

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Formigas como ferramentas para avaliação da qualidade de florestas ripárias
sujeitas a distúrbios antropogênicos**

Isabella Lopes
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

ISABELLA LOPES

**Formigas como ferramentas para avaliação da qualidade de florestas ripárias
sujeitas a distúrbios antropogênicos**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Sérgio Pontes Ribeiro

Coorientadora: Maria F. Brito de Almeida

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

L864f
2024

Lopes, Isabella, 1997-
Formigas como ferramentas para avaliação da qualidade
de florestas ripárias sujeitas a distúrbios antropogênicos /
Isabella Lopes. – Viçosa, MG, 2024.
1 dissertação eletrônica (64 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Inclui apêndices.

Orientador: Sérvio Pontes Ribeiro.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Biologia Animal, 2024.

Referências bibliográficas: f. 39-50.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.770>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Formigas - Natureza - Influência do homem.
2. Qualidade ambiental. 3. Indicadores biológicos. I. Ribeiro,
Sérvio Pontes. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento
de Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.
III. Título.

CDD 22. ed. 595.796

ISABELLA LOPES

**Formigas como ferramentas para avaliação da qualidade de florestas ripárias
sujeitas a distúrbios antropogênicos**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 20 de agosto de 2024.

Assentimento:

Isabella Lopes
Autora

Sérvio Pontes Ribeiro
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 18/12/2024 às 15:16:20 e pelo orientador em 19/12/2024 às 15:06:44. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **P1KL.BI9D.MYUV** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Chegar ao momento de escrever os agradecimentos desencadeia uma série de emoções: alívio, paz, alegria, gratidão, cansaço e incertezas. A trajetória do início até aqui foi repleta de momentos felizes, mas também, de desafios e imprevistos. E para concluir essa trajetória eu precisei de muitas pessoas ao meu lado. “Ninguém vive sozinho. Não é mesmo?!”. Portanto, quero registrar meu profundo agradecimento a todos que estiveram comigo durante este tempo.

Agradeço primeiramente à minha mãe, minha fonte de inspiração, por sempre me lembrar: “No fim tudo dá certo; se não deu, é porque ainda não chegou ao fim”. Sou grata ao meu pai e às minhas irmãs pelo constante cuidado e incentivo. Agradeço a toda a minha família, pelos momentos juntos que foram essenciais para recarregar minhas energias.

Agradeço ao Igor, Ju e Mila, não apenas pelo apoio, mas por serem meu refúgio e compartilharem momentos de alegria. Também, agradeço à Dani e à república Palmares! Agradeço ao Gleí, que foi fundamental desde o início, por todas as conversas, desabafos e incentivos.

Aos membros do laboratório LEAF da Universidade Federal de Ouro Preto, meu sincero agradecimento pelo apoio no campo e no processamento do material deste trabalho. Em especial, agradeço ao Breno e ao Felipe, que me acompanharam em todas as campanhas de campo e foram essenciais durante este processo, e ao Bruno, que ajudou de forma exemplar na identificação e triagem dos materiais coletados.

Sou imensamente grata à Maria Fernanda, que foi a pessoa mais fundamental durante todo o meu processo de aprendizado em campo e laboratório. Sou grata pela confiança depositada em mim e apoio incondicional em todos os momentos. À Glorinha, pelo cuidado e apoio constante.

Agradeço ao Ricardo Campos, por toda a atenção e preocupação durante este período.

Agradeço ao Sérgio, pelos aprendizados ensinados e pela oportunidade oferecida.

Agradeço a Renata e aos seus alunos que ajudaram nas coletas de dados

em Governador Valadares.

Ao professor José Fernandes e ao projeto Eco-Água pelo suporte que viabilizou a execução desta pesquisa.

Agradeço ao Parque Estadual do Rio Doce (PERD) pela infraestrutura oferecida e aos funcionários pelo auxílio em campo.

Agradeço a Universidade Federal de Ouro Preto, a Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pelo ensino de qualidade e gratuito.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Também, com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) – Código de Financiamento 36159. Assim, deixo meus agradecimentos pelo incentivo financeiro, que permitiu a execução dessa pesquisa científica.

“O correr da vida embrulha tudo, a vida é assim: esquenta e esfria e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem.” Guimarães

Rosa

RESUMO

LOPES, Isabella, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2024. **Formigas como ferramentas para avaliação da qualidade de florestas ripárias sujeitas a distúrbios antropogênicos.** Orientador: Sérgio Pontes Ribeiro. Coorientadora: Maria Fernanda Brito de Almeida.

As intervenções humanas, como desastres ambientais e a conversão de florestas para usos antrópicos, têm contribuído significativamente para a degradação das paisagens naturais. As florestas ripárias, que são vegetações localizadas ao longo dos cursos de água, são particularmente vulneráveis aos impactos antropogênicos, que alteram suas condições biofísicas, funcionalidade ecológica e biodiversidade. A bacia hidrográfica do Rio Doce, no sudeste do Brasil, exemplifica os desafios enfrentados por esse ecossistema globalmente. Assim, compreender como as comunidades bióticas respondem às variações das características da paisagem é crucial para a conservação destes habitats. Neste cenário, as formigas (Hymenoptera: Formicidae), notáveis como bioindicadores, são ferramentas eficazes para avaliar o impacto de perturbações, devido à sua sensibilidade às mudanças no ambiente e aos papéis ecológicos que desempenham. Nosso estudo avaliou a influência do tipo de uso e ocupação do solo no entorno das florestas ripárias na composição e diversidade das formigas, além de analisar a complexidade do habitat local. Os resultados indicam que cada floresta ripária estudada abriga um conjunto único de espécies de formigas, com a paisagem circundante atuando como um preditor significativo dessas diferenças. Notavelmente, áreas urbanas se caracterizaram pela predominância de espécies do grupo funcional oportunistas. Além disso, a complexidade do habitat, medida pela cobertura do dossel e circunferência do tronco das árvores, foi relativamente consistente entre as florestas, exceto naquelas inseridas em uma matriz urbana, que apresentaram menor complexidade estrutural. A riqueza, diversidade e equitabilidade das espécies de formigas não diferiram significativamente entre as florestas ripárias com diferentes UCS. Isso sugere que, apesar das diferenças nas paisagens circundantes, as matas ciliares do médio rio Doce mantêm níveis semelhantes de biodiversidade. Contudo, as florestas inseridas em contextos urbanos merecem atenção especial, devido ao predomínio de espécies oportunistas e à menor complexidade do habitat observado. Concluimos que a gestão das florestas ripárias deve focar não apenas na largura mínima exigida pela legislação, mas também na manutenção e melhoria da estrutura local do habitat, visando a conservação da biodiversidade e a funcionalidade ecológica dessas áreas.

Palavras-chave: perturbações antrópicas; qualidade ambiental; mata ciliares; filtro ambiental; ecótonos

ABSTRACT

LOPES, Isabella, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2024. **Ants as tools for assessing the quality of riparian forests subject to anthropogenic disturbance.** Adviser: Sérgio Pontes Ribeiro. Co-adviser: Maria Fernanda Brito de Almeida.

Human interventions, such as environmental disasters and the conversion of forests for anthropogenic uses, have significantly contributed to the degradation of natural landscapes. Riparian forests, which are vegetations located along watercourses, are particularly vulnerable to anthropogenic impacts that alter their biophysical conditions, affecting biodiversity and ecological functionality. The river Doce watershed in southeastern Brazil exemplifies the challenges faced by this ecosystem globally. Thus, understanding how biotic communities respond to variations in landscape characteristics is crucial for the conservation of these habitats. In this context, ants (Hymenoptera: Formicidae), notable as bioindicators, are effective tools for assessing the impact of disturbances due to their sensitivity to environmental changes and the ecological roles they play. Our study evaluated the influence of land use and cover (LUC) surrounding riparian forests on the composition and diversity of ants, as well as the complexity of the local habitat. The results indicate that each riparian forest studied harbors a unique set of ant species, with the surrounding landscape acting as a significant predictor of these differences. Notably, urban areas were characterized by the predominance of opportunistic species. Furthermore, habitat complexity, measured by canopy cover and tree trunk diameter, was relatively consistent among forests, except for those located in an urban matrix, which showed lower structural complexity. The richness, diversity, and evenness of ant species did not differ significantly among riparian forests with different LUCs. This suggests that despite the differences in surrounding landscapes, the riparian forests of the middle river Doce maintain similar levels of biodiversity. However, forests located in urban contexts require special attention due to the current predominance of opportunistic species and reduced habitat complexity. We conclude that the management of riparian forests should focus not only on the minimum width required by legislation but also on maintaining and improving the local habitat structure to ensure the conservation of biodiversity and the ecological functionality of these areas.

Keywords: anthropogenic disturbances; environmental quality; riparian

forests, environmental filter, ecotones

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1. MAPA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE E PONTOS DE COLETA.....	20
FIGURA 2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL EMPREGADO	22
FIGURA 3. GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	23
FIGURA 4. COLETA DE DADOS.....	25
FIGURA 5. GRÁFICO DE BARRAS EMPILHADO DA OCORRÊNCIA DE CADA GRUPO FUNCIONAL NAS FLORESTAS RIPÁRIAS EM FUNÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO ADJACENTE.....	28
FIGURA 6. ESPÉCIES DE FORMIGAS: ANÁLISE DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO MÉTRICO (NMDS)	29
FIGURA 7. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PONTOS DE COLETA CATEGORIZADOS POR DIFERENTES USO E OCUPAÇÃO DE SOLO EM FUNÇÃO DAS ESPÉCIES DE FORMIGAS	30
FIGURA 8. GRUPOS FUNCIONAIS: ANÁLISE DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO MÉTRICO (NMDS)	31
FIGURA 9. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PONTOS DE COLETA CATEGORIZADOS POR DIFERENTES USO E OCUPAÇÃO DE SOLO EM FUNÇÃO DAS ESPÉCIES DE FORMIGAS	32
FIGURA 10. COBERTURA DO DOSSEL DAS FLORESTAS RIPÁRIAS	33
FIGURA 11. CIRCUNFERÊNCIA DO TRONCO DAS FLORESTAS RIPÁRIAS	34
FIGURA 12. MAPA DE CALOR REPRESENTANDO A OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS.....	57
FIGURA 13. FORMAÇÃO DO RIO DOCE (PB01)	58
FIGURA 14. CONFLUÊNCIA DOS RIOS CASCA E DO DOCE (PB02)	59
FIGURA 15. CONFLUÊNCIA DOS RIOS MATIPÓ E DO DOCE (PB03).....	60
FIGURA 16. PONTE QUEIMADA - PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE (PB04).....	61
FIGURA 17. CAMPUS UNIVALE, GOVERNADOR VALADARES (PB05)	62
FIGURA 18. RESPLENDOR (PB06).....	63

