-marsh.edu

Funding information

Provide funding information as a separate section to be placed in the left column on the first page of the article. Indicate the names of the funding sources, each followed by brackets with grant codes and, if necessary, with initials of the author who received this particular funding. Do not mention funding information in the Acknowledgements section.

Abstract

The Abstract of a Research Article should be divided into the following named sections: 'Questions', 'Location', 'Methods', 'Results', and 'Conclusions'. The first section should also briefly explain the context and motivation of the study, before stating the questions; alternatively, this section can be called 'Aims' if it is not appropriate to start the Abstract with questions (e.g. in papers presenting new methods). Section titles in singular ('Question', 'Aim') can be used if appropriate. The 'Location' section is not used in studies unrelated to a specific area. The 'Methods' section can be omitted in Synthesis papers. The article types Forum, Report and Commentary use shorter abstracts not divided into sections. The Abstract length should not exceed 300 words for Research Article, Synthesis and Methodological Article papers, 200 words for Forum and Report papers, and 60 words for Commentary papers. If possible, avoid using abbreviations in the Abstract. Do not use references (except for Commentary papers) and authors of scientific names of organisms in the Abstract.

Keywords

There should be 8–10 keywords, separated by commas. Keywords may be keyword phrases rather than just single words. To optimize the article for search engines, the Keywords section may repeat the most important words from the title (see Wiley's [best practice SEO tips](#)).

Main Text

The main text is typically divided into Introduction, Methods, Results, Discussion and (optionally) Conclusions. Methods, Results and Discussion can be further divided into subsections. Introduction should provide the broader context of the current study, briefly

describe current state of knowledge, explain why the topic of the paper is important or interesting, and end with questions, hypotheses or a clear statement of the paper's aims.

Acknowledgements

Contributions from anyone who is not an author of the paper should be mentioned, with permission from the contributor. Financial and material support should be mentioned here only if more details are needed than in the brief format used in the Funding section. Thanks to anonymous reviewers should be avoided.

Author contributions

In multi-author papers, the authors are encouraged to specify contributions of individual authors in a concise statement, e.g.: A.B. conceived of the research idea; C.D. and E.F. collected data; A.B. and G.H. performed statistical analyses; A.B., with contributions from C.D. and G.H., wrote the paper; all authors discussed the results and commented on the manuscript.

Data availability statement

The *Journal of Vegetation Science* expects that data supporting the results will be securely archived, for instance in a public repository with DOI or permanent URL, or in electronic Supplementary Information related to the paper. Whenever possible the scripts and other artefacts used to generate the analyses presented in the paper should also be publicly archived. The authors should make a statement where the primary data, datasets prepared as a part of the study and original program source codes are stored. If the data or other materials are stored in a public repository, a reference with DOI should be provided. If the paper uses data from large multi-contributor databases such as sPlot, EVA or TRY, which cannot be made publicly available because of the third-party ownership issues, the data selection released for the study should be stored in an internal repository of the source database, and made available for re-analyses upon request; in such a case the author should refer to the project code or name used in such internal repository.

References

References should follow the Harvard referencing style.

In-text citations should follow the author-date method. One work by one author should be cited as:

In a previous study (Smith, 1990), vegetation was sampled...

In the study by Smith (1990), vegetation was sampled...

When a work has two authors, cite both names each time you reference the work in the text. For example:

In a previous study (Bond & Keely, 2005), vegetation was sampled...

In a study by Bond and Keely (2005), vegetation was sampled...

When a work has three or more authors include only the first author followed by et al. For example:

Masserton et al. (1989) state that...

For works by the same author written in the same year, use a lowercase letter after the year to distinguish them:

Jones (2019a; 2019b) reports that...

Unpublished sources should be indicated as ‘unpubl.’ or ‘pers. comm.’ (the latter with the date and description of the type of knowledge, e.g. ‘local farmer’). Submitted papers may be cited only if they are in some journal's editorial process, and the reference will have to be removed if the item has not been published (at least in early online view) by that journal by the time proofs are corrected for the citing paper.

The References section should provide a complete reference list ordered alphabetically by name at the end of the paper. For references with up to seven authors, all authors are listed. If there are eight or more authors, only the first six are listed followed by et al. Always give the full name of the journals. A DOI should be provided for all references where available.

Reference examples follow:

Journal article

- Wilson, J.B., Sykes, M.T. & Peet, R.K. (1995) Time and space in the community structure of a species-rich limestone grassland. *Journal of Vegetation Science*, 6, 729–740. [https://doi.org/ 10.2307/3236444](https://doi.org/10.2307/3236444)

Book

- van der Maarel, E. & Franklin, J. (Eds) (2013) *Vegetation Ecology*, 2nd edition. Chichester: Wiley-Blackwell.

Book chapter

- Peet, R.K. (2000) Forests and meadows of the Rocky Mountains. In: Barbour, M.G. & Billings, W.D. (Eds), *North American Terrestrial Vegetation*, 2nd edition. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 75–122.

