

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

INSTITUTO DE BIOLOGIA

ANA BEATRIZ SABINO MENEZES

Influência da cobertura vegetal e densidade habitacional na composição e distribuição de espécies de aranhas na área urbana de Uberlândia – MG.

Uberlândia

2024

ANA BEATRIZ SABINO MENEZES

Influência da cobertura vegetal e densidade habitacional na composição e distribuição de espécies de aranhas na área urbana de Uberlândia – MG.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia como requisito para obtenção do título de bacharelado em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ecologia comportamental e de interações

Orientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Gonzaga

Coorientador: Prof. Dr. Gabriel Máximo Xavier

Uberlândia

2024

ANA BEATRIZ SABINO MENEZES

Influência da cobertura vegetal e densidade habitacional na composição e distribuição de espécies de aranhas na área urbana de Uberlândia – MG.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia como requisito para obtenção do título de bacharelado em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ecologia comportamental e de interações.

Uberlândia, 18 de novembro de 2024.

Banca Examinadora:

Marcelo de Oliveira Gonzaga – Professor do Magistério Superior (UFU)

Natália Oliveira Leiner – Professora do Magistério Superior (UFU)

Rafael Rios Moura – Professor do Magistério Superior (UEMG)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Patrícia Sabino de Oliveira e Eraldo Oliveira Matos, por estarem ao meu lado em todos os momentos durante toda a minha trajetória de vida, por serem a minha força, o meu ponto de apoio e a minha referência em todos os passos que dou. Amo vocês mais do que podem imaginar. Aos meus irmãos, Laura Sabino de Matos e Arthur Sabino de Matos, que me suportaram nos momentos difíceis. À minha família, por me oferecerem uma rede de apoio por todos esses anos. Agradeço especialmente ao meu tio Rafael Martins Valadão, que é minha inspiração e foi quem me motivou e me encorajou durante toda a minha graduação (e além dela). Ao meu tio-coruja, André Sabino, por me incentivar e me conduzir durante toda a vida. Aos meus amigos, Suzanne, Lorena, Geovanni, Bruna, Thamara, Melissa, Gabriella, Otávio, Gabriel, e Vinicius, por todo suporte e incentivo, por compartilhar muitos momentos e processos importantes da minha vida. Aprendi tanto e sou eternamente grata a cada um de vocês, que me fizeram ser quem eu sou hoje. Ao meu parceiro de vida, Weuller Silva Gomes, que também esteve comigo desde o início, que foi o meu ponto de apoio e com quem compartilhei tantos momentos, que me desafiou a superar meus próprios medos, me encorajou e me apoiou independente das minhas escolhas. Sem você, eu não teria chegado até aqui. Ao meu orientador, Professor Doutor Marcelo de Oliveira Gonzaga, que foi o responsável por florescer a minha paixão pela ecologia de aranhas. Ao meu coorientador, Gabriel Máximo Xavier, por ser uma inspiração no meio acadêmico, por compartilhar todo o seu conhecimento e ser tão prestativo e disponível, além da ótima companhia durante as coletas pela cidade e aos colegas de laboratório e de pesquisa, que me ajudaram e estiveram disponíveis para responder todas as dúvidas, além de trilharem esse caminho ao meu lado. Por fim, sou grata a todos os professores e à UFU pela oportunidade de aprender, experienciar, crescer (em todos os aspectos) e conhecer pessoas e profissionais incríveis, além da possibilidade de realizar um sonho que compartilho com minha família e amigos.

RESUMO

O crescimento urbano resulta na fragmentação dos habitats naturais, impactando diretamente a diversidade biológica e composição em espécies. Neste estudo, foi analisado o efeito da cobertura vegetal e da densidade habitacional na diversidade e abundância de aranhas na área urbana de Uberlândia, MG. As amostragens em toda a malha urbana resultaram em 762 aranhas, de 13 famílias e 31 espécies. As espécies *Menemerus bivittatus* (Salticidae) e *Latrodectus geometricus* (Theridiidae) foram as mais abundantes. Os resultados revelaram que a densidade habitacional não teve impacto na abundância ou diversidade de aranhas, mas a cobertura vegetal contribuiu significativamente para o aumento da diversidade, explicando 46% da variação observada. Nas áreas com maior cobertura vegetal, foram observadas uma maior diversidade e uma menor dominância de espécies tolerantes. Por outro lado, nas áreas com baixa cobertura vegetal, predominam espécies mais tolerantes. Além disso, aranhas que constroem teias orbiculares, como *Argiope argentata* (Araneidae), são mais comuns em áreas com maior cobertura vegetal, sugerindo que a vegetação é um elemento importante para o estabelecimento de suas populações. O estudo também indica que as espécies mais tolerantes são capazes de manter sua abundância independentemente das características macroestruturais do ambiente urbano, havendo um incremento de espécies mais raras em locais com maior abundância de vegetação. Portanto, a conservação de áreas verdes é uma medida importante para reduzir os efeitos negativos da urbanização sobre a biodiversidade. Estudos futuros devem considerar outras variáveis que podem ser relevantes na estruturação de comunidades de aranhas, como a abundância, diversidade e distribuição de tamanhos de presas, além da variação de fatores abióticos que podem constituir barreiras para a manutenção de espécies menos tolerantes.

Palavras-chave: Macroestruturas, fragmentação, aranhas sinantrópicas, biótopos urbanos

ABSTRACT

Urban growth results in the fragmentation of natural habitats, directly impacting biological diversity and species composition. This study analyzed the effect of vegetation cover and house density on the diversity and abundance of spiders in the urban area of Uberlândia, MG. Sampling across the urban grid resulted in 762 spiders from 13 families and 31 species. *Menemerus bivittatus* (Salticidae) and *Latrodectus geometricus* (Theridiidae) were the most abundant. The results revealed that house density did not affect spider abundance or diversity, but vegetation cover significantly contributed to increased diversity, explaining 46% of the observed variation. Greater diversity and lower dominance of tolerant species were observed in areas with higher vegetation cover. In contrast, areas with low vegetation cover were dominated by more tolerant species. Furthermore, orb-weaving spiders, such as *Argiope argentata* (Araneidae), were more common in areas with greater vegetation cover, suggesting that vegetation is essential for establishing their populations. The study also indicates that more tolerant species can maintain their abundance regardless of the macrostructural characteristics of the urban environment, with an increase in rarer species in locations with higher vegetation occurrence. Therefore, conserving green areas is an important measure to reduce the adverse effects of urbanization on biodiversity. Future studies should consider other variables that may be relevant in shaping spider communities, such as the abundance, diversity, and size distribution of prey, as well as variations in abiotic factors that could constitute barriers to the persistence of less tolerant species.

Key-words: Macrostructures, habitat fragmentation, synanthropic spiders, urban biotopes

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	10
MATERIAIS E MÉTODOS	12
RESULTADOS	18
DISCUSSÃO	26
REFERÊNCIAS:	29

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Localização dos pontos e segmentos de realização das coletas no perímetro urbano do município de Uberlândia (MG). Os detalhes dos traçados estão disponíveis com o uso da ferramenta	Google	Maps
em: < https://www.google.com/maps/d/edit?mid=1DcDUfuzTvqHi39rZxCiIQxs_Lm64wnU&ll=-18.923508085667113%2C-48.27083235&z=13 >.....		14
Figura 2 – Estimativa de densidade total de aranhas (estimativa de densidade de Kernel - kde) para a área amostrada em Uberlândia. Áreas urbanizadas, porém, que estiveram fora da abrangência de amostragem permanecem sem estimativa (em branco).....		22
Figura 3 – Estimativa de densidade (estimativa de densidade de Kernel - kde) para as duas espécies mais abundantes (a - <i>M. bivittatus</i> ; b - <i>L. geometricus</i>) na área amostrada em Uberlândia. Áreas urbanizadas, porém, que estiveram fora da abrangência de amostragem permanecem sem estimativa (em branco).		23
Figura 4 – Estimativa de densidade (estimativa de densidade de Kernel - kde) para as quatro famílias mais abundantes (a - Araneidae; b - Salticidae; c - Pholcidae; d - Theridiidae) na área amostrada em Uberlândia. Áreas urbanizadas, porém, que estiveram fora da abrangência de amostragem permanecem sem estimativa (em branco).....		23
Figura 5 – Principal área urbanizada do município de Uberlândia destacada com um gradiente de cores representando o NDVI em uma resolução de 30×30 m. Áreas pertencentes ao perímetro urbano, porém, sem presença de habitações são omitidas (cinza).....		24
Figura 6 – Relações entre o NDVI da paisagem e abundância (A) e a diversidade (B) de aranhas para cada ponto de coleta; e entre o NDVI local e a abundância de aranhas em cada segmento de rua de amostragem (C). O tamanho dos pontos em A e B são proporcionais à densidade habitacional em cada ponto de coleta (domicílios por Km ²). Preditores com efeito significativo sobre a variável resposta exibem a estimativa do modelo como uma reta (em preto) e um intervalo de confiança de 95% para a inclinação dessa reta (sombreado em verde).....		25
Figura 7 – Proporção de espécies amostradas para nível de cobertura de vegetação (NDVI da paisagem): muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto. Espécies pertencentes às mesmas famílias são destacadas com cores parecidas.		26

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Número de indivíduos de aranhas amostradas por famílias e espécies.....	19
Tabela 2 – Resultados para os modelos estatísticos (I - IV). *valores de P menores que o nível de significância (0,05).	21

INTRODUÇÃO

No último século, a população humana cresceu exponencialmente nos centros urbanos, sendo que, atualmente, mais da metade de todos os seres humanos residem nas cidades (UNDP, 2007). Com a expansão e a industrialização das cidades, os ambientes naturais tornam-se cada vez mais simplificados, reduzindo a complexidade ecológica. Esse processo ocorre uma vez que a urbanização altera a estrutura dos habitats, fragmentando as áreas naturais e isolando os fragmentos remanescentes, que ficam rodeados por uma paisagem urbana formada por edifícios, ruas, terrenos baldios e outras construções. Como consequência, a distribuição das espécies é afetada, especialmente quando observada em uma escala macroecológica. Ademais, esse processo provoca transformações importantes, como o crescimento de áreas impermeáveis, mudanças climáticas, poluição e a alteração dos ciclos biogeoquímicos (MILLER; HOBBS, 2002; CLARK et al., 2007; ALBERTI, 2005).

