



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**

**CENTRO DE BIOCIÊNCIAS**

**BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**REBECA ESTHER DA JUSTA XIMENES**

**EFEITO DE ESTRADAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ARANHAS DE SUB-  
BOSQUE NA MATA ATLÂNTICA NORDESTINA**

**RECIFE**

**2022**

REBECA ESTHER DA JUSTA XIMENES

EFEITO DE ESTRADAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ARANHAS DE SUB-BOSQUE  
NA MATA ATLÂNTICA NORDESTINA

Trabalho de conclusão de curso apresentado à coordenação do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título em Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. André Felipe de Araújo Lira

Coorientador: Dr. Geraldo Jorge Barbosa de Moura

RECIFE

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Justa Ximenes, Rebeca Esther da .

EFEITO DE ESTRADAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ARANHAS DE  
SUB-BOSQUE NA MATA ATLÂNTICA NORDESTINA / Rebeca Esther da  
Justa Ximenes. - Recife, 2022.

51 : il., tab.

Orientador(a): André Felipe de Araújo Lira

Cooorientador(a): Geraldo Jorge Barbosa de Moura

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de  
Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas - Bacharelado, 2022.

1. Floresta tropical . 2. Fragmentação. 3. Ecologia de estradas. 4. Aracnídeos.  
I. Araújo Lira, André Felipe de. (Orientação). II. Moura, Geraldo Jorge Barbosa  
de. (Coorientação). III. Título.

590 CDD (22.ed.)

**REBECA ESTHER DA JUSTA XIMENES**

**EFEITO DE ESTRADAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ARANHAS DE SUB-  
BOSQUE NA MATA ATLÂNTICA NORDESTINA**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à  
Coordenação do curso de Bacharelado em Ciências  
Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco,  
como requisito parcial à obtenção do título em  
Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovada em: 07/10/2022

Nota: \_\_\_\_\_

**BANCA EXAMINADORA**

---

Dr. ANDRÉ FELIPE DE ARAÚJO LIRA (Orientador)

Departamento de Biologia – UNIVERSIDADE FEDERAL CAMPINA GRANDE

---

Me. HUGO RODRIGO BARBOSA DA SILVA (1º Titular)

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

---

Dr. GILBERTO NICACIO BATISTA (2º Titular)

Departamento de Zoologia – UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

---

Dr. WENDEL JOSÉ TELES PONTES (Suplente)

Departamento de Zoologia – UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

RECIFE

2022

*"O mundo era para mim um segredo que eu desejava decifrar. Entre as mais antigas sensações de que posso me lembrar estão a curiosidade, a pesquisa dedicada para aprender as leis ocultas da natureza e uma felicidade equivalente ao júbilo quando elas se revelam a mim." (Trecho do livro "Frankenstein" de Mary Shelley, 1818)*

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Jeová Deus, que eu sei que é o único ser que nunca me abandonou e nunca vai me abandonar, mesmo que por conta do trabalho eu tenha estado “fraca” espiritualmente. Mas algo que nunca perdi e nunca perderei será a fé nele e em seu filho Jesus Cristo.

Dedico este trabalho inteiramente aos meus pais, Sarah Justa e Daniel Ximenes (*in memorian*), que foram (e são) as melhores pessoas de quem eu poderia ser filha. Obrigada por terem me dado as melhores oportunidades, a melhor educação, amor, senso de razão, os melhores gostos pra música/filme/comida etc e por fim, por terem sempre dado o suor e o sangue pra tudo o que sempre precisei. Sinto muito se em alguns momentos não sou a melhor filha, mas saibam sempre que meu amor por vocês é infinito e que sou grata por tudo isso e um pouco mais. Ao meu irmão, Vinícius Gabriel, peço desculpas por não ter sido a melhor irmã do mundo durante um bom tempo. Hoje em dia tento me redimir a cada dia sobre isso e tento melhorar, obrigada também por toda a companhia, ensinamentos e confiança. À minha avó, Suelma Justa, agradeço por me dar suporte até hoje no que lhe é possível e por sempre se fazer presente mesmo com todo aperreio. Gostaria de agradecer por fim ao meu primo Alisson Ximenes, que sempre se fez presente na minha vida e na do meu núcleo familiar, e também possui um peso enorme no meu amor ao cuidado e bem-estar animal, espero em breve seguir o mesmo caminho que você.

Gostaria de agradecer aos meus tios, Raquel Justa e Rafael Pinho, por terem me acolhido desde o início em Recife e nunca terem me deixado faltar nada. Mesmo que as vezes tenha sido difícil, tanto economicamente quanto pra lidar com minha pessoa rs. Peço perdão por todas as vezes que chateei vocês em algo, serei eternamente grata pela morada e tudo o que vivi com vocês, e com Esther (agora com Helena). Espero que Esther futuramente herde minhas melhores características e seja mais inteligente quanto a escolha da futura profissão.

À minhas amigas e melhores amigas que a UFPE deu e que pretendo levar pra vida toda, Amanda Luiza; Clara Amorim; Eduarda Brito; Gabrielly Nogueira; Rebecca Hardman; Rayane Caetano; e Sabrina Beatriz. Vocês todas são especiais de uma forma e todas me completam com particularidades lindas! Saibam que eu sempre vou estar aqui pra cada uma de vocês também. Aos meus filhos e filhas do CB, Antônio Nascimento; Antônio Rocha; Lucas Melquiades; Nara Melo e todos os outros que eu não tenho o nome completo, mas sabem que tem todo meu carinho e apoio desde o momento que eu os conheci em diante rrsrs. Aos meus

meninos dados pela UFPE também, Alysson Lins; Bruno Costa; Caio Andrey; Hugo Rodrigo; Jean Carvalho; Mychel Marques; Matheus Leonydas; e Paulo Menudo, obrigada por todo suporte em tudo o que precisei nesses semestres finais, conversas, risadas e a amizade que sei que com alguns pode durar pra sempre.

Aos meus melhores amigos de Fortaleza!! Na qual sempre pude contar de perto e de longe, mesmo falando pouco com alguns, sabemos que quando a amizade é verdadeira não são necessárias conversas diárias pra ser mantida. Vocês são meus amores de ontem, de hoje e de amanhã: Elora Dana, Tarcísio Mendes, Nayanne Gomes, Milena Mateus, Werbson Felipe, Marcel Catunda, Adriano Soares e Talita Carvalho.

Ao pessoal da minha nova casa acadêmica LEHP. Obrigada pela recepção amigável que nunca tive em um laboratório, suporte e carinho. Agradeço de coração e alma aos André's que me adotaram e me acolheram nesse mundo. A André Otávio agradeço pela antiga amizade, por ter me apresentado o 'lab' enquanto eu tava desesperada por não ter nada, pelas conversas, álcool e risadas que já foram divertidas um dia. A André Lira agradeço pela adoção repentina, por estar me fazendo crescer profissionalmente, por toda experiência que tive e ainda vou ter como bióloga. Devo tudo o que tenho hoje em dia academicamente a vocês dois!

Aos três professores mais maravilhosos que já conheci no CB, Diego Astúa; Pedro Ivo; e Thiago Napoleão; meu muito obrigada pelo carinho, profissionalismo e recepção/acolhimento em todas as oportunidades que já tive com vocês nas disciplinas.

E por fim, meu muito obrigada a banca que aceitou o convite para participar desse momento, Hugo Rodrigo e Gilberto Nicácio. Tenho certeza que tudo o que vocês falarem vai ser pro meu bem e aperfeiçoamento profissional.

*“All the underdogs in the world*

*A day may come when we lose*

*But it is not today*

*Today we fight!” (BTS – Not Today)*

## RESUMO

A construção de rodovias tem o potencial de impactar na fauna através da formação de novos ambientes de borda. Contudo, estudos mensurando o efeito das rodovias são focados nos vertebrados, deixando uma lacuna no táxon com maior diversidade do planeta, os invertebrados. Dentro do grupo dos invertebrados, a maioria dos estudos que investigam os efeitos ecológicos das estradas sobre os artrópodes se concentra apenas em espécies individualmente, enquanto que assembleias inteiras são pouco estudadas. Em vista disso, no presente estudo avaliamos o efeito da intensidade do tráfego em rodovias sobre a diversidade de aranhas de sub-bosque em um remanescente de Mata Atlântica situado no Centro de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, Pernambuco. As coletas foram feitas durante os meses de maio a julho de 2022 ao longo de duas estradas com diferentes intensidades de tráfego (uso constante e em desuso). Ambas as áreas analisadas foram separadas em quadrantes (30m de comprimento por 10m de largura) espaçados entre si por 20m, sendo seis em cada estrada e doze por mês, totalizando trinta e seis ao final de todas as coletas. Nas duas áreas, as aranhas foram coletadas a uma distância de 10m entre a borda e a estrada. Todos os arbustos com até 1.5 m de altura localizados no interior de cada quadrante foram amostrados através de guarda-chuva entomológico (30 cm x 30 cm). Os parâmetros analisados foram abundância, riqueza e funcionalidade (guildas). No total foram coletadas 1.658 aranhas, com um número maior de indivíduos ocorrendo na estrada com tráfego intenso ( $n = 931$ ) quando comparado com a estrada em desuso ( $n = 685$ ). Foram identificadas 24 famílias e 317 morfoespécies. A distribuição das espécies se deu mais na área da estrada de tráfego constante, com 65 morfoespécies de 22 famílias, e na estrada em desuso foram 44 morfoespécies de 19 famílias. As famílias Araneidae e Theriidae foram as dominantes em ambas as áreas, perfazendo 78% do total coletado. Em relação as guildas, seu  $N = 957$  para a estrada de tráfego constante e  $N = 701$  para a estrada em desuso. Foram identificadas sete ao todo, com a dominância entre os locais se destacando entre aranhas tecelãs orbiculares e espaciais, as caçadoras por emboscada também se destacaram, porém, na rodovia de tráfego constante. Os resultados mostram que, as diferentes intensidades de tráfego nas estradas do fragmento não impactaram negativamente a diversidade taxonômica entre as aranhas de sub-bosque e também não foram encontradas diferenças nas guildas das aranhas entre os dois locais.

**Palavras chave: floresta tropical; fragmentação; ecologia de estradas; aracnídeos**

## ABSTRACT

The construction of highways has the potential to impact fauna through the formation of new edge environments. However, studies measuring the effect of highways are focused on vertebrates, leaving a gap in the most diverse taxon on the planet, the invertebrates. Within the invertebrate group, most studies investigating the ecological effects of roads on arthropods focus only on individual species, while entire assemblages are poorly studied. In view of this, in the present study we evaluated the effect of road traffic intensity on the diversity of understory spiders in an Atlantic Forest remnant located at the Marechal Newton Cavalcanti Instruction Center, Pernambuco. Samples were collected from May to July 2022 along two roads with different traffic intensities (constant use and disuse). Both analyzed areas were separated into quadrants (30m long by 10m wide) spaced 20m apart, six on each road and twelve per month, totaling thirty-six at the end of all collections. In both areas, the spiders were collected at a distance of 10m between the edge and the road. All shrubs up to 1.5 m tall located within each quadrant were sampled using an entomological umbrella (30 cm x 30 cm). The parameters analyzed were abundance, richness and functionality (guilds). In total, 1,658 spiders were collected, with a greater number of individuals occurring on the road with heavy traffic ( $n = 931$ ) when compared to the road in disuse ( $n = 685$ ). 24 families and 317 morphospecies were identified. The distribution of species was more in the area of the constant traffic road, with 65 morphospecies from 22 families, and in the disused road there were 44 morphospecies from 19 families. The families Araneidae and Theriididae were dominant in both areas, making up 78% of the total collected. Regarding guilds, its  $N=957$  for the constant traffic road and  $N=701$  for the disused road. Seven were identified in all, with the dominance between the sites standing out between orbicular and space weaver spiders, the ambush hunters also stood out, however, on the constant traffic highway. The results show that the different traffic intensities on the roads of the fragment did not negatively impact the taxonomic diversity among the understory spiders and no differences were found in spider guilds between the two locations.