Internet document

- Oksanen, J., Blanchet F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D. et al. (2017) *Vegan: community ecology package. Version 2.4-5*. Available at <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> [Accessed 21 January 2018]
- Euro+Med (2019) *Euro+Med PlantBase – the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity*. Available at <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/query.asp> [Accessed 31 March 2019]

References in languages other than English

Book titles and article titles should be translated into English, with the original language noted in parentheses afterwards. Titles of journals should remain in the original language. If the title of a journal is in a language that does not use the Latin alphabet, the journal title should be transliterated into Latin characters.

Examples:

- Mucina, L. (1985) To use or not to use Ellenberg's indicator values? (Slovak). *Biológia*, 40, 511–516.
- Kholod, S.S. (2007) Classification of Wrangel Island vegetation (Russian). *Rastitel'nost' Rossii*, 11, 3–15.

Tables

Tables should be self-contained and complement, not duplicate, information contained in the text or figures. They should be supplied in editable format embedded in the main text file, not pasted as images. Please avoid using vertical lines in the tables. If some part of the table needs to be highlighted (e.g. groups of important species), use background shading (not framing or boldface). For large tables with many empty cells, fill the empty cells with dots to facilitate reading.

The legend of each table should be above the table on the same page. Legends should be concise but comprehensive – the table, legend, and footnotes must be understandable without reference to the text. The first sentence of the legend should comprise a short title for the table. Units should appear in parentheses in the column headings, not in the body of the table.

Figures

Figures in the submitted manuscript should be embedded in the main text file and supplied at the size at which they are intended to be published: either one-column or full-page width, with all details readable at this size. Any unnecessary lines (e.g. frames around the graph) should be avoided.

The definitions of symbols and lines should be given as a visual key on the figure itself, not as a word key (e.g. 'solid bars', 'open circle', 'dashed line') in the legend. Sub-graphs within one figure should be headed with a lowercase letter and a brief heading. Wherever

space allows, full labels instead of abbreviations should be used in the figures; otherwise abbreviations should be explained in the caption. Sans-serif fonts should be used in figures. Scale bars should be given on maps and microphotographs.

As the journal is published online-only, no fees for colour print apply. The authors are encouraged to prepare colour version of figures wherever it is suitable, either for improving the clarity of the message or for aesthetic reasons.

Figure legends should be included within the manuscript text file on the same page as the figure to which they refer, to ease the reading by editors and referees. The legend should contain sufficient information for the figure to be understood without reference to the text of the paper. The first sentence of the legend should comprise a short title for the figure.

The resolution and visual clarity of the images submitted for final publication should be high to achieve best result in the electronic version of the article. [Click here](#) for the post-acceptance figure requirements.

Boxes

Boxes should be used for information that is important to the article but that does not fit within the main text, e.g. definitions of basic concepts. They should be cited in the text in the same way as a table or figure. In the submitted manuscript, boxes should be embedded within the Word file, at the end of the document along with any tables and figures. Boxes should have short titles and the text they contain can be written either in paragraphs or as bullet points. They should contain a maximum of 500 words.

Appendices in the main text

These appendices can only be used for more extensive materials containing mathematical formulas or for descriptions of new syntaxa following the International Code of Phytosociological Nomenclature. Appendices have to be referred to in the text. Any other appendices should be included in electronic Supporting Information.

Supporting Information

Supporting Information is information that is not essential to the article, but provides greater depth and background. It is hosted online and appears without editing or typesetting. It may include tables, figures, extra photographs, datasets, calculation examples, computer program source codes, etc. This material will not appear with the main text, but will be freely available in the Wiley Online Library. [Click here](#) for Wiley's FAQs on supporting information.

Individual items of Supporting Information (electronic appendices) are called Appendix S1, Appendix S2 and all of them must be referred from the main text. Each electronic appendix should start with a reference to the original paper, followed by a detailed appendix caption, for example:

Supporting Information to the paper Smith, W. R. Assembly rules in a tropical rain forest of central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*. Appendix S1. A list of palm species recorded in the study area.

All PDF files in electronic appendices should, so far as is practicable, should be prepared in a similar style to the PDF documents of the journal, using similar font types and sizes. Please use our Microsoft Word template file for **electronic appendices**.

Electronic appendices with written text and short tables should be in PDF. Large tables of raw data that the reader might wish to use, as well as computer program codes, should be in plain text (TXT or CSV) format. Figures and photographs should be embedded in PDF files including captions. Groups of related items (e.g. a set of tables, figures or photographs) should be included in a single appendix.

A list of all appendices with shortened captions must be provided at the end of the paper (after the References section), e.g. 'Appendix 2. Photographs of the main types of deciduous forest in the study area'. These shortened captions should not include detailed technical explanations, which should only appear in the captions within electronic appendices.

Supplementary Information should be submitted for review with the first version of the manuscript, but uploaded as a separate file.

Graphical Table of Contents

The journal's table of contents will be presented in graphical form with a brief abstract. The table of contents entry must include the article title, the authors' names (with the corresponding author indicated by an asterisk), no more than 80 words or three sentences of text summarizing the key findings presented in the paper and a figure that best represents the scope of the paper. Table of contents entries should be submitted to Scholar One in one of the generic file formats and uploaded as 'Supplementary material for review' with the first revision of the paper (they do not need to be included in the first submission of the manuscript). The image supplied should fit within the dimensions of 50mm x 60mm, and be fully legible at this size.