Os artrópodes, devido à sua enorme diversidade, apresentam respostas variadas às características estruturais dos habitats, com algumas espécies sendo altamente sensíveis, enquanto outras demonstram grande tolerância a diferentes condições ambientais (HALAJ et al., 2000), como variações nas estruturas urbanas, alterações no uso do solo e distúrbios provocados pela presença humana. Vários estudos examinaram simultaneamente os impactos das variáveis locais e paisagísticas nas comunidades de artrópodes em paisagens naturais e modificadas, constatando que diferentes grupos taxonômicos respondem de maneira diferente a fatores em várias escalas espaciais. Ainda que muitas espécies de aranhas possuam elevada sensibilidade às alterações e fragmentações de seus habitats naturais, outras espécies são altamente tolerantes a essas modificações, sendo comuns em áreas urbanas (MAELFAIT; HENDRICKX, 1998). Embora o grupo seja encontrado em praticamente todos os ambientes e em quase todas as regiões do planeta (WISE, 1993), a qualidade dos habitats e micro-habitat frequentemente tem grande influência sobre o sucesso de colonização, estabelecimento e permanência de muitas espécies (HALAJ et al., 1998; MAMMOLA et al., 2019). Como predadores dominantes e, em sua maioria, euriófagos (PEKÁR; CODDINGTON; BLACKLEDGE, 2011), as aranhas desempenham papéis fundamentais no equilíbrio ecológico, controlando populações de insetos, inclusive espécies de relevância médica em nossas cidades (NELSON et al., 2005; JACKSON; NELSON, 2012), e facilitando a transferência de energia nas cadeias alimentares (FOELIX, 2011).

O sucesso e a dominância das aranhas resultam da diversidade de seus comportamentos e de suas adaptações morfológicas, fisiológicas e ecológicas (FOELIX, 2011), permitindo que

o grupo possa habitar uma ampla variedade de locais. Esses artrópodes interagem diretamente com as estruturas do habitat, especialmente com a vegetação, utilizando-a para diversas funções, como a construção de abrigos, deposição de ovos, substrato para forrageamento, além da construção de teias para captura de presas (DENNIS et al., 2015; BIZUET-FLORES et al., 2015). A diversidade e a estrutura da vegetação são, portanto, cruciais para suas estratégias de sobrevivência e reprodução, moldando também suas interações ecológicas com outros organismos. Assim, a complexidade e diversidade vegetal tornam-se fatores determinantes para a presença, composição e riqueza das espécies de aranhas (BORGES; BROWN, 2001). Em habitats com maior diversidade de plantas, a oferta de recursos e refúgios é ampliada, o que favorece tanto a abundância quanto a estabilidade das populações. Além disso, algumas espécies apresentam estreita associação com determinadas espécies ou grupos de plantas, o que influencia muito sua ocorrência (VASCONCELLOS-NETO et al., 2007, OLIVEIRA DIAS; STEFANI, 2024).

Ainda que a urbanização esteja amplamente relacionada com a perda de biodiversidade, a diversidade e abundância das espécies são muito alteradas tanto no sentido negativo quanto no positivo (FAETH et al., 2011). Estudos mostram que os impactos da urbanização nas comunidades de aranhas variam conforme o ambiente. No Arizona, EUA, a abundância de aranhas aumentou, mas a riqueza de espécies diminuiu ao longo de um gradiente de produtividade, sugerindo que poucas espécies conseguem prosperar em condições áridas (SHOCHAT et al., 2008). Já em Heraklion, na Grécia, houve uma leve diminuição na abundância e riqueza de aranhas da família Gnaphosidae, além de um aumento na proporção de espécies generalistas nas zonas urbanas, indicando que a urbanização tende a favorecer espécies mais tolerantes (KALTSAS et al., 2014).

Embora ambientes urbanos, como terrenos baldios e locais com entulho e lixo acumulado, possam favorecer o aumento de insetos, como dípteros, que servem de alimento para as aranhas, esse aumento na disponibilidade de presas pode não beneficiar todas as guildas de aranhas em determinados locais. A qualidade e diversidade de presas disponíveis nesses ambientes podem ser comprometidas, impactando negativamente espécies que dependem de uma dieta mais variada. De acordo com Halaj et al. (2000), a complexidade estrutural do habitat e a abundância de presas são fatores essenciais para a composição das comunidades de aranhas. Assim, embora a presença de insetos oportunistas nesses ambientes possa favorecer algumas espécies generalistas de aranhas, a falta de diversidade estrutural e de presas adequadas pode limitar a presença de espécies com dietas oligófagas ou estenófagas, afetando a composição em espécies e outras características das comunidades. Além disso, alguns grupos de aranhas

mostram-se especialmente sensíveis a determinadas condições ambientais muito comuns nas cidades, como bolsões de calor (MEINEKE et al., 2017).

Por outro lado, algumas espécies de aranhas demonstram uma notável capacidade de adaptação a ambientes urbanos. Elas podem se beneficiar da disponibilidade de refúgios artificiais, como fendas em paredes e cantos de edifícios, e da presença de presas sinantrópicas, prosperando em locais onde outras espécies não conseguem sobreviver. Uma maior tolerância à fatores ambientais adversos pode, também, representar a possibilidade de explorar habitats sem a pressão de competição imposta por espécies menos tolerantes. Dessa forma, o processo de urbanização e transformação de ambientes naturais pode funcionar como um filtro para certos grupos taxonômicos, preservando uma variedade significativa de grupos mais tolerantes às novas condições impostas pelas ações humanas (CHATELAIN; RÜDISSER; TRAUGOTT, 2023).

Portanto, estudar a distribuição espacial de aranhas em áreas urbanas é essencial para compreender como a urbanização, com suas características complexas e fragmentadas, afeta a biodiversidade e ecologia das espécies, além de buscar entender como a heterogeneidade urbana (causada pela variação nos tipos de uso do solo, na cobertura vegetal, presença de áreas construídas e nos diferentes tipos de intervenções humanas), pode influenciar a composição e abundância de aranhas, permitindo identificar padrões ecológicos relevantes e avaliar o impacto da urbanização sobre as comunidades de aranhas. Sendo assim, esse trabalho busca responder às seguintes questões: (a) A distribuição espacial das espécies de aranhas é influenciada pelos diferentes macrohabitats urbanos (como parques, jardins, terrenos baldios e áreas construídas) em Uberlândia? E (b) A cobertura vegetal urbana favorece a abundância de espécies especializadas, enquanto a densidade habitacional elevada promove a predominância de espécies tolerantes à urbanização?

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi realizado na área urbana do município de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, em bairros do perímetro urbano. O clima da região é do tipo Aw – tropical quente e úmido com inverno frio e seco, e a pluviosidade varia entre o 60mm nos meses mais secos e 250mm no período chuvoso (SILVA et al., 2008). A mudança da estação chuvosa para a estação seca nessa região é influenciada por diversos fatores, como a posição e intensidade da Zona de

Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), a temperatura da superfície do mar (TSM) e os padrões de circulação atmosférica (BARREIRO et al., 2002), afetando diretamente o volume de chuvas e na formação da transição entre as estações seca e chuvosa na região sudeste (QUADRO, 1999).

Em Minas Gerais, a estação chuvosa começa por volta de outubro, se estendendo até março ou abril, sendo que o pico do volume de chuvas ocorre geralmente entre dezembro e fevereiro (MINUZZI, 2007). Dessa forma, os meses de abril e março marcam a transição da estação chuvosa para a estação seca. A temperatura média do município varia entre 20°C a 28°C nos meses mais quentes, e entre 14°C a 26°C nos meses mais frios (SILVA; ASSUNÇÃO, 2004).

Amostragem da araneofauna urbana

O método proposto busca representar toda a área urbana do município de Uberlândia, de forma homogênea. Sendo assim, foram traçados transectos para a realização da coleta de aranhas. Definimos 30 pontos de amostragem, distribuídos em 6 transectos, de forma a realizar as coletas de aranhas em todas as partes da cidade. Cada ponto de coleta possui uma distância mínima de 1 Km uns dos outros, e os transectos possuem distância mínima de 3 Km entre eles, conforme Figura 1.

Para cada ponto de amostragem, foram definidos 30 segmentos de ruas, ao redor dos quais apenas 500 metros foram sorteados para a coleta. Dessa forma, 500 metros de rua foram percorridos em torno de cada ponto de amostragem, totalizando 15 km de segmentos, espalhados por 220 ruas diferentes, permitindo uma representação diversificada das estruturas urbanas e dos indivíduos presentes em cada local.