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. GRUPOS FUNCIONAIS, ADAPTADO DE ANDERSEN (1995); LEAL ET AL. (2012) E PAOLUCCI ET AL. (2016).....	51
QUADRO 2. COORDENADA GEOGRÁFICA, TIPO DE USO DE OCUPAÇÃO DO SOLO, OBSERVAÇÕES PESSOAIS E AS MÉDIAS DOS DADOS ABIÓTICOS DE CADA PONTO DE COLETA.	52

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. CONJUNTO TOTAL DE DADOS DA AMOSTRAGEM DE FORMIGAS EM SEIS PONTOS DE COLETA PERTENCENTES A TRECHOS DE FLORESTA RIPÁRIA AO LONGO DO MÉDIO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL. ANO DE 2023.....	54
TABELA 2. ESTATÍSTICA	64

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AA	<i>Army Ants</i>
AIC	Critério de Informação de Akaike
APP	Área de Preservação Permanente
BIC	Critério de Informação Bayesiano
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CF	Cultivadora de Fungo
DA	Dominantes Arborícolas
EUA	Estados Unidos da América
GLM	Modelo Linear Generalizado
GLMM	Modelo Linear Misto Generalizado
IDH	Hipótese de Distúrbio Intermediário
LEAF	Laboratório de Ecologia e Adoecimento de Floresta
LMM	Modelo Linear Misto
NMDS	Escala Multidimensional Não Métrica
O	Oportunistas
OE	Onívora Epigéica
PA	Predadora Arbórea
PC	Predador Críptico
PCA	Análise de Componente Principal
PE	Predadora Epigéica
SA	Subordinada Arbórea
SC	Subordinada Camponotini
UCS	Uso e Ocupação do Solo
UFOP	Universidade Federal de Ouro Preto

SUMÁRIO

1	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2	INTRODUÇÃO	18
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
3.1	ÁREA DE ESTUDO	20
3.2	DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	21
3.3	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	22
3.4	MEDIÇÕES DA COMPLEXIDADE DO HABITAT.....	24
3.5	CLASSIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE FORMIGAS.....	25
3.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	26
4	RESULTADOS	28
4.1	ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS	28
4.2	INFLUÊNCIA DO ENTORNO DAS FLORESTAS RIPÁRIAS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E GRUPOS FUNCIONAIS DE FORMIGAS	29
4.3	COMPLEXIDADE DOS HABITATS RIPÁRIOS: COBERTURA DO DOSSEL, CAP E BIOMASSA DE SERRAPILHEIRA	32
4.4	EFEITO DO UCS SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS	34
5	DISCUSSÃO	35
6	CONCLUSÃO.....	37
6.1	ACHADOS PRINCIPAIS	37
6.2	RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	37
6.3	CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
	REFERÊNCIAS	39
	APÊNDICE A.....	51
	APÊNDICE B.....	52
	APÊNDICE C.....	54
	APÊNDICE D	57
	APÊNDICE E.....	58
	APÊNDICE F.....	64

1 REFERENCIAL TEÓRICO

Os distúrbios são eventos de origem natural ou antrópica, que modificam os componentes bióticos e a estrutura física dos habitats (Pickett et al. 1989; Battisti, Poeta e Fanelli, 2016). Incluem fenômenos naturais como inundações, terremotos, tempestades e ações antropogênicas decorrentes de desmatamentos, poluição e mudanças climáticas (Hobbs e Huenneke 1992; Paine, Tegner, e Johnson 1998; Battisti, Poeta e Fanelli, 2016). Independentemente do tipo e origem, os distúrbios são eventos importantes para as modificações observadas na composição e na estrutura das comunidades biológicas com consequências nas interações ecológicas (Turner e Dale 1998; White e Jentsch 2004; Turner 2010). Múltiplos fatores estão atrelados aos distúrbios, como a frequência e a magnitude do evento, além da resiliência e resistência do ecossistema e das características ecológicas e adaptativas das espécies envolvidas. Esses conjuntos de fatores os tornam eventos complexos que pode desencadear diferentes respostas nas comunidades (Connell 1978; Hobbs e Huenneke 1992; Freifelder, Vitousek, e D'Antonio 1998; Davis, Grime, e Thompson 2000; Paolucci et al. 2016; Merchlinsky et al. 2023; Graham, Moritz, e Williams 2006). Por exemplo, estudos demonstram que distúrbios nos sistemas naturais, como incêndios, urbanização e inundações, tendem a promover espécies invasoras que se adaptam rapidamente às novas condições ambientais, enquanto espécies endêmicas ou com nichos ecológicos mais restritos declinam (Hobbs e Huenneke 1992; Fierke e Kauffman 2006; Battisti, Poeta e Fanelli, 2016; Johnson et al. 2020).

Um estudo conduzido nas florestas decíduas de Piedmont, Geórgia, EUA, ilustra esse fenômeno com as formigas invasoras *Solenopsis invicta*, nativa da América do Sul, e *Brachyponera chinensis*, originária da Ásia. A elevação experimental da temperatura do solo nesse estudo promoveu a dominância dessas formigas invasoras, em detrimento das espécies nativas que sofreram declínios populacionais. Isso reforça a ideia de que distúrbios, especialmente os exacerbados por atividades antropogênicas como as mudanças climáticas, podem alterar significativamente as comunidades ecológicas e as interações entre espécies (Merchlinsky et al. 2023). Outro estudo, conduzido por Paolucci et al., (2016), adicionou fogo experimental em áreas da floresta Amazônica e mostraram que diferentes intensidades de incêndios afetam de forma diferente as assembleias de formigas e seus serviços ecossistêmicos. Houve redução no forrageamento de formigas mirmecocóricas, o que resultou na diminuição da eficácia desse serviço ecossistêmico. Isso destaca como a magnitude do distúrbio (intensidade do fogo) e as

características ecológicas das espécies (capacidades de dispersão das formigas) interagem para moldar a resposta da comunidade biológica aos distúrbios.

Adicionalmente, a hipótese do distúrbio intermediário (IDH), sugere que a biodiversidade pode ser aumentada quando os distúrbios ocorrem a níveis moderados de intensidade e frequência. A perda ou apenas a redução de biomassa dos organismos mais competitivos, pode elevar a biodiversidade local, ao dar espaço para outras espécies coexistirem (Connell 1978; Hobbs e Huenneke 1992; Roxburgh, Shea, e Wilson 2004; Shea, Roxburgh, e Rauschert 2004; Guitet et al. 2018). Os resultados de diversos estudos apoiam o proposto pela IDH, no entanto, outros autores discutem sobre a sua invalidação devido a inconsistências de padrões encontrados entre perturbação e diversidade (Mackey e Currie 2001; Violle, Pu, e Jiang 2010; Svensson et al. 2012; Fox 2013). Os debates acerca da invalidação da IDH destacam que de fato as respostas dos ambientes e de suas comunidades aos distúrbios são complexas por dependerem de múltiplos fatores. Em geral, esses exemplos reafirmam a complexidade envolvida nas respostas das comunidades biológicas aos distúrbios e a necessidade de estudos que considerem as particularidades de cada ecossistema (Fox 2013).

Dessa forma, o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação serão mais embasados e eficientes. Tais estratégias tornam-se urgentes em ambientes com constantes perturbações provocadas por distúrbios (ainda que naturais) e muitas vezes negligenciados como ocorre em florestas ripárias (Bren 1993; Zimbres, Machado, e Peres 2018; Singh, Tiwari, e Singh 2021; Hoppenreijs, Eckstein, e Lind 2022; Hepp, Masese, e Teixeira de Mello 2024). As florestas ripárias são faixas de vegetação que margeiam corpos d'água, delimitando a transição entre ecossistemas fluviais e terrestres e garantem a qualidade e a saúde dos ecossistemas aquáticos (Naiman, Decamps, e McClain 2010; Riis et al. 2020; Singh, Tiwari, e Singh 2021). São ambientes fundamentais que evitam o assoreamento dos corpos d'água, retêm poluentes e garantem recursos alimentares para a biota aquática, como folhas, frutos, sementes e invertebrados terrestres (Naiman, Decamps, e McClain 2010). Isso destaca a importância das florestas ripárias em ciclos biogeoquímicos e trocas de energia com o ambiente aquático. Além disso, são ambientes que abrigam um número elevado de espécies, tanto aqueles exclusivos, quanto às espécies dos ambientes adjacentes (terrestre e aquático) (Sabo et al. 2005; Riis et al. 2020; Singh, Tiwari, e Singh 2021; Dolabela et al. 2022; Liao et al. 2022).

A ocorrência natural de perturbações sazonais reforça a dinâmica temporal e espacial das florestas ripárias, sendo locais de frequente renovação das condições microclimáticas, dos microhabitats e recursos alimentares (Naiman, Decamps, e McClain 2010). Além disso, são

locais com previsibilidade de fonte de água, que funcionam como corredores para o movimento de organismos pela paisagem, locais para recreação e subsistência humana (Seymour e Simmons 2008; Kenwick, Shammin, e Sullivan 2009; Singh, Tiwari, e Singh 2021). Portanto, desempenham funções ecológicas e sociais vitais, que garantem a saúde ambiental e humana (Naiman e Décamps 1997; Naiman, Decamps, e McClain 2010; Ramey e Richardson 2017; Singh, Tiwari, e Singh 2021). Apesar de toda essa importância, a funcionalidade das florestas ripárias estão cada vez mais vulneráveis devido a alterações ambientais globais provocadas por atividades humanas, exigindo cada vez mais conhecimento e ações que visem a sua preservação em escalas locais e paisagística (García-Martínez et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020; Mariano et al. 2024).

