**ARÉA TEMÁTICA: Ecologia**

**SUBÁREA TEMÁTICA: Invertebrados**

**IMPACTOS DA INTENSIDADE DO TRÁFEGO NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA DE ARANHAS DO SUB-BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

Alysson H. A. Lins1; Rebeca E. J. Ximenes1; Matheus L. B. Feitosa2; Nancy F. Lo-Man-Hung3; Hugo R. Barbosa-da-Silva1; André O. Silva-Junior1; Geraldo J. B. Moura1; André F. A. Lira4

1 Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Campus Recife. E-mail (AHAL): [alysson19991@hotmail.com](mailto:alysson19991@hotmail.com.br), (REJX): [rebecajximenes@gmail.com](mailto:rebecajximenes@gmail.com), (HRBS): [hugoslovato@gmail.com](mailto:hugoslovato@gmail.com), (AOSJ): [andre.otavio@ufrpe.br](mailto:andre.otavio@ufrpe.br), (GJBM): [geraldo.jbmoura@ufrpe.br](mailto:geraldo.jbmoura@ufrpe.br)

2 Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Campus II. E-mail (MLBF): [matheus.l.b.feitosa@gmail.com](mailto:matheus.l.b.feitosa@gmail.com)

3 Universidade de São Paulo (USP), Instituto de Biociências. E-mail (NFLMH): nancylo@ib.usp.br

4 Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus Cuité. E-mail (AFAL): andref.lira@gmail.com

**INTRODUÇÃO**

O crescente desmatamento tem causado invasões em larga escala em áreas naturais, levando à fragmentação e degradação da vegetação nativa (Prakash e Verma, 2022). Os impactos relacionados à antropização, representa o principal precursor de efeitos negativos na biodiversidade (Hansen et al., 2013). A construção de estradas, por exemplo, pode ser considerado um mecanismo de fragmentação de alto impacto, particularmente porque alteram a estrutura da paisagem (Prado et al., 2006). Fazendo com que surjam novos ambientes de borda, que expõem a biodiversidade local a limites urbanos e a pressão dos efeitos de borda impostos pela nova matriz (Uchida et al., 2007, De Smedt et al., 2019).

A vegetação presente na beira das estradas fornece importantes habitats e corredores para algumas espécies de animais. No entanto, grandes incidências de tráfego de veículos podem impactar a vegetação, resultando em modificações na estrutura do ambiente e microclima importantes para os animais que vivem nas plantas (Reck e Van Der Ree, 2015). Apesar disto, estudos sobre os efeitos das estradas nos invertebrados são escassos, mas os poucos disponíveis indicam que diferentes táxons respondem de forma diferente aos impactos das estradas (Pinheiro et al., 2010). Dessa maneira, é importante destacar que a intensidade do tráfego pode consistir em um importante elemento capaz de gerar impactos na diversidade de aranhas, pois pode elevar a frequência de atropelamentos em comparação com outros grupos de animais (ver Mesquita et al., 2015).

As aranhas são sujeitas a diferentes níveis de perturbação ambiental, além de possuírem uma composição de espécies que varia ao longo da escala da paisagem, aumentando o potencial dos estudos relacionados às assembleias de aranhas em cada região (Seyfulina, 2010). Esses conhecimentos podem ser usados para desenvolver estratégias de conservação mais eficazes e prever melhor os impactos das atividades humanas sob as comunidades de aranhas e seus serviços ecossistêmicos associados. Tendo isso em vista, o presente estudo teve como objetivo investigar como diferentes intensidades de tráfego afetam as assembleias de aranhas do sub-bosque da Mata Atlântica brasileira, com foco na diversidade taxonômica.

**MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi realizado em um fragmento de Floresta Atlântica com 6.280ha, localizado no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcante (07°46ʹ55ʺ S, 35° 09ʹ02ʺ O), município de Abreu e Lima, Pernambuco, Brasil. A amostragem foi realizada em dois trechos do fragmento: um cortado por uma estrada de tráfego intenso; e outro que possui uma estrada desativada pelo comando militar em 2017, ou seja, com ausência de tráfego. Em ambos os trechos as aranhas foram coletadas nas bordas da mata que eram voltadas às estradas, durante o período diurno (entre 09:00 e 16:00h) e em três meses da estação chuvosa (maio, junho e julho de 2022). Para isso, seis quadrantes (30m x 10m) foram traçados em cada borda e, no interior deles, toda a vegetação com altura superior a 1,5 m (sub-bosque) foi balançada 10 vezes com um bastão de madeira, para que as aranhas caíssem sobre um tecido branco (60 cm x 60 cm) que foi colocado abaixo de cada planta. No total foram amostrados 36 quadrantes (18 na estrada com tráfego e 18 na estrada sem tráfego), perfazendo uma área amostral de 10.800 m². Na medida que caíam, os espécimes eram retirados com uma pinça metálica e armazenados em potes contendo álcool 70%. Todos os animais foram encaminhados ao Instituto de Biologia da Universidade de São Paulo (USP) para identificação e, no final de tudo, depositados na Coleção de Aracnologia do Instituto Butantan, São Paulo, Brasil.

Primeiramente foi obtida a cobertura amostral por meio da curva do coletor, que comparou o número de espécies com o número de indivíduos coletados durante o período de amostragem. Em seguida foi mensurada a contribuição de cada família de aranha entre as vias com diferentes intensidades de tráfego através de análises de Similaridade Percentual (SIMPER). Adicionalmente foi calculado o índice de dominância de cada família em cada estrada por meio da classificação da dominância de Palissa (eudominantes, dominantes, subdominantes, recessivas ou raras) empregando a fórmula: D% = (i/t) × 100, onde i é a abundância da espécie e t é a abundância total (Palissa et al., 1979). Por fim a variação da diversidade taxonômica (abundancia e riqueza de morfoespécies) para ambas as estradas foi avaliada usando a Escala Multidimensional Não Métrica (NMDS) por meio de 1.000 randomizações com base em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis enquanto a significância estatística do NMDS foi feita por uma Análise de Dissimilaridade (ANOSIM). As análises SIMPER, NMDS e ANOSIM foram realizadas no software PAST 3.18 (Hammer et al., 2001).

**RESULTADOS E DISCUSSÃO**

No total, foram coletadas 1.658 aranhas de 24 famílias e 317 morfoespécies diferentes, sendo apenas 18,36% (n = 317) indivíduos adultos. A curva de acumulação de espécies indicou que o esforço amostral obteve 88% e 78% das espécies para as estradas com tráfego presente e ausente, respectivamente. De forma geral, as famílias Araneidae, Theridiidae e Thomisidae, juntas, contribuíram para 71,08% da assembleia de aranhas, corroborando que esses táxons são considerados componentes típicos da fauna de aranhas do sub-bosque de florestas tropicais (Campuzano et al., 2020). As duas primeiras foram as únicas classificadas como eudominantes tanto no ambiente perturbado (estrada com tráfego), quanto no ambiente livre de perturbação (sem tráfego), sugerindo uma elevada plasticidade ecológica nos representantes dessas famílias, que pode ser atribuída às adaptações que possuem e permitem que ocupem diferentes estratos vegetais e micro-habitats (Munérvar et al., 2020; Prado e Baptista, 2021).

Os nossos resultados mostraram que foram coletados mais indivíduos na estrada com alto trafego de veículos (n = 319±201, média± desvio padrão) do que na estrada sem tráfego (233±241). De modo similar na estrada com maior trafego foi encontrada uma maior riqueza espécies de aranhas (34±10) do que na estrada sem tráfego (19±8). Contudo esses resultados não apresentaram diferenças significativas (riqueza: NMDS: stress= 0.0284, ANOSIM: F = -0.0740; p = 0.3897; abundancia: NMDS: stress = 0, ANOSIM: F = 0.1111; p = 0.2061). A ausência de diferenças nas métricas de diversidade utilizadas (riqueza e abundancia de aranhas) entre as estradas com diferentes níveis de trafego pode estar associada à proximidade entre os locais amostrados e à existência de um possível efeito fundador, onde as espécies do ponto mais preservado migram e colonizam os pontos próximos. Uma segunda explicação que não pode ser ignorada é o fato de que as nossas amostragens foram realizadas durante a estação de maior atividade de forrageio de aranhas (Mineo, 2009), portanto pode ter mitigado possíveis efeitos da intensidade do trafego sobre a assembleia destes aracnídeos.