**Keywords: tropical forest; fragmentation; road ecology; arachnids**

## LISTA DE FIGURAS

### Referencial teórico

<b>FIGURA 1</b> - Uso e cobertura da terra no bioma Mata Atlântica, Brasil.	15
<b>FIGURA 2</b> - Demonstração do processo de fragmentação de habitat.	17
<b>FIGURA 3</b> - Distribuição de estradas estaduais e federais nos biomas brasileiros.	18
<b>FIGURA 4</b> – Subordens e infraordens de Araneae.	21
<b>FIGURA 5</b> – Guildas das aranhas tecelãs.	21
<b>FIGURA 6</b> – Guildas das aranhas caçadoras.	22

### Efeito da estrada sobre a diversidade de aranhas de sub-bosque na Mata Atlântica

<b>FIGURA 1</b> - Estrada em uso e de tráfego intenso, e estrada em desuso e sem tráfego.	35
<b>FIGURA 2</b> - Curva de acumulação das espécies para os 3 meses de coleta de aranhas em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.	38
<b>FIGURA 3</b> - Abundância das famílias de aranhas na estrada de tráfego constante e na estrada em desuso.	39
<b>FIGURA 4</b> - Riqueza das famílias de aranhas na estrada de tráfego constante e na estrada em desuso.	40
<b>FIGURA 5</b> - Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da riqueza de aranhas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação.	41
<b>FIGURA 6</b> - Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da abundância de aranhas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação.	41
<b>FIGURA 7</b> - Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da riqueza de guildas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação.	42
<b>FIGURA 8</b> - Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da abundância de guildas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação.	43

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Resumo da análise percentual de similaridade (SIMPER) na assembleia de aranhas na estrada de tráfego constante e sem tráfego em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil. 39
- Tabela 2** - Diversidade de famílias (em %) e dominância de aranhas encontradas na estrada de tráfego constante e sem tráfego na vegetação. 40
- Tabela 3** – Resumo da análise percentual de similaridade (SIMPER) nas guildas de aranhas na estrada de tráfego constante e sem tráfego na vegetação. 41
- Tabela 4** – Diversidade (em %) e dominância de guildas encontradas na estrada de tráfego constante e sem tráfego na vegetação. 42

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>13</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>14</b>
2.1. MATA ATLÂNTICA	14
2.2. FRAGMENTAÇÃO E EFEITO DE BORDA	16
2.3. ARANHAS	19
<b>3. OBJETIVOS</b>	<b>23</b>
3.1. OBJETIVO GERAL	23
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
<b>4. HIPÓTESES</b>	<b>23</b>
<b>5. REFERÊNCIAS</b>	<b>24</b>
<b>Efeito da estrada sobre a diversidade de aranhas de sub-bosque na Mata Atlântica</b>	<b>31</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>33</b>
<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>35</b>
<b>RESULTADOS</b>	<b>37</b>
<b>DISCUSSÃO</b>	<b>44</b>
<b>CONCLUSÃO</b>	<b>47</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>48</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A crescente interação humana com os ecossistemas em todo o mundo e a consequente deterioração dos ambientes naturais gera uma redução no habitat disponível para a fauna. Além disso, as perturbações antrópicas como a construção de rodovias aumentaram continuamente em todo o mundo nas últimas décadas, para satisfazer as crescentes demandas da sociedade por locomoção. Como resultado, as rodovias tornaram-se características marcantes da paisagem e possuem impacto direto na fauna através da fragmentação e formação de novos ambientes de borda. A fragmentação é uma grande ameaça à biota desses ecossistemas e, quanto mais aumentam as atividades humanas ao redor das florestas, maior é a pressão que o efeito de borda exerce nos habitats.

Estudos mensurando o efeito das rodovias focados em invertebrados como as aranhas são escassos na literatura. As aranhas são consideradas bioindicadoras ambientais, pois, apresentam sensibilidade às mudanças no ambiente que repercutem em alterações na ecológicas das suas espécies. Deste modo, no presente trabalho avaliamos a diversidade de aranhas de sub-bosque em um remanescente de Mata Atlântica nordestina em duas rodovias com diferentes intensidades de tráfego.

Sabendo que os dados ecológicos sobre este grupo de aracnídeos na floresta Atlântica nordestina são escassos, é esperado que os resultados obtidos contribuam para o conhecimento da fauna de aranhas de sub-bosque e sua relação com o ambiente sob diferentes pressões antrópicas. Podendo possivelmente fornecer subsídios para que haja implementações para conservação da biodiversidade da região.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

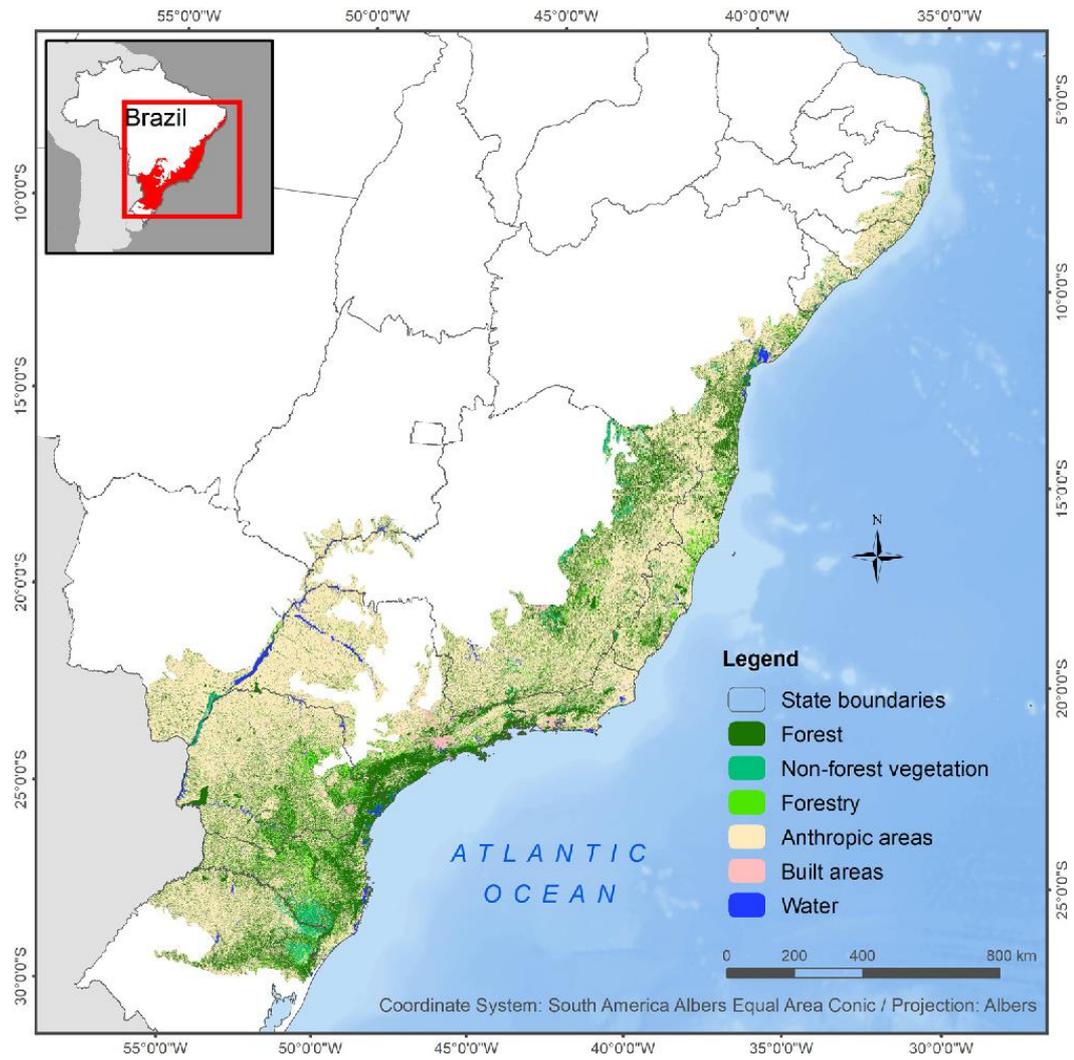
### 2.1. MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica é um bioma tropical que abrange a costa leste, nordeste, sudeste e sul do Brasil (Figura 1), e se estende ainda a outros países da América do Sul, como o Paraguai e a Argentina (Tabarelli *et al.*, 2010; Argañaraz *et al.*, 2017). Tal região já foi um enorme bloco de florestas perenes, hospedando milhares de espécies endêmicas de plantas, fungos, vertebrados e artrópodes. Porém, com a crescente perda de habitat acabou sendo considerada um dos 25 *hotspots* globais (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2011). Sua fitofisionomia é bastante diversificada, ela é composta por floresta ombrófila densa; ombrófila mista (mata de araucária); ombrófila aberta; floresta estacional semidecídua; e floresta estacional decidual (MMA, 2022). Além disso, no Nordeste ela é formada por restingas; manguezais; campos de altitude; brejos interioranos; e encaves florestais (Galindo Leal & Câmara, 2005).

A exploração da Mata Atlântica teve o seu início com a chegada dos europeus durante o século XV, onde a sua vegetação foi explorada para extração de madeira e posteriormente desmatada para agricultura, pecuária e a construção das cidades (Ranta *et al.*, 1998; Morellato & Haddad, 2000; Souza & Alves, 2014). Além do mais, a quantidade de fragmentos florestais espalhados e isolados uns dos outros teve um aumento com o passar dos anos (Magnago *et al.*, 2015), a qualidade dos habitats foi reduzida por conta da substituição da floresta primária e criaram-se vários padrões diferentes de fragmentação (Morellato & Haddad, 2000; Ribeiro *et al.*, 2009). Nos dias de hoje, os remanescentes florestais, como por exemplo os nordestinos, se apresentam como pequenos fragmentos de mata inseridos algumas vezes em matrizes de cana-de-açúcar e cercados por campos abertos (Lion *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2016; Lins-e-Silva *et al.*, 2021). Apesar desses fatores, os remanescentes florestais nativos e ecossistemas não florestais ainda compõe 28% de cobertura no país (Rezende *et al.*, 2018).

Como esperado, assim que a fragmentação foi imposta e os ambientes de borda foram criados, houveram declínios populacionais, conseqüente extinção de espécies, ameaças de extinção e colapsos nas estruturas florestais (Santos-Silva *et al.*, 2016). Embora esses fatores tenham ocorrido, a fragmentação da Mata Atlântica não foi negativa para todos os grupos animais, existem espécies que se beneficiaram disso via corredor rodoviário e mudanças no uso da terra (Filgueiras *et al.*, 2021).

**Figura 1.** Uso e cobertura da terra no bioma Mata Atlântica, Brasil.



**Fonte:** adaptado, Rezende *et al.*, 2018.

## 2.2. FRAGMENTAÇÃO E EFEITO DE BORDA

O processo de fragmentação de habitat compreende um fenômeno em que há redução do tamanho de uma área de vegetação contínua (Villard *et al.*, 1999; Young & Jarvis, 2001), pode ser causado naturalmente (por eventos de catástrofes naturais) ou por ações antrópicas. Nesse processo são criados os remanescentes, que são trechos de mata reduzidos e isolados cercados por uma matriz completamente diferente da original (Fahrig, 2003; González *et al.*, 2015) (Figura 2). A perda de habitat causada pela fragmentação ameaça seriamente a estabilidade e a persistência das populações nativas, pois, o tamanho e o isolamento dos habitats remanescentes aumentam a probabilidade de extinção por meio da estocasticidade demográfica, ambiental ou genética (Wolff *et al.*, 1997; Villard *et al.*, 1999).