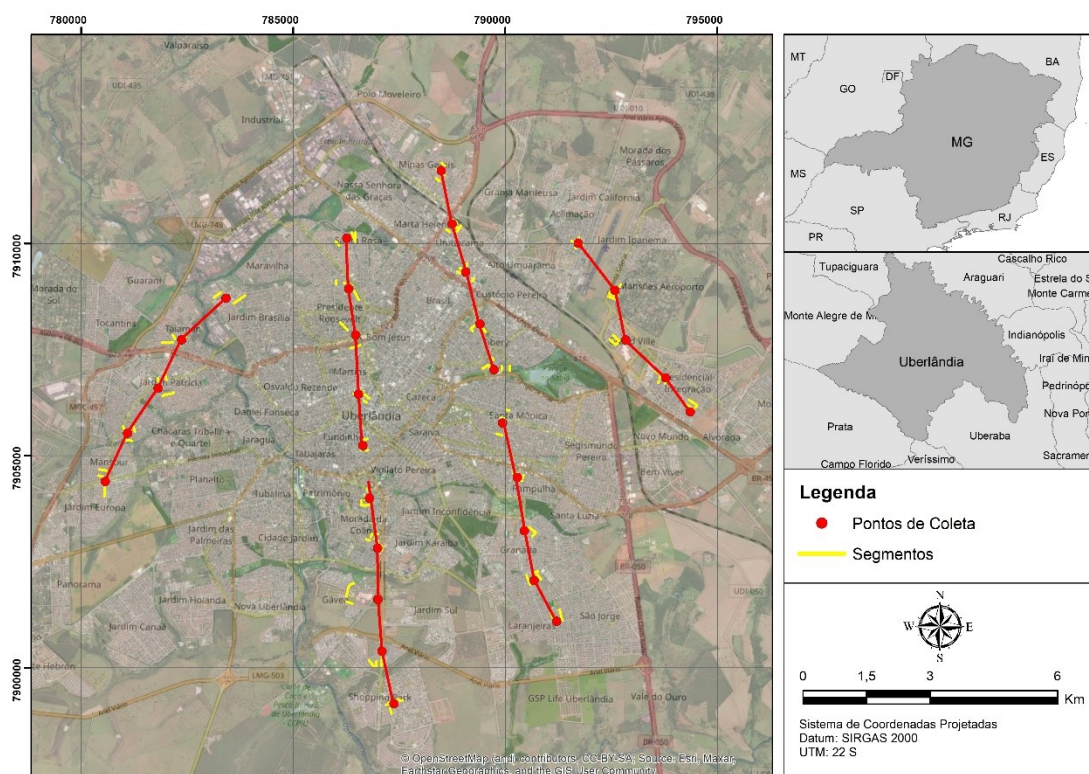


Figura 1 – Localização dos pontos e segmentos de realização das coletas no perímetro urbano do município de Uberlândia (MG). Os detalhes dos traçados estão disponíveis com o uso da ferramenta Google Maps em: <https://www.google.com/maps/d/edit?mid=1DcDUfuzTvqHi39rZxCiIQxs_Lm64wnU&ll=-18.923508085667113%2C-48.27083235&z=13>.

Durante todas as amostragens, três pessoas percorriam cada trajeto de 500 metros em 40 minutos. As amostragens foram conduzidas entre abril e maio de 2023 e ocorreram sempre durante o período diurno, entre 8:00 e 11:00 e entre 14:00 e 17:00. Os membros da equipe inspecionavam ativamente muros, paredes, portões, cercas, postes, calçadas, canteiros, lixeiras, árvores, plantas ornamentais e jardins. Todas as aranhas encontradas eram coletadas individualmente em tubos Falcon, onde foram registrados seus posicionamentos geográficos e estrutura em que foram encontrados. Todas as aranhas coletadas foram levadas ao Laboratório de Aracnologia da Universidade Federal de Uberlândia e identificadas, sempre que possível, em nível de espécie, exceto indivíduos muito imaturos ou com danos que inviabilizassem esse nível de classificação. Inspeccionamos as estruturas morfológicas das aranhas por meio de um estéreo-microscópio modelo Leica 250C equipado com uma câmera Leica DFC conectada ao software LAS Application Suite. Ao fim das identificações, as aranhas foram depositadas na coleção biológica do laboratório.

Quantificação da cobertura de vegetação urbana

Para estimar o nível de cobertura de vegetação na área urbana, utilizamos o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*) que, daqui em diante, mencionaremos apenas como NDVI, sua sigla mais comum. Esse índice é obtido por meio da fórmula (i), onde IVP se refere à faixa de reflectância do infravermelho próximo (0,845 – 0,885 μm) e V se refere à faixa de reflectância do vermelho (0,630 – 0,680 μm), ambas refletidas da superfície territorial analisada.

$$(i) \text{ NDVI} = \frac{\text{IVP} - \text{V}}{\text{IVP} + \text{V}}$$

Os valores de NDVI variam de -1 a 1. Vegetações densas, como áreas florestais, produzem valores mais altos tendendo a 1, enquanto vegetações mais esparsas ou menos densas, como savanas e cultivos, tendem a produzir valores entre 0,3 e 0,5. Itens não vegetais, tendem a produzir valores mais próximos de zero ou negativos. Uma maior proporção de pavimentações e coberturas habitacionais tende a produzir valores mais próximos de zero (ver resultados).

Para obter ambas as faixas de reflectância da área estudada, acessamos os dados de reflectância (banda 4 ‘vermelha’ e banda 5 ‘infravermelha próxima’ em formato *raster*) da região e captadas pelo satélite Landsat-8 (NASA; USGS, 2024) no dia 20/04/2023 e acessadas por meio da plataforma EarthExplorer (USGS, 2024). Escolhemos esse dia devido ausência de cobertura de nuvens que pudessem interferir na captação das reflectâncias; e por estar no período chuvoso, no qual a vegetação tende a estar mais verde e em que as amostragens de aranhas foram conduzidas.

Por meio desses dados, calculamos os valores de NDVI em dois níveis: paisagem e local. Em nível de paisagem, calculamos a média de NDVI para cada um dos quadrantes de 400×400 m que incluem cada um dos 30 pontos de coleta de aranhas em seu centro (isto é, 30 valores de NDVI de paisagem, um para cada ponto de coleta de aranhas). Em nível local, calculamos a média de NDVI para cada segmento de rua percorrido na amostragem de aranhas. As bandas 4 e 5 do satélite Landsat-8 possuem resolução de 30×30 m (NASA; USGS, 2024). Portanto, o NDVI local deve revelar o nível de vegetação nas ruas e avenidas de coleta e em seus entornos imediatos, como lotes, quintais e jardins residenciais.

Todas essas tarefas foram conduzidas no ambiente R (R Core Team 2024, versão 4.3.3). Utilizamos os pacotes “sf” (PEBESMA, 2018) e “sp” (PEBESMA; BIVAND, 2005) para

estabelecer os contornos espaciais de interesse (*shapefiles*) e o pacote “geobr” (PEREIRA; GONÇALVES, 2024) para obter as delimitações da área urbanizada de Uberlândia. Utilizamos o pacote “raster” (HIJMANS, 2024) para conduzir as operações com arquivos do tipo *raster*, o pacote “dplyr” (WICKHAM et al., 2023) para o manejo de planilhas e o pacote “ggplot2” (WICKHAM, 2016) para a edição de gráficos e mapas.

Quantificação da densidade habitacional

Para se atribuir um valor de densidade habitacional nos 30 pontos de amostragem de aranhas, obtivemos os valores quantidade de domicílios e de habitantes por Km² para cada local usando os bairros onde os pontos estavam localizados como referência. Adquirimos essas informações por meio da Secretaria Municipal de Planejamento Urbano da Prefeitura de Uberlândia (SMPU, 2022). As informações da SMPU atualizam as estimativas disponibilizadas pelo Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA; IBGE, 2024) geradas por meio do censo demográfico de 2010. A quantidade de domicílios e de habitantes por Km² foram altamente correlacionadas e optamos por utilizar somente a primeira variável (Correlação de Pearson - $r = 0,97$, $P < 0,01$), por se mostrar mais estável ao longo do tempo e menos sujeita a variações sazonais ou eventos pontuais, como mudanças temporárias na população de determinadas áreas. Essa variável será referida apenas como “densidade habitacional” daqui em diante.

Análises estatísticas

Para controlar os potenciais efeitos de autocorrelação espacial em nossas amostragens, primeiramente calculamos dois autovetores espaciais para considerar em nossas análises estatísticas. Para isso, utilizamos a latitude e a longitude de cada ponto de amostragem de aranhas para calcular uma matriz de distâncias Euclidianas entre esses pontos e, em seguida, suas matrizes de conectividade (DINIZ-FILHO, 2001; PERES-NETO, 2006). Por meio destas, pudemos calcular os autovetores de Moran por meio do método de proximidade de Abouheif (1999).

