



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E MEIO
AMBIENTE



Bernardo Fernandes de Aguiar

**O tamanho importa? Resposta da comunidade de
aranhas de dossel à variação no tamanho de florestas
ripárias em duas paisagens diferentes**

Ouro Preto

2026

Bernardo Fernandes de Aguiar

O tamanho importa? Resposta da comunidade de
aranhas de dossel à variação no tamanho de florestas
ripárias em duas paisagens diferentes

Trabalho de conclusão de curso apresentado
ao curso de Ciências Biológicas da
Universidade Federal de Ouro Preto como
requisito parcial para obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Sérvio Pontes Ribeiro
Coorientadoras: Dra. Maria Fernanda Brito de
Almeida e Ma. Isabella Lopes

Ouro Preto

2026

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

A283t Aguiar, Bernardo Fernandes de.

O tamanho importa? Resposta da comunidade de aranhas de dossel à variação no tamanho de florestas ripárias em duas paisagens diferentes. [manuscrito] / Bernardo Fernandes de Aguiar. - 2025.
35 f.: il.: color., gráf., tab., mapa.

Orientador: Prof. Dr. Sérvio Pontes Ribeiro.

Coorientadores: Ma. Isabella Lopes, Dra. Maria Fernanda Brito Almeida.

Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Graduação em Ciências Biológicas .

1. Aranhas. 2. Degradação ambiental. 3. Indicadores biológicos. I. Ribeiro, Sérvio Pontes. II. Almeida, Maria Fernanda Brito. III. Lopes, Isabella. IV. Universidade Federal de Ouro Preto. V. Título.

CDU 504

Bibliotecário(a) Responsável: Renata Mara de Almeida - CRB-7: 6328



FOLHA DE APROVAÇÃO

Bernardo Fernandes de Aguiar

O tamanho importa? Resposta da comunidade de aranhas à variação no tamanho de florestas ripárias em duas diferentes matrizes de paisagem

Monografia apresentada ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas

Aprovada em 07 de Abril de 2025

Membros da banca

Dr. Sérgio Pontes Ribeiro – Presidente da banca - Universidade Federal de Ouro Preto

MSc. Guilherme Campos Piva - Universidade Federal de Viçosa

Dr. João Custódio Fernandes Cardoso - Universidade Federal de Ouro Preto

Sérvio Pontes Ribeiro, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 04/05/2026



Documento assinado eletronicamente por **Servio Pontes Ribeiro, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/05/2026, às 17:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0890675** e o código CRC **A3ED908F**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família que me ajudou a chegar até aqui.

Ao curso de Ciências Biológicas que me proporcionou novas experiências dentro e fora de sala de aula.

Aos meus amigos que ficaram ao meu lado nessa trajetória que definitivamente tirou muitas lágrimas, em especial: Rennan, Yasmin, Kamile, Vitória e mais recente Sabrina.

Aos meus amigos que entraram comigo, mas saíram primeiro, sinto saudades: Jessica, Gustavo, Thiago, Maju, Mariana e Camilla.

Ao DaBIO que me proporcionou grandes colegas e amigos e muita diversão e sonos.

Ao meu primeiro LUGAR Nau sem Rumo, por me guiar no início da minha jornada. E a Casa de Vidro que me levou até o fim.

Ao DEBIO com seus ótimos professores, por todas as fofocas com café.

Ao LEAF por ter acolhido um menino esquisito, em especial Rafael (*in memorian*) que desde o início me ajudou, guardo em mim todo o conhecimento que me passou e a vontade de ensinar.

As minhas orientadoras por terem me aguentado por tanto tempo, e me ajudado por mais tempo ainda.

Ao professor Sérvio, pelo conhecimento compartilhado.

Agradeço a Universidade Federal de Ouro Preto pelo ensino público de qualidade e que sem ela nenhum de nós estaria aqui. Agradeço.

*A todos que acompanharam minha jornada,
“[...] em caso de não os ver novamente, bom
dia, boa tarde e boa noite!”
(O Show de Truman, 1998)*

RESUMO

As aranhas são consideradas boas bioindicadoras de qualidade de ambiente, pois são fáceis de serem amostradas e podem atuar como predadoras generalistas de topo. Além disso, a comunidade de aranhas é significativamente afetada pela alteração das florestas, pois esses animais necessitam de ambientes bem estruturados para o forrageio. Nesse contexto, florestas ripárias são ambientes que vem sendo frequentemente expostos às pressões antrópicas relacionadas ao desenvolvimento e urbanização, cenário que reorganiza a comunidade de aranhas. A região do médio Rio Doce é um exemplo claro dos impactos sobre as florestas ripárias, que acabam por reduzir a área de cobertura florestal. Assim, o presente trabalho teve como objetivo analisar se os tamanhos de fragmentos florestais ripários de paisagem natural e urbana afetam a comunidade de aranhas de dossel. Nossos resultados indicaram que florestas menores tenderam a apresentar uma maior riqueza de aranhas. Adicionalmente, observou-se que a abundância de aranhas não tecelãs aumentou com o tamanho florestal e que a composição das espécies teve variação em relação ao tamanho da cobertura florestal. Com isso, concluímos que as aranhas da região do médio Rio Doce conseguem se estabelecer em ambientes com diferentes graus de conservação.

Palavras-chave: aranhas; bioindicadoras de qualidade; conservação; distúrbios antrópicos.

ABSTRACT

Spiders are considered effective bioindicators of environmental quality, as they are easily sampled and can act as generalist top predators. Furthermore, the spider community is significantly affected by forest alterations, as these animals require well-structured environments for foraging. In this context, riparian forests are environments frequently exposed to anthropogenic pressures related to development and urbanization, a scenario that reorganizes the spider community. The middle Rio Doce region is a clear example of impacts on riparian forests, which ultimately reduce forest cover area. Thus, the present study aimed to analyze whether the size of riparian forest fragments in natural and urban landscapes affects the canopy spider community. Our results indicated that smaller forests tended to present greater spider richness. Moreover, the abundance of non-weaving spiders increased with forest size. Additionally, species composition varied in relation to the size of the forest cover. Consequently, we conclude that spiders in the middle Rio Doce region are able to establish themselves in environments with different degrees of conservation.

Keywords: spiders; quality bioindicators; anthropogenic disturbances; conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da bacia hidrográfica do rio Doce com os pontos de amostragem de aranhas	17
Figura 2 – Gradiente de área florestal	18
Figura 3 – Gráfico da riqueza de aranhas em relação à área florestal	21
Figura 4 – Gráfico da abundância de aranhas em relação à área florestal	22
Figura 5 – Boxplot da abundância pela paisageml	23
Figura 6 – Gráfico da abundância de aranhas caçadoras em função da área florestal	24
Figura 7 – Gráfico da abundância de aranhas tecelãs em função da paisagem	24
Figura 8 – Gráfico NMDS da riqueza de aranhas em relação ao tamanho florestal ..	25
Figura 9 – Gráfico NMDS das guildas funcionais de aranhas em relação ao tamanho das áreas florestais	26
Figura 10 – Gráfico NMDS da guilda das aranhas caçadoras em relação ao tamanho das áreas florestais	27
Figura 11 – Gráfico NMDS da guilda de tecelãs em relação ao tamanho da floresta ripária	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Descrição dos pontos de coleta, o tamanho e as coordenadas geográficas.....	17
Tabela 2 – Famílias que compõem os guildas funcionais, não tecelãs e tecelãs.....	19

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
GLM	Modelos Lineares Generalizados
IEF	Instituto Estadual de Florestas
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
NMDS	Escalonamento multidimensional não métrico
PB	Ponto Biótico
PERD	Parque Estadual do Rio Doce
PERMANOVA	Permutational Multivariate Analysis of Variance
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
UNIVALE	Universidade Vale do Rio Doce

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 METODOLOGIA	16
2.1 DELINEAMENTO AMOSTRAL	18
2.1 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	20
3 RESULTADOS.....	21
3.1 RIQUEZA	21
3.2 ABUNDÂNCIA.....	22
3.3 ABUNDÂNCIA DAS GUILDAS FUNCIONAIS.....	22
3.4 COMPOSIÇÃO	25
4 DISCUSSÃO	29
5 CONCLUSÃO	31
REFERÊNCIAS.....	32

1 INTRODUÇÃO

Ações antrópicas decorrentes da expansão urbana, da agricultura, pecuária, indústrias, mineração e as mudanças climáticas são responsáveis por impactar de maneira relevante no ambiente ripário e no entrelaço das florestas ripárias com os ambientes urbanos (Abbass *et al.*, 2022; Jaureguiberry *et al.*, 2022). Tais impactos podem promover a exacerbação dos fenômenos naturais aumentando a frequência, intensidade e, portanto, a gravidade de impactos naturalmente esperados como, por exemplo, chuvas intensas e secas prolongadas (Chaudhary *et al.*, 2021).