A legislação brasileira, através do Código Florestal (Lei Federal nº 12.651/2012), reconhece a importância desses ecossistemas, classificando-os como Áreas de Preservação Permanente (APP's). Entretanto, as florestas ripárias no Brasil continuam sujeitas a pressões diretas e indiretas desencadeadas pelos distúrbios antropogênicos, somado à escassez de conhecimento para diversos biomas e suas bacias hidrográficas. (Soares-Filho et al. 2014; Maracahipes-Santos et al. 2020). São exemplos de distúrbios que ameaçam a biodiversidade e as funções ecossistêmicas das florestas ripárias: as práticas de desmatamento, urbanização e a conversão de florestas em áreas agrícolas e de pastagem sem uma gestão sustentável (Soares-Filho et al. 2014; Maracahipes-Santos et al. 2020). Soares-Filho et al., (2014), demonstraram como a expansão agrícola e a pressão da pecuária levam ao desmatamento de áreas protegidas, incluindo florestas ripárias, apesar da legislação vigente que visa protegê-las. Esses autores argumentam que a falta de implementação eficaz da lei e a ausência de um sistema de monitoramento robusto contribuem significativamente para o problema. De forma semelhante, Maracahipes-Santos et al., (2020) examinaram como a conversão de florestas em áreas agrícolas e de pastagem afeta diretamente na redução da biodiversidade e as funções ecossistêmicas das florestas ripárias devido a perda de habitats críticos para muitas espécies endêmicas.

Dentre as abordagens de estudos sobre as florestas ripárias, o papel da dinâmica da vegetação sobre os processos e funcionamento dos sistemas aquáticos é bem documentada (Dufour, Rodríguez-González, e Laslier 2019). Somado a isso, comumente é usado bioindicadores para avaliar a saúde do sistema fluvial mediante variações na estrutura da vegetação (Siegloch et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020). Para isso, frequentemente utilizam-se como ferramenta, os macroinvertebrados aquáticos, que são organismos sensíveis

às mudanças na qualidade da água e das condições ambientais (Oliveira e Callisto 2010; Siegloch et al. 2017). A presença, diversidade e comportamento desses organismos refletem a integridade ecológica do ambiente aquático, sendo indiretamente impactados por falhas na função exercida pela vegetação ripária, como a filtragem de poluentes e estabilidade dos sedimentos (Smith, Samways, e Taylor 2007; Riis et al. 2020; Singh, Tiwari, e Singh 2021). Embora esses bioindicadores forneçam informações valiosas sobre a saúde do ecossistema fluvial, os resultados não capturam totalmente a complexidade dos impactos das atividades antrópicas sobre a biodiversidade que reside nas florestas ripárias (Tanaka et al. 2016). Desse modo, a escolha de um bioindicador depende do ecossistema estudado e das características dos grupos biológicos. Tais bioindicadores permitem a detecção da resposta dos ecossistemas aos distúrbios através de mudanças nos atributos da estrutura da comunidade, como abundância, riqueza e composição de espécies específicas (Vasconcellos et al. 2013; García-Martínez et al. 2017).

Em sistemas terrestres, a fauna edáfica incluindo minhocas, besouros, aranhas e formigas, é frequentemente utilizada para indicar a qualidade do ecossistema (Paoletti 1999; Vasconcellos et al. 2013; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020). Formigas (Hymenoptera: Formicidae), em particular, são excelentes bioindicadores devido à sua sensibilidade a alterações no ambiente, o que permite respostas rápidas e detectáveis (Hoffmann e Andersen 2003; Andersen e Majer 2004). As respostas das comunidades de formigas, mediadas por mudanças na estrutura, função e composição de espécies podem ser mensuradas e extrapoladas para entender a saúde e funcionalidade do ecossistema de forma abrangente (Hoffmann e Andersen 2003; Andersen e Majer 2004; García-Martínez et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020).

Até o momento, cerca de 16 mil espécies já foram descritas e presume-se que isso é menos da metade do que conhecemos. Elas possuem distribuição global (exceto nos polos) e representam boa parte da biomassa em floresta (Delabie et al. 2015; Baccaro et al. 2016; AntWeb 2024). Além disso, são insetos eusociais, que constroem ninhos subterrâneos, no solo e na vegetação. Possuem hábitos alimentares diversos, podendo se alimentar de presas, néctar extrafloral e fungos (Delabie et al. 2015; Baccaro et al. 2016). Na perspectiva de funções ecológicas, as formigas que são predadoras podem ter efeitos significativos na população de outros organismos, como de insetos herbívoros e inimigos naturais (Soares et al. 2022). Além disso, prestam serviços ecossistêmicos, como dispersoras de sementes e são consideradas engenheiras do ecossistema, capazes de alterar o ambiente facilitando a ocupação deste por outros

organismos. Portanto, são agentes fundamentais no processo de recuperação e restauração de ambientes perturbados (Folgarait 1998; Toro et al. 2012). Por isso, as formigas têm sido utilizadas como ferramentas valiosas de indicativo da saúde de ecossistemas terrestres como as florestas ripárias.

Diante do exposto, destaca-se a necessidade de estudos que preencham lacunas sobre a compreensão da qualidade das florestas ripárias no contexto de mudanças globais no uso e ocupação do solo (UCS), sendo o emprego de bioindicadores uma estratégia eficiente (Ives et al. 2011; García-Martínez et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020; Zina et al. 2021). A fragmentação das florestas de forma geral e as mudanças no uso do solo adjacente podem limitar a mobilidade das espécies, diminuir a capacidade de recolonização após distúrbios e intensificar o efeito de borda, aumentando a vulnerabilidade a espécies invasoras (Chapin III et al. 2000; Foley et al. 2005; Maracahipes-Santos et al. 2020). A compreensão dessas interações complexas sobre as florestas ripárias é essencial para desenvolver estratégias integradas de gestão e conservação em diferentes escalas espaciais (García-Martínez et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020; Zina et al. 2021).

Desse modo, essa dissertação tem como objetivo verificar a qualidade de florestas ripárias expostas a diferentes tipos de perturbações antrópicas advindas do UCS adjacente e as características locais do habitat, ao utilizar como ferramenta para esse diagnóstico as respostas da mirmecofauna.

2 INTRODUÇÃO

Os distúrbios são os principais agentes de mudanças nas condições bióticas e abióticas dos habitats (Pickett et al. 1989; Battisti, Poeta e Fanelli, 2016). As intervenções humanas, como incêndios, desastres ambientais e a conversão de florestas em usos de atividades antrópicas têm contribuído para a degradação das paisagens naturais (Alicja 2021; Parthvee 2024; Xu et al. 2024). Essas alterações ameaçam a integridade e a saúde dos ecossistemas ao favorecer espécies generalistas e invasoras, com riscos de homogeneização biótica e perda de funções ecológicas (Fabian, Jaksic, e Castro 2020; Wang et al. 2021; Li et al. 2024). Dessa forma, é emergente o monitoramento da qualidade ambiental dos ambientes naturais para mitigar os impactos negativos presente e futuros.

Florestas ripárias, vegetação localizada ao longo dos cursos d'água, são expostas a distúrbios naturais, como inundações e secas, e a impactos humanos que alteram suas condições biofísicas, funcionalidade ecológica e sua biodiversidade. (Dudgeon et al. 2006; Mohan et al. 2021; Hoppenreijs, Eckstein, e Lind 2022; Urbanič et al. 2022). Somado a isso, a fragmentação desses habitats, por exemplo, ao restringir áreas contínuas de florestas pode dificultar a colonização e imigração para o ambiente por diversas espécies (Suarez e Case 2003). Este cenário é particularmente preocupante para a qualidade das florestas ripárias, que são naturalmente ambientes ricos em biodiversidade e que abrigam espécies únicas (Naiman, Decamps, e McClain 2010; Mohan et al. 2021). Portanto, é fundamental priorizar ações de conservação das florestas ripárias e da paisagem ao entorno, a fim de garantir a integridade ecológica desses ecossistemas (Bruno et al. 2014; Fernández et al. 2014; Fierro et al. 2017; Riis et al. 2020).

O rio Doce, importante curso d'água localizado no sudeste do Brasil, exemplifica os desafios enfrentados pelas florestas ripárias globalmente. Historicamente, a região sofreu distúrbios antrópicos que transformaram a Mata atlântica, *hotspot* de biodiversidade, em paisagens fragmentadas por urbanização, agropecuária, pasto, silvicultura e mineração (Oliveira, Ribeiro e Barbosa 2021; Ramos et al. 2024). Somado a esses impactos históricos, a ruptura da barragem de mineração pertencente a Samarco, em Mariana-MG (2015), exacerbou os impactos liberando 39 milhões de metros cúbicos de rejeitos ao longo do rio. Isso foi responsável por devastar o ecossistema aquático e em partes as áreas adjacentes ao rio, intensificando a degradação ambiental desses ecossistemas (Sánchez et al. 2018). Desse modo, é importante entender como as comunidades bióticas respondem às perturbações causadas pelos diferentes distúrbios que

predominam em diferentes fragmentos de floresta ripária ao longo do rio Doce. Nesse contexto, o emprego de formigas (Hymenoptera: Formicidae) como bioindicadores, revelam-se ferramentas valiosas para avaliar o impacto dos distúrbios, devido à sua sensibilidade às alterações ambientais tanto em escala local quanto paisagística e papéis ecológicos significativos (Hoffmann e Andersen 2003; Andersen e Majer 2004; Ives et al. 2011; García-Martínez et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020; Zina et al. 2021; Keshamma E 2022; Lutinski et al. 2024).