Para avaliar como a cobertura de vegetação da paisagem e a densidade habitacional influenciam a abundância e diversidade de aranhas urbanas, conduzimos dois modelos estatísticos (I e II). O primeiro modelo estatístico (I) foi um modelo linear generalizado com distribuição de erro binomial negativa (MLG bn). Nele, incluímos o NDVI da paisagem, a densidade habitacional e os dois autovetores espaciais como variáveis preditoras e a abundância

de aranhas em cada ponto de coleta como variável resposta. Para o segundo modelo estatístico (II), conduzimos um modelo linear (ML). Nele, incluímos o NDVI da paisagem, a densidade habitacional e os dois autovetores espaciais como variáveis preditoras e a diversidade de aranhas (Índice de Simpson – 1 - D) em cada ponto de coleta como variável resposta. O Índice de Simpson (1 - D) foi calculado seguindo a fórmula (ii), onde p_i é a proporção de indivíduos de uma espécie i em relação ao total de indivíduos na amostra (nesse caso, por ponto de amostragem). Essas proporções são calculadas para a n espécies encontradas em cada ponto e seus quadrados são somados. Esse índice é uma probabilidade (de dois indivíduos tirados aleatoriamente de uma amostra pertencerem à mesma espécie) e, portanto, vai de 0 a 1. Assim, em sua forma invertida (1 - D), valores mais próximos de 0 denotam grande dominância de uma ou poucas espécies sobre as demais (menor diversidade ou equidade) (MAGURRAN, 2019).

$$(ii) 1 - D = 1 - \sum_{i=1}^n (p_i^2)$$

Para avaliar como a cobertura de vegetação dos segmentos de coleta influencia a abundância de aranhas, conduzimos um terceiro modelo estatístico (III), sendo ele um modelo linear generalizado com distribuição de erro binomial negativa (MLG bn). Nele, incluímos o NDVI local e os dois autovetores espaciais como variáveis preditoras e a abundância de aranhas em cada segmento de rua de coleta como variável resposta.

Como o NDVI da paisagem demonstrou efeito positivo sobre a diversidade de aranhas (modelo II, veja os Resultados), conduzimos um quarto (IV) e último modelo a fim de verificar se o aumento de diversidade foi devido ao maior número de espécies (riqueza) em áreas de maior cobertura de vegetação. Para isso, conduzimos um ML com o NDVI da paisagem e os dois autovetores espaciais como variáveis preditoras e a riqueza de espécies em cada ponto de coleta como variável resposta. Finalmente, para melhor observar como cada espécie esteve relacionada a graus específicos de cobertura de vegetação, classificamos os valores de NDVI de paisagem em cinco categorias (quantis), sendo elas: muito baixa, baixa, média, alta, muito alta, e plotamos as proporções de cada espécie nelas em um gráfico de proporções.

Todas as análises estatísticas foram conduzidas no ambiente R (R Core Team 2024, versão 4.3.3). Para prosseguir com MLs, inspecionamos a presença de normalidade da distribuição de resíduos por meio análise de gráficos quantil-quantil. Nos casos de violação de normalidade, conduzimos MLGs com distribuição de erro do tipo binomial negativa dado que

variável resposta era composta por números inteiros (abundância de aranhas) e não houve super-dispersão de resíduos com esses modelos. Utilizamos o pacote “DHARMa” (HARTIG, 2022) para essas inspeções. Utilizamos os pacotes “lme4” (BATES et al., 2015), “MASS” (VENABLES; RIPLEY, 2002) e “car” (FOX; WEISBERG, 2019) para construir os modelos estatísticos e estimar seus valores de probabilidade (P). Uma vez que os valores de probabilidade de um modelo foram menores que nível de significância (0,05), calculamos o coeficiente de determinação (R^2) daquele modelo por meio do pacote “rsq” (ZHANG, 2022). Utilizamos o pacote “adespatial” (DRAY et al., 2023) para o cálculo dos autovetores espaciais.

RESULTADOS

Listamos 762 aranhas (excluindo-se indivíduos recém-eclodidos) pertencentes a 13 famílias e 31 espécies na área urbana de Uberlândia (Tabela 1). Destacaram-se amplamente as duas mais abundantes: *Menemerus bivittatus* (Salticidae) com 355 indivíduos e *Latrodectus geometricus* (Theridiidae) com 180 indivíduos.

A distribuição geral de aranhas foi heterogênea ao longo da área amostrada com maior densidade estimada para a parte leste da cidade (Figura 2). Contudo, quando analisamos separadamente as espécies (Figura 3) e famílias (Figura 4) mais comuns nas amostras, cada uma delas parece ter áreas distintas de maior densidade.

Igualmente, a cobertura de vegetação e densidade habitacional não são homogêneas. Embora grande parte da área urbanizada apresente valores de NDVI próximos de zero devido ao alto grau de ocupação do solo, é possível encontrar diversas faixas de áreas verdes isoladas, ou cortando ou margeando a cidade (Figura 5).

Apesar dessa heterogeneidade de características urbanas, nem o grau de cobertura de vegetação da paisagem nem o grau de densidade habitacional demonstraram influenciar a abundância de aranhas (veja o modelo I na Tabela 2 e a Figura 6A). Contudo, observamos um aumento significativo da diversidade de aranhas à medida que cobertura da vegetação aumentava (veja o modelo II na Tabela 2 e a Figura 6B), explicando 46% da variação da diversidade ($R^2 = 0,46$). A densidade habitacional, por sua vez, não exerceu efeito sobre a diversidade de aranhas. Finalmente, em nível local, o grau de cobertura de vegetação não influenciou o número de aranhas encontrado (veja o modelo III na Tabela 2 e a Figura 6C). É importante destacar que, mesmo nas ruas com menor cobertura vegetal, não houve ausência de aranhas.

O aumento da diversidade de aranhas em direção às áreas de maior cobertura de vegetação não se deve ao aumento de espécies (veja o modelo IV na Tabela 2). Paisagens urbanas com maior NDVI não possuem necessariamente mais espécies. Em vez disso, a dominância tende a ser menor (Figura 7). As espécies mais comuns, *M. bivittatus* e *L. geometricus*, são comuns em todos os graus de cobertura vegetal (Figura 7). Porém, em locais de alta densidade vegetal, araneídeos, como *Cyrtophora citricola*, se tornam mais comuns, assim como algumas outras espécies, como *Tibelloides* sp. (Philodromidae) e *Cryptachaea altiventer* (Theridiidae) (Figura 7). Cabe destacar que em nossas amostras houve também espécies mais vinculadas a locais de baixa cobertura de vegetação, como *Physocyclus globosus* (Pholcidae) (Figura 7).

Tabela 1 – Número de indivíduos de aranhas amostradas por famílias e espécies.

Família	Espécie	Indivíduos
Anyphaenidae	NI	1
Araneidae	<i>Alpaida leucogramma</i>	3
	<i>Alpaida versicolor</i>	3
	<i>Argiope argentata</i>	33
	<i>Cyclosa</i> sp.	3
	<i>Cyrtophora citricola</i>	43
	<i>Eriophora edax</i>	1
	<i>Gasteracantha cancriformis</i>	1
	<i>Hypognatha</i> sp.	1
	<i>Parawixia audax</i>	1
	NI	1
Filistatidae	<i>Misionella mendensis</i>	1
	<i>Pikelinia mendensis</i>	1
Mimetidae	<i>Gelanor</i> sp.	1
Oecobiidae	<i>Oecobius marathaus</i>	1
	<i>Oecobius navus</i>	4

	<i>Oecobius</i> sp.	1
Oxyopidae	<i>Oxyopes salticus</i>	3
	NI	1
Philodromidae	<i>Tibelloides</i> sp.	6
Pholcidae	<i>Crossopriza lyoni</i>	1
	<i>Pholcus phalangioides</i>	3
	<i>Physocyclus globosus</i>	27
	NI	15
Salticidae	<i>Corythalia conferta</i>	20
	<i>Hasarius adansoni</i>	9
	<i>Menemerus bivittatus</i>	355
	NI	8
Scytodidae	<i>Scytodes fusca</i>	6
	<i>Scytodes</i> sp.	1
Sparassidae	NI	1
Tetragnathidae	<i>Leucauge</i> sp.	2
Theridiidae	<i>Anelosimus</i> sp.	5
	<i>Cryptachaea altiventer</i>	5
	<i>Latrodectus geometricus</i>	180
	<i>Nesticoides rufipes</i>	4
	<i>Theridion</i> sp.	4
	NI	6

Tabela 2 – Resultados para os modelos estatísticos (I - IV). *valores de P menores que o nível de significância (0,05).