O aumento das temperaturas e das chuvas nas regiões mais quentes e úmidas (IPCC, 2007), as modificações de ambiente e no clima podendo atingir níveis extremos, são capazes de promover fortes inundações e seca, com consequentes perdas na biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos que garantem a estrutura ecológica do ambiente (Riis *et al.*, 2020; Zandalinas *et al.*, 2021).

Apesar da documentada relevância e de uma legislação especificamente direcionada para uma proteção mínima de florestas, incluindo esses ecótonos (a exemplo da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, conhecida como o Novo Código Florestal), as alterações de uso do solo para atividades antrópicas têm promovido redução e fragmentação das florestas ripárias (Mitchell; Devisscher, 2022).

É fato que a fragmentação de florestas pode levar animais mais sensíveis a alterações ambientais a entrarem em extinção local (Miyashita *et al.*, 1998). A extinção pode ocorrer em função da diminuição do tamanho florestal causada pela fragmentação da área (Gonçalves-Souza *et al.*, 2025). A própria estrutura da paisagem, sua composição e seu arranjo afetam a distribuição de animais (Gallé *et al.*, 2022) com possibilidade de isolamento de espécies nos fragmentos florestais e consequente mudança na composição de espécies dos fragmentos (Pires *et al.*, 2022).

A vegetação limítrofe aos cursos d'água, denominada de floresta ripária, desempenha funções ecológicas importantes para a conectividade e manutenção da biodiversidade terrestre e aquática (Cole *et al.*, 2020). Essas florestas atuam na proteção dos recursos hídricos por reduzir a erosão do solo, e consequentemente, o risco de assoreamento dos rios (Mello *et al.*, 2017). Além disso, atuam como filtro

capaz de reter nutrientes e poluentes e, assim, evitar a contaminação do ecossistema aquático (Naiman *et al.*, 2005). Também, servem de abrigo, alimentação e reprodução para uma elevada diversidade de espécies (Popescu *et al.*, 2021).

As consequências desses impactos para a fauna terrestre que utiliza tais ambientes ripários como corredores ecológicos muitas vezes são negativos (Jaureguiberry *et al.*, 2022). Isso promove um desbalanço na comunidade e aumento da dominância de espécies mais tolerantes a ambientes impactados (Hillebrand *et al.*, 2008).

As aranhas são boas bioindicadores de qualidade ambiental (Uetz, 1976), e são reconhecidas como predadoras generalistas e estruturadoras das comunidades bióticas (Sanders; Platner, 2007; Cardoso *et al.*, 2024). A presença de aranhas também promove o controle de populações de insetos (Cardoso *et al.*, 2024; Hanna *et al.*, 2003). Esse controle das populações de insetos (transmissores de doenças como dengue, malária, chikungunya etc.) ajuda no equilíbrio de ecossistemas que podem ser agrícolas (Nyffeler; Sunderland, 2003; Michalko; Pekár, 2015) ou ambientes arbóreos e urbanos (Ndava *et al.*, 2018).

Cada espécie de aranha, por sua vez, responde aos impactos de forma diferente, o que pode ser reflexo das características funcionais dos grupos taxonômicos aos quais ela faz parte (Cardoso *et al.*, 2011). A criação de guildas funcionais de aranhas é uma forma de juntar diferentes gêneros de aranhas que apresentam práticas semelhantes, sejam elas comportamentos, forrageamento, estrutura da teia ou o uso do habitat (Cardoso *et al.*, 2011; Pangtey; Pande., 2024).

As aranhas não tecelãs, que apresentam o comportamento “senta e espera” para caça, utilizam estratégias adaptativas como mimetização de flores, insetos e o uso de buracos ou tocas (Eggs *et al.*, 2015). Esses animais necessitam de um habitat bem estruturado que forneça condições de locomoção para caça e abrigos (Uetz, 1991).

As aranhas tecelãs, por sua vez, necessitam de estruturas da vegetação e do ambiente para conectar sua teia. Elas também são favorecidas pela heterogeneidade do habitat, pela necessidade de prender suas teias em galhos que devem ser bem-posicionados (Uetz, 1991). Em florestas ripárias, além da possibilidade de construção de teias no interior da floresta, muitas aranhas tecelãs

constroem suas teias na margem dos rios, visando à emersão de insetos adultos que se desenvolvem na água, como *Culicidae*, *Plecoptera* e *Trichoptera* (Ulfstrand, 1968). Dessa forma, essas duas guildas funcionais (tecelãs e não tecelãs) podem sofrer efeitos diferentes de acordo com o tipo de impacto causado nas florestas ripárias (Li *et al.*, 2018).

As aranhas são afetadas pela fragmentação de florestas, fenômeno que causa a diminuição da quantidade de presas e a redução da qualidade delas (Miyashita *et al.*, 1998). Considerando este dado, partimos da premissa de que florestas ripárias com maior área de cobertura florestal inseridas em paisagens naturais (florestal) tendem a ser mais heterogêneas, fornecendo uma maior gama de recursos, um habitat mais bem estruturado, além de um espaço com maior facilidade de forrageio, favorecendo a abundância e a diversidade de aranhas (Gallé *et al.*, 2022).

Esperamos encontrar uma diferença significativa de abundância, riqueza e composição de aranhas em fragmentos menores e em paisagens diferentes (florestal ou urbana).

Nossas hipóteses são de que: (1) o tamanho dos fragmentos influencia a abundância, a riqueza e a composição de espécies (Braschler; Baur, 2016); (2) a paisagem na qual a floresta ripária está inserida – floresta ou urbana – influencia a abundância, a riqueza e a composição das espécies (Stefani; Del Claro, 2015); e (3) o tamanho do fragmento influencia a distribuição das guildas funcionais (Miyashita *et al.*, 1998; Pires *et al.*, 2022).