Nesse sentido, nosso estudo avaliou a distribuição e composição de espécies e grupos funcionais de formigas como ferramentas para indicar a qualidade ambiental de florestas ripárias do médio rio Doce, em Minas Gerais, ao considerar o UCS adjacente. Testamos três hipóteses:

- (i) A composição de espécies de formigas e seus grupos funcionais variam significativamente em função do tipo de UCS adjacentes às florestas ripárias. A fragmentação de habitats florestais por diferentes usos e ocupação do solo pode levar a condições adversas, como isolamento espacial e aumento do efeito de borda. Essas condições podem restringir a presença de espécies especializadas e reforçar a dominância de espécies generalistas quanto aos recursos (Suarez, Bolger, e Case 1998; Ribas et al. 2005; Sobrinho e Schoereder 2007; Bueno, Campos, e Morini 2017).
- (ii) A complexidade do habitat, mediada pela cobertura de dossel, biomassa de serrapilheira e circunferência do tronco, varia entre florestas com diferentes tipos de UCS. Florestas ripárias próximas a áreas antrópicas, como urbanas, podem ter sua complexidade local reduzida devido a interferências antrópicas diretas e indiretas. Essas interferências podem potencializar os efeitos negativos de borda e adicionalmente as perturbações como pisoteio, desmatamento, poluição, erosão, compactação do solo, despejo de lixo e presença de plantas exóticas (Suarez, Bolger, e Case 1998).
- (iii) O tipo de UCS por atividades antrópicas adjacentes às florestas ripárias afetam negativamente a riqueza, diversidade e equitabilidade das comunidades de formigas. A simplificação do habitat local, associada às influências da matriz adjacente, resulta em alterações na disponibilidade de recursos e nas condições microclimáticas e abióticas. Habitats com maior complexidade estrutural e de matriz mais preservada tendem a oferecer mais recursos tróficos, locais de abrigo, refúgio, nidificação e condições microclimáticas favoráveis, capazes de sustentar uma fauna mais diversificada (Laurance et al. 2002; Leal et al. 2012; Bueno, Campos, e Morini 2017; Andersen 2019; Johnson et al. 2020).

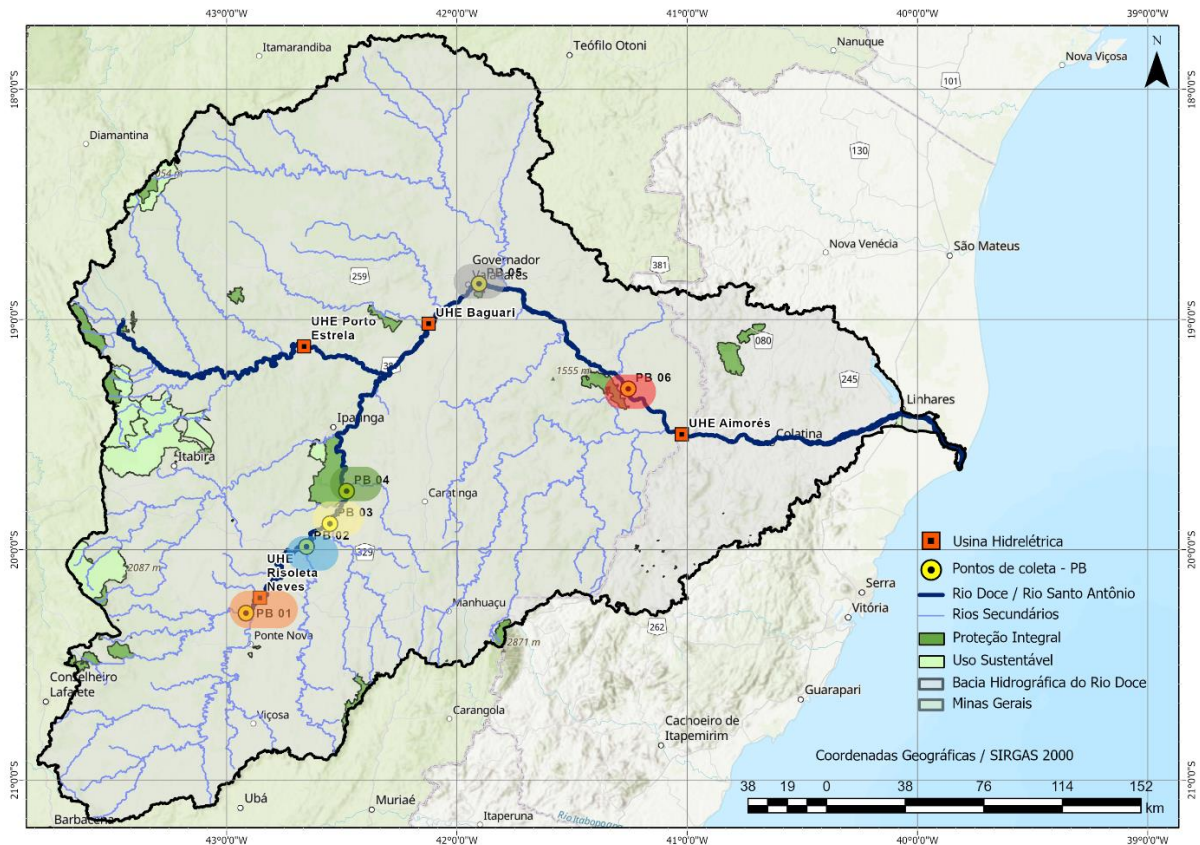
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Doce abrange cerca de 84 mil km², inseridos nos Estados de Minas Gerais (86%) e Espírito Santo no sudeste do Brasil. Predominantemente dentro do domínio da mata atlântica, a bacia é caracterizada pelo rio Doce, seu principal curso d'água, que flui 853 km para o oceano Atlântico após a confluência dos rios Piranga e Carmo (ANA 2024).

A coleta de dados foi conduzida em seis pontos de florestas ripárias escolhidos ao longo da porção média do rio Doce (**Fig. 1**). A escolha dos pontos de coleta foi baseada na proporção de vegetação contínua das florestas ripárias, com o objetivo de representar um gradiente de perturbações da paisagem. Aqui, o termo “paisagem” representa as matrizes de UCS no qual as florestas ripárias estudadas estão inseridas, cuja variação é desde uma paisagem composta por ambiente com atividades antrópicas, como urbanização, até com cobertura florestal contínua sem fragmentação.

Figura 1. Mapa da bacia hidrográfica do rio Doce e pontos de coleta



Fonte: Projeto Eco-Água – RENOVA e FAPEMIG.

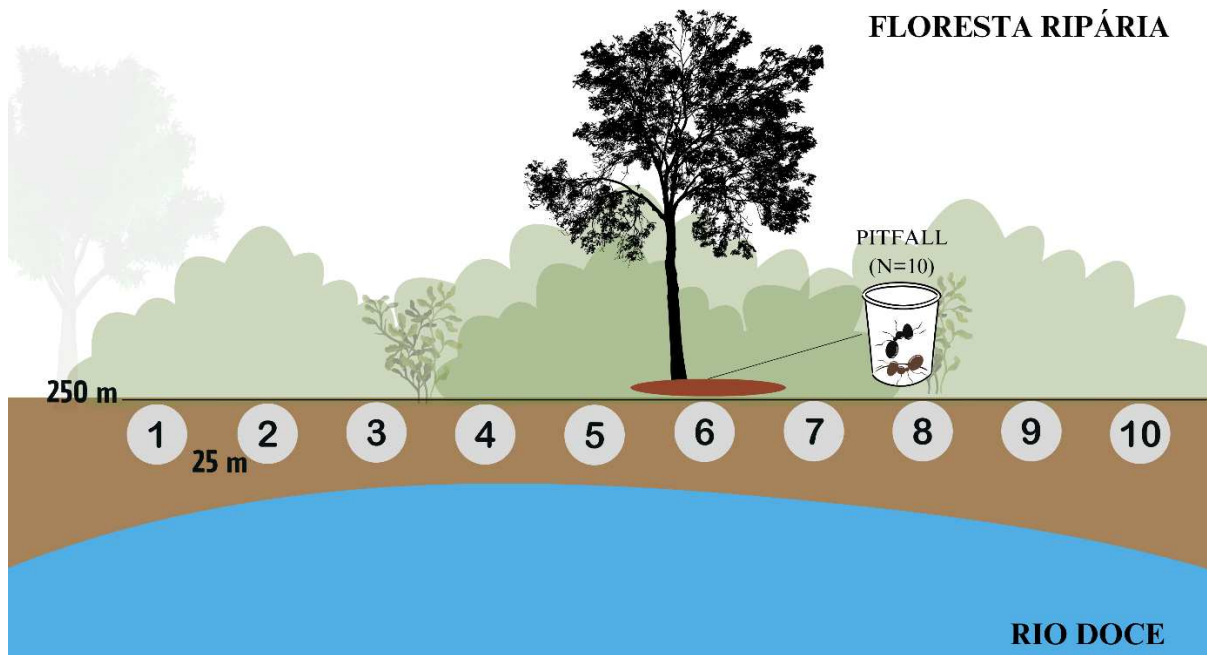
Os pontos de coleta estão marcados no mapa como círculo de preenchimento amarelo com ponto preto em seu interior, sendo: Formação do rio Doce (PB01); Confluência dos rios Casca e do Doce (PB02); Confluência dos rios Matipó e do Doce (PB03); Ponte Queimada - Parque Estadual do rio Doce (PB04); Unival, Governador Valadares (PB05) e Resplendor (PB06). Destaque para o curso do rio Doce desde sua formação em Minas Gerais até a foz no Oceano Atlântico, Espírito Santo.

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Para avaliar a qualidade ambiental das florestas ripárias ao longo do médio rio Doce utilizamos as formigas como ferramentas para bioindicação. Para tal, duas campanhas de amostragem foram realizadas em 2023 nas estações chuvosa e seca. Em cada ponto de coleta, foi estabelecido um transecto de 250 metros paralelo à borda do rio, com 10 pontos de amostragem equidistantes a 25 metros para garantir a independência amostral (Baccaro et al. 2011). Armadilhas do tipo *pitfall* (10 cm de altura, 8 cm de diâmetro) preenchidas com uma solução de água, sal e detergente foram instaladas em cada ponto próximo à base de árvores selecionadas aleatoriamente e deixadas no campo por 48 horas (**Fig. 2** e **Fig. 4C**).

Os espécimes coletados foram preservados em etanol 90% e processados no Laboratório de Ecologia de Doenças e Florestas (LEAF), Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), usando chaves de identificação de gênero (Baccaro et al. 2016) e comparações com a coleção de formigas de referência da UFOP. Os espécimes de formigas foram identificados em nível de gênero ou espécie sempre que possível, e sempre separadas em morfoespécies, se não identificadas até o nível específico.

Figura 2. Delineamento experimental empregado



Fonte: própria autora

Ilustração do delineamento experimental adotado nos seis pontos de coleta (PB01, PB02, PB03, PB04, PB05 e PB06) para amostragem de formigas. Transecto de 250 metros de extensão paralelo ao rio Doce, com 10 pontos equidistantes a 25 metros. Armadilhas do tipo *pitfall* instaladas com abertura rentes ao solo em cada ponto, próximas à base do tronco de um indivíduo arbóreo.