Modelo estatístico	Variável resposta	Variáveis preditoras	Estatística-teste	Grau de liberdade	Grau de liberdade residual	P	R ²
(I) MLG bn	Abundância de aranhas	- NDVI da paisagem	χ^2	1	24	0,47	
		- Domicílios por Km ²		1		0,39	
		- Autovetor espacial I		1		0,77	
		- Autovetor espacial II		1		0,67	
(II) ML	Diversidade de aranhas (índice de Simpson)	- NDVI da paisagem	F	1	24	0,03 *	0,46
		- Domicílios por Km ²		1		0,33	
		- Autovetor espacial I		1		0,01 *	
		- Autovetor espacial II		1		0,01 *	
(III) MLG bn	Abundância de aranhas	- NDVI local	χ^2	1	107	0,46	
		- Autovetor espacial I		1		0,34	
		- Autovetor espacial II		1		0,11	
(IV) ML	Riqueza de aranhas	- NDVI da paisagem	F	1	25	0,70	
		- Autovetor espacial I		1		0,12	
		- Autovetor espacial II		1		0,49	

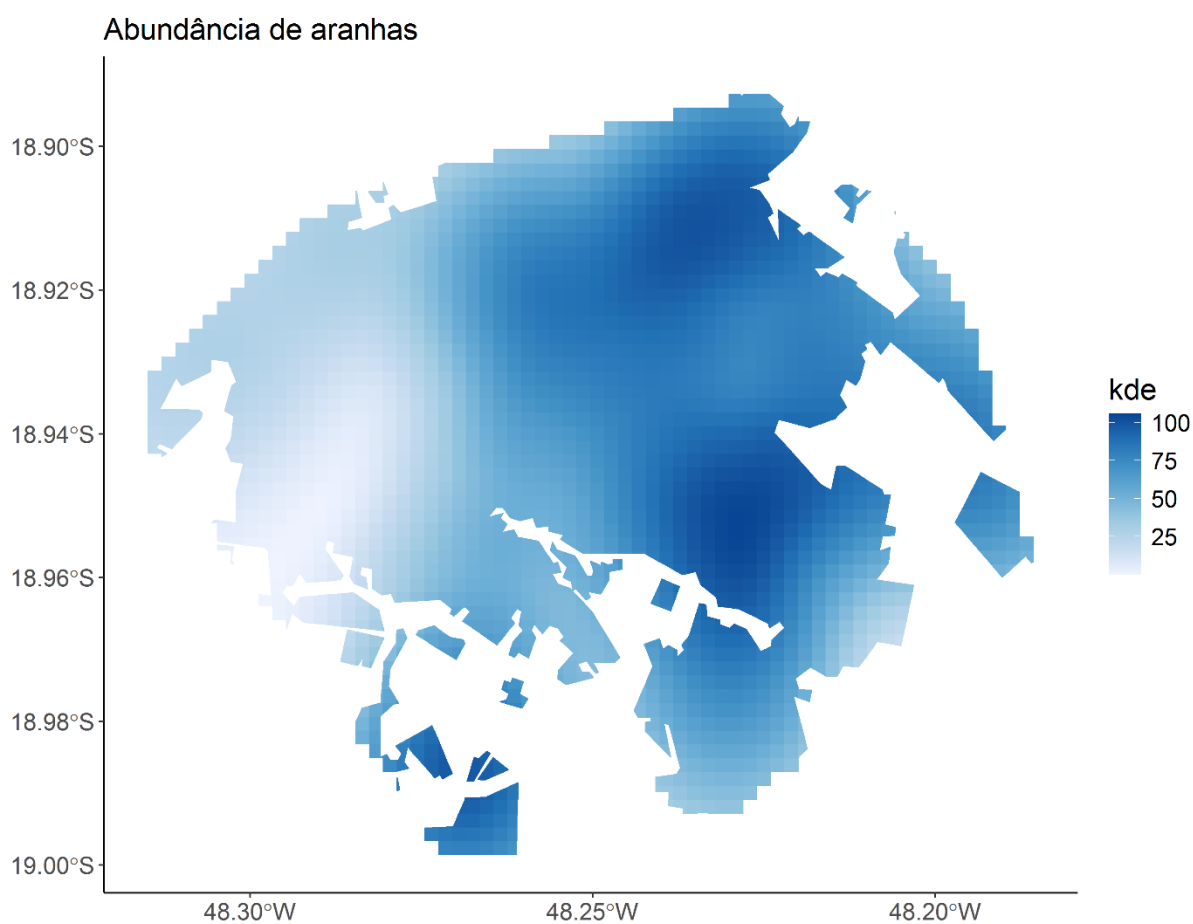


Figura 2 – Estimativa de densidade total de aranhas (estimativa de densidade de Kernel - kde) para a área amostrada em Uberlândia. Áreas urbanizadas, porém, que estiveram fora da abrangência de amostragem permanecem sem estimativa (em branco).

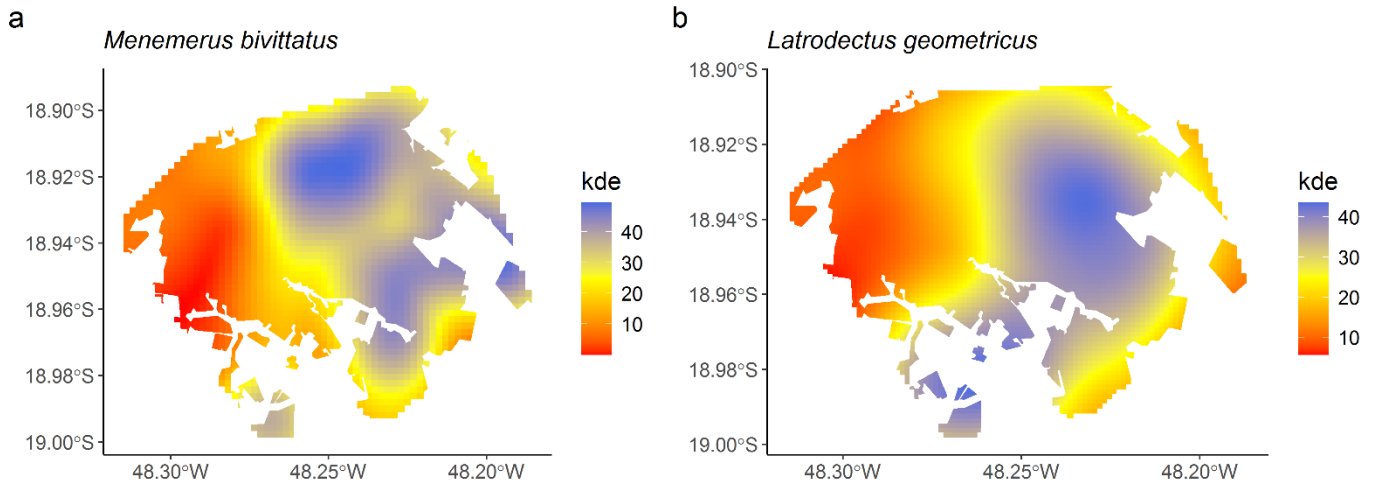


Figura 3 – Estimativa de densidade (estimativa de densidade de Kernel - kde) para as duas espécies mais abundantes (**a** - *M. bivittatus*; **b** - *L. geometricus*) na área amostrada em Uberlândia. Áreas urbanizadas, porém, que estiveram fora da abrangência de amostragem permanecem sem estimativa (em branco).

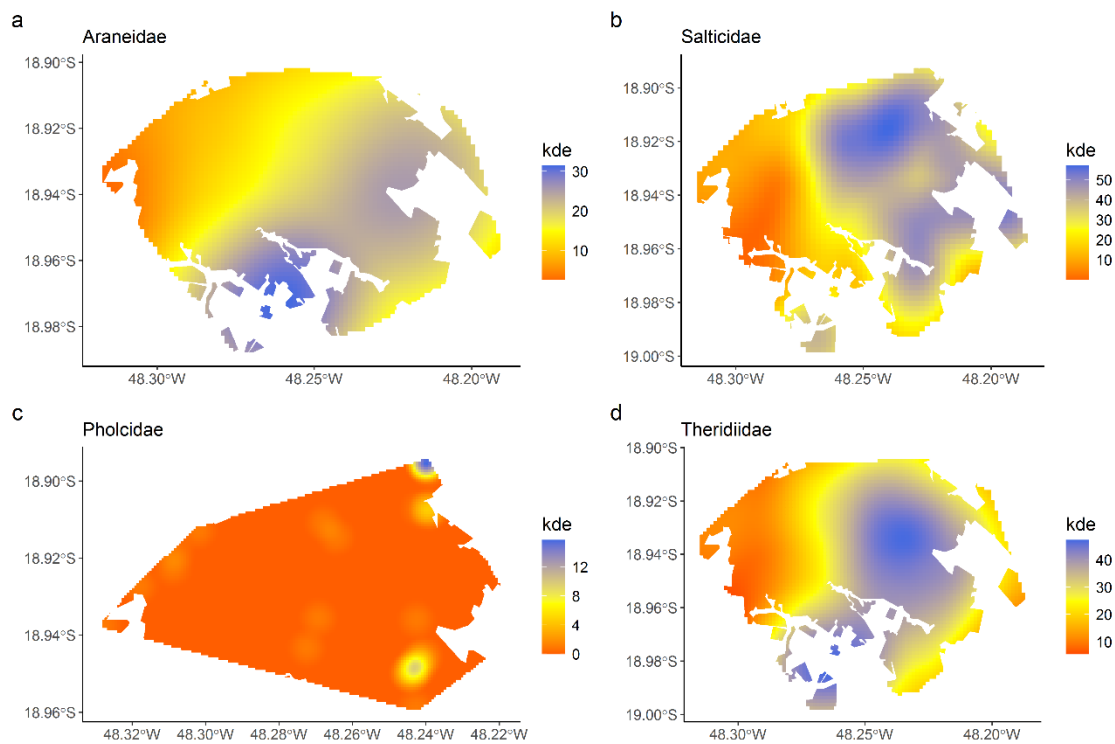


Figura 4 – Estimativa de densidade (estimativa de densidade de Kernel - kde) para as quatro famílias mais abundantes (**a** - Araneidae; **b** - Salticidae; **c** - Pholcidae; **d** - Theridiidae) na área amostrada em Uberlândia. Áreas urbanizadas, porém, que estiveram fora da abrangência de amostragem permanecem sem estimativa (em branco).