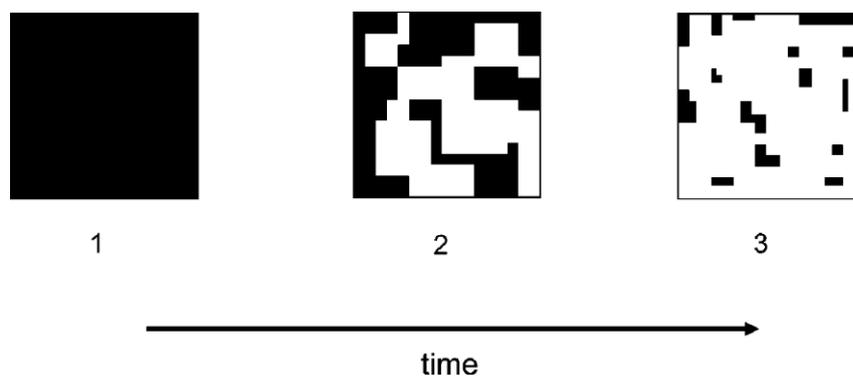
Um resultado estrutural da fragmentação é a criação de novos ambientes de borda. O efeito de borda ocorre quando as condições bióticas e abióticas mudam ao longo da interface de dois ou mais habitats, afetando a distribuição das espécies, com consequências para a biodiversidade e a funcionalidade do ecossistema (Laurance *et al.*, 2007; Lacasella *et al.*, 2015). Ademais, como a vegetação nas margens torna-se mais exposta aos efeitos climáticos externos, são criadas diferenças nos microambientes situados entre o núcleo e a borda da floresta (Ewers & Banks-Leite, 2013). Após a análise das diferenças da borda para o interior de uma floresta foram constatados gradientes de diversidade escorpiônica, por exemplo, e relacionados com o efeito de borda (Dionísio-da-Silva *et al.*, 2018; Lira *et al.*, 2021).

Com o passar do tempo, características de alterações antrópicas que levaram à alta fragmentação e ao efeito de borda foram se expandindo cada vez mais de acordo com a demanda das necessidades humanas (Alberti, 2005; Knapp *et al.*, 2013). Um exemplo claro a ser visualizado nas paisagens são as estradas (Figura 3), elas podem alterar o micro-habitat por onde cortam, levando a uma maior deterioração do habitat ao longo da borda e impactando amplamente o ambiente de várias outras formas (Pryke & Samways, 2012). Como resultado, as mesmas foram reconhecidas como uma grande ameaça à biodiversidade global e receberam a atenção de ecologistas e conservacionistas, sendo estabelecido um campo científico especializado denominado “ecologia de estradas” (Ellenberg *et al.*, 1981; Coffin, 2007; Knapp *et al.*, 2013; Laurance *et al.*, 2007). Em adição, o impacto das estradas sobre a biota é muito maior do que simplesmente uma fonte de mortalidade direta, visto que as estradas apresentam o potencial de modificar a ecologia comportamental e populacional dos organismos (Forman & Deblinger, 2000). Nessa perspectiva, Freitas *et al.*, (2012) citam que os impactos das estradas podem ser detectados nas florestas em diferentes distâncias. E segundo um estudo mais recente

feito por Lira *et al.*, (2021), a maioria dos efeitos de borda podem ser notados em até mais de 1 km.

Muito se discute sobre as consequências ecológicas das estradas sobre os vertebrados (Da Rosa & Bager, 2013; Bueno *et al.*, 2015; Muñoz *et al.*, 2015; Pinto *et al.*, 2020), o que tem levado ao relativo abandono do conhecimento sobre essas consequências nos invertebrados. Até o momento, estudos sobre o impacto das estradas nos invertebrados têm se concentrado principalmente em três ordens dentro do filo Arthropoda, são elas: Odonata (Soluk *et al.*, 2011; Da Silva *et al.*, 2013), Lepidoptera (McKenna *et al.*, 2001; Saarinen *et al.*, 2005) e Coleoptera (Koivula & Vermeulen, 2005; Carpio *et al.*, 2009; Melis *et al.*, 2010). Também, a maioria dos estudos que investigam os efeitos ecológicos das estradas sobre artrópodes se concentrou em espécies individualmente, enquanto os efeitos sobre assembleias inteiras foram pouco estudados (Coffin, 2007; Knapp *et al.*, 2013). Além disso, os estudos sobre os efeitos ecológicos das estradas são geralmente realizados em um único tipo de habitat, essa abordagem, no entanto, impede a comparação e generalização dos efeitos sobre as assembleias como um todo (Knapp *et al.*, 2013).

**Figura 2.** Demonstração do processo de fragmentação de habitat. As áreas pretas representam manchas menores da extensão total do habitat e as áreas brancas representam a matriz.



**Fonte:** adaptado, Fahrig 2003.

**Figura 3.** Distribuição de estradas estaduais e federais nos biomas brasileiros: Floresta Amazônica, Caatinga, Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Pampa.



**Fonte:** adaptado, G. Fernandes *et al.*, 2018.

### 2.3. CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS ARANHAS

As aranhas estão distribuídas por todo o mundo e conquistaram todos os ambientes ecológicos, com exceção do mar aberto (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015). A maioria das aranhas são pequenas (com o comprimento do corpo variando em milímetros), mas, algumas podem atingir um comprimento corporal de até 30 cm (Brusca *et al.*, 2018). A grande maioria das aranhas são predadoras, porém, existem relatos de algumas que usam recursos vegetais como alimento (Nyffeler *et al.*, 1994 e 2016); elas podem ser especialistas, como construtoras de armadilhas ou popularmente “aranhas de teia”, ou como caçadoras ativas de suas presas, que são as aranhas terrestres ou errantes (Gonzaga *et al.*, 2007). Os invertebrados constituem a principal fonte de alimento para as aranhas, com exceção da família Theriididae, que possui a capacidade de predar vertebrados de pequeno porte (Ruppert & Barnes, 2005; Peres *et al.*, 2007).

A ordem das aranhas, Araneae, é dividida em duas subordens: Mesothelae e Opisthothelae; duas infraordens: Mygalomorphae e Araneomorphae (Figura 4); e pertencente ao subfilo dos Cheliceriformes. As aranhas migalomorfas possuem quelíceras que se articulam de modo a permitir-lhes movimentar em paralelo ao eixo do corpo (ortognatos) e têm suas fiandeiras reduzidas, enquanto as araneomorfas correspondem aos labidognatos, que possuem quelíceras opostas entre si e se movimentam em ângulos retos ao eixo do corpo (Brusca *et al.*, 2018). As Mesothelae representam as aranhas filogeneticamente mais antigas por ainda apresentarem caracteres considerados plesiomórficos, como por exemplo, um abdômen segmentado com tergitos distintos na sua face dorsal e fiandeiras situadas mais anteriormente no 10° e 11° segmentos (Haupt, 2005).

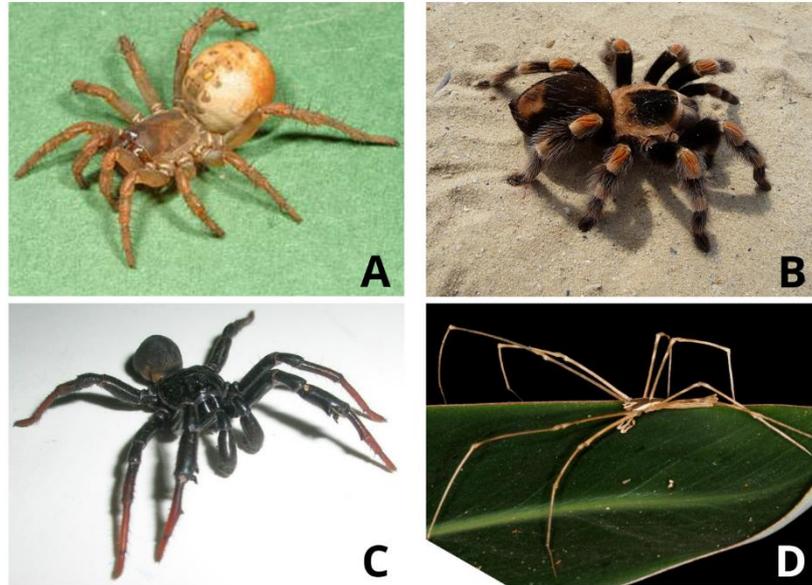
Dentre os fatores que mais influenciam o grupo estão as condições abióticas, ex. temperatura; umidade; vento; e intensidade da luz (Černecká *et al.*, 2017; Pitilin *et al.*, 2019) e os fatores bióticos, ex. tipo e estrutura da vegetação; oferta de presas; e competição (Hatley & Macmahon, 1980; Nogueira & Pinto-da-Rocha, 2016). Algumas espécies podem tolerar uma certa flutuação nos fatores ambientais e serem mais resistentes, em contraste, as mais sensíveis são menos flexíveis às mudanças de condições. Cada um dos três extratos (zona de solo, plantas arbustivas e copas de árvores) da vegetação de uma floresta tem seu microclima característico, nichos diferenciados e diferentes presas, demonstrando que a distribuição e a densidade populacional de aranhas em seu habitat não são acidentais, mas são resultados de toda uma gama de fatores graduados dentro de um determinado biótopo, e por isso encontramos uma

correspondência de diferentes espécies de aranhas para cada nível de estratificação (Foelix, 2011; Rodrigues *et al.*, 2012; Manenti *et al.*, 2015).

Mesmo dentro de um mesmo extrato, as condições microclimáticas podem variar, podendo causar uma separação ecológica de diferentes espécies e fazendo com que as vezes, uma variedade delas convivam em um determinado micro-habitat e o mesmo também pode ser usado em diferentes horas do dia por diferentes espécies (Foelix, 2011). Não somente espécies diferentes, mas até mesmo gêneros e famílias diferentes podem competir pelo mesmo habitat (Wise & Barata, 1983). Diante do exposto, a definição de guilda deve vir ao contexto: por utilizar de maneira similar uma mesma classe de recursos ambientais e de acordo com seu papel ecológico, um grupo de animais pode ser atribuído a uma “guilda ecológica” (Simberloff & Dayan, 1991), como por exemplo, nas estratégias de captura para obtenção de alimento; comportamento reprodutivo; e nas formas de se abrigarem (Post & Riechert, 1977; Uetz *et al.*, 1999). Entre as aranhas, pode-se considerar as tecedoras de teias de detecção; tecedoras de teias lençol; tecedoras de teias espaciais; tecedoras de teias orbitais (Figura 5); as especialistas; as caçadoras de emboscada; caçadoras de solo (ou errantes) e outras caçadoras (Cardoso *et al.*, 2011) (Figura 6).

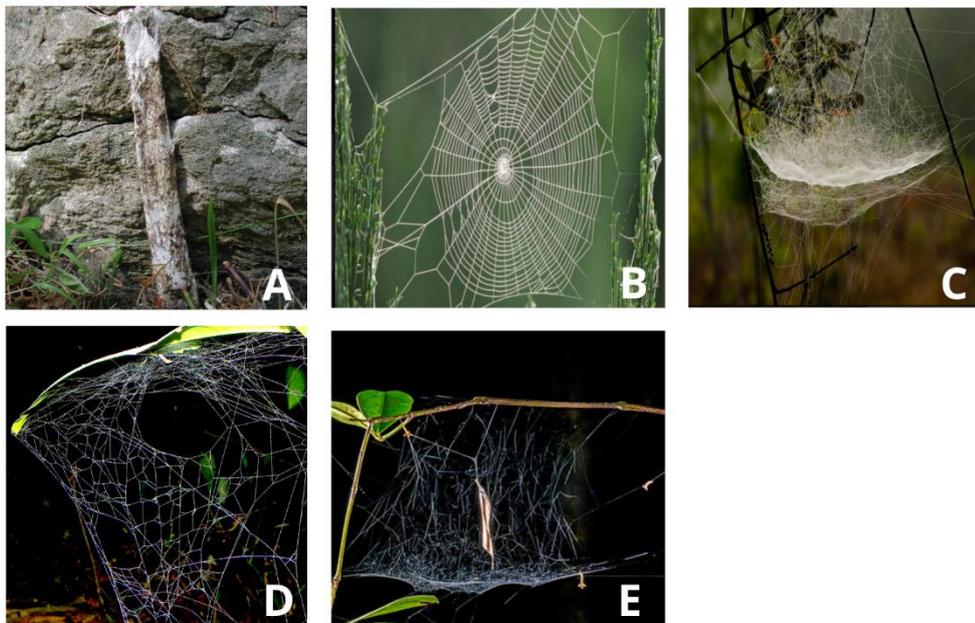
É esperado que a rápida taxa de conversão de florestas tropicais leve a uma extinção massiva da biodiversidade nesses locais, por isso, são importantes pesquisas para se determinar a contribuição potencial das florestas tropicais que estão em regeneração para a conservação da biodiversidade (Lo-Man-Hung *et al.*, 2008). Apesar dessa escassez de levantamentos de dados, estes organismos são sugeridos como objetos de estudo promissores. Tanto para avaliar efeitos ambientais sobre a organização de suas comunidades quanto para avaliar a diversidade de suas espécies. Pois, muitas delas se adaptaram com sucesso às áreas urbanas (Dias *et al.*, 2006; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2015), já que alguns aspectos de sua biologia lhes conferem vantagem na transição de habitats naturais para ambientes urbanos (Desales-Lara *et al.*, 2013) e também porque há facilidade de coleta dos seus espécimes (Silva Filho, 2012).