3.3 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Para detectar a influência da paisagem sobre a comunidade de formigas das florestas ripárias, determinamos o UCS predominante da paisagem de cada um dos seis pontos de coleta. Para tal, usamos imagens aéreas de julho de 2022 feitas pelo satélite Landsat, com 30 metros de resolução espacial. As imagens foram processadas através do programa ArcGis considerando o raio de 500 metros a partir do transecto estabelecido para a coleta dos dados. Com esse mapeamento e caracterização do entorno das florestas ripárias amostradas, obtivemos a porcentagem de cada categoria de UCS. Após isso, determinamos um gradiente de perturbação da matriz adjacente ao escolher a categoria predominante (a partir da porcentagem) de cada ponto de coleta (**Fig. 3**).

Figura 3. Gradiente de perturbação de uso e ocupação do solo



Fonte: própria autora

Imagens aéreas de satélite dos seis pontos de coleta mediante gradiente de perturbação do entorno das florestas ripárias. Cada ponto de coleta foi categorizado conforme o uso e ocupação do solo predominante na paisagem dentro do raio de 500 metros a partir do transecto estabelecido para coleta dos dados. Categorias: (a) urbano (PB05), (b) rural (PB01), (c) agro pastagem (PB06), (d) pastagem (PB02), (e) floresta (PB03), (f) floresta (PB04).

3.4 MEDIÇÕES DA COMPLEXIDADE DO HABITAT

Para avaliar a complexidade do habitat das florestas ripárias em escala local dentro do gradiente de perturbação da paisagem, coletamos os seguintes dados abióticos, que foram usados como variáveis preditoras de complexidade do habitat:

- (i) Porcentagem da cobertura de dossel
- (ii) circunferência à altura do peito (CAP)
- (iii) biomassa de serrapilheira.

Porcentagem da cobertura de dossel: reflete a densidade da vegetação e a quantidade de luz que penetra no solo. Para verificar a porcentagem de cobertura de dossel de cada área de coleta, usamos o aplicativo *CanopyCapture* (Versão 1.0.2, Nikhill Patel) sempre no mesmo smartphone (Samsung Galaxy S22 Ultra) (Pinho, Scipioni, e Siminski 2023). Registramos fotografias a partir do aplicativo em cada um dos 10 pontos do transecto, com o celular nivelado com o solo na altura de aproximadamente 1 metro. Esse aplicativo processa imediatamente em porcentagem a taxa de cobertura do dossel.

Circunferência à altura do peito (CAP): medida da circunferência do tronco das árvores, que indica a estrutura arbórea das florestas (Soares, Neto e Souza 2017). Para mensurar a média de circunferência das árvores, escolhemos cinco espécimes de plantas dentro de um raio de 10 metros a partir do local de instalação da armadilha de *pitfall* para captura de formigas. A medição foi feita em pontos alternados do transecto (5 pontos, totalizando 25 árvores em cada área), especificamente em plantas com no mínimo 2 cm de circunferência do tronco e na altura de 1,5 metros em relação ao solo, com uso de fita métrica (**Fig. 4B**).

Biomassa de serrapilheira: quantidade de matéria orgânica no solo. Para coletar os dados da biomassa de serrapilheira, posicionamos aleatoriamente uma moldura com 50 cm², em cinco pontos alternados do transecto (**Fig. 4A**). A serrapilheira presente dentro da área delimitada pela moldura foi coletada e armazenada em sacos de papel kraft. Em laboratório, a serrapilheira foi levada à estufa a 60°C por 96 horas. Por fim, o material foi pesado em balança semianalítica (*Electronic Kitchen scale SF-400*).

Figura 4. Coleta de dados



Fonte: própria autora

(a) Coleta de serrapilheira com uso de moldura posicionada no solo em pontos alternados do transecto, (b) Mensuração da circunferência de cinco espécimes de plantas em pontos alternados do transecto, na altura de 1,5 metros em relação ao solo, com uso de fita métrica, (c) Instalação de uma armadilha tipo *pitfall* com sua abertura rente ao solo, próxima à base do tronco de um indivíduo arbóreo em cada um dos pontos do transecto. Ano de 2023.

3.5 CLASSIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE FORMIGAS

As formigas foram categorizadas em grupos funcionais baseando-se em adaptações das classificações propostas por Andersen (1995), Leal et al. 2012 e Paolucci et al. (2016). Essa abordagem agrupa as espécies conforme suas estratégias ecológicas e comportamentais, o que permite extrapolar as relações filogenéticas. Assim, as formigas foram classificadas em dez grupos funcionais (mais detalhes em **Apêndice A**), conforme descrito a seguir:

Army Ants (AA): essas formigas são conhecidas popularmente por formigas de correição ou exército, por apresentarem hábito nômade. Isso, pois forrageiam coletivamente sobre a superfície da serrapilheira e solo caçando suas presas. São formigas consideradas generalistas quanto ao tipo de habitat, mas exercem efeitos consideráveis sobre a população de invertebrados epigéicos durante a caça em conjunto.

Cultivadoras de Fungo (CF): são conhecidas por cortarem folhas e transportá-las ao interior do ninho, onde cultivam fungos que servem de alimento para suas larvas.

Dominantes Arbóreas (DA): apesar de generalistas quanto ao hábito alimentar, estas formigas são territorialistas na copa das árvores, influenciando a dinâmica populacional de outros insetos.

Oportunistas (O): engloba formigas que apresentam plasticidade ecológica, são generalistas quanto aos recursos tróficos e adaptáveis a ambientes alterados, sendo menos competitivas.

Onívoras Epigéicas (OE): forrageiam sobre a superfície do solo e têm uma dieta onívora.

Predadoras Arbóreas (PA): compostas por formigas que caçam suas presas nas árvores, utilizando eficazmente a vegetação arbórea.

Predadores Crípticos (PC): são formigas de baixa mobilidade e que são predadores de pequenos invertebrados, como colêmbolos e ácaros.

Predadoras Epigéicas (PE): conhecidas por suas atividades de predação principalmente no solo.

Subordinadas Arbóreas (SA): pertencem a essa categoria as formigas que, forrageiam pelo estrato arbóreo, mas não são territorialistas e dominantes

Subordinadas Camponotini (SC): agrupa as espécies de formigas do gênero *Camponotus*, notáveis pela riqueza de espécies com diferentes hábitos de forrageamento e nidificação. Essa classificação em específico segue a proposta do Paolucci et al. (2016), sendo o objetivo evitar que os demais grupos funcionais sofram inflacionamento, já que as espécies de *Camponotus* poderiam se encaixar em diferentes categorias.

3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para testar a dissimilaridade da composição de espécies de formigas e seus grupos funcionais entre as florestas ripárias, foi feita análise de variância permutacional (PERMANOVA, Anderson 2005) com base em uma matriz de presença e ausência de espécies por armadilha. Nesta análise, usamos *Adonis 2* para controlar os efeitos de aninhamento.

Quando a PERMANOVA indicou diferenças significativas entre os grupos, realizamos uma Análise Percentual de Similaridade (SIMPER, Clarke 1993) para avaliar a contribuição de cada espécie com a dissimilaridade entre as áreas. Finalmente, representamos as dissimilaridades de espécies entre grupos usando a Escala Multidimensional Não Métrica (NMDS), com base no índice *Jaccard*, com 999 permutações.

Para explorar os dados de ocorrência das espécies e identificar padrões de sua variação entre as diferentes florestas ripárias, realizamos uma Análise de Componente Principal (PCA) a partir de uma matriz de presença/ausência, utilizando a função *'prcomp'* no *software* R.

Para avaliar se as variáveis ambientais, porcentagem de cobertura de dossel, circunferência do tronco e biomassa de serrapilheira diferiam entre as florestas ripárias, realizamos uma análise estatística utilizando um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição normal (família: *gaussian*). Este procedimento foi seguido por uma análise *post-hoc* de *Tukey* para identificar quais áreas apresentaram diferenças significativas entre si.

Para avaliar as respostas das formigas as influências do UCS, calculamos o índice de *Shannon* e *Simpson*, além da equitabilidade de *Pielou* e riqueza de espécies de formigas, utilizando a função *'diversity'* do pacote *'vegan'* no *software* R, versão 4.1.1 (R Development Team 2021).

Para a análise da influência do UCS sobre a diversidade de espécies, medida pelo índice de *Shannon*, *Simpson* e equitabilidade de *Pielou*, utilizamos um Modelo Linear Misto (LMM), com distribuição de *gaussian*. Para a análise da riqueza de espécies, foi utilizado um Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) com distribuição de *poisson*, adequado para dados de contagem. Nos modelos, foram incluídos efeitos aleatórios para modelar a variação não explicada entre diferentes unidades amostrais, como as armadilhas, as áreas de estudo e os períodos de coleta. Para determinar os modelos mais adequados em todas as análises, utilizamos o pacote *'performance'* do R, que permite a comparação dos modelos com base em critérios de ajuste, como o Critério de Informação de Akaike (AIC) e o Critério de Informação Bayesiano (BIC). O modelo final foi escolhido com base em sua simplicidade e capacidade de explicar a variabilidade nos dados. Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente do *software* R, versão 4.1.1 (R Development Team 2021).