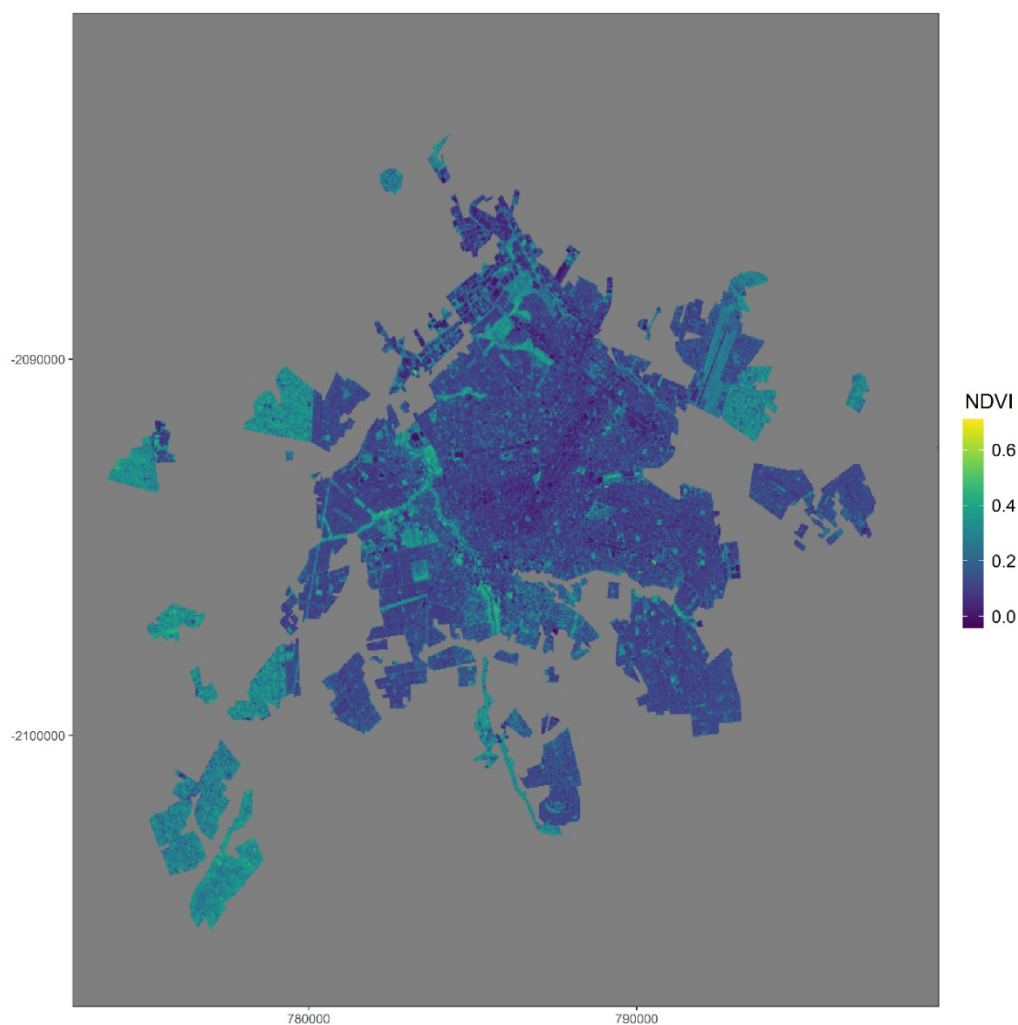


Figura 5 – Principal área urbanizada do município de Uberlândia destacada com um gradiente de cores representando o NDVI em uma resolução de 30×30 m. Áreas pertencentes ao perímetro urbano, porém, sem presença de habitações são omitidas (cinza).

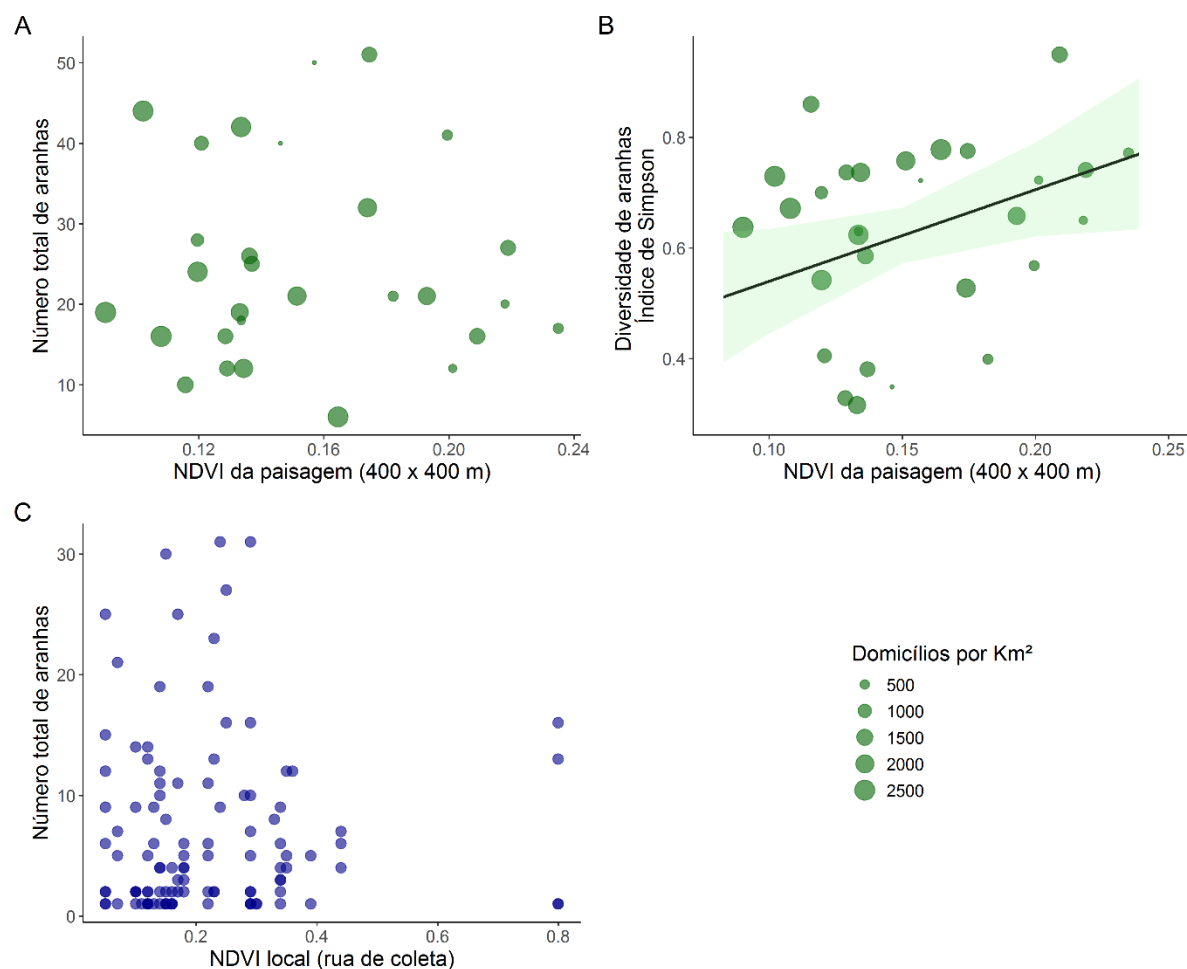


Figura 6 – Relações entre o NDVI da paisagem e abundância (A) e a diversidade (B) de aranhas para cada ponto de coleta; e entre o NDVI local e a abundância de aranhas em cada segmento de rua de amostragem (C). O tamanho dos pontos em A e B são proporcionais à densidade habitacional em cada ponto de coleta (domicílios por Km²). Preditores com efeito significativo sobre a variável resposta exibem a estimativa do modelo como uma reta (em preto) e um intervalo de confiança de 95% para a inclinação dessa reta (sombreado em verde).