**Figura 4.** Subordens: Mesothelae (a), ex. da espécie *Ryuthela secundaria*; e Opisthothelae (b), ex. da espécie *Brachypelma auratum*. Infraordens: Mygalomorphae (c), ex. da espécie *Idiops constructor*; e Araneomorphae (d), ex. da espécie *Deinopis cylindrica*.



Fonte: BioDiversity4All.

**Figura 5.** Guildas das aranhas tecelãs de acordo com a classificação de Cardoso *et al.* (2011): teias de detecção (a), teia de orbe (b), teia lençol (c), especialista (d) e teia espacial (e).



Fontes: Google Imagens (a-c), Alexandre Michelotto (d) e Nick Bay (e).

**Figura 6.** Guildas das aranhas não tecelãs de acordo com a classificação de Cardoso *et al.* (2011): caçadora de emboscada (a), ex. da espécie *Misumena vatia*; caçadora de solo ou errante (b), ex. da espécie *Lycosa erythrognatha*; e outro tipo de caçadora (c), ex. da espécie *Senouolus prolatus*.



**Fonte:** BioDiversity4All.

### **3. OBJETIVOS**

3.1. OBJETIVO GERAL: analisar a resposta da assembleia de aranhas de sub-bosque em bordas direcionadas a estradas com diferentes intensidades de tráfego.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- 1) Investigar a influência da intensidade de tráfego sobre a diversidade taxonômica de aranhas de sub-bosque em um fragmento de Mata Atlântica;
- 2) Verificar os efeitos da intensidade de tráfego sobre as guildas de aranhas de sub-bosque em um fragmento de Mata Atlântica.

### **4. HIPÓTESES**

- 1) Existe uma redução na riqueza e abundância das aranhas de sub-bosque em áreas direcionadas para estradas com maior tráfego;
- 2) Há um número menor de guildas de aranhas de sub-bosque na estrada de tráfego intenso do que na estrada de tráfego reduzido.

## 5. REFERÊNCIAS

- ALBERTI, M. (2005). **The effects of urban patterns on ecosystem function**. *International regional science review*, 28(2), 168-192.
- ARGAÑARAZ, C. I.; RUBIO, G. D.; GLEISER, R. M. (2017). **Jumping spider (Araneae: Salticidae) diversity in the understory of the Argentinian Atlantic Forest**. *Caldasia*, 39(1), 157-168.
- BUENO, C.; SOUSA, C. O. M.; FREITAS, S. R. (2015). **Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates?**. *Brazilian Journal of Biology*, 75, 228-238.
- BRUSCA, R.; MOORE, W.; SHUSTER, S. (2018). **Invertebrados**. 3a edição. Editora Guanabara.
- COFFIN, A. W. (2007). **From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads**. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406.
- CARPIO, C.; DONOSO, D. A.; RAMOÑ, G.; DANGLES, O. (2009) **Short term response of dung beetle communities to disturbance by road construction in the Ecuadorian Amazon**. *Ann Soc Entomol Fr* 45:455–469.
- CARDOSO, P.; PEKÁR, S.; JOCQUÉ, R.; CODDINGTON, J. A. (2011) **Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders**. *PLOS ONE* 6(6): e21710.
- ČERNECKÁ, L.; MICHALKO, R.; KRISTÍN, A. (2017). **Abiotic factors and biotic interactions jointly drive spider assemblages in nest-boxes in mixed forests**. *The Journal of Arachnology*, 45(2), 213-222.
- DIAS, S. C.; BRESCOVIT, A. D.; COUTO, E. C.; MARTINS, C. F. (2006). **Species richness and seasonality of spiders (Arachnida, Araneae) in an urban Atlantic Forest fragment in Northeastern Brazil**. *Urban Ecosystems*, 9(4), 323-335.
- DA ROSA, C. A.; BAGER, A. (2013). **Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates**. *Oecologia Australis*, 17(1), 6-19.
- DESALES-LARA, M. A.; FRANCKE, O. F.; SÁNCHEZ-NAVA, P. (2013). **Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en hábitats antropogénicos**. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 291-305.
- DA SILVA MONTEIRO JÚNIOR, C.; COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; JUEN, L. (2013). **Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil**. *International Journal of Odonatology*, 16(2), 135-144.
- DE SOUZA, J. B.; ALVES, R. R. N. (2014). **Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil**. *Tropical Conservation Science*, 7(1), 145-160.

- DO AMARAL NOGUEIRA, A.; PINTO-DA-ROCHA, R. (2016). **The effects of habitat size and quality on the orb-weaving spider guild (Arachnida: Araneae) in an Atlantic Forest fragmented landscape.** *The Journal of Arachnology*, 44(1), 36-45.
- DE OLIVEIRA, C. N.; DA SILVA MUNIZ, S. L.; DE MOURA, G. J. B. (2016). **Reptiles of an urban Atlantic Rainforest fragment in the state of Pernambuco, northeastern Brazil.** *Herpetology Notes*, 9, 175-183.
- DIONÍSIO-DA-SILVA, W.; DE ARAÚJO LIRA, A. F.; DE ALBUQUERQUE, C. M. R. (2018). **Distinct edge effects and reproductive periods of sympatric litter-dwelling scorpions (Arachnida: Scorpiones) in a Brazilian Atlantic forest.** *Zoology*, 129, 17-24.
- DE BRITO PITILIN, R.; PRADO-JUNIOR, J.; BRESCOVIT, A. D.; BUSCHINI, M. L. T. (2019). **Climatic conditions drive the abundance and diversity of spiders community in an Atlantic Forest fragment.** *Oecologia Australis*, 23(1).
- ELLENBERG, H.; MÜLLER, K.; STOTTELE, T. (1981). **Straßen-Ökologie. Ökologie und Straße.** 3. Ausgabe. Bonn (Broschürenreihe der Deutschen Straßenliga).
- EWERS, R. M.; BANKS-LEITE, C. (2013). **Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests.** *PLOS one*, 8(3), e58093.
- FORMAN, R. T.; DEBLINGER, R. D. (2000). **The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway.** *Conservation biology*, 14(1), 36-46.
- FAHRIG, L. (2003). **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.
- FOELIX, R. (2011) **Biology of Spiders.** Oxford University Press; Oxford, 432 pp.
- FREITAS, S. R.; ALEXANDRINO, M. M.; PARDINI, R.; METZGER, J. P. (2012). **A model of road effect using line integrals and a test of the performance of two new road indices using the distribution of small mammals in an Atlantic Forest landscape.** *Ecological Modelling*, 247, 64-70.
- FERNANDES, G. W.; BANHOS, A.; BARBOSA, N. P. U.; BARBOSA, M.; BERGALLO, H. G.; LOUREIRO, C. G.; VALE, M. M. (2018). **Restoring Brazil's road margins could help the country offset its CO2 emissions and comply with the Bonn and Paris Agreements.** *Perspectives in ecology and conservation*, 16(2), 105-112.
- FILGUEIRAS, B. K.; PERES, C. A.; MELO, F. P.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (2021). **Winner–loser species replacements in human-modified landscapes.** *Trends in Ecology & Evolution*, 36(6), 545-555.
- GONZAGA, M. O.; SANTOS, A. J.; JAPYASSÚ, H. F. (2007). **Ecologia e comportamento de aranhas** (pp. 185-208). Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- GONZÁLEZ, E.; SALVO, A.; VALLADARES, G. (2015). **Arthropods on plants in a fragmented Neotropical dry forest: a functional analysis of area loss and edge effects.** *Insect Science*, 22(1), 129-138.

- GALINDO-LEAL, C.; GUSMÃO CÂMARA, I. (2005). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Fundação SOS Mata Atlântica.
- HATLEY, C. L.; MACMAHON, J. A. (1980). **Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture**. *Environmental entomology*, 9(5), 632-639.
- HAUPT, J. (2005). **Taxonomy of spiders**. *Toxin Reviews*, 24(3-4), 249-256.
- IBISCH, P. L.; HOFFMANN, M. T.; KREFT, S.; PE'ER, G.; KATI, V.; BIBER-FREUDENBERGER, L.; SELVA, N. (2016). **A global map of roadless areas and their conservation status**. *Science*, 354(6318), 1423-1427.
- KOIVULA, M. J.; VERMEULEN, H. J. (2005). **Highways and forest fragmentation—effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae)**. *Landscape Ecology*, 20(8), 911-926.
- KNAPP, M.; SASKA, P.; KNAPPOVÁ, J.; VONICKA, P.; MORAVEC, P.; KURKA, A.; ANDEL, P. (2013). **The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: implications for biodiversity conservation**. *Biological Conservation*, 164, 22-29.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; RIBEIRO, J. E. (2007). **Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis**. *PLoS one*, 2(10), e1017.
- LO-MAN-HUNG, N. F.; GARDNER, T. A.; RIBEIRO-JÚNIOR, M. A.; BARLOW, J.; BONALDO, A. B. (2008). **The value of primary, secondary, and plantation forests for Neotropical epigeic arachnids**. *The Journal of Arachnology*, 36(2), 394-401.
- LACASELLA, F.; GRATTON, C.; DE FELICI, S.; ISAIA, M.; ZAPPAROLI, M.; MARTA, S.; SBORDONI, V. (2015). **Asymmetrical responses of forest and “beyond edge” arthropod communities across a forest–grassland ecotone**. *Biodiversity and Conservation*, 24(3), 447-465.
- LION, M. B.; GARDA, A. A.; SANTANA, D. J.; FONSECA, C. R. (2016). **The conservation value of small fragments for Atlantic Forest reptiles**. *Biotropica*, 48(2), 265-275.
- LIRA, A. F. D. A.; DE OLIVEIRA, R. F.; DIONISIO-DA-SILVA, W.; DE MOURA, G. J. B. (2021). **Influence of the edge-core gradient on the scorpion assemblage (Arachnida, Scorpiones) in a Brazilian Atlantic Forest**. *International Journal of Tropical Insect Science*, 41(1), 447-454.
- LINS-E-SILVA, A. C. B.; FERREIRA, P. S. M.; RODAL, M. J. N. (2021). **The north-eastern Atlantic Forest: biogeographical, historical, and current aspects in the sugarcane zone**. In *The Atlantic Forest* (pp. 45-61).
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. (2000). **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. (2000). **Introduction: The Brazilian Atlantic Forest**. *Biotropica*, 32(4b), 786-792.

- MCKENNA, D.; MCKENNA, K.; MALCOM, S. B.; BERENBAUM, M. R. (2001). **Mortality of lepidoptera along roadways in Central Illinois.** *J Lepid Soc* 55:63–68.
- MELIS, C.; BJERK, C.; HYLLYANG, M.; GOBBI, M.; STOKKE, B. G.; ROSKIFT, E. (2010) **The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in central Sweden.** *J Insect Conserv* 14:159–168.
- MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. (2011). **Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots.** In *Biodiversity hotspots* (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg.
- MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A. (2015). **Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic Forest fragments.** *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2305-2318.
- MANENTI, R.; LUNGI, E.; FICETOLA, G. F. (2015). **The distribution of cave twilight-zone spiders depends on microclimatic features and trophic supply.** *Invertebrate Biology*, 134(3), 242-251.
- MUÑOZ, P. T.; TORRES, F. P.; MEGIAS, A. G. (2015). **Effects of roads on insects: a review.** *Biodiversity and Conservation*, 24(3), 659-682.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Site oficial do ministério do Meio Ambiente.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso: Set. 2022.
- NYFFELER, M.; STERLING, W. L.; DEAN, D. A. (1994). **Insectivorous activities of spiders in United States field crops.** *Journal of Applied Entomology*, 118(1-5), 113-128.
- NYFFELER, M.; OLSON, E. J.; SYMONDSON, W. O. (2016). **Plant-eating by spiders.** *Journal of Arachnology*, 15-27.
- POST, W. M.; RIECHERT, S. E. (1977). **Initial investigation into the structure of spider communities.** *The Journal of Animal Ecology*, 729-749.
- PERES, M. C. L.; CARDOSO DA SILVA, J. M.; BRESCOVIT, A. D. (2007). **The influence of treefall gaps on the distribution of web-building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, northeastern Brazil.** *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 42(1), 49-60.
- PRYKE, J. S.; SAMWAYS, M. J. (2012). **Ecological networks act as extensions of protected areas for arthropod biodiversity conservation.** *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 591-600.
- PINTO, F. A.; CLEVINGER, A. P.; GRILO, C. (2020). **Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America.** *Environmental Impact Assessment Review*, 81, 106337.
- RANTA, P.; BLOM, T. O. M.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. (1998). **The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments.** *Biodiversity & Conservation*, 7(3), 385-403.

- RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. (2005). **Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva**. In *Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva* (pp. 1045-1045).
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. (2009). **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.
- RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA JUNIOR, M. S. (2012). **Spider guilds in the tree-shrub strata of riparian forests in southern Brazil**. *The Journal of Arachnology*, 40(1), 39-47.
- RODRÍGUEZ- RODRÍGUEZ, S. E.; SOLÍS-CATALÁN, K. P.; VALDEZ-MONDRAGÓN, A. (2015). **Diversity and seasonal abundance of anthropogenic spiders (Arachnida: Araneae) in different urban zones of the city of Chilpancingo, Guerrero, Mexico**. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(4), 962-971.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; MITTERMEIER, R. A. (2018). **From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest**. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), 208-214.
- SIMBERLOFF, D.; DAYAN, T. (1991). **The guild concept and the structure of ecological communities**. *Annual review of ecology and systematics*, 115-143.
- SAARINEN, K.; VALTONEN, A.; JANTUNEN, J.; SAARNIO, S. (2005). **Butterflies and diurnal moths along road verges: does road type affect diversity and abundance?** *Biological Conservation*, 123(3), 403-412.
- SOLUK, A.; ZERCHER, D. S.; WORTHINGTON A. M. (2011). **Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas**. *Biol Conserv* 144:1638–1643.
- SILVA FILHO, A. A. C. (2012). **Diversidade de Araneae e Scorpiones de um fragmento de Mata Atlântica de Pernambuco em diferentes estágios sucessionais**. (Master's thesis, Universidade Federal de Pernambuco).
- SANTO-SILVA, E. E.; ALMEIDA, W. R.; TABARELLI, M.; PERES, C. A. (2016). **Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic Forest landscape**. *Plant ecology*, 217(9), 1129-1140.
- TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. (2010). **Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes**. *Biological Conservation*, 143(10), 2328-2340.
- UETZ, G. W.; HALAJ, J.; CADY, A. B. (1999). **Guild structure of spiders in major crops**. *Journal of Arachnology*, 270-280.

VILLARD, M. A.; TRZCINSKI, M. K.; MERRIAM, G. (1999). **Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy.** *Conservation biology*, 13(4), 774-783.

WISE, D. H.; BARATA, J. L. (1983). **Prey of two syntopic spiders with different web structures.** *Journal of Arachnology*, 271-281.

WOLFF, J. O.; SCHAUBER, E. M.; EDGE, W. D. (1997). **Effects of Habitat Loss and Fragmentation on the Behavior and Demography of Gray-Tailed Voles: Efectos de la Pérdida y Fragmentación de Hábitat Sobre el Comportamiento y la Demografía de Ratones de Campo de Cola Gris.** *Conservation Biology*, 11(4), 945-956.

YOUNG, C. H.; JARVIS, P. J. (2001). **Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK.** *Landscape Ecology*, 16(7), 643-658.

OS RESULTADOS DO PRESENTE TRABALHO SERÃO APRESENTADOS NO  
FORMATO DE MANUSCRITO FORMATADO PARA PUBLICAÇÃO NO PERIODICO  
CIENTIFICO *Studies on Neotropical Fauna and Environments*

**EFEITO DE ESTRADAS SOBRE A DIVERSIDADE DE ARANHAS DE  
SUB-BOSQUE NA MATA ATLÂNTICA NORDESTINA**

**Rebeca E. J. Ximenes<sup>1\*</sup>, Geraldo J. B. Moura<sup>2</sup>, André F. A. Lira<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, 1235 -  
Cidade Universitária, Recife - PE, 50670-901

<sup>2</sup>Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manuel de  
Medeiros, s/n - Dois Irmãos, Recife - PE, 52171-900

<sup>3</sup>Centro de Educação e Saúde, Universidade Federal de Campina Grande, Rua Aprígio Veloso,  
882 – Universitário, Campina Grande – PB, 58429-900

\*Autor(a) para correspondência: [rebecajximenes@gmail.com](mailto:rebecajximenes@gmail.com)

## RESUMO

A construção de estradas está entre as maiores ameaças à biodiversidade, alterando a estrutura das comunidades. Deste modo, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a diversidade de aranhas de sub-bosque em bordas voltadas para estradas com tráfego intenso e em desuso em um fragmento de Mata Atlântica. A amostragem das aranhas foi realizada durante a estação chuvosa (maio a julho) de 2022 e ocorreu por meio de guarda-chuva entomológico. No total, foram coletadas 1.658 aranhas, pertencentes a 24 famílias e 317 morfoespécies. A maior abundância de indivíduos foi registrada para a área da estrada com tráfego intenso (n= 931), quando comparado com a estrada em desuso (n= 685). A dominância das famílias em ambas as rodovias se deu principalmente por representantes de Theridiidae (683) e Araneidae (334). Com destaque extra para Thomisidae (182) pela sua elevada abundância na estrada de uso constante. A dominância de guildas entre as rodovias variou somente entre aranhas tecelãs orbiculares (17,11% desuso e 29,46% uso constante), tecelãs espaciais (65,90% desuso e 27,37% uso constante) e não tecelãs, que no caso foram as caçadoras por emboscada (15,88% uso constante e 5,27% desuso). Contudo, os resultados obtidos nos mostraram que a intensidade de tráfego nas duas estradas não influenciou sobre a diversidade taxonômica de aranhas de sub-bosque do remanescente analisado, e por consequência não influenciou sobre a diversidade das guildas das aranhas de sub-bosque. Esse estudo mostrou que mesmo os remanescentes de Mata Atlântica semidecídua estando sob forte pressão antrópica, eles ainda podem manter uma comunidade de aranhas complexa e bem estruturada, com níveis equilibrados de diversidade.

**Palavras chave: floresta tropical; fragmentação; ecologia de estradas; aracnídeos**

## INTRODUÇÃO

As cidades estão expandindo-se gradativamente em todo o mundo, e com isso, influenciando nas transformações das paisagens naturais (Alberti, 2005). Com o consequente desenvolvimento econômico e político da sociedade, até mesmo para as conexões interpessoais humanas, houve uma necessidade de locomoção maior ao longo dos séculos (Franklin & Forman, 1987). Isso fez com que os sistemas de transporte se tornassem um importante componente de tais modificações ambientais, interagindo diretamente com a paisagem que os circunda (Coffin, 2007). Assim sendo, a supressão da vegetação natural para construção de rodovias tem impactado diretamente a biota terrestre através da formação de novos ambientes de borda (Neher *et al.*, 2017; Poor *et al.*, 2019).

Como visto, a criação de novos ambientes de borda é responsável por conduzir mudanças na fisiologia das plantas, na estrutura da vegetação e na composição das espécies florestais, que por sua vez podem afetar a fauna associada, seja diretamente ou indiretamente (Rodrigues *et al.*, 2014; Poessel *et al.*, 2014). Com as mudanças no uso da terra cada vez maiores devido a modernização, o vínculo entre as rodovias e a biodiversidade passou a agregar variáveis de aspectos ambientais, socioculturais e econômicos que interagem entre si e retratam a história do desenvolvimento de uma região (Castro, 2009; Lôbo *et al.*, 2011; Da Silva *et al.*, 2019). A exemplo disso, temos atualmente a extensa malha rodoviária implantada na Mata Atlântica brasileira, que foi uma das principais causas da devastação nesse bioma (Damásio *et al.*, 2021). Porém, esse efeito negativo das rodovias sobre os animais tem sido estudado mais intensamente com grupos de vertebrados (Rosa & Bager 2013; Bueno *et al.*, 2015; Pinto *et al.*, 2020), deixando assim amplo espaço para desenvolvimento de estudos com artrópodes (Muñoz *et al.*, 2015; Baxter-Gilbert *et al.*, 2015; Martin *et al.*, 2018).

No geral, artrópodes são comumente usados por pesquisadores como bioindicadores da qualidade ambiental para estimar os efeitos antrópicos sobre as florestas tropicais (Benítez-Malvido *et al.*, 2016; Spiller *et al.*, 2018). Isso ocorre em virtude de eles serem parte de uma excessiva parcela da biodiversidade mundial, possuírem alta sensibilidade e também fácil coleta para amostragem dos seus espécimes (Silva Filho, 2012; Menta & Remelli, 2020). Como exemplo para isso temos as aranhas, abrangendo uma porcentagem significativa da diversidade de artrópodes terrestres, com 50.362 espécies agrupadas em 4.280 gêneros e 132 famílias (World Spider Catalog, 2022). As aranhas são bioindicadoras da qualidade ambiental, pois, a

abundância e a riqueza das suas assembleias respondem às alterações na complexidade estrutural do ambiente (Baldissera *et al.*, 2020). Como a diversidade de espécies desses animais pode variar em resposta a fatores bióticos e abióticos, é esperado que distúrbios antropogênicos que ocorram nos habitats como a fragmentação e o efeito de borda, em consequência da abertura de rodovias e da intensidade do tráfego, os afete (Pinkus-Rendón *et al.*, 2006; Argañaraz *et al.*, 2017; Martin *et al.*, 2019).

Nessa perspectiva, considerando que aranhas se mostram promissores modelos para estudos ecológicos agindo como bioindicadores da qualidade ambiental (Baldissera & Silva, 2010), pretendemos no presente estudo avaliar o efeito da intensidade do tráfego nas rodovias sobre a diversidade de aranhas de sub-bosque em um remanescente de Mata Atlântica nordestina. Portanto, nós testamos as hipóteses: 1) existe uma redução na riqueza e abundância das aranhas de sub-bosque em áreas direcionadas para estradas com maior tráfego; 2) há um número menor de guildas de aranhas de sub-bosque na estrada de tráfego intenso do que na estrada de tráfego reduzido.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado em um remanescente de Mata Atlântica de 6.280 hectares inserido no Centro de Instrução Marechal Newton Cavalcanti (07°49'53" S, 35°06'13" O), no município de Araçoiaba, Pernambuco, Brasil. A vegetação da área é classificada como estacional semidecídua (Lira *et al.*, 2018). Com pluviometria média anual de 1634.2 mm com temperatura média anual de 25°C (Oliveira, 2016; Medeiros *et al.*, 2022).

### *Amostragem das aranhas*

As coletas foram realizadas durante os meses da estação chuvosa (maio a julho) de 2022, no período das 8-15:30h, ao longo de duas estradas com diferentes intensidades de tráfego (uso constante e em desuso) (Figura 1). As amostragens foram realizadas nesta estação devido ao aumento da atividade de forrageio das aranhas de sub-bosque (Petcharad *et al.*, 2016; Prado & Baptista, 2021). Nas duas áreas, as aranhas foram coletadas a uma distância de 10m entre a borda da vegetação e a estrada, em seis transectos (30m de comprimento por 10m de largura) – sendo doze em cada mês, ao todo totalizando trinta e seis - espaçados entre si por 20m. Todos os arbustos localizados no interior de cada transecto foram amostrados através de guarda-chuva entomológico (30 cm x 30 cm) por duas duplas de coletores. As aranhas coletadas foram enviadas para a Universidade de São Paulo para identificação e os espécimes *voucher* foram depositados na coleção aracnológica do Instituto Butantan, São Paulo, Brasil.