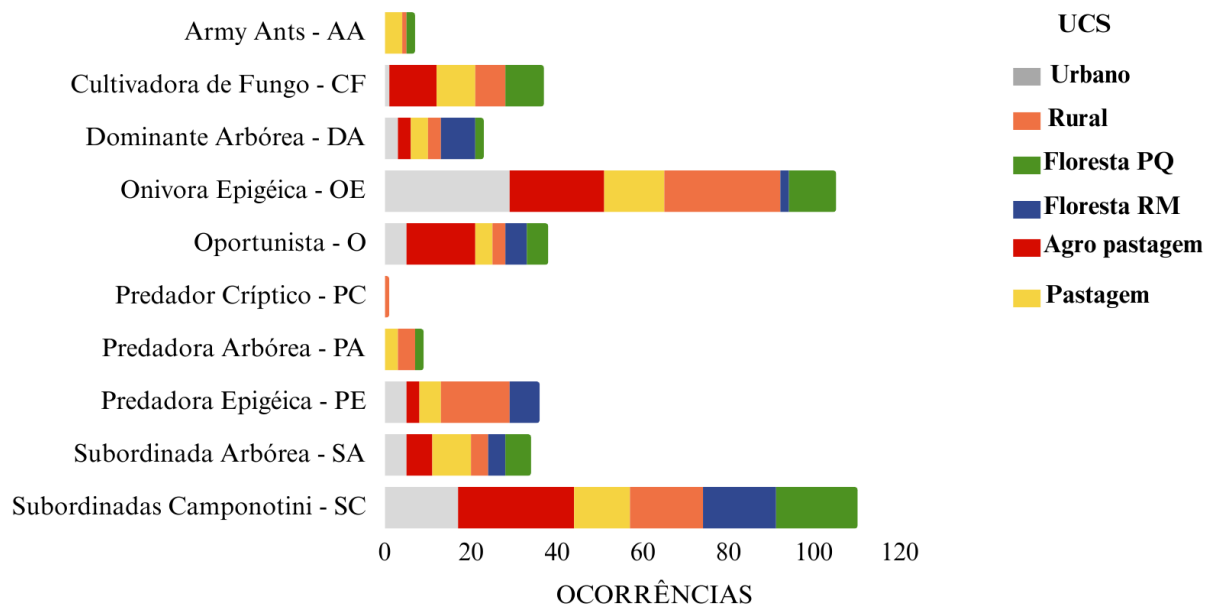
4 RESULTADOS

4.1 ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS

Coletamos o total de 2.249 indivíduos de formigas, distribuídos em 89 espécies, 29 gêneros e 7 subfamílias (**Apêndice C**). Entre os gêneros, *Camponotus* se destacou com a maior riqueza, apresentando 16 espécies, seguido por *Pseudomyrmex* com 9 espécies, e *Cephalotes*, *Pheidole*, e *Crematogaster*, cada um com 7 espécies. Quanto à frequência de ocorrência nas armadilhas, *Camponotus*, *Pheidole*, e *Atta* foram os predominantes, representando 28%, 14% e 9% do total de ocorrências, respectivamente.

Dentro dos 10 grupos funcionais registrados, o SC foi o mais frequente, correspondendo a 28% das ocorrências nas armadilhas, seguido por OE com 26% e oportunista com 10%. Em destaque, o grupo funcional SC, que engloba formigas do gênero *Camponotus*, foi o único com ocorrência em todas as florestas ripárias amostradas. Por outro lado, o grupo PC ocorreu apenas na floresta ripária inserida em matriz rural (**Fig. 5**).

Figura 5. Gráfico de barras empilhado da ocorrência de cada grupo funcional nas florestas ripárias em função do uso e ocupação do solo adjacente



Fonte: própria autora

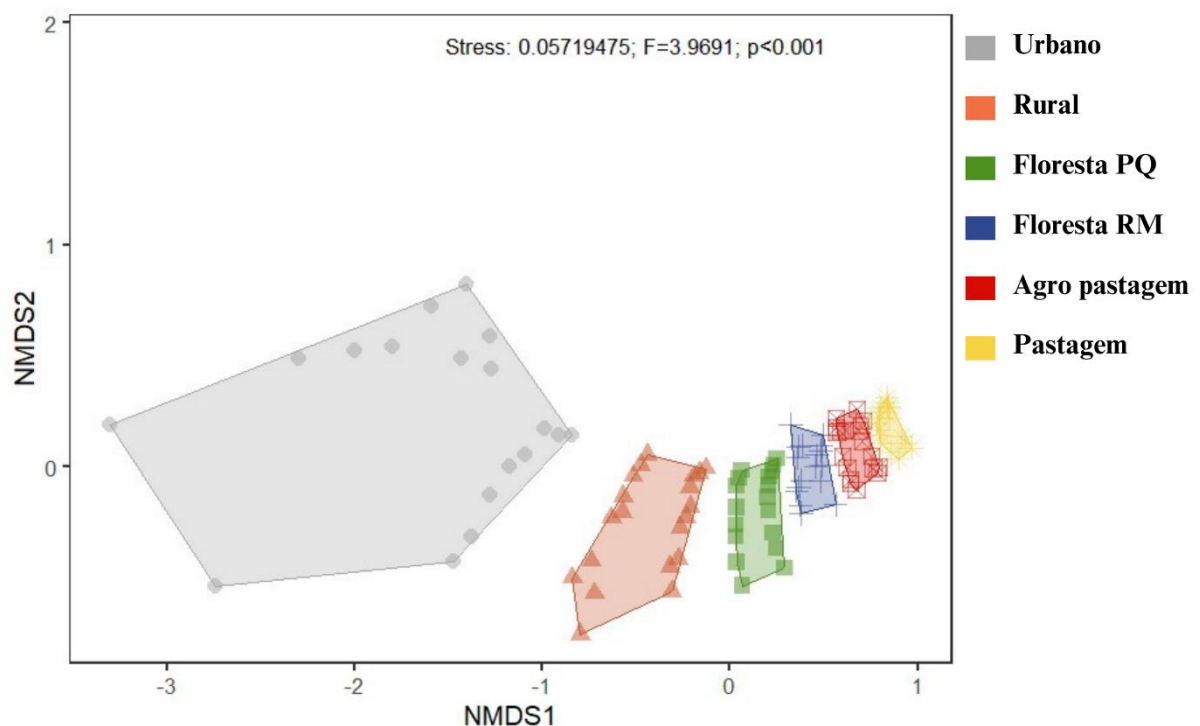
Distribuição do total de ocorrências de espécies de formigas por grupos funcionais nas florestas ripárias em função do tipo de UCS predominante na matriz adjacente. Região do médio rio Doce, Minas Gerais, em 2023. As cores

representam diferentes tipos de UCS: Urbano (cinza), Rural (laranja), Floresta Ponte Queimada (verde), Floresta Rio Matipó (azul), Agro pastagem (vermelho) e Pastagem (amarelo).

4.2 INFLUÊNCIA DO ENTORNO DAS FLORESTAS RIPÁRIAS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E GRUPOS FUNCIONAIS DE FORMIGAS

A composição de espécies de formigas diferiu significativamente entre as florestas ripárias em função dos diferentes tipos de UCS ($F = 4.495$; $p = 0.001$; stress = 0.05; $R^2 = 0.17$) (Fig. 6). Em destaque para área urbana, que distingue consideravelmente, indicando uma composição de formigas únicas em comparação às demais áreas. Além disso, a sua maior dispersão e amplitude dos polígonos mostra uma variação maior na composição de espécies, o que sugere que a floresta ripária da matriz urbana pode apresentar condições que influenciam a presença e a distribuição das formigas. Em contraste, as florestas ripárias inseridas na matriz rural e as de floresta (PQ e RM) demonstram composições mais semelhantes entre si, seguidas por agro pastagem e pastagem. A PCA para as espécies de formigas foi realizada para explorar as variações na composição de formigas entre os diferentes tipos de UCS. Essa análise fundamenta nossos achados, indicando que o principal eixo de variação (responsável por capturar 27,1% da variação total) é fortemente influenciado pela área de urbanização (Fig. 7).

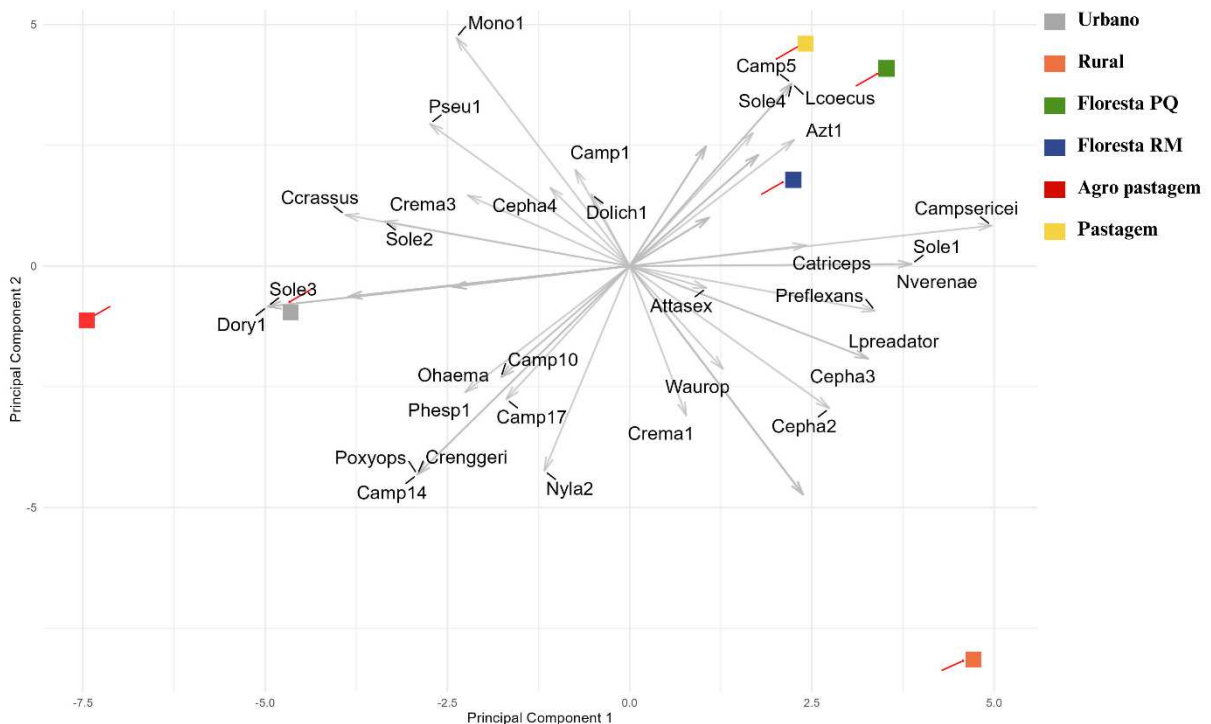
Figura 6. Espécies de formigas: análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS)



Fonte: própria autora

Ocorrências (presença e ausência) de espécies de formigas em seis áreas de floresta ripária com diferentes graus de perturbação ao longo do rio Doce, Minas Gerais, 2023. As cores representam diferentes tipos de uso e ocupação do solo: Urbano (cinza), Rural (laranja), Floresta PQ (verde), Floresta RM (azul), Agro pastagem (vermelho) e Pastagem (amarelo). Os valores de F , p e Stress destacam a significância estatística e a dispersão dos dados, R^2 indica a proporção da variabilidade explicada pelo modelo. Cada caractere colorido representa a ocorrência de uma espécie de formiga nos respectivos pontos de coleta. O tamanho do polígono indica a dispersão e a variação da ocorrência de espécies dentro de cada ponto de coleta. Região do médio rio Doce, Minas Gerais, em 2023.