**CONCLUSÕES**

Diante de tudo que foi exposto, conclui-se que para a área estudada as aranhas de sub-bosque apresentam resiliência o bastante para ocorrer em áreas com e sem a presença de trafego. Contudo reforçamos a necessidade da realização de novos estudos em outras áreas e comparando diferentes estações para verificar o efeito da intensidade do trafego sobre as aranhas de sub-bosque.

**REFERÊNCIAS**

Campuzano, E.F.; Ibarra-Núñez, G.; Machkour-M’rabet, S.; Morón-Ríos, A. & Jiménez, M.L. 2020. Diversity and seasonal variation of ground and understory spiders from a tropical mountain cloud forest. Insect science, 27(4), 826-844.

De Smedt, P.; et al. 2019. Strength of forest edge effects on litter‐dwelling macro‐arthropods across Europe is influenced by forest age and edge properties. Diversity and Distributions, 25(6): 963-974.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica, 4(1): 1-9.

Hansen, M.C.; et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science, 342(6160):850-853.

Mesquita, P.C.M.D.; Lipinski, V.M. & Polidoro, G.L.S. 2015. Less charismatic animals are more likely to be “road killed”: human attitudes towards small animals in Brazilian roads. Biotemas, 28(1): 85-90.

MINEO, M.F. 2009. Ecologia da comunidade de arranhas de solo de uma área de cerrado no sudeste do Brasil. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, MSc diss.

Munérvar, A.; Cardoso, P.; Piñanez-Espejo, Y.M.G. & Zurita, G.A. 2020. Spiders (Arachnida: Araneae) in the semideciduous Atlantic Forest: An ecological and morphological trait dataset for functional studies. Biodiversity Data Journal, 8: 1-10.

Palissa, A.E.; Wiedenroth, M. & Klimt, K. 1979. Anleitung zum ökologischen Geländepraktikum. Wissenschaftliches Zentrum der Pädagogischen Hochschule Potsdam, Potsdam, 186p.

Pinheiro, E.R.S.; Duarte, L.S., Diehl, E. & Hartz, S.M. 2010. Edge effects on epigeic ant assemblages in a grassland–forest mosaic in southern Brazil. Acta Oecologica 36: 365–371.

Prado, A.W. & Baptista, R.L.C. 2021. Diversity and composition of the spider fauna in a semideciduous Atlantic forest area in Rio de Janeiro state, Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment, 1-22.

Prado, T.R.; Ferreira, A.A. & Guimarães, Z.F.S. 2006. Efeito da implantação de rodovias no cerrado brasileiro sobre a fauna de vertebrados. Acta Scientiarum. Biological Sciences, 28(3): 237-241;

Prakash, S. & Verma, A. K. 2022. Anthropogenic activities and Biodiversity threats. International Journal of Biological Innovations, 4(1)94-103.

Reck, H. & Van Der Ree, R. 2015. Insects, snails and spiders: The role of invertebrates in road ecology. Handbook of road ecology, 247-257.

Seyfulina, R.R. 2010. The spider assemblage (Arachnida, Aranei) in agroecosystems of the Kuban Plain: Species composition, spatial distribution, and seasonal dynamics. Entomological Review, 90: 494-510.

Uchida, S.; Drossel, B. & Brose, U. 2007 The structure of food webs with adaptive behaviour. ecological modelling, 206(3-4): 263-276.