**Figura 1.** Estrada em uso e de tráfego intenso (a) e estrada em desuso e sem tráfego (b).



**Fonte:** Rebeca Ximenes.

### *Análise de dados*

Primeiramente a cobertura da amostragem foi determinada usando a curva do coletor, do qual considerou o número de espécies amostragens *versus* o número de indivíduos coletados no decorrer dos três meses de coleta. A curva de acumulação de espécies foi feita através de 999 randomizações realizadas no site iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. A comparação entre a riqueza de espécies e abundância de indivíduos de aranhas entre as estradas com diferentes tráfegos foi realizada através de um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) através de 1.000 randomizações baseadas numa matriz de similaridade de Bray-Curtis. A significância estatística do NMDS foi feita através de Análises de Similaridade (ANOSIM). A contribuição de cada família (%) entre as estradas com diferentes tráfegos foi realizada através de Análises de Similaridade de Porcentagem (SIMPER) baseadas em matrizes de similaridade de Bray-Curtis com 1.000 randomizações. Todas as análises foram feitas com auxílio do software PAST 3.18 (Hammer *et al.*, 2001). Nós também calculamos a dominância de cada família para cada estrada do seguinte modo:  $D\% = (i/t) \times 100$ , onde  $i$  é a abundância da espécie  $A$  e  $t$  é a abundância total. Desta forma, as espécies de aranhas foram classificadas como eudominantes ( $D > 10\%$ ), dominantes ( $5\% < D \leq 10\%$ ), subdominantes ( $2\% < D \leq 5\%$ ), recessivas ( $1\% < D \leq 2\%$ ) ou raras ( $D < 1\%$ ) (Palissa *et al.*, 1979). Por fim, para avaliar a diversidade funcional das aranhas de sub-bosque, usamos a classificação de guildas proposta por Cardoso *et al.* (2011). As análises referentes a riqueza e abundância de guildas entre os diferentes ambientes foram realizadas do mesmo modo como descrito acima.

## RESULTADOS

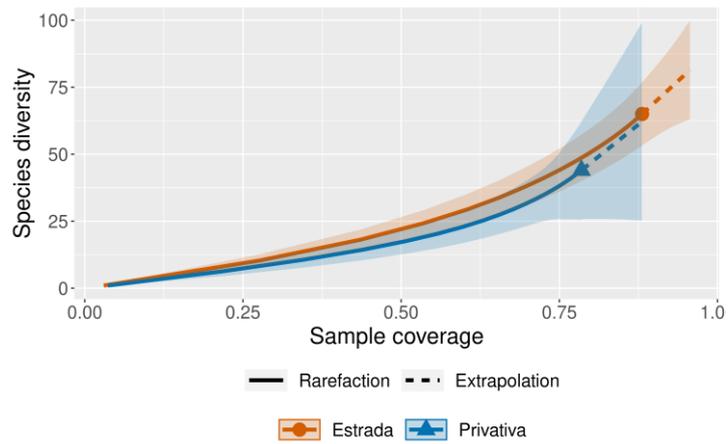
A curva de acumulação de espécies indicou que o esforço de coleta no presente estudo foi o suficiente para capturar 78% e 88% das espécies de aranhas de sub-bosque para a estrada em desuso e com tráfego intenso, respectivamente (Figura 2). No total foram coletadas 1.658 aranhas distribuídas em 24 famílias e 317 morfoespécies, sendo apenas 18,36% ( $n = 317$ ) representados por indivíduos adultos. De acordo com o SIMPER as famílias Theridiidae, Araneidae, e Thomisidae juntas contribuíram para 71,08% da assembleia de aranhas de sub-bosque (Tabela 1). As aranhas das famílias Araneidae e Theridiidae foram abundantes em ambas as estradas (Figura 3).

A dominância entre a estrada com tráfego intenso foi diferente da estrada em desuso. Na estrada com tráfego intenso as famílias Araneidae, Theridiidae e Thomisidae foram classificadas como eudominantes, e Salticidae e Anyphaenidae foram consideradas dominantes. Já na em desuso os eudominantes foram as famílias Araneidae e Theridiidae, e as dominantes Dictynidae e Oxyopidae (Tabela 2). Em relação a riqueza de espécies, as famílias com maiores números de morfoespécies foram Theridiidae, Araneidae e Salticidae para a estrada com tráfego intenso, e Araneidae e Theridiidae para a estrada em desuso (Figura 4). Os ambientes compartilharam 78% das morfoespécies, mas, as Thomisidae foram encontradas exclusivamente na estrada de tráfego intenso e Salticidae na em desuso. Apesar desse fator, não foram encontradas diferenças significativas para a riqueza (NMDS: stress = 0.0284, ANOSIM:  $F = -0.0740$ ;  $p = 0.3897$ ; Figura 5) e abundância (NMDS: stress = 0, ANOSIM:  $F = 0.1111$ ;  $p = 0.2061$ ; Figura 6) entre as estradas.

As aranhas de sub-bosque foram classificadas em sete guildas: tecelãs de teia de orbe, tecelãs de teia lençol, tecelãs de teia espacial ou entrelaçada, caçadoras de emboscada, caçadoras de solo, especialistas e outras caçadoras. Onde de acordo com o SIMPER tecelãs de teia espacial, tecelãs de teia de orbe, caçadoras de emboscada e outras caçadoras representaram 96% do total amostrado (Tabela 3). Em termos de dominâncias, as guildas tecelãs de teia de orbe e tecelãs de teia espacial foram as eudominantes na estrada em desuso, enquanto que as tecelãs de teia de orbe, tecelãs de teia espacial, caçadoras de emboscada e outras caçadoras foram as eudominantes na estrada com tráfego intenso (Tabela 4). Mas, mesmo assim não foram encontradas diferenças significativas para a riqueza (NMDS: stress = 0.0284, ANOSIM:  $F =$

0.1111;  $p = 0.4019$ ; Figura 7) e abundância (NMDS: stress = 0, ANOSIM:  $F = 0.1111$ ;  $p = 0.4020$ ; Figura 8) entre as estradas.

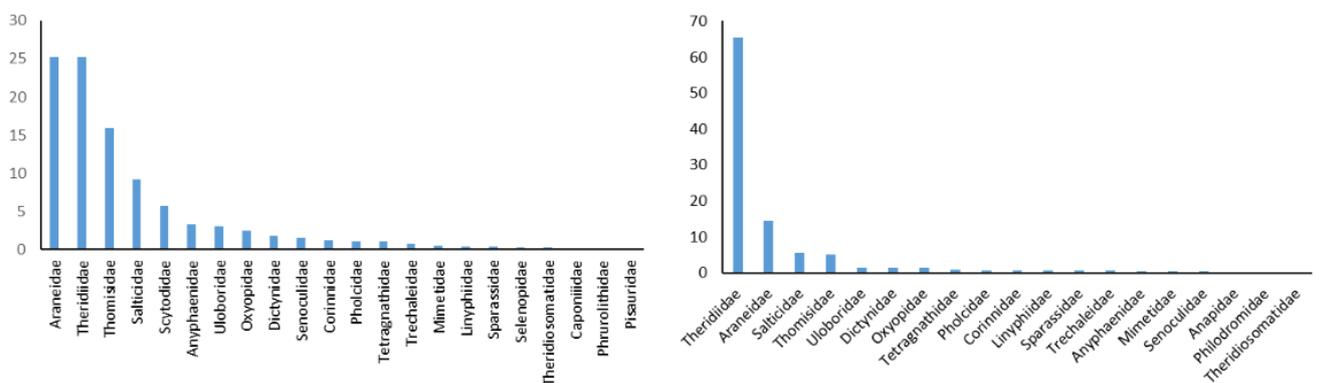
**Figura 2.** Curva de acumulação das espécies para os 3 meses de coleta de aranhas em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.



**Tabela 1.** Resumo da análise percentual de similaridade (SIMPER) na assembleia de aranhas na estrada de tráfego constante e sem tráfego em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.

TAXON	DISSIMILARI.	CONTRIBUI. %	CUMULATIVO %	DESUSO	USO CONSTAN.
<b>Theridiidae</b>	23,12	41,33	41,33	149	77
<b>Araneidae</b>	9,025	16,14	57,47	33	78,3
<b>Thomisidae</b>	7,612	13,61	71,08	12,3	49,7
<b>Salticidae</b>	3,499	6,257	77,34	15	32,7
<b>Scytodidae</b>	2,86	5,113	82,45	0	19,3
<b>Anyphaenidae</b>	1,517	2,713	85,17	1,67	10,3
<b>Uloboridae</b>	1,262	2,256	87,42	4,33	9,67
<b>Dictynidae</b>	1,031	1,844	89,26	3	5,67
<b>Oxyopidae</b>	0,9669	1,729	90,99	3	7,67
<b>Senoculidae</b>	0,764	1,366	92,36	0,667	5
<b>Tetragnathidae</b>	0,7513	1,343	93,7	2	5
<b>Corinnidae</b>	0,6179	1,105	94,81	1,33	3,67
<b>Trechaleidae</b>	0,5459	0,9761	95,78	1,33	2,33
<b>Pholcidae</b>	0,5341	0,955	96,74	1,67	4,67
<b>Sparassidae</b>	0,4362	0,7799	97,52	1,33	2
<b>Mimetidae</b>	0,3451	0,6171	98,14	1	1,67
<b>Linyphiidae</b>	0,2641	0,4722	98,61	1,33	1,33
<b>Theridiosomatidae</b>	0,1626	0,2907	98,9	0,333	1
<b>Philodromidae</b>	0,1456	0,2604	99,16	0,667	0
<b>Selenopidae</b>	0,1361	0,2434	99,4	0	1
<b>Pisauridae</b>	0,1069	0,1912	99,59	0	0,333
<b>Anapidae</b>	0,1039	0,1858	99,78	0,333	0
<b>Phrurolithidae</b>	0,07787	0,1392	99,92	0	0,333
<b>Caponiidae</b>	0,04538	0,08115	100	0	0,333

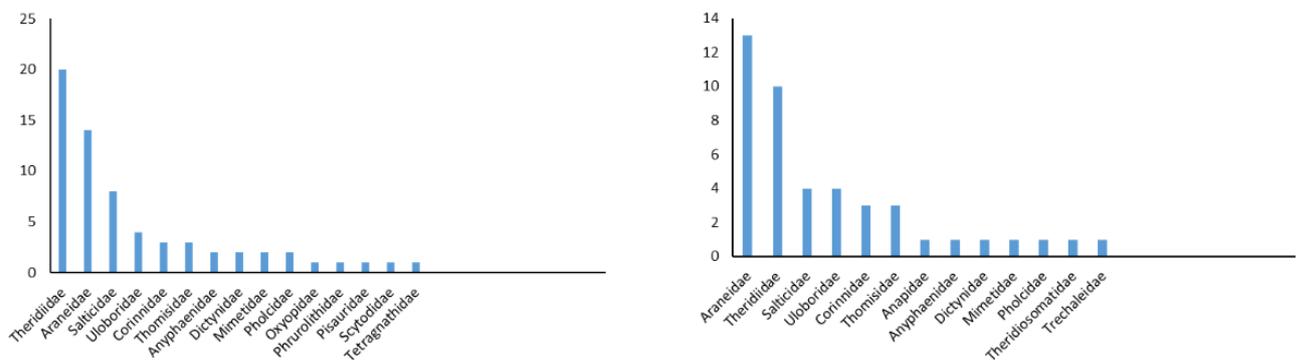
**Figura 3.** Abundância das famílias de aranhas na estrada de tráfego constante e na estrada em desuso, respectivamente, em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.



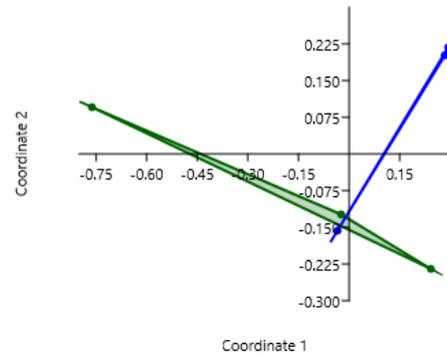
**Tabela 2.** Diversidade de famílias (em %) e dominância de aranhas encontradas na estrada de tráfego constante e sem tráfego em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.