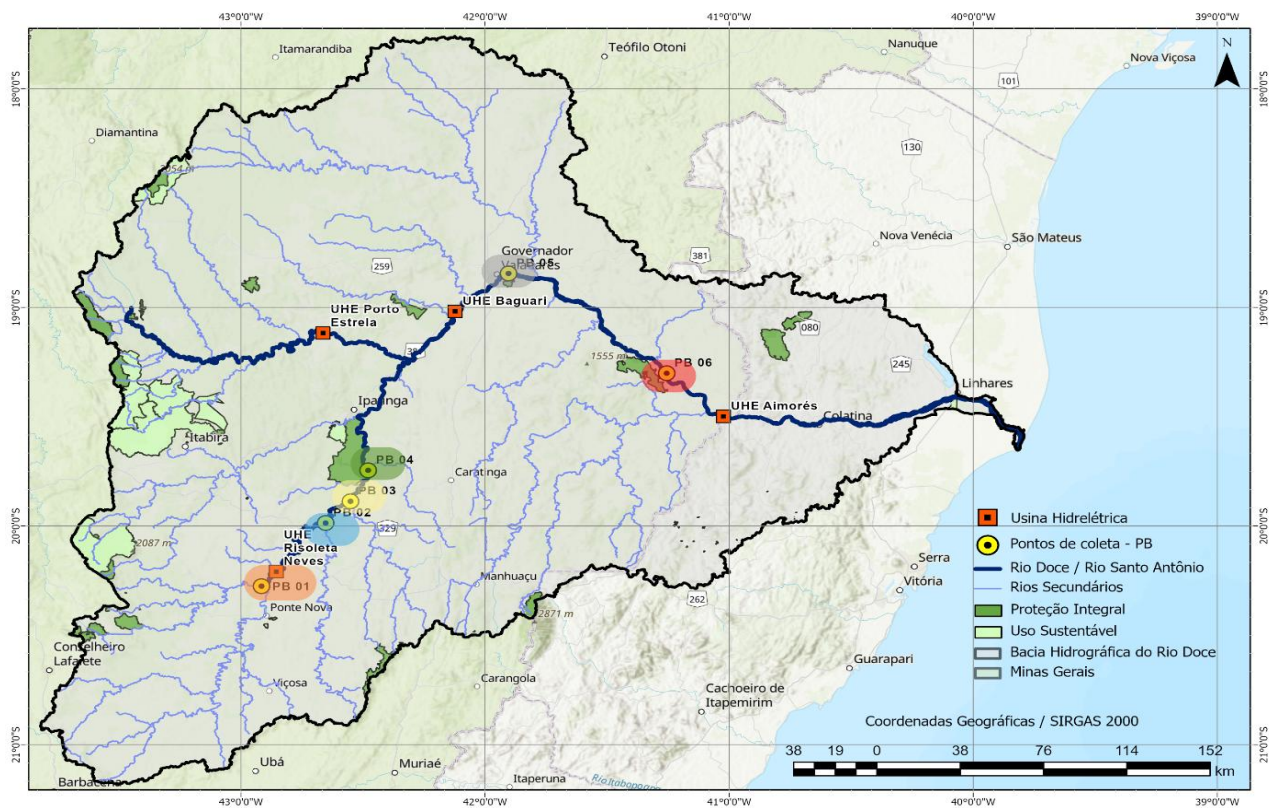
2 METODOLOGIA

O estudo foi realizado na região do Médio Rio Doce, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. A região apresenta clima tropical, quente e semiúmido (Alvares *et al.*, 2013), com temperatura média anual de 21°C e 22°C. Segundo dados do Instituto Estadual de Florestas (IEF), a pluviosidade média anual na região é de 1250 até 1500mm, com o período chuvoso ocorrendo de outubro a março e o período seco de abril até setembro (Minas Gerais, 2023).

O Médio Rio Doce abriga diversas áreas de proteção, como as Unidades de Conservação Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e Parque Estadual dos Sete Salões, a Área de Proteção Ambiental (APA) denominada Área de Proteção Ambiental Estadual do Rio Doce e, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mata do Sossego (TAB. 1). Essas áreas protegidas estão inseridas em uma paisagem dominada, em sua maioria, por agricultura, pastagem e urbanização (Projeto MapBiomas, 2019).

Ao longo do trecho médio do Rio Doce, selecionamos seis florestas ripárias (FIG. 1) com diferentes graus de conservação. O status de conservação foi definido pelo cálculo da área da cobertura de floresta ripária e pela paisagem onde as florestas estão inseridas, conforme demonstra a TAB. 1.

Figura 1 – Mapa da bacia hidrográfica do rio Doce com os pontos de amostragem das áreas de coleta de aranhas



Fonte: Projeto Eco-Água (Fundação Renova; FAPEMIG, 2024)

Tabela 1 – Descrição dos pontos de coleta, o tamanho e as coordenadas geográficas

Pontos bióticos (PB)	Tamanho (ha)	Coordenadas Geográficas	Descrição dos pontos
PB01	7,802ha	20° 16' 32.50"S 42° 54' 52.11"O	Ponto localizado no município de Rio Doce (MG), onde os rios Carmo e Piranga se encontram formando o rio Doce. Esse ponto está inserido em uma paisagem urbana, embora localmente seja um ambiente tipicamente rural. A floresta ripária é formada por árvores esparsas e frequentada por moradores locais e animais domésticos.
PB02	34,747ha	19° 59' 7.37"S 42° 39' 7.77"O	Ponto localizado no rio Casca. É um ambiente com floresta heterogênea e sub-bosque denso inserido em paisagem natural.
PB03	137,437ha	19° 53' 10.83"S 42° 33' 3.23"O	Ponto localizado no rio Matipó, área composta por vegetação tardia e bem estabelecida, com sub-bosque sem vegetação e com bastante serrapilheira, inserido em uma paisagem natural.
PB04	518,412ha	19° 44' 48.41"S 42° 28' 42.78"O	Ponto localizado no PERD, sendo a maior área contínua de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais (MG) com vegetação heterogênea com dosséis superiores médios e sub-bosques denso, inserida em uma paisagem natural.

Pontos bióticos (PB)	Tamanho (ha)	Coordenadas Geográficas	Descrição dos pontos
PB05	79,777ha	18° 50' 40.33"S 41° 54' 13.30"O	Ponto localizado no município de Governador Valadares (MG), abastecido pelo Rio Doce. A região se encontra em uma paisagem urbana. O ponto está localizado na floresta ripária da UNIVALE, e apresenta uma vegetação predominantemente composta por árvores e arbustos de espécies de plantas pioneiras entre poucas árvores tardias.
PB06	310,547ha	19° 18' 3.90"S 41° 15' 21.08"O	Ponto localizado na margem do Rio Doce e no município de Resplendor (MG). Embora inserido em uma paisagem de paisagem urbana, o ponto é caracterizado por fragmentos de florestas ocorrendo entre uma vegetação pioneira composta por arbustos em solo arenoso.

Fonte: elaborado pelo autor

Figura 2 – Gradiente de área florestal



Fonte: elaborado pelo autor a partir de imagens do Google Earth (2025)

Nota: da menor área para a maior em hectares; (PB = Ponto Biótico): PB01: 7,802 ha; PB02: 34,747ha; PB05: 79,777ha; PB03: 137,437ha; PB06: 310,547ha; PB04: 518,412ha.

2.1 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Em cada floresta amostrada foi definido um transecto de 250 metros na área ripária paralela, a cerca de 10 metros do rio. Cada transecto foi dividido em 10 pontos, que se distanciaram entre si em cerca de 25 metros. Em cada um desses pontos foram realizados batimentos em uma árvore com mais de 2 metros selecionada aleatoriamente, com a utilização de um pedaço de bambu de 2,5 metros; os invertebrados que caíram da árvore foram coletados com auxílio de guarda-chuva entomológico. Os batimentos foram realizados em 3 ramos de cada árvore, 10 batimentos por ramo totalizando 30 batimentos por árvore.

Após a coleta dos invertebrados, as aranhas foram triadas ao nível de família e depois morfoespeciadas. Cada família de aranhas foi classificada quanto à sua guilda funcional (tecelãs e não tecelãs), de acordo com as técnicas mais frequentemente empregadas em cada subfamília (TAB. 2). A classificação das guildas foi realizada com base em Cardoso *et al.* (2011) e no livro *Ecologia e Comportamento de Aranhas* (Gonzaga *et al.*, 2007). A classificação foi baseada em *tecelãs* ou *não tecelãs*, sendo as *tecelãs* aquelas que produzem todo tipo de teia (orbicular, lençol ou teias espaciais); e, as *não tecelãs*, aquelas que não utilizam das teias para capturar as presas, sendo caçadoras ativas ou de emboscadas. Foram realizadas 4 coletas: 2 coletas no período chuvoso e 2 coletas no período seco, nos anos de 2022 e 2023.

Tabela 2 – Famílias que compõem as guildas funcionais, não tecelãs e tecelãs

Guildas funcionais	
Não tecelãs	Tecelãs
<i>Anyphaenidae</i>	<i>Araneidae</i>
<i>Salticidae</i>	<i>Dictynidae</i>
<i>Lycosidae</i>	<i>Linyphidae</i>
<i>Sparassidae</i>	<i>Pholcidae</i>
<i>Clubionidae</i>	<i>Tetragnathidae</i>
<i>Corinnidae</i>	<i>Theridilidae</i>
<i>Ctenidae</i>	<i>Agelenidae</i>
<i>Miturgidae</i>	
<i>Oxyopidae</i>	
<i>Philodromidae</i>	
<i>Sicariidae</i>	
<i>Thomisidae</i>	
<i>Scytodidae</i>	
<i>Pisauridae</i>	
<i>Orsolobiidae</i>	

Fonte: elaborado pelo autor

2.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises desse estudo foram realizadas considerando o transecto como unidade amostral. A riqueza de aranhas foi avaliada através de modelos lineares generalizados com ajuste para binomial negativa, sendo a riqueza de morfoespécies a variável resposta; e, tamanho da floresta ripária a variável preditora, tendo como covariação o tipo da paisagem (Urbana ou floresta) onde as florestas ripárias estão inseridas.