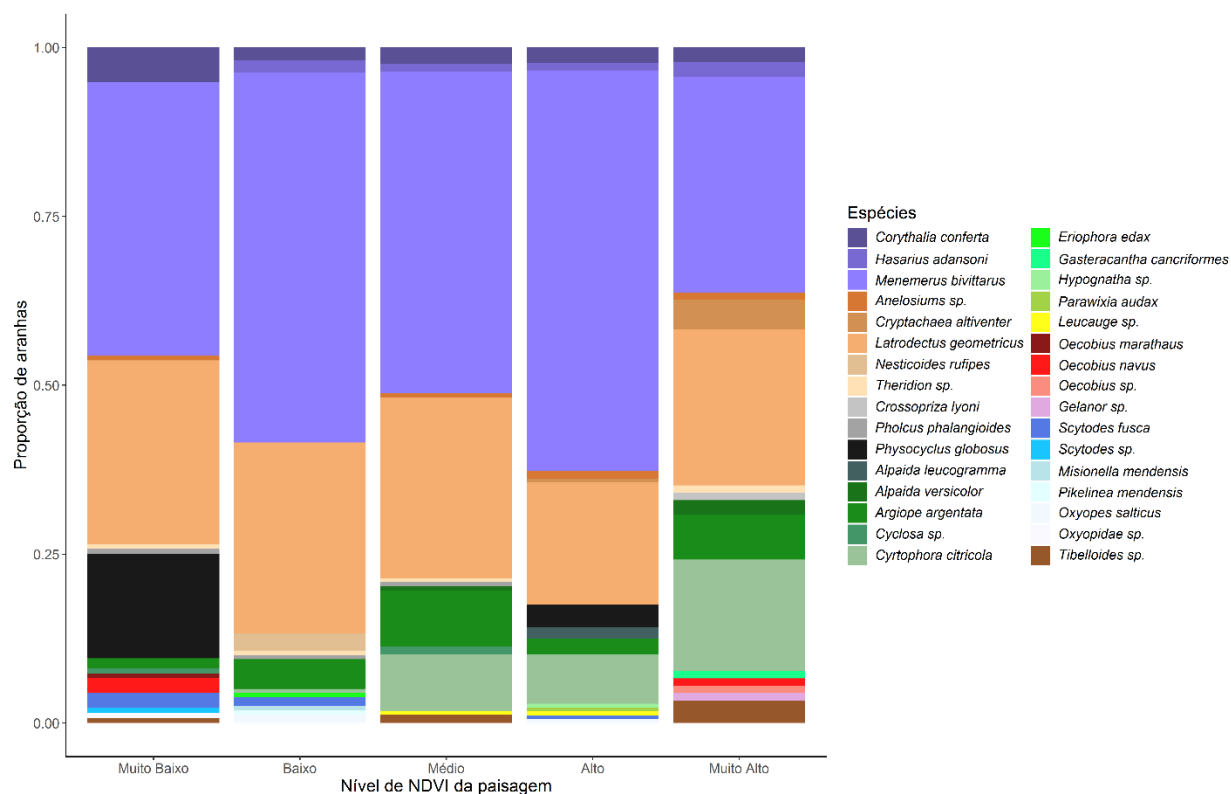


Figura 7 – Proporção de espécies amostradas para nível de cobertura de vegetação (NDVI da paisagem): muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto. Espécies pertencentes às mesmas famílias são destacadas com cores parecidas.

DISCUSSÃO

Os resultados desse estudo sugerem que a diversidade de aranhas na região urbana de Uberlândia é influenciada pela vegetação, mas não pela densidade habitacional. A amostragem de 762 aranhas em toda a malha urbana, pertencentes a 31 espécies e 13 famílias, revelou que o grupo está amplamente distribuído, mas que a comunidade apresenta um padrão nítido de dominância de algumas poucas espécies muito tolerantes às diferentes condições dos macrohabitats disponíveis. As espécies *Menemerus bivittatus* e *Latrodectus geometricus* se destacaram como as mais comuns. Estes resultados corroboram em parte as suposições iniciais: a vegetação parece favorecer a diversidade de espécies, enquanto a densidade habitacional não apresentou impacto relevante na abundância ou diversidade de aranhas.

Apesar de nossa hipótese inicial de que o NDVI, como índice de cobertura vegetal, aumentaria a abundância de aranhas, não foi possível identificar esse padrão. Uma explicação plausível é que as espécies predominantes nas amostras, como *M. bivittatus* e *L. geometricus*, são tolerantes a diversas condições ambientais, incluindo aquelas características de regiões com

vegetação escassa. Essas espécies podem apresentar adaptações comportamentais ou fisiológicas que as permitem tolerar ambientes urbanos fragmentados, onde a cobertura vegetal é restrita e a densidade habitacional é elevada. Esse padrão é consistente com os achados de Lowe et al. (2017), que mostram que aranhas tolerantes, como *Helpis spp.* (Salticidae), podem se desenvolver em áreas urbanas devido ao aumento de presas sinantrópicas (por exemplo, moscas e mosquitos) encontradas em jardins. Da mesma forma, *Badumna spp.* (Desidae) pode se beneficiar da presença de estruturas artificiais, que oferecem diversidade de micro-habitats, como frestas e cavidades comuns em áreas urbanas. Esses exemplos sugerem que adaptações comportamentais e ecológicas às características urbanas, mais do que a vegetação disponível, podem ser fatores determinantes para o sucesso de espécies urbanas tolerantes.

Embora não tenhamos avaliado alguns aspectos que poderiam ajudar a esclarecer a distribuição das espécies mais representativas nas amostras, como tolerância termal, tolerância a distúrbios promovidos pela intensidade de uso antrópico do ambiente ou amplitude de nicho trófico, é sabido que esses fatores variam muito entre diferentes espécies de aranhas (LI; JACKSON, 1996; PEKÁR et al., 2012; NAPIÓRKOWSKA et al., 2021; DAVIES et al., 2024), atuando como um importante filtro para a diversidade e distribuição de aranhas em habitats urbanos. Pesquisas recentes, como a de Davis et al. (2024), corroboram essa perspectiva ao evidenciar que aranhas da espécie *Trichonephila clavata* (Araneidae) possuem uma certa tolerância ao ruído e ao estresse causados por interferências humanas, ajustando seu comportamento de caça para se adaptar às condições adversas em áreas urbanizadas. Esse exemplo indica que a capacidade de se adaptar a fatores externos, incluindo perturbações e o tipo de presas disponíveis, pode ser crucial para a sobrevivência e distribuição de espécies em ambientes urbanos, nos quais a pressão ambiental é elevada.

Observamos que regiões com maior presença de vegetação exibem uma diversidade mais alta de aranhas, promovida pela menor dominância de algumas espécies em relação a áreas com escassa vegetação. Em regiões com mais vegetação, espécies como as integrantes da família Araneidae são mais comuns, enquanto em áreas com vegetação escassa, prevalecem espécies que apresentam ampla distribuição em toda a malha urbana. Esse padrão pode indicar que o componente estrutural da vegetação é muito importante para aranhas construtoras de teias orbiculares, mas também que pode haver diferenças importantes na dieta entre as espécies mais tolerantes às condições adversas de áreas mais impermeabilizadas e as mais raras, que se restringem às áreas com vegetação. É possível que uma dieta mais diversificada dependa de condições que permitam a ocorrência de mais tipos distintos de presas, como insetos herbívoros, e que algumas espécies de aranhas precisem de uma amplitude maior de nicho trófico. Essas

diferenças já foram evidenciadas mesmo dentro da mesma família, como demonstraram Pitilin et al. (2020) estudando a dieta duas aranhas simpátricas da família Theridiidae, *Nihonhimea tessellata* e *Tidarren haemorrhoidae*.

Ao contrário do que se esperava, a densidade habitacional não teve impacto na diversidade ou na abundância de aranhas. Um elemento que pode justificar essa falta de influência é a existência de áreas verdes em áreas densamente habitadas, formando uma paisagem urbana mista. O estudo de Melo et al. (2022) reforça essa interpretação, demonstrando que a riqueza de espécies de aranhas aumenta em áreas urbanas com maior proporção de espaços verdes, independentemente da densidade habitacional. Além disso, o estudo destaca que a configuração da matriz urbana e a distribuição de áreas verdes podem ter um impacto significativo na distribuição das espécies. Embora a diversidade de aranhas seja influenciada por diferentes características urbanas e não tenha mostrado variação em ambientes com alta densidade habitacional, a biota local pode ser um reflexo da homogeneização biológica causada pela urbanização, onde algumas espécies mais tolerantes ao ambiente urbano são favorecidas. Adicionalmente, o método de amostragem em nível do solo pode não abranger a estrutura vertical das cidades, como prédios e moradias em andares mais altos, que também poderiam servir como habitats para algumas espécies de aranhas. Pesquisas futuras que levem em conta essa verticalidade urbana poderiam oferecer percepções adicionais sobre o impacto da densidade demográfica.

Em suma, nossos resultados apoiam a ideia de que a cobertura vegetal desempenha um papel crucial na diversidade de aranhas, ao passo que a densidade habitacional não impacta de maneira significativa essas populações. Essa pesquisa auxilia no entendimento da ecologia das aranhas urbanas e propõe que a preservação de áreas verdes pode ser uma tática eficiente para preservar a biodiversidade de artrópodes em áreas urbanas. Pesquisas futuras precisam investigar mais profundamente a relação entre a estrutura vertical das paisagens urbanas e a distribuição de aranhas, com o objetivo de melhorar as estratégias de gestão urbana focadas na preservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS:

ABOUHEIF, E. A method for testing the assumption of phylogenetic independence in comparative data. *Evolutionary Ecology Research*, v. 1, p. 895-909, 1999.

ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, v. 28, n. 2, p. 168-192, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>.

BARREIRO, M.; CHANG, P. & SARAVANAN, R. Variability of the South Atlantic Convergence Zone Simulated by an Atmospheric General Circulation Model. *Journal of Climate*, v. 15, n. 7, p. 745-763, 2002.

BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015. DOI: 10.18637/jss.v067.i01.

Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/index.php/jss/article/view/v067i01>. Acesso em: 22 out. 2024.

BIZUET-FLORES, M. Y. et al. Diversity patterns of ground dwelling spiders (Arachnida: Araneae) in five prevailing plant communities of the Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 86, n. 1, p. 153-163, 2015. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.45444>.

BORGES, P. A. V.; BROWN, V. K. Phytophagous insects and web-building spiders in relation to pasture vegetation complexity. *Ecography*, v. 24, p. 68-82, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240109.x>.

CHATELAIN, M.; RÜDISSER, J.; TRAUGOTT, M. Urban-driven decrease in arthropod richness and diversity associated with group-specific changes in arthropod abundance. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 11, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.980387>.

CLARK, P.; REED, J.; CHEW, F. Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems*, v. 10, p. 321-337, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0029-4>.