<b>DOMINÂNCIA DE FAMÍLIAS</b>					
<b>DESUSO</b>		<b>DOMINÂNCIA</b>	<b>USO CONSTAN.</b>		<b>DOMINÂNCIA</b>
<b>Anapidae</b>	1	0,145985	<b>Anyphaenidae</b>	31	3,329753
<b>Anyphaenidae</b>	3	0,437956	<b>Araneidae</b>	235	25,24168
<b>Araneidae</b>	99	14,45255	<b>Caponiidae</b>	1	0,107411
<b>Corinnidae</b>	4	0,583942	<b>Corinnidae</b>	11	1,181525
<b>Dictynidae</b>	9	1,313869	<b>Dictynidae</b>	17	1,825994
<b>Linyphiidae</b>	4	0,583942	<b>Linyphiidae</b>	4	0,429646
<b>Mimetidae</b>	3	0,437956	<b>Mimetidae</b>	5	0,537057
<b>Oxyopidae</b>	9	1,313869	<b>Oxyopidae</b>	23	2,470462
<b>Philodromidae</b>	1	0,145985	<b>Pholcidae</b>	10	1,074114
<b>Pholcidae</b>	5	0,729927	<b>Phrurolithidae</b>	1	0,107411
<b>Salticidae</b>	38	5,547445	<b>Pisauridae</b>	1	0,107411
<b>Senoculidae</b>	2	0,291971	<b>Salticidae</b>	86	9,237379
<b>Sparassidae</b>	4	0,583942	<b>Scytodidae</b>	53	5,692803
<b>Tetragnathidae</b>	6	0,875912	<b>Selenopidae</b>	3	0,322234
<b>Theridiidae</b>	448	65,40146	<b>Senoculidae</b>	14	1,503759
<b>Theridiosomatidae</b>	1	0,145985	<b>Sparassidae</b>	4	0,429646
<b>Thomisidae</b>	34	4,963504	<b>Tetragnathidae</b>	10	1,074114
<b>Trechaleidae</b>	4	0,583942	<b>Theridiidae</b>	235	25,24168
<b>Uloboridae</b>	10	1,459854	<b>Theridiosomatidae</b>	3	0,322234
<b>TOTAL</b>	<b>685</b>		<b>Thomisidae</b>	148	15,89689
			<b>Trechaleidae</b>	7	0,75188
			<b>Uloboridae</b>	29	3,11493
			<b>TOTAL</b>	<b>931</b>	

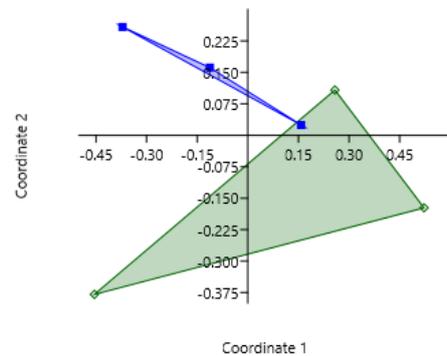
**Figura 4.** Riqueza das famílias de aranhas na estrada de tráfego constante e na estrada em desuso, respectivamente, em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil..



**Figura 5.** Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da riqueza de aranhas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.



**Figura 6.** Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da abundância de aranhas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.



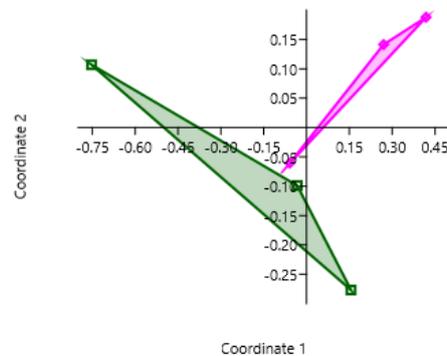
**Tabela 3.** Resumo da análise percentual de similaridade (SIMPER) nas guildas de aranhas na estrada de tráfego constante e sem tráfego em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.

<b>GUILDA</b>	<b>DISSIMILA.</b>	<b>CONTRIBUIÇÃO</b>	<b>CUMULATIVO</b>	<b>DESUSO</b>	<b>USO</b>
		<b>%</b>	<b>%</b>		<b>CONSTAN.</b>
<b>Space web weavers</b>	23,05	44,46	44,46	154	87,3
<b>Orb web weavers</b>	10,35	19,95	64,41	40	94
<b>Others hunters</b>	8,896	17,16	81,57	22,3	77
<b>Ambush hunters</b>	7,748	14,94	96,51	12,3	50,7
<b>Specialists</b>	0,9029	1,741	98,25	2,33	4,33
<b>Ground hunters</b>	0,5689	1,097	99,35	1,33	4
<b>Sheet web weavers</b>	0,3376	0,6511	100	1,33	1,67

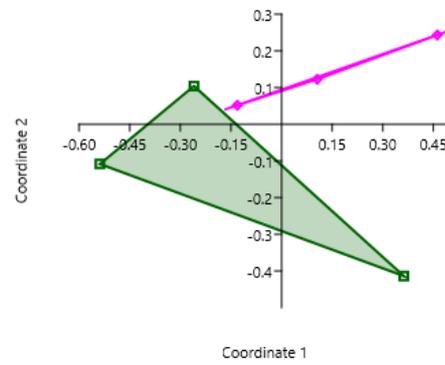
**Tabela 4.** Diversidade (em %) e dominância de guildas encontradas na estrada de tráfego constante e sem tráfego em vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.

<b>DOMINÂNCIA DE GUILDAS</b>					
<b>DESUSO</b>		<b>DOMINÂNCIA</b>	<b>USO CONSTAN.</b>		<b>DOMINÂNCIA</b>
<b>Orb web weavers</b>	120	17,1184	<b>Orb web weavers</b>	282	29,46708
<b>Others hunters</b>	67	9,557775	<b>Others hunters</b>	231	24,13793
<b>Ambush hunters</b>	37	5,278174	<b>Ambush hunters</b>	152	15,88297
<b>Ground hunters</b>	4	0,570613	<b>Ground hunters</b>	12	1,253918
<b>Sheet web weavers</b>	4	0,570613	<b>Sheet web weavers</b>	5	0,522466
<b>Space web weavers</b>	462	65,90585	<b>Space web weavers</b>	262	27,37722
<b>Specialists</b>	7	0,998573	<b>Specialists</b>	13	1,358412
<b>TOTAL</b>	<b>701</b>		<b>TOTAL</b>	<b>957</b>	

**Figura 7.** Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da riqueza de guildas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.



**Figura 8.** Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) usando uma matriz de similaridade de Bray-Curtis da abundância de guildas nas estradas de tráfego constante e sem tráfego na vegetação de Mata Atlântica no Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti, município de Araçoiaba, Brasil.



## DISCUSSÃO

Nosso estudo avaliou como a diversidade taxonômica e funcional de aranhas de sub-bosque responde em bordas direcionadas a estradas, que possuem diferentes intensidades de tráfego, em um fragmento de Mata Atlântica nordestina. Ao contrário das nossas hipóteses, a riqueza e abundância taxonômica e de guildas das aranhas de sub-bosque não alcançaram uma significativa redução nas estradas de tráfego intenso, ambas as amostragens e análises foram comparadas com as da estrada de tráfego reduzido.

Os nossos resultados indicaram que a assembleia foi dominada por aranhas das famílias Araneidae e Theridiidae. Aranhas destas duas famílias são elementos típicos da fauna de sub-bosque de florestas tropicais (Tsai *et al.*, 2006; Campuzano *et al.*, 2020; Prado & Baptista, 2021). Araneídeos e teridiídeos são construtores de teia que dependem da estrutura da vegetação para a sustentação das suas teias (Raiz Tabasum *et al.*, 2018; Nasir *et al.*, 2019). A família Thomisidae também merece destaque pela sua elevada abundância, particularmente na estrada de uso constante. Os tomisídeos não constroem teias e são predadores de emboscada, utilizando a estratégia de senta-espera para capturar as suas presas (Morse, 2007; Gawryszewski, 2014). Representantes desta família podem ser encontrados em florestas e em ambientes extremamente perturbados (Argañaraz *et al.*, 2020; Singh & Kaur, 2020), e forragear em diferentes partes das plantas, na serapilheira e em cascas de árvores (Marques, 2020; Xu *et al.*, 2022). Apesar desta diferença de dominância entre as famílias, não encontramos diferenças entre a riqueza e a abundância das aranhas nas duas estradas.

A área vegetativa da estrada em desuso (floresta primária) do fragmento que foi analisada, por ter sido privada pelo quartel do exército e estar em regeneração, pode estar servindo como fonte para a colonização da floresta aonde estão as outras bordas que possuem tráfego constante de veículos (florestas secundárias). Em cima desse fato, vale ser explicado o conceito biológico na qual ele se apoia, chamado “efeito fundador”. O efeito fundador acontece quando espécies de um fragmento preservado migram para fragmentos menos preservados, agindo como um fragmento doador, ou seja, uma população isolada (pequena em número e em extensão geográfica) é colonizada por espécies de uma população original (Barton & Charlesworth, 1984). Caterino & Langton-Myers (2018), testaram essa dinâmica com um gênero de besouros não voadores (*Eurhoptus*) na floresta de Apalaches – Estados Unidos. Essa floresta é formada

por vegetação secundária, pois foi usada intensivamente durante décadas para silvicultura e agricultura, porém, algumas manchas de vegetação nativa permanecem. Eles analisaram a diversidade populacional e o parentesco em cinco populações desses besouros na floresta primária, e cinco na floresta secundária. Os resultados mostraram, por análises genéticas e filogenéticas, que não haviam diferenças consistentes de diversidade entre as populações da floresta primária e da floresta secundária. Indicando que a maioria das populações contém diversidade genética substancial e única, demonstrando persistência e estabilidade a longo prazo sem necessidade de ocorrer colonização entre os fragmentos.

Apesar desse objetivo não ter sido testado diretamente no nosso trabalho, foi notado e comparado com os trabalhos de Prado & Baptista (2021) e Álvares *et al.* (2004) que o estágio de regeneração dos ambientes fragmentados teve influência para as famílias das aranhas de guilda tecelã e para algumas famílias de guildas caçadoras. As pesquisas desses dois autores corroboram com o fator de dependência destes animais a estrutura e arquitetura da vegetação, mesmo sendo eles diferentes entre os ambientes estudados. Nossos resultados de abundância das famílias foram na ordem Theridiidae (42,26%), Araneidae (20,66%) e Thomisidae (11,26%). Esses resultados são sustentados pelos outros autores, pois, eles coletaram os mesmos espécimes em seus trabalhos em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica (Mendes – Rio de Janeiro e Belo Horizonte – Minas Gerais, respectivamente), com o método de batida em bandeja (em inglês “beating-tray”). A riqueza de indivíduos do nosso trabalho se deu por 117 indivíduos morfotipados de teridiídeos, seguido por 85 de araneídeos e 13 de tomisídeos.

Uma maneira a mais de ver os dados seria atribuindo as 3 famílias dominantes a uma das sete guildas de aranhas, levando em consideração seus hábitos de teia, caçadoras ou especialistas. Separamos as guildas de forma semelhante a Cardoso *et al.* (2011), mas de forma simplificada devido à limitação de dados, levando em consideração apenas o conhecimento dos seus hábitos de forrageio, para atribuir as morfoespécies a sete guildas diferentes de acordo com o número de espécimes coletados usando a técnica de batida no guarda-chuva entomológico e identificação taxonômica.

Com base nisso, encontramos dezessete morfoespécies de araneídeos que constroem teias orbitais: *Alpaida delicata* (Keyserling, 1892), *Alpaida* sp. 1/sp. 2, *Alpaida truncata* (Keyserling, 1865), *Araneidae* sp. 1/sp. 2/sp. 3, *Eustala* sp. 1, *Hypognatha* sp. 1, *Micrathena evans*

(Chickering, 1960), *Micrathena triangularis* (C. L. Koch, 1836), *Ocrepeira* sp. 1, *Parawixia* sp. 1/sp. 2/sp. 3, *Cyclosa* sp.1, *Eriophora* sp.1. Outras vinte e três morfoespécies de teridiídeos que são construtoras de teias espaciais: *Coleosoma floridanum* (Banks, 1900), *Dipoena* sp.1/sp. 2/sp. 3/sp. 4, *Episinus* sp.1/sp. 2, *Parasteatoda tepidariorum* (C. L. Koch, 1841), *Steatoda* sp.1/sp. 2, *Theridiidae* sp.1/sp. 2/sp. 3, *Thwaitesia* sp.1, *Anelosimus* sp.1, *Ariamnes* sp.1, *Chryso albomaculata* (O. Pickard-Cambridge, 1882), *Chryso* sp.1, *Platnickina mneon* (Bösenberg & Strand, 1906), *Steatoda grossa* (C. L. Koch, 1838), *Styopsis* sp.1, *Thymoites* sp.1/sp. 2. E a guilda das predadoras por emboscada dos tomisídeos se deu por quatro morfoespécies: *Aphantochilus rogersi* (O.Pickard-Cambridge, 1871), *Thomisidae* sp.1/sp. 2 e *Tmarus* sp.1.