Para avaliar a abundância das aranhas, utilizamos modelos lineares generalizados (GLM). Inicialmente, ajustamos um modelo considerando todas as aranhas, utilizando a abundância como variável resposta e o tamanho da floresta ripária e as guildas funcionais (tecelãs e não tecelãs) como variáveis preditoras. Além disso, incluímos o tipo da paisagem (urbana ou natural) como uma covariável.

Posteriormente, realizamos análises separadas para cada guilda funcional, ajustando modelos específicos para aranhas tecelãs e aranhas não tecelãs. Em todos os modelos, optamos pela distribuição binomial negativa devido à sobredispersão dos dados, garantindo um melhor ajuste estatístico. Essas análises foram realizadas com o auxílio do software R (versão 2023.06.1).

Para testar a dissimilaridade da composição de espécies de aranhas entre os diferentes tamanhos de florestas ripárias, realizamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2008). Nesta análise, usamos a função `adonis2` dentro do software R para controlar os efeitos de composição. Finalmente, as dissimilaridades na composição de espécies entre os grupos foram representadas por meio de um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de Bray-Curtis e 999 permutações. A análise foi estruturada a partir de uma matriz de abundância de espécies. Tanto o NMDS quanto as análises de composição foram realizados no software PAST.

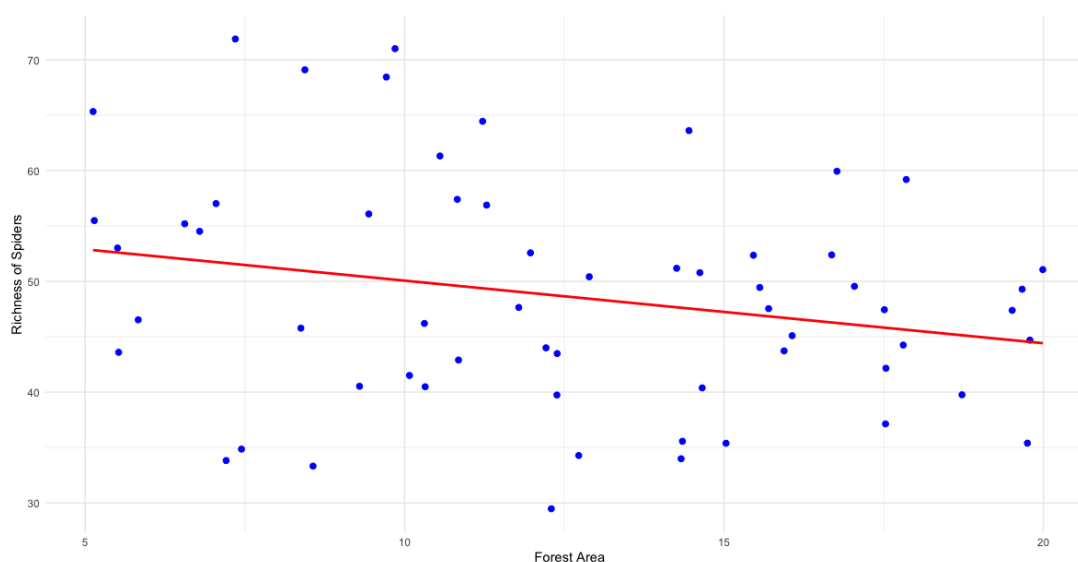
3 RESULTADOS

Coletamos um total de 1464 aranhas pertencentes a 184 morfoespécies de aranhas, sendo 56 morfoespécies de aranhas tecelãs (n=488) e 128 morfoespécies de aranhas não tecelãs (n=763). As cinco morfoespécies mais abundantes de aranhas tecelãs pertencem à família *Araneidae* que estavam distribuídas em todas as regiões, independente da paisagem (floresta ou urbana). Já para a guilda das aranhas caçadoras, as cinco morfoespécies mais abundantes, em ordem decrescente, foram: *Philodromidae* sp.10 (9,2%), *Salticidae* sp.1 (7,9%) *Anyphaenidae* sp.1 (5,4%), *Salticidae* sp.3 (4,4%) e *Anyphaenidae* sp.3 (3,2%) .

3.1 RIQUEZA

A riqueza de aranhas é influenciada pela área da floresta. Florestas menores tendem a apresentar maior riqueza do que florestas maiores e mais conservadas ($\chi^2 = 3.6434$; $p=0.056$, FIG. 3).

Figura 3 – Gráfico da riqueza de aranhas em relação à área florestal



Fonte: elaborado pelo autor

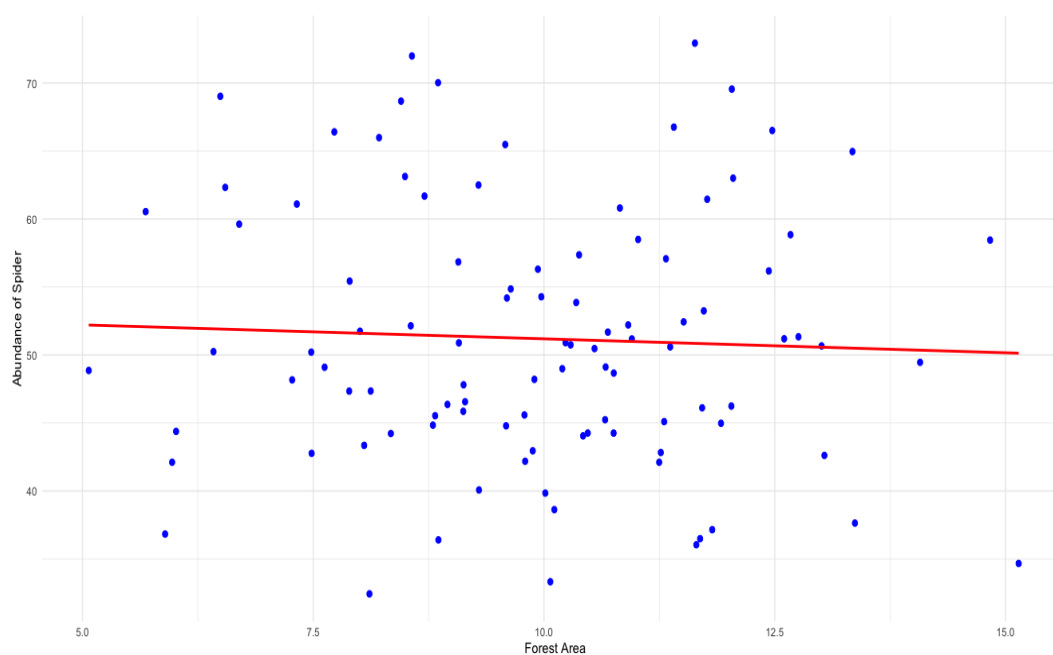
Nota: O gráfico mostra que a riqueza de aranhas é negativamente influenciada pelo tamanho da floresta

Na FIG. 3, observamos que a riqueza de aranhas diminui com o aumento da área florestal. A paisagem (urbana ou natural) na qual a floresta ripária está inserida ($\chi^2 = 0.0194$; $p=0.889$), e a interação entre o tamanho ou a paisagem da paisagem ($\chi^2 = 2.9667$; $p= 0.085$) não afetam a riqueza da araneofauna.

3.2 ABUNDÂNCIA

Não houve efeitos estatisticamente significativos das variáveis preditoras sobre a variável resposta. O tamanho ($\chi^2 = 2.96$, $df = 1$, $p = 0.085$), a paisagem urbana ($\chi^2 = 1.06$, $df = 1$, $p = 0.302$) e a interação entre o tamanho e a urbanização ($\chi^2 = 2.16$, $df = 1$, $p = 0.141$) não mostraram efeitos significativos sobre a abundância de aranhas.