DAVIS, A.K.; STEWART, K.; PHELAN, C.; SCHULTZ, A. How urban-tolerant are they? testing prey–capture behavior of introduced Jorō Spiders (*Trichonephila clavata*) next to busy roads. *Arthropoda*, v.2, p. 55-65, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/arthropoda2010004>

DENNIS, P.; SKARTVEIT, J.; KUNAVAR, A.; MCCRACKEN, D. I. The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in sub-montane vegetation modified by conservation grazing. *Global Ecology and Conservation*, v. 3, p. 715 - 728, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.007>.

DINIZ-FILHO, J. A. F. Phylogenetic autocorrelation under distinct evolutionary processes. *Evolution*, v. 55, n. 6, p. 1104–1109, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2001.tb00630.x>.

DRAY, S. et al. Adespatial: multivariate multiscale spatial analysis [online]. 2023. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=adespatial>. Acesso em: 22 out. 2024.

FAETH, S. H.; BANG, C.; SAARI, S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1223, p. 69-81, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>.

FOELIX, R. F. Biology of Spiders. *Insect Systematics & Evolution*, v. 14, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1163/187631283X00371>.

FOX, J.; WEISBERG, S. An R companion to applied regression. *Thousand Oaks (CA): SAGE Publications Inc.*, 2019.

HALAJ, J.; ROSS, D. W.; MOLDENKE, A. R. Importance of habitat structure of the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, v. 90, p. 139-152, 2000.

HALAJ, J.; ROSS, D.W.; MOLDENKE, A.R. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in Western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology*, v. 26, p. 203-220, 1998.

HARTIG, F. *DHARMA*: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. *R package*, version 0.4.6, 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>. Acesso em: 22 out. 2024.

HIJMANS, R. Raster: Geographic data analysis and modeling. *R package*, version 3.6-30, 2024. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>. Acesso em: 22 out. 2024.

JACKSON, R.R.; NELSON, X.J. *Evarcha culicivora* chooses blood-fed *Anopheles* mosquitoes but other East African jumping spiders do not. *Medical and Veterinary Entomology*, v. 26, p. 233-235, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.2011.00986.x>.

KALTSAS, D.; PANAYIOTOU, E.; CHATZAKI, M.; MYLONAS, M. Ground spider assemblages (Araneae: Gnaphosidae) along an urban-rural gradient in the city of Heraklion, Greece. *European Journal of Entomology* (EJE), v. 111, n. 1, p. 59-67, 2014. DOI: <https://doi.org/10.14411/eje.2014.007>. Acesso em: 19 out. 2024.

LI, D.; JACKSON, R. R. How temperature affects development and reproduction in spiders: a review. *Journal of Thermal Biology*, v. 21, n. 4, p. 245-274, 1996.

LOWE, E. C.; THREL FALL, C. G.; WILDER, S. M. et al. Environmental drivers of spider community composition at multiple scales along an urban gradient. *Biodiversity and Conservation*, v. 27, p. 829–852, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1466-x>.

MAELFAIT, J. P.; HENDRICKX, F. Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): Some recent developments. *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*, 1998. p. 293-300.

MAGURRAN, A. E. Medindo a diversidade biológica: Capítulo 4: Um índice de diversidade... 2. ed. Curitiba: UFPR, 2019. pp. 111-141, 260 p.

MAMMOLA, S.; MILANO, F.; VIGNAL, M.; ANDRIEU, J.; ISAIA, M. Associations between habitat quality, body size and reproductive fitness in the alpine endemic spider *Vesubia jugorum*. *Global Ecology and Biogeography*, v. 28, p. 1325-1335, 2019.

MEINEKE, E.K.; HOLMQUIST, A.J; WIMP, G.M.; FRANK, S.D. Changes in spider community composition are associated with urban temperature, not herbivore abundance. *Journal of Urban Ecology*, v.3, juw010, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/jue/juw010>.

MELO, T. S.; KOCH, E. B. A.; TRINDADE-SANTOS, M. E.; ANDRADE, A. R. S.; BRESCOVIT, A. D.; PERES, M. C. L.; DELABIE, J. H. C. Influence of urbanization characteristics on ant (Hymenoptera: Formicidae) and spider (Arachnida: Araneae) diversity. *Entomological Communications*, v. 4, p. ec04013, 2022. DOI: 10.37486/2675-1305.ec04013. Disponível em: <https://www.entomologicalcommunications.org/index.php/entcom/article/view/ec04013>. Acesso em: 2 nov. 2024.

MILLER, J.; HOBBS, R. Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, v. 16, p. 330-337, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00420.x>.

MINUZZI, R. B. et al. Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 22, n. 3, p. 338–344, 2007.

NAPIÓRKOWSKA, T., TEMPLIN, J., GRODZICKI, P., & KOBAC, J. Thermal preferences of two spider species: an orb-web weaver and a synanthropic funnel-web weaver. *The European Zoological Journal*, v.88, p. 824–836, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1950223>.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. *Landsat 8*, 2024. Disponível em: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-8/>. Acesso em: 22 out. 2024.

NELSON, X.J.; JACKSON, R.R.; SUNE, G. Use of Anopheles-specific prey-capture behavior by the small juveniles of *Evarcha culicivora*, a mosquito-eating jumping spider. *Journal of Arachnology*, v. 33, p. 541-548, 2005.

OLIVEIRA DIAS, K.P.; STEFANI, V. Spider–Plant Interaction: The role of extrafloral nectaries in spider attraction and their influence on plant herbivory and reproduction. *Plants* v. 13:368, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants13030368>.

PEBESMA, E. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, v. 10, n. 1, p. 439-446, 2018. DOI: <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>.

PEBESMA, E.; BIVAND, R. Classes and methods for spatial data in R. *R News*, v. 5, n. 2, p. 9-13, 2005. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>. Acesso em: 22 out. 2024.

PEKÁR, S.; CODDINGTON, J.A.; BLACKLEDGE, T. Evolution of stenophagy in spiders (Araneae): evidence based on the comparative analysis of spider diets. *Evolution*, v.66, p. 776-806, 2012.

PEREIRA, R.; GONCALVES, C. Geobr: Download Official Spatial Data Sets of Brazil. *R package*, version 1.8.2, 2024. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=geobr>. Acesso em: 22 out. 2024.

PERES-NETO, P. R. A unified strategy for estimating and controlling spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. *Oecologia Australis*, v. 10, p. 105-119, 2006. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2006.1001.07>.

PITILIN, R.B.; MOURA, R.R.; GONZAGA, M.O. Population and individual trophic niche of two sympatric cobweb spiders, *Nihonhimea tessellata* and *Tidarren haemorrhoidale* (Araneae: Theridiidae). *Journal of Arachnology*, v. 48, p. 59-66, 2020.

QUADRO, M. F. L. de. Estudo de episódios de zonas de convergência do Atlântico Sul (ZCAS) sobre a América do Sul. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 17, n. 2-3, p. 210-210, 1999.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. Viena: *The R Foundation for Statistical Computing*, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 22 out. 2024.

SHOCHAT, E.; STEFANOV, W.; WHITEHOUSE, M.; FAETH, S. Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity. In: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban ecology*. Boston: Springer, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_30.

SIDRA; IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*, 2024. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/acervo#/S/Q>. Acesso em: 22 out. 2024.

SILVA, E. M. & ASSUNÇÃO, W. L. O clima da cidade de Uberlândia-MG. *Revista Sociedade & Natureza*, v. 16, n. 30, p. 91-107, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/SN-v16-2004-9181>

SILVA, M. I. S.; GUIMARÃES, E. C.; TAVARES, M. Previsão da temperatura média mensal de Uberlândia, MG, com modelos de séries temporais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 5, p. 480–485, 2008.

SMPU. Secretaria Municipal de Planejamento Urbano da Prefeitura de Uberlândia, 2022. Disponível em: <https://docs.uberlandia.mg.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Popula%C3%A7%C3%A3o-por-bairros-2010-Ano-referencial-%E2%80%93IBGE.pdf>. Acesso em: 22 out. 2024.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP). Human development report 2007/2008: fighting climate change: human solidarity in a divided world. 1. ed. *Palgrave Economics & Finance Collection*, 2007. (Human Development Report). DOI: <https://doi.org/10.1057/9780230598508>.

USGS. United States Geological Survey. *EarthExplorer*, 2024. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 22 out. 2024.

VASCONCELLOS-NETO, J.; ROMERO, G.Q.; SANTOS, A.J.; DIPPENAAR-SCHOEMAN, A.S. Associations of spiders of the genus *Peucetia* (Oxyopidae) with plants bearing glandular hairs. *Biotopica*, v. 39, p. 221-226, 2007.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. 4. ed. Nova York: *Springer*, 2002. ISBN 0-387-95457-0.

WICKHAM, H.; FRANÇOIS, R.; HENRY, L.; MÜLLER, K.; VAUGHAN, D. Dplyr: A Grammar of Data Manipulation. *R package*, version 1.1.2, 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. Acesso em: 22 out. 2024.

WICKHAM, H. Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. New York: *Springer-Verlag*, 2016.

WISE, D. H. Spiders in Ecological Webs. New York: *Cambridge University Press*, 1993. 328 p.

ZHANG, D. Rsq: R-Squared and Related Measures. *R package*, version 2.5, 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=rsq>. Acesso em: 22 out. 2024.