Comparado os dois artigos sobre florestas semidecíduas citadas acima, nosso estudo obteve uma riqueza de espécies muito menor (160) e abundância também (1.616), no entanto, os resultados não são diretamente comparáveis. Pois, o esforço amostral não foi o mesmo em todos os estudos, já que Álvares *et al.* (2004) e Prado & Baptista (2021) realizaram check-lists dos diferentes métodos de coleta realizados em seus estudos. Os valores muito menores de diversidade em nosso estudo podem estar relacionados a alguns fatores diferentes, como a coleta em uma única estação e/ou diferenças reais nos padrões de riqueza e abundância em diferentes regiões da Mata Atlântica.

## **CONCLUSÃO**

Com base nos resultados obtidos, podemos afirmar que a intensidade de tráfego nas duas estradas não influenciou sobre a diversidade taxonômica de aranhas de sub-bosque do remanescente da região do CIMNC, e por consequência não influenciou sobre a diversidade das guildas das aranhas de sub-bosque. Além do mais, esse estudo junto com o dos outros autores usados para dar embasamento que seguiram linhas de pesquisa similares, mostrou que mesmo os remanescentes de Mata Atlântica semidecídua estando sob forte pressão antrópica os mesmos ainda conseguem manter uma comunidade de aranhas bem estruturada, com níveis equilibrados de diversidade. Porém, isso destaca a urgência de proteger até mesmo os relativamente pequenos remanescentes desse bioma.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, E. S.; MACHADO, E. O.; DE MARIA, M.; AZEVEDO, C. S. (2004). **Composition of the spider assemblage in an urban forest reserve in southeastern Brazil and evaluation of, a two sampling method protocols of species richness estimates.** Revista Ibérica de Aracnologia, (10), 185-194.
- ALBERTI, M. (2005). **The effects of urban patterns on ecosystem function.** International regional science review, 28(2), 168-192.
- ARGAÑARAZ, C. I.; RUBIO, G. D.; GLEISER, R. M. (2017). **Jumping spider (Araneae: Salticidae) diversity in the understory of the Argentinian Atlantic Forest.** Caldasia, 39(1), 157-168.
- ARGAÑARAZ, C. I.; RUBIO, G. D.; RUBIO, M.; CASTELLARINI, F. (2020). **Ground-dwelling spiders in agroecosystems of the Dry Chaco: A rapid assessment of community shifts in response to land use changes.** Biodiversity, 21(3), 125-135.
- BARTON, N. H., & CHARLESWORTH, B. (1984). **Genetic revolutions, founder effects, and speciation.** Annual review of ecology and systematics, 15, 133-164.
- BALDISSERA, R.; SILVA, V. R. (2010). **Diversity and composition of arbustive spiders in an Atlantic Forest fragment and two adjacent areas.** Neotropical Biology and Conservation, 5(2), 77-85.
- BALDISSERA, R.; DE QUADROS, S. O.; GALETI, G.; RODRIGUES, E. N. L.; LAZZAROTTO, L. M.; DE OLIVEIRA, A. D. (2020). **Spider assemblage structure and functional diversity patterns in clear-cut, logged, and undisturbed areas in a large Atlantic Forest remnant.** Canadian Journal of Forest Research, 50(7), 608-614.
- BUENO, C.; SOUSA, C. O. M.; FREITAS, S. R. (2015). **Habitat or matrix: which is more relevant to predict road-kill of vertebrates?.** Brazilian Journal of Biology, 75, 228-238.
- BAXTER-GILBERT, J. H.; RILEY, J. L.; NEUFELD, C. J.; LITZGUS, J. D.; LESBARRÈRES, D. (2015). **Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually.** Journal of Insect Conservation, 19(5), 1029-1035.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; DATTILO, W.; MARTINEZ-FALCON, A. P.; DURAN-BARRON, C.; VALENZUELA, J.; LOPEZ, S.; LOMBERA, R. (2016). **The multiple impacts of tropical forest fragmentation on arthropod biodiversity and on their patterns of interactions with host plants.** PloS one, 11(1), e0146461.
- COFFIN, A. W. (2007). **From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads.** Journal of transport Geography, 15(5), 396-406.
- CASTRO, C. P. (2009). **Florestas tropicais na arena mundial.** Série CEPPAC.

- CARDOSO, P.; PEKÁR, S.; JOCQUÉ, R.; CODDINGTON, J. A. (2011). **Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders.** PloS one, 6(6), e21710.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. (2014). **Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies.** Ecological monographs, 84(1), 45-67.
- CHAO, A.; MA, K. H.; HSIEH, T. C. (2016). **iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity.** Program and User's Guide published at [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/inext-online/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/)
- CATERINO, M. S.; LANGTON-MYERS, S. S. (2018). **Long-term population persistence of flightless weevils (*Eurhoptus pyriformis*) across old-and second-growth forests patches in southern Appalachia.** BMC Evolutionary Biology, 18(1), 1-16.
- 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.
- DA ROSA, C. A.; BAGER, A. (2013). **Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates.** Oecologia Australis, 17(1), 6-19.
- DE ARAUJO LIRA, A. F.; DAMASCENO, E. M.; SILVA-FILHO, A. A. C.; ALBUQUERQUE, C. M. R. D. (2018). **Linking scorpion (*Arachnida: Scorpiones*) assemblage with fragment restoration in the Brazilian Atlantic Forest.** Studies on Neotropical Fauna and Environment, 53(2), 107-112.
- DA SILVA, G. R.; DINIZ, P.; BANHOS, A.; DUCA, C. (2019). **Positive roadside edge effects on artificial nest survival in a lowland Atlantic Forest.** Ecology and Evolution, 9(13), 7402-7409.
- DAMÁSIO, L.; FERREIRA, L. A.; PIMENTA, V. T.; PANETO, G. G.; DOS SANTOS, A. R.; DITCHFIELD, A. D.; BANHOS, A. (2021). **Diversity and abundance of roadkilled bats in the Brazilian Atlantic Forest.** Diversity, 13(7), 3.
- FRANKLIN, J. F.; FORMAN, R. T. (1987). **Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles.** Landscape ecology, 1(1), 5-18.
- GAWRYSZEWSKI, F. M. (2014). **Evidence suggests that modified setae of the crab spiders *Stephanopis* spp. fasten debris from the background.** Zoomorphology, 133(2), 205-215.
- LÔBO, D.; LEAO, T.; MELO, F. P.; SANTOS, A. M.; TABARELLI, M. (2011). **Forest fragmentation drives Atlantic Forest of northeastern Brazil to biotic homogenization.** Diversity and Distributions, 17(2), 287-296.
- MORSE, D. H. (2007). **Predator upon a flower: life history and fitness in a crab spider.** Harvard University Press.

- MUÑOZ, P. T.; TORRES, F. P.; MEGÍAS, A. G. (2015). **Effects of roads on insects: a review.** *Biodiversity and Conservation*, 24(3), 659-682.
- MARTIN, A. E.; GRAHAM, S. L.; HENRY, M.; PERVIN, E.; FAHRIG, L. (2018). **Flying insect abundance declines with increasing road traffic.** *Insect Conservation and Diversity*, 11(6), 608-613.
- MARTIN, A. E.; PERVIN, E.; GRAHAM, S. L.; HENRY, M.; FAHRIG, L. (2019). **Abundance of aerially-dispersing spiders declines with increasing road traffic.** *Ecoscience*, 26(4), 383-388.
- MENTA, C.; REMELLI, S. (2020). **Soil health and arthropods: From complex system to worthwhile investigation.** *Insects*, 11(1), 54.
- MARQUES, J. M. (2020). **Morphological and macroevolutionary analysis of tarsal claws in crab spiders (Thomisidae).**
- MEDEIROS, R. M.; DE ARAÚJO, W. R.; DE HOLANDA, R. M.; SABOYA, L. M. F.; CUNHA FILHO, M.; DE FRANÇA, M. V. (2022). **Análise temporal da precipitação no município de Paudalho-PE nos últimos 25 anos.** *Research, Society and Development*, 11(5).
- NEHER, D. A.; WILLIAMS, K. M.; LOVELL, S. T. (2017). **Environmental indicators reflective of road design in a forested landscape.** *Ecosphere*, 8(3).
- NASIR, D. M.; SU, S.; SULAIMAN, B.; HALIM, M.; MAMAT, N. S.; ROSLI, F. N.; RAHIM, F. (2019). **Field survey of foliage-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in Peninsular Malaysia.** *Jurnal Entomologi Indonesia*.
- OLIVEIRA, C. N. D. (2016). **História natural e aspectos ecológicos de *Coleodactylus meridionalis* (Boulenger, 1888) em um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Nordeste, Brasil.** (Master's thesis, Universidade Federal de Pernambuco).
- PINKUS-RENDÓN, M. A.; LEÓN-CORTÉS, J. L.; IBARRA-NÚÑEZ, G. (2006). **Spider diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico.** *Diversity and Distributions*, 12(1), 61-69.
- POESSEL, S. A.; BURDETT, C. L.; BOYDSTON, E. E.; LYREN, L. M.; ALONSO, R. S.; FISHER, R. N.; CROOKS, K. R. (2014). **Roads influence movement and home ranges of a fragmentation-sensitive carnivore, the bobcat, in an urban landscape.** *Biological Conservation*, 180, 224-232.
- PETCHARAD, B.; MIYASHITA, T.; GALE, G. A.; SOTTHIBANDHU, S.; BUMRUNGSRI, S. (2016). **Spatial patterns and environmental determinants of community composition of web-building spiders in understory across edges between rubber plantations and forests.** *Journal of ARACHNOLOGY*, 182-193.
- POOR, E. E.; JATI, V. I.; IMRON, M. A.; KELLY, M. J. (2019). **The road to deforestation: Edge effects in an endemic ecosystem in Sumatra, Indonesia.** *PloS One*, 14(7), e0217540.

PINTO, F. A.; CLEVINGER, A. P.; GRILO, C. (2020). **Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America.** Environmental Impact Assessment Review, 81, 106337.

PRADO, A. W.; BAPTISTA, R. L. (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.

RODRIGUES, E. N. L.; MENDONÇA, M. D. S.; COSTA-SCHMIDT, L. E. (2014). **Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil.** Arthropod-Plant Interactions, 8(2), 123-133.

RAIZ TABASUM, N.; NAGARAJ, B.; SHANTAKUMARI, S.; SREENIVASA, V.; SAI SANDEEP, Y. (2018). **Assessment of spider diversity and composition along the Tungabardhra irrigation channel at Ballari, Karnataka.** International Journal on Biological Sciences, 9(1), 36-44.

SILVA FILHO, A. A. C. (2012). **Diversidade de Araneae e Scorpiones de um fragmento de Mata Atlântica de Pernambuco em diferentes estágios sucessionais.** (Master's thesis, Universidade Federal de Pernambuco).

SPILLER, M. S.; SPILLER, C.; GARLET, J. (2018). **Arthropod bioindicators of environmental quality.** Agro Ambiente, 12(1), 41-57.

STEFFENS, T. S.; LEHMAN, S. M. (2018). **Lemur species-specific metapopulation responses to habitat loss and fragmentation.** PLoS One, 13(5), e0195791.

SINGH, M. K.; KAUR, M. K. (2020). **Spatial mapping of spiders (Araneae) in the Gomarda Wildlife Sanctuary, Chhattisgarh, India.** Journal Of Critical Reviews, 7(9), 2394-5125.

TSAI, Z. I.; HUANG, P. S.; TSO, I. M. (2006). **Habitat management by aboriginals promotes high spider diversity on an Asian tropical island.** Ecography, 29(1), 84-94.

World Spider Catalog, W. S. (2022). **World spider catalog, version 23.5.** Natural History Museum Bern.

XU, X.; YU, L.; LI, F.; WANG, B.; LIU, F.; LI, D. (2022). **Phylogenetic placement and species delimitation of the crab spider genus Phrynarachne (Araneae: Thomisidae) from China.** Molecular Phylogenetics and Evolution, 107521.