Figura 4 – Gráfico da abundância de aranhas em relação à área florestal



Fonte: elaborado pelo autor

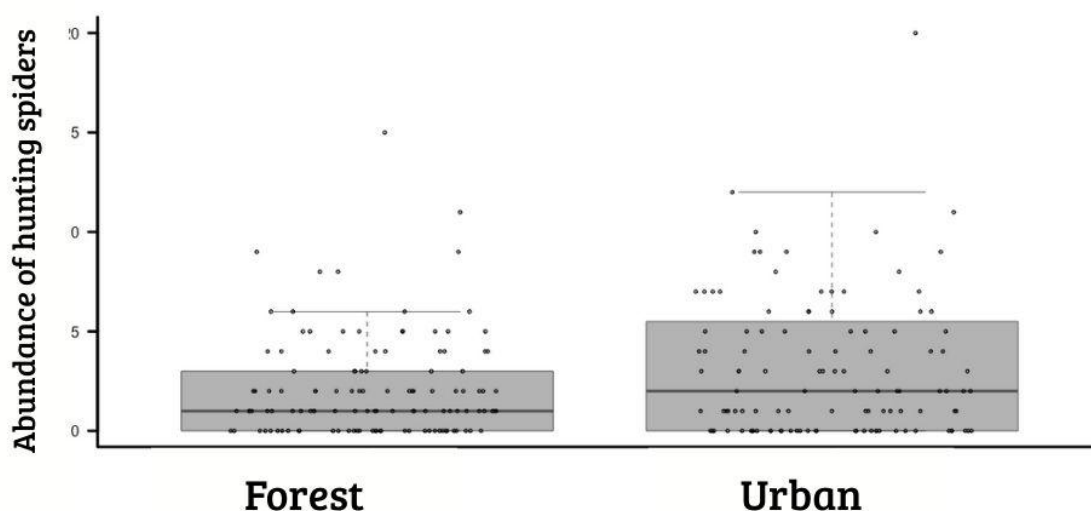
3.3 ABUNDÂNCIA DAS GUILDAS FUNCIONAIS

A abundância diferiu entre os grupos funcionais (tecelãs e não tecelãs) (χ^2 : 30.474; $p < 0.001$). Também observamos que as guildas são afetadas pela área da

floresta ripária ($\chi^2 = 12.300$; $p < 0.001$) e pela interação entre os grupos funcionais e o tipo da paisagem onde a floresta ripária está inserida ($\chi^2 = 3.969$; $p = 0.0463$).

Ao verificar cada guilda (tecelãs e não tecelãs) separadamente, verificamos que a área da floresta ripária exerce um efeito significativo sobre a abundância das aranhas caçadoras ($\chi^2 = 3.8242$, $df = 1$, $p = 0,050$; FIG. 6), que tendem a aumentar o número de indivíduos com o aumento da área da floresta ripária. As demais variáveis preditoras: tipo de paisagem ($\chi^2 = 0.0197$, $df = 1$, $p = 0,888$) e a interação entre área da floresta ripária e a paisagem na qual essa floresta está inserida ($\chi^2 = 2.9667$, $df = 1$, $p = 0,085$) não afetam significativamente essa fauna.

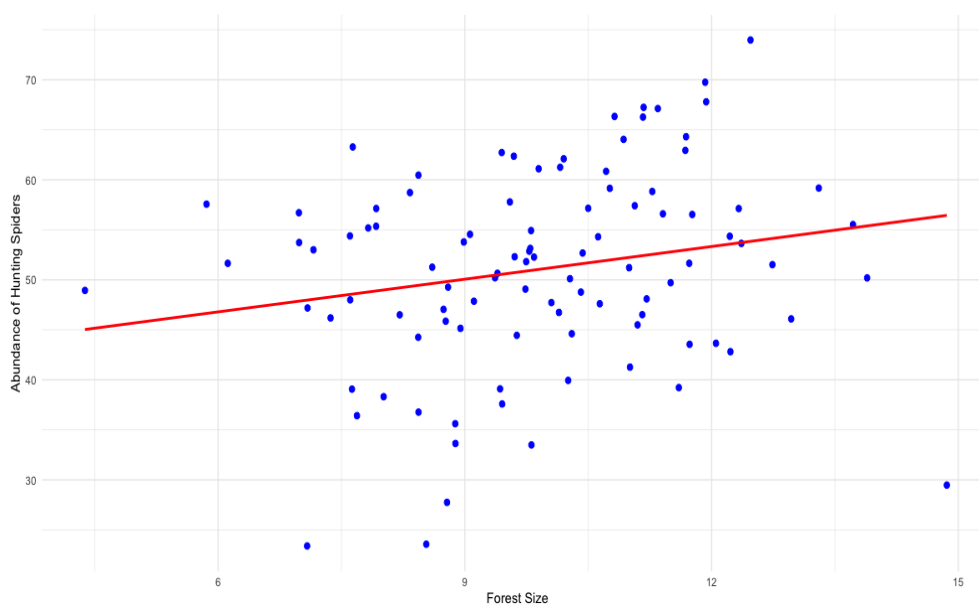
Figura 5 – Boxplot da abundância pela paisagem



Fonte: elaborado pelo autor

Nota: $p = 0,888$

Figura 6 – Gráfico da abundância de aranhas não tecelãs em função da área florestal

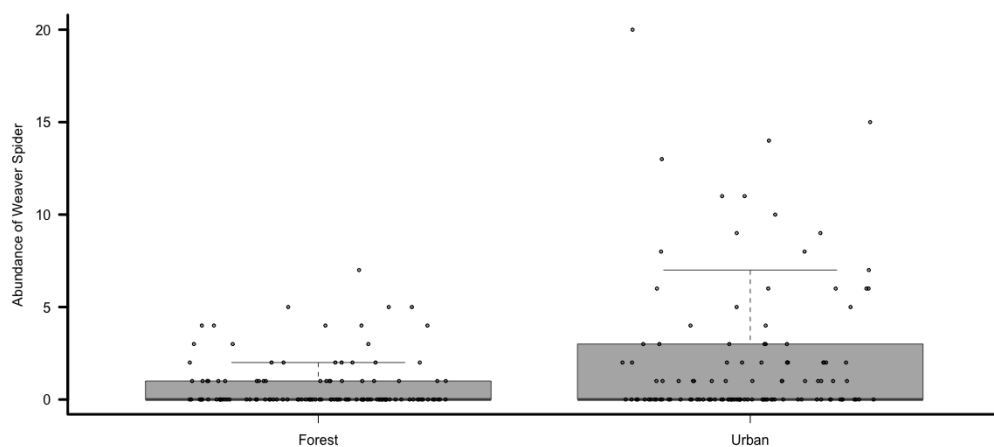


Fonte: elaborado pelo autor

Como observado acima (FIG. 6), quanto maior a área florestal, maior a abundância de aranhas caçadoras.

A abundância das aranhas tecelãs com relação ao tamanho florestal não demonstrou significância ($\chi^2 = 2.963$, $df = 1$, $p = 0,085$).