Figura 7. Distribuição espacial dos pontos de coleta categorizados por diferentes uso e ocupação de solo em função das espécies de formigas

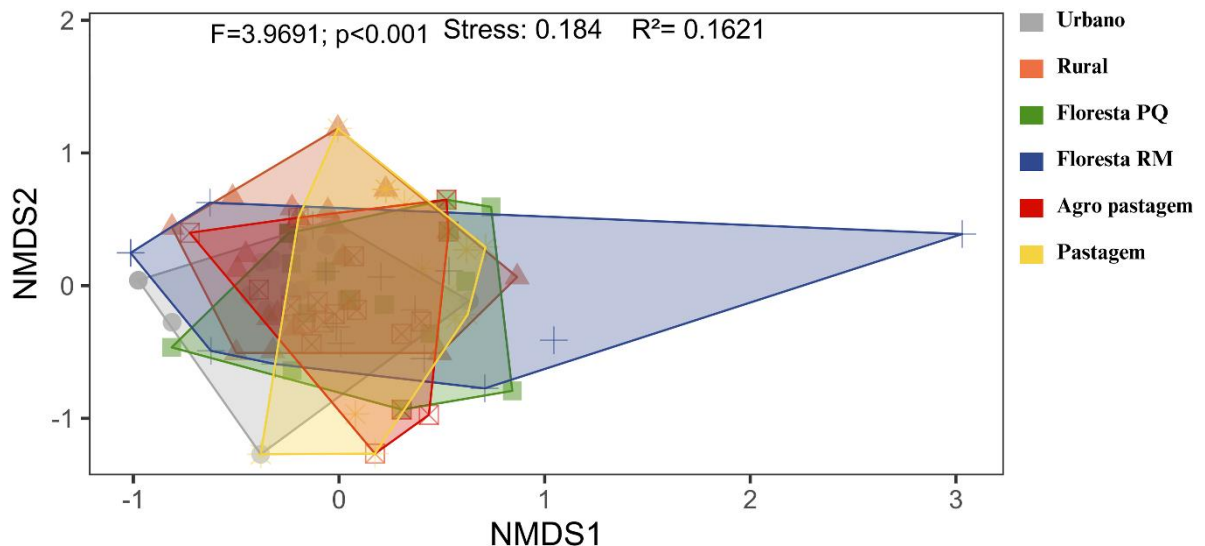


Fonte: própria autora

Biplot de análise de componentes principais (PCA) representado a distribuição espacial dos pontos de coleta categorizados por diferentes uso e ocupação de solo e os carregamentos das espécies de formigas. Componente Principal 1 (PC1): Explica 27.1% da variância total. Este eixo captura a maior variação na composição de espécies em relação aos diferentes usos do solo, destacando as diferenças mais significativas entre as áreas. Componente Principal 2 (PC2): Explica 23.5% da variância total. Este componente reflete variações secundárias nas características das espécies. A seleção das espécies foi baseada em um filtro de magnitude de 0.1, incluindo apenas aquelas com impactos significativos na estruturação dos dados. Pontos de coleta que aparecem próximos no gráfico são influenciadas por conjuntos similares de espécies, eles estão representados pelas cores: Urbano (cinza), Rural (laranja), Floresta PQ (verde), Floresta RM (azul), Agro pastagem (vermelho) e Pastagem (amarelo). Os vetores indicam a influência das espécies no padrão espacial observado, com a direção e magnitude dos vetores refletindo a contribuição das respectivas espécies para os dois componentes principais de variância. Região do médio rio Doce, Minas Gerais, em 2023.

De maneira semelhante, encontramos diferenças significativas ($F = 4.133$, $p = 0.001$, $\text{stress} = 0.19$; $R^2 = 0.16$) na composição de grupos funcionais de formigas entre as florestas ripárias em função dos diferentes tipos de UCS adjacente às florestas ripárias (**Fig. 8**). Ao explorar a análise de PCA, observamos que alguns grupos funcionais, como predadoras epigéicas e arbóreas contribuem para variação encontrada, sendo associados à floresta ripária da matriz rural. Já os grupos funcionais categorizados como O e SC predominam nas áreas de floresta de matrizes urbanas e de agropastagem. Já a área de Floresta RM destaca-se pela presença de DA, enquanto a Floresta PQ não exibe uma predominância clara de um grupo funcional específico de formigas.

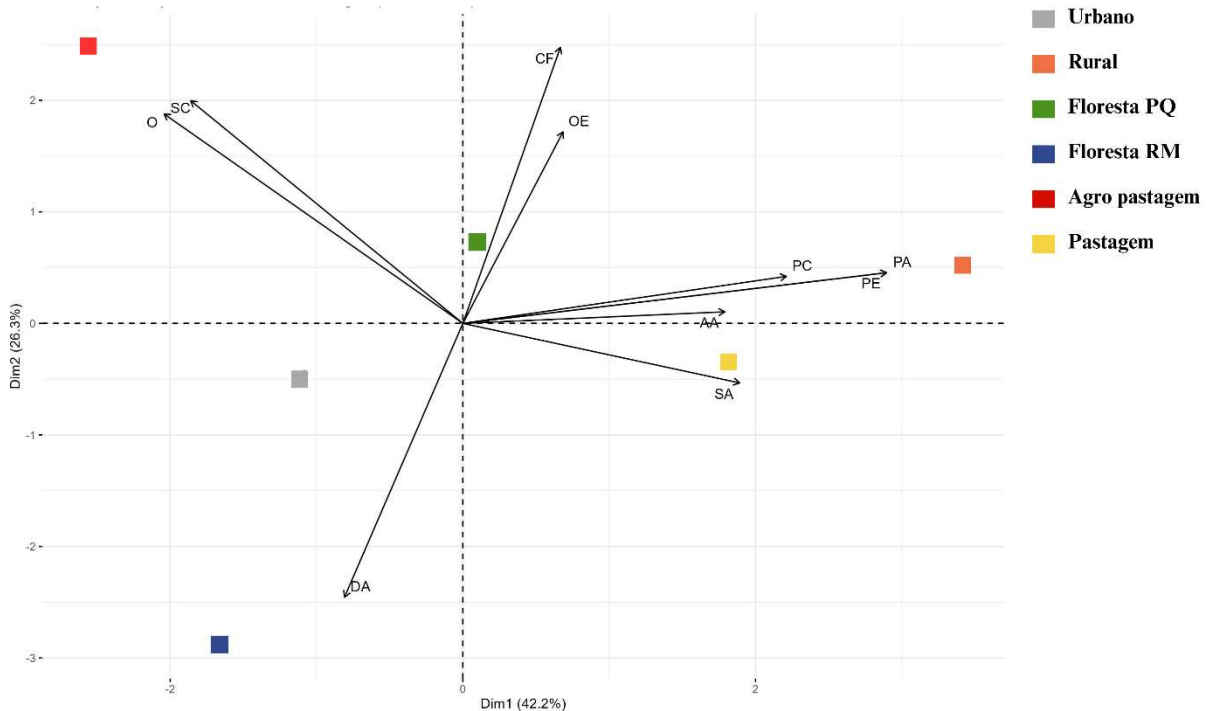
Figura 8. Grupos funcionais: análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS)



Fonte: própria autora

Ocorrências (presença e ausência) dos grupos funcionais em seis pontos de floresta ripária com diferentes graus de perturbação em função do uso e ocupação do solo adjacente. As cores representam diferentes tipos de uso e ocupação do solo: Urbano (cinza), Rural (laranja), Floresta PQ (verde), Floresta RM (azul), Agro pastagem (vermelho) e Pastagem (amarelo). Os valores de F , p e Stress destacam a significância estatística e a dispersão dos dados, R^2 indica a proporção da variabilidade explicada pelo modelo. Cada caractere colorido representa a ocorrência do grupo funcional nos respectivos pontos de coleta. O tamanho do polígono indica a dispersão e a variação da ocorrência de espécies dentro de cada ponto de coleta. Região do médio rio Doce, Minas Gerais, em 2023.

Figura 9. Distribuição espacial dos pontos de coleta categorizados por diferentes uso e ocupação de solo em função das espécies de formigas