Figura 7 - Gráfico da abundância de aranhas tecelãs em função da paisagem



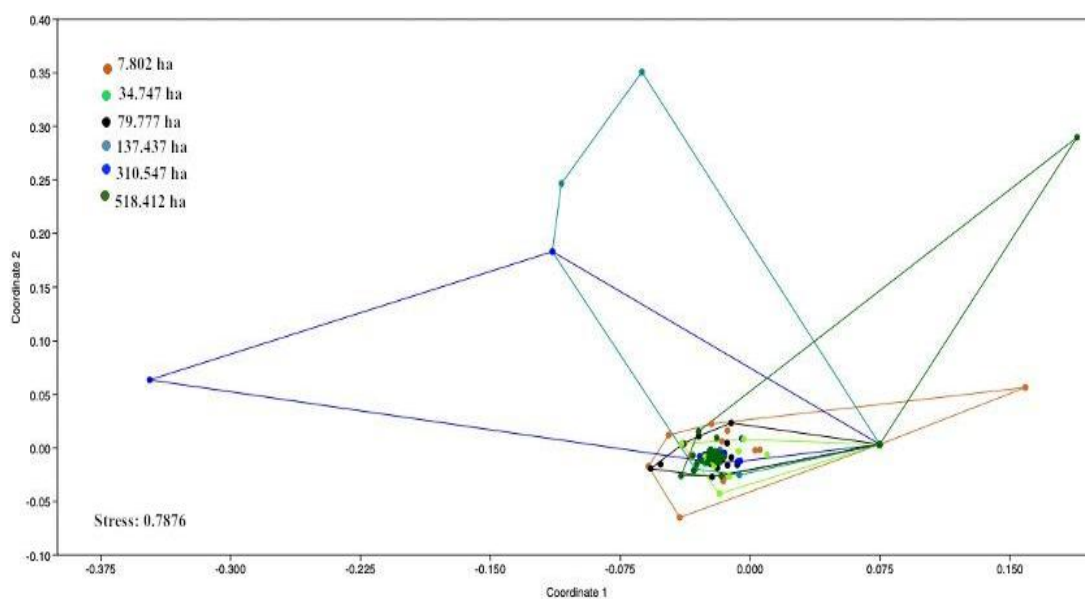
Fonte: elaborado pelo autor

Em relação à guilda de aranhas tecelãs (FIG. 7), não foram observados efeitos significativos da área florestal ($\chi^2 = 1.0642$, $df = 1$, $p = 0,3022$) ou do tipo de paisagem ($\chi^2 = 2.164$, $df = 1$, $p = 0,141$).

3.4 COMPOSIÇÃO

A composição diferiu entre as áreas de cobertura florestal. As florestas ripárias que apresentam maior área de cobertura florestal apresentaram um maior compartilhamento das espécies. De forma semelhante, as três florestas com menor cobertura florestal mostram um maior compartilhamento de espécies entre elas (PERMANOVA; Pseudo- $F = 2.366$; $p = 0.0001$; FIG. 8).

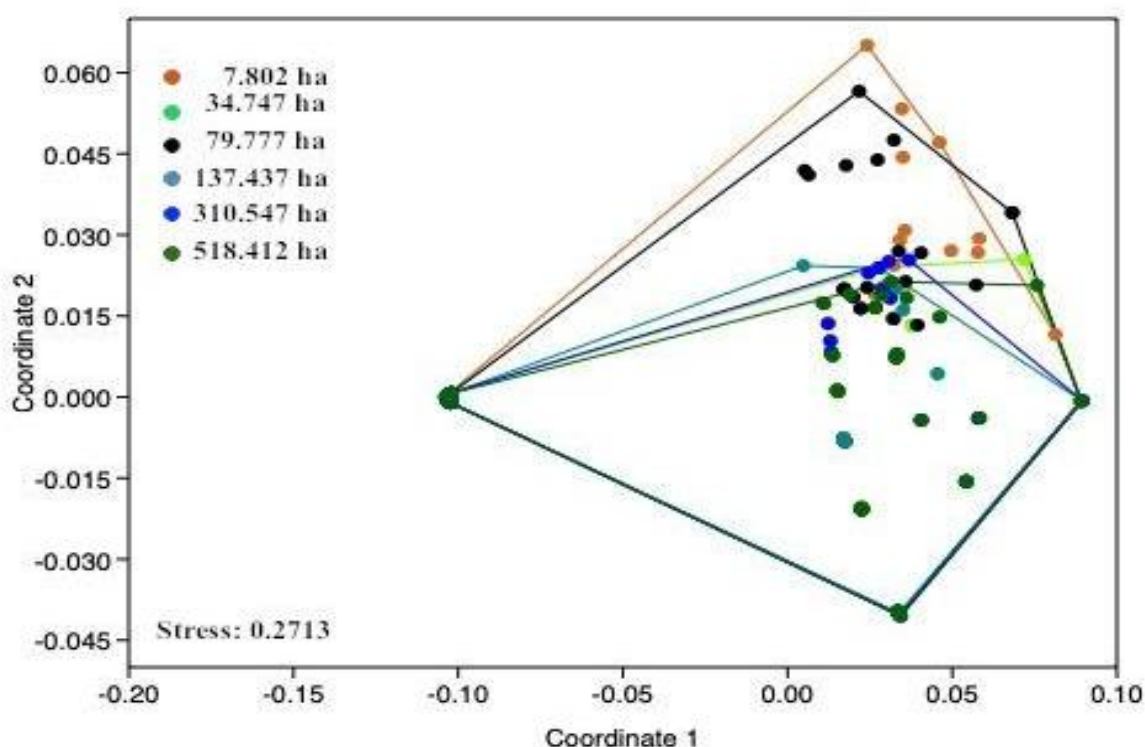
Figura 8 - Gráfico NMDS da riqueza de aranhas em relação ao tamanho florestal



Fonte: elaborado pelo autor

A análise de composição com as duas guildas funcionais difere entre as florestas ripárias amostradas (PERMANOVA: Pseudo- $F = 3.184$; $p < 0.001$ FIG. 9), com agrupamento e maior compartilhamento de diversidade entre florestas ripárias inseridas em paisagens semelhantes (FIG. 9).

Figura 9 - Gráfico NMDS das guildas funcionais de aranhas em relação ao tamanho das áreas florestais

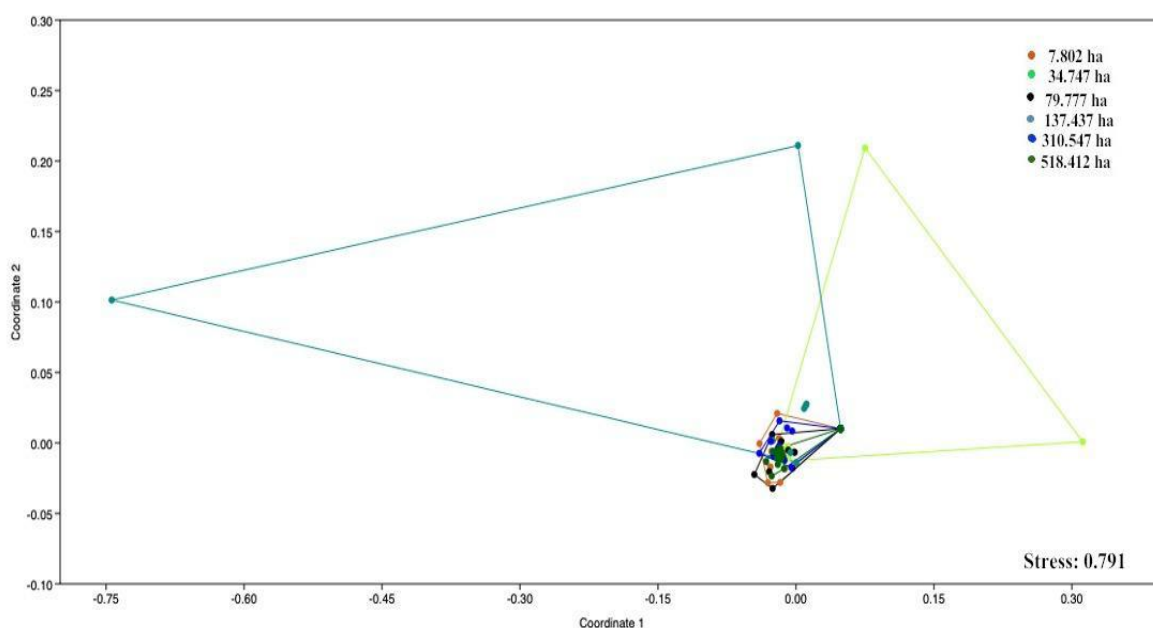


Fonte: elaborado pelo autor

Nota: o maior agrupamento ocorre entre as áreas que apresentam a mesma categoria de paisagem: Urbano representado pelas cores laranja, preto e azul X Natural representado pelas cores verde claro e escuro e ciano.

A composição de cada guilda separada também mostrou que a composição de aranhas caçadoras difere de acordo com a paisagem em que a floresta está inserida: urbana ou floresta (PERMANOVA: Pseudo- $F = 1,749$; $p = 0.004$); (FIG. 10).

Figura 10 - Gráfico NMDS da guilda das aranhas caçadoras em relação ao tamanho das áreas florestais

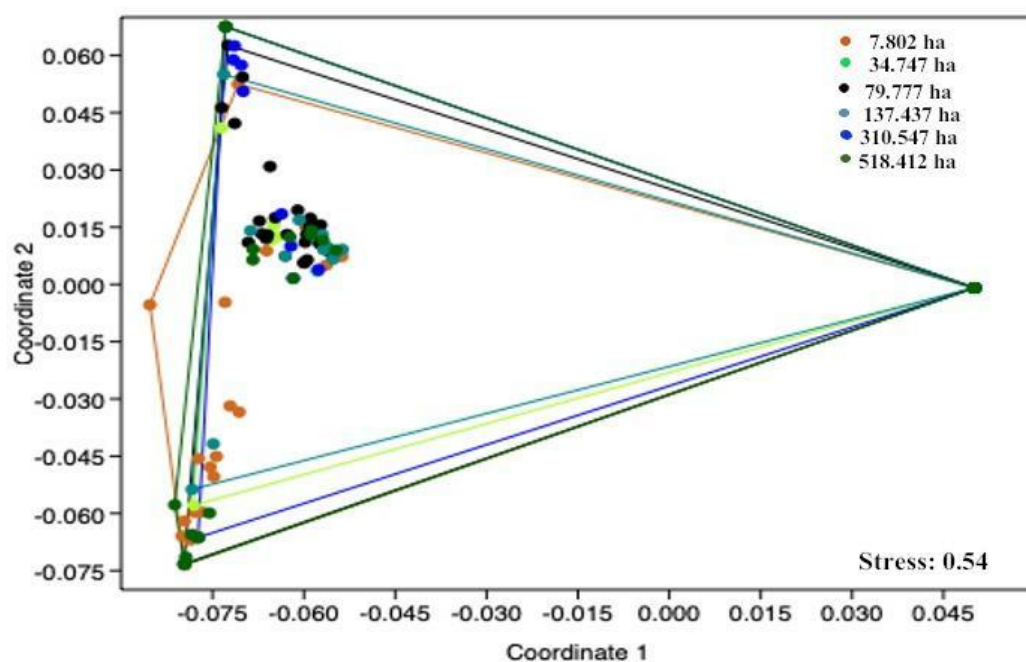


Fonte: elaborado pelo autor

Nota: as categorias da paisagem foram definidas pelas cores laranja, preto e azul para a paisagem Urbana X cores verdes claro e escuro e ciano para paisagem Natural

A composição de aranhas tecelãs diferiu significativamente entre as florestas ripárias ($F: 3.73$; $p= 0.014$; FIG. 11).

Figura 11 - Gráfico NMDS da guilda de tecelãs em relação ao tamanho da floresta ripária



Fonte: elaborado pelo autor

4 DISCUSSÃO

A riqueza de aranhas é afetada pelo tamanho da área florestal. Estudos relatam que o aumento da riqueza de espécies de aranhas é positivamente relacionado ao tamanho da floresta (Miyashita *et al.*, 1998; Vilas Boas Junior *et al.*, 2020; Gallé *et al.*, 2022), contudo, não encontramos uma relação significativa entre as variáveis, indicando que o tamanho da área não afetou a riqueza de aranhas neste relato. Fragmentos florestais pequenos e isolados, em ambientes inseridos em uma paisagem também modificada, são remanescentes de uma floresta anteriormente bem estabelecida e com uma fauna rica em espécies de aranhas.

Desse modo, florestas ripárias menores são, muitas vezes, o único refúgio para essa fauna. Embora o tipo da paisagem em que as florestas ripárias amostradas estão inseridas não tenha influenciado a riqueza de aranhas, a estratégia de deslocamento via balonismo frequentemente empregada pelas aranhas pode também contribuir para que, através desse método, aranhas de ambientes diversos encontrem esses fragmentos florestais menores e neles se estabeleçam (Weyman, 1993; Salmon; Horner, 1977). É importante notar aqui a importância desses pequenos fragmentos isolados para essa fauna que, devido à perda de habitat, pode estar suscetível à extinção (Vilas Boas Junior *et al.*, 2020).

Por outro lado, a abundância de aranhas está diretamente ligada à disponibilidade de recursos tanto bióticos quanto abióticos do habitat (Uetz, 1991; Cardoso; Gonzaga, 2020). Em ambientes com pouca estruturação, baixa disponibilidade alimentar e com perda de vegetação ribeirinha – fatores comumente observáveis em fragmentos menores, é comum ver uma baixa abundância de espécies (Miyashita *et al.*, 1998; Černecká *et al.*, 2020; Laeser *et al.*, 2005).

Em relação à abundância das aranhas em função do tamanho e da paisagem na qual a floresta ripária se encontra, os achados não foram significativos, visto que o número de aranhas foi comum a todas as áreas. Contudo, quando observamos individualmente os grupos funcionais, nota-se que as relações de abundância em relação ao tamanho e a paisagem das aranhas tecelãs não demonstraram significância. Isso pode se dar pela semelhança da composição delas em relação às paisagens.

Em relação às aranhas não tecelãs, por outro lado, percebemos que existe um efeito positivo: quanto maior a área, maior a abundância das aranhas de dossel.

As florestas ripárias são ambientes dinâmicos e com frequentes alterações, podendo criar espaços para espécies generalistas e especialistas, que conseguem coexistir em áreas maiores (Uetz.,1991; Miyashita *et al.*,1998; Černecká *et al.*, 2020).

Os efeitos da área de cobertura florestal também estão refletidos na composição da comunidade de aranhas. As florestas ripárias estudadas apresentaram composições distintas de aranhas, sugerindo a influência de fatores ambientais específicos na estrutura dessa comunidade. No entanto, o compartilhamento de espécies e guildas funcionais entre as florestas ripárias com diferentes áreas sugerem que as aranhas capazes de desempenhar papéis ecológicos semelhantes estão presentes nas florestas. Isso pode ocorrer devido a características generalistas e dinâmicas do ambiente ripário, que permitem a ocorrência de mesmas espécies em diferentes áreas, bem como a dispersão das aranhas ao longo da paisagem, garantindo que as funções ecológicas sejam mantidas.

5 CONCLUSÃO

Esse estudo mostrou que ambas as guildas de aranhas (tecelãs e não tecelãs) conseguem se estabelecer em ambientes com diferentes graus de conservação. Contudo, a riqueza de aranhas em relação à área mostrou uma influência negativa: florestas menores apresentaram maior riqueza de espécies do que áreas maiores.

A abundância total de aranhas não variou com o tamanho da floresta inserida. Contudo, houve um efeito positivo da relação da guilda das aranhas não tecelãs com a área: quanto maior o tamanho da área, maior foi a abundância delas. Já para as tecelãs, não houve variações significativas da abundância com o tamanho da área.

A composição de espécies variou conforme o tamanho e o tipo de matriz. As 3 florestas maiores (PB03; PB04 e PB06) compartilharam mais espécies entre si, assim como as 3 florestas menores (PB01; PB02 e PB05) também compartilharam mais espécies entre elas.

Os resultados permitem concluir que as comunidades de aranhas no Médio Rio Doce dependem tanto de pequenos quanto de grandes fragmentos florestais. Dado que a resposta das guildas funcionais varia conforme a área, evidencia-se a urgência de estratégias de conservação voltadas aos pequenos fragmentos, independentemente da matriz em que estejam inseridos.

REFERÊNCIAS

ABBASS, K. *et al.* A review of the global climate change impacts, adaptation, and sustainable mitigation measures. **Environmental science and pollution research**, v. 29, n. 28, p. 42539-42559, 2022.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods**. Plymouth: PRIMER-E, 2008.

BRASCHLER, B.; BAUR, B. Diverse effects of a seven-year experimental grassland fragmentation on major invertebrate groups. **PLoS One**, v. 11, n. 2, p. e0149567, 2016.

BRASIL. [Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012]. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 25 abr. 2026.