Fonte: própria autora

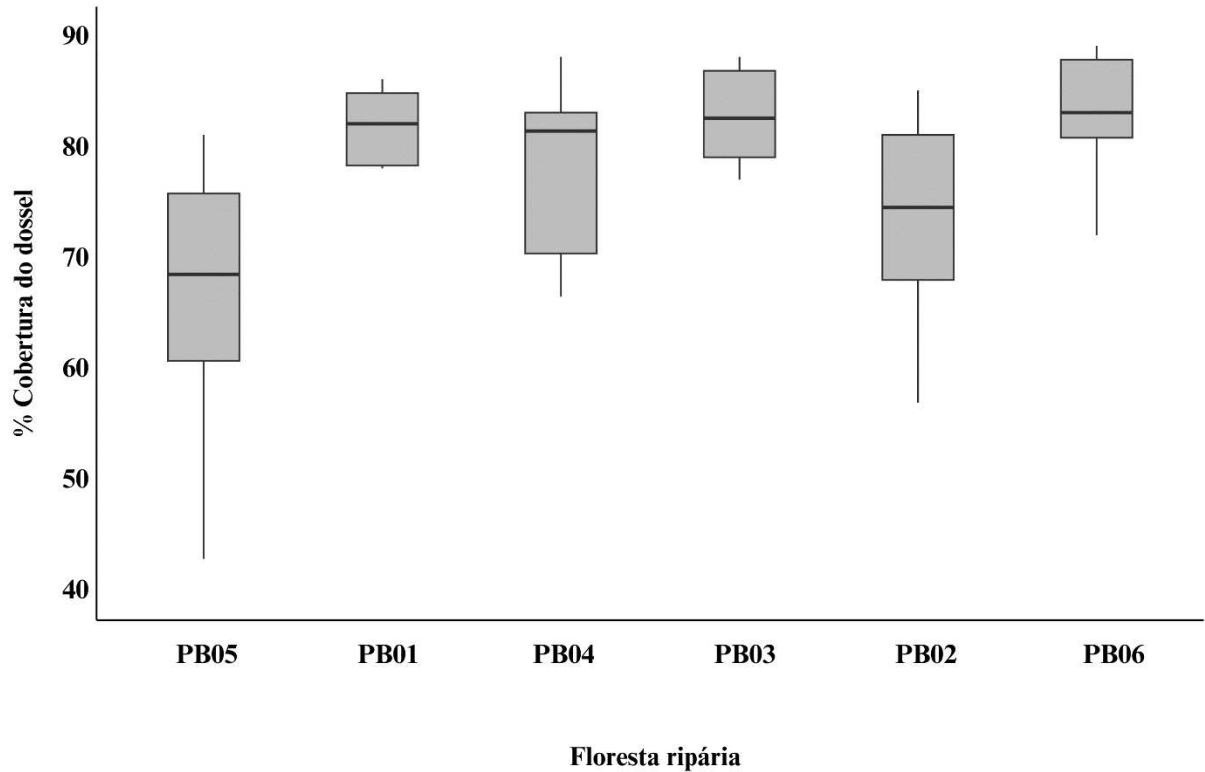
Biplot de análise de componentes principais (PCA) da distribuição espacial dos pontos de coleta categorizados por diferentes usos e ocupação do solo e os carregamentos dos grupos funcionais de formigas. Componente Principal 1 (Dim1): Explica 42,2% da variância total. Este eixo captura a maior variação na composição de grupos funcionais em relação aos diferentes usos e ocupação do solo, destacando as diferenças mais significativas entre as áreas. Componente Principal 2 (Dim2): Explica 26,3% da variância total. As setas representam os grupos funcionais de formigas e indicam a direção e a magnitude da contribuição de cada grupo para as componentes principais. Os grupos funcionais são AA, CF, DA, OE, O, PC, PA, PE, SA e SC. PA e PE contribuem significativamente para as áreas à direita do gráfico (Rural); O e SC têm uma influência significativa nas áreas à esquerda do gráfico (Urbano e Agro pastagem); DA está associada à área da Floresta RM; SA está associada a área de Pastagem; PA, PE, CF, SC, e O têm uma contribuição equilibrada para a área Floresta PQ.

4.3 COMPLEXIDADE DOS HABITATS RIPÁRIOS: COBERTURA DO DOSSEL, CAP E BIOMASSA DE SERRAPILHEIRA

Encontramos diferenças significativas na cobertura do dossel ($F_{(5)} = 3.432, p = 0.009$, **Fig. 10**) e na circunferência do tronco ($F_{(5)} = 2.339, df = 5, p = 0.015$, **Fig. 11**) entre as florestas com diferentes usos e ocupação do solo no entorno. No entanto, não foram detectadas diferenças significativas na biomassa de serapilheira ($F_{(5)} = 2.339, p = 0.073$) entre as florestas ripárias. O teste *post-hoc* de Tukey apontou diferenças na cobertura de dossel entre PB05 e as outras

florestas, e na circunferência do tronco apenas entre PB05 e PB04. Assim, a área PB05, inserida na matriz urbana foi a floresta ripária que apresentou tanto uma menor cobertura de dossel quanto da circunferência do tronco.

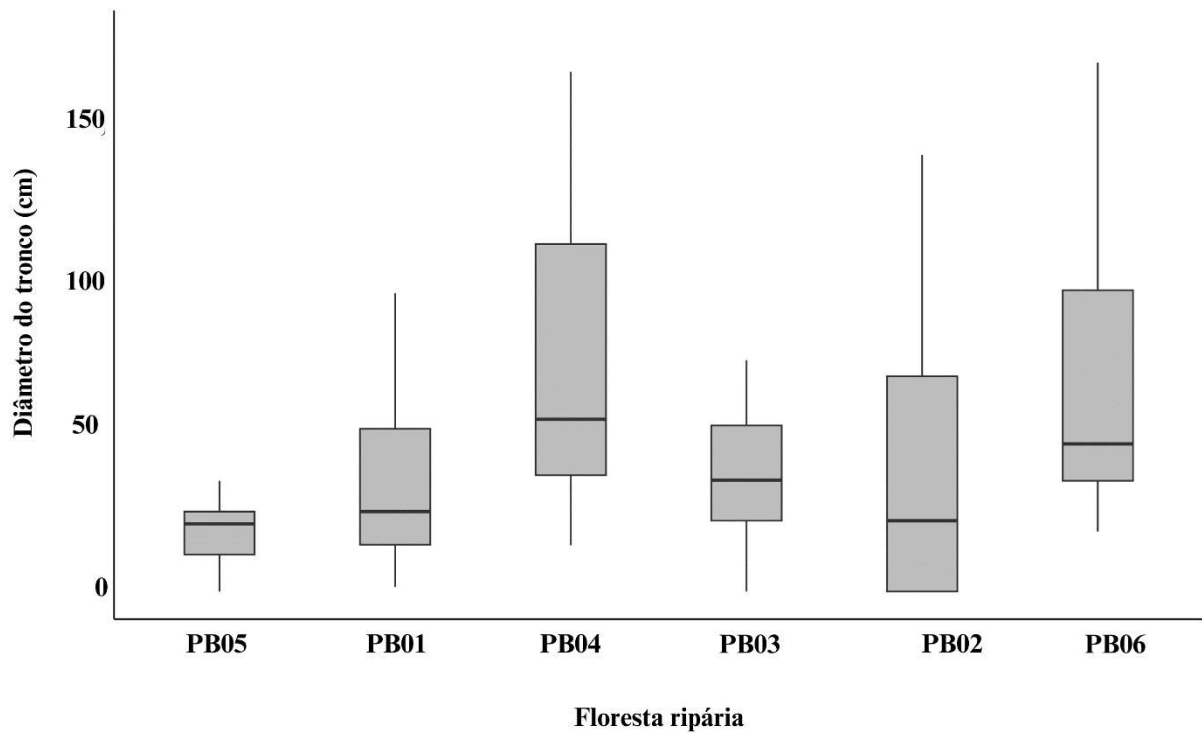
Figura 10. Cobertura do dossel das florestas ripárias



Fonte: própria autora

Representa a distribuição da porcentagem de cobertura do dossel em seis florestas ripárias (PB01 a PB06). As caixas indicam o intervalo interquartil, com a linha horizontal dentro de cada caixa representando a mediana da cobertura do dossel em cada área. As análises revelaram diferenças significativas na cobertura do dossel entre as áreas PB05 e as demais florestas ripárias, conforme indicado pela análise *post-hoc* de Tukey). Região do médio rio Doce, Minas Gerais, 2023.

Figura 11. Circunferência do tronco das florestas ripárias



Fonte: própria autora

Representa a distribuição da circunferência do tronco em seis florestas ripárias (PB01 a PB06). As caixas indicam o intervalo interquartil, com a linha horizontal dentro de cada caixa representando a mediana da circunferência do tronco em cada área. As análises revelaram diferenças significativas na cobertura do dossel entre a área PB05 e PB04, conforme indicado pela análise *post-hoc* de *Tukey*. Região do médio Rio Doce, Minas Gerais, 2023.

4.4 EFEITO DO UCS SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS

Não detectamos diferenças significativas na riqueza de espécies ($\text{Chi}^2 = 10.442$, $\text{df} = 5$, $p = 0.064$), no índice de *Simpson* ($\text{Chi}^2 = 4.547$, $\text{df} = 5$, $p = 0.400$), no índice de *Shannon* ($\text{Chi}^2 = 6.902$, $\text{df} = 5$, $p = 0.228$) e na equitabilidade ($\text{Chi}^2 = 4.631$, $\text{df} = 5$, $p = 0.462$) das comunidades de formigas entre as florestas ripárias com diferentes tipos de UCS.

5 DISCUSSÃO

A dissimilaridade na composição das comunidades de formigas entre as florestas ripárias, influenciadas pelos tipos de UCS adjacente, ressalta a conexão entre a escala da paisagem e a fauna do ecossistema ripário. Este achado é consistente com outros estudos que relacionam o conjunto de formigas presentes nas florestas ripárias com características da paisagem circundante, como intensidade de urbanização da matriz, composição dos tipos de UCS, conectividade e configuração dos remanescentes de florestas ripárias (Ives et al. 2011; García-Martínez et al. 2017; Jiménez-Carmona, Heredia-Arévalo, e Reyes-López 2020). Almeida (2020) demonstrou que a borda de transição entre florestas e ecossistemas aquáticos apresentam composições similares às encontradas no interior das florestas, sugerindo que matrizes adjacentes funcionam como refúgios durante inundações e fontes de recolonização após distúrbios.

Nossos resultados detectaram maior predomínio de espécies oportunistas, típicas de ambientes antropizados, em florestas ripárias adjacentes à área de urbanização e de agricultura com pastagem (**Apêndice F**). As formigas predominantes, como as do gênero *Pheidole*, *Wasmannia*, *Solenopsis* e *Dorymyrmex*, apresentam elevada capacidade de dispersão e colonização em áreas perturbadas, o que pode facilitar a sua dominância nas florestas ripárias inseridas em matrizes modificadas por atividades antrópicas (Armbrecht e Ulloa-Chacón 2003; Pacheco e Vasconcelos 2007). Além disso, às mudanças induzidas pela fragmentação das florestas ripárias, com redução da extensão da faixa de vegetação e isolamento, pode prejudicar a colonização, dispersão e migração de espécies entre os habitats na paisagem (Suarez, Bolger, e Case 1998; Ribas et al. 2005; Sobrinho e Schoereder 2007; Bueno, Campos, e Morini 2017).

O predomínio de espécies pertencentes ao grupo funcional oportunista (O) é um indicativo de degradação da paisagem e um risco de homogeneização biótica que pode ter implicações negativas nas interações ecológicas, podendo resultar em efeito cascata dentro do ecossistema (Fabian, Jaksic, e Castro 2020; Wang et al. 2021; Li et al. 2024). Por exemplo, a redução de certos grupos funcionais de formigas pode alterar a estruturação das comunidades de outros organismos, como insetos herbívoros e inimigos naturais, que por sua vez são organismos chaves nas teias tróficas e