CARDOSO, J. C. F.; GONZAGA, M. O. Spiders follow an ideal free distribution based on traits of the plant community. **Ecological Entomology**, v. 45, n. 4, p. 886-895, 2020.

CARDOSO, P. *et al.* Ecosystem services provided by spiders (Preprint). **Journal of Arachnology** [S. l.], 2024. DOI: 10.2244/jau.17253861.1.tm1809v1.

CARDOSO, P. *et al.* Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. **PLOS ONE**, v. 6, n. 6, e21710, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>. Acesso em: 25 abr. 2026.

ČERNECKÁ, L. *et al.* The effect of canopy openness of European beech (*Fagus sylvatica*) forests on ground-dwelling spider communities. **Insect Conservation and Diversity**, v. 13, n. 3, p. 250–261, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/icad.12389>. Acesso em: 25 abr. 2026.

CHAUDHARY, M. T.; PIRACHA, A. Natural disasters—origins, impacts, management. **Encyclopedia**, v. 1, n. 4, p. 1101–1131, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/encyclopedia1040084>. Acesso em: 25 abr. 2026.

COLE, L. J.; STOCKAN, J.; HELLIWELL, R. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 296, 106891, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>. Acesso em: 25 abr. 2026.

EGGS, B.; WOLFF, J.O.; KUHN-NENTWIG, L.; GORB, S.N.; NENTWIG, W. Hunting Without a Web: How Lycosoid Spiders Subdue their Prey. **Ethology**, v. 121, p. 1166-1177, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eth.12432>. Acesso em: 25 abr. 2026.

GALLÉ, Róbert *et al.* Landscape-scale connectivity and fragment size determine species composition of grassland fragments. **Basic and Applied Ecology**, v. 65, p. 39-49, 2022.

GONÇALVES-SOUZA, T.; CHASE, J. M.; HADDAD, N. M.; VANCINE, M. H.; DIDHAM, R. I. K.; MELO, F. L. P.; AIZEN, M. A. Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. **Nature**, [online], 12 mar. 2025.

GONZAGA, M. O. *et al.* **Ecologia e comportamento de aranhas**. Rio de Janeiro: Interciência, 2007. (Coleção Zoologia: Temas Atuais, v. 12).

HANNA, R.; ZALOM, F. G.; ROLTSCH, W. J. Relative impact of spider predation and cover crop on population dynamics of *Erythroneura variabilis* in a raisin grape vineyard. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 107, p. 177-191, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00051.x>. Acesso em: 25 abr. 2026.

HILLEBRAND, H.; BENNETT, D. M.; CADOTTE, M. W. Consequences of dominance: A review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. **Ecology**, v. 89, n. 6, p. 1510-1520, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>. Acesso em: 25 abr. 2026.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (MG). **Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce**. Belo Horizonte: IEF, 2023. Disponível em: <https://ief.mg.gov.br>. Acesso em: 25 abr. 2026.

IPCC. **Relatório de 2007**. [S. l.]: IPCC, 2007. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/>. Acesso em: 25 abr. 2026.

JAUREGUIBERRY, P.; TITEUX, N.; WIEMERS, M.; BOWLER, D. E.; CONSCIEME, L.; GOLDEN, A. S.; GUERRA, C. A.; JACOB, U.; TAKAHASHI, Y.; SETTELE, J.; DIAZ, S.; MOLNÁR, Z. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. **Science Advances**, v. 8, n. 45, eabm9982, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>. Acesso em: 25 abr. 2026.

JÚNIOR, F. E. V. B.; DA SILVA FERREIRA, A.; DE SOUZA, M. M. The effect of fragmentation on spider richness (Arachnida: Araneae) in montane semideciduous seasonal forest. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 4, p. 145-157, 2021. Disponível em: <https://agris.fao.org>. Acesso em: 25 abr. 2026.

LAESER, Scott R.; BAXTER, Colden V.; FAUSCH, Kurt D. Riparian vegetation loss, stream channelization, and web-weaving spiders in northern Japan. **Ecological Research**, v. 20, n. 6, p. 646-651, 2005.

Li, X., YIANG, W.; WANG, H.; GUO, J.; XIE, W.; WU, X.; GE, D. (2018). Different response patterns of epigaeic spiders and carabid beetles to varying environmental conditions in fields and semi-natural habitats of an intensively cultivated agricultural landscape. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 264, p. 54-62, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.016>. Acesso em: 25 abr. 2026.

MAPBIOMAS. **Annual land cover and land use maps of Brazil** [Data set]. [S. l.]: Project MapBiomass, 2019. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 25 abr. 2026.

MELLO, K. *et al.* Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 514-524, 2017.

MICHALKO, R.; PEKÁR, S. The biocontrol potential of Philodromus (Araneae, Philodromidae) spiders for the suppression of pome fruit orchard pests. **Biological Control**, v. 82, p. 13–20, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.12.001>. Acesso em: 25 abr. 2026.

MITCHELL, M. G. E.; DEVISSCHER, T. Strong relationships between urbanization, landscape structure, and ecosystem service multifunctionality in urban forest fragments. **Landscape and Urban Planning**, v. 228, 104548, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104548>. Acesso em: 25 abr. 2026.

MIYASHITA, T.; SHINKAI, A.; CHIDA, T. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. **Biological conservation**, v. 86, n. 3, p. 357-364, 1998.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities**. [S. l.]: Elsevier, 2010.

NDAVA, J.; DIAZ LLERA, S.; MANYANGA, P. The future of mosquito control: The role of spiders as biological control agents: A review. **International Journal of Mosquito Research**, v. 5, n. 1, p. 6-11, 2018.

NYFFELER, M.; SUNDERLAND, K. D. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: A comparison of European and US studies. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 95, n. 2-3, p. 579-612, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00181-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00181-0). Acesso em: 25 abr. 2026.

PANGTEY, D.; PANDE, H. Spiders Assemblage (Arachnida Araneae) in Apple Orchard, Mukteshwar, District Nainital, Uttarakhand, India. **Biodiversity Journal**, v. 15, n. 1, p. 33-36, 2024.

PIRES, M. M. *et al.* Ground-dwelling spider communities respond to changes in riparian vegetation widths. **Zoological Studies**, v. 61, e12, 2022.

POPESCU, C. *et al.* Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. **Water**, Basel, v. 13, n. 2, p. 188, 2021.

RIIS, Tenna *et al.* Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. **BioScience**, v. 70, n. 6, p. 501-514, 2020.

SALMON, J. T.; HORNER, N. V. Aerial Dispersion of Spiders in North Central Texas. **The Journal of Arachnology**, v. 5, n. 2, p. 153–157, 1977.

SANDERS, D.; PLATNER, C. Intraguild interactions between spiders and ants and top-down control in a grassland food web. **Oecologia**, v. 150, n. 4, p. 611-624, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0538-5>. Acesso em: 25 abr. 2026.

STEFANI, V.; DEL-CLARO, K. The effects of forest fragmentation on the population ecology and natural history of a funnel-web spider. **Journal of natural history**, v. 49, n. 3-4, p. 211-231, 2015.

UETZ, G. W. Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. **Oecologia**, v. 22, n. 4, p. 373-385, 1976. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00345314>. Acesso em: 25 abr. 2026.

UETZ, G. W. Habitat structure and spider foraging. In: BELL, S. S.; MCCOY, E. D.; MUSHINSKY, H. R. (ed.). **Habitat structure**. [S. l.]: Springer, 1991. p. 271-279.

ULFSTRAND, S. Life cycles of benthic insects in Lapland streams (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera Simuliidae). **Oikos**, v. 19, n. 2, p. 167-190, 1968.

WEYMAN, G. S. A review of the possible causative factors and significance of ballooning in spiders. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 5, n. 3, p. 279-291, 1993. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/08927014.1993.9523016>. Acesso em: 25 abr. 2026.

ZANDALINAS, S. I.; FRITSCHI, F. B.; MITTLER, R. Global warming, climate change, and environmental pollution: Recipe for a multifactorial stress combination disaster. **Trends in Plant Science**, v. 26, n. 6, p. 588-599, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2021.02.011>. Acesso em: 25 abr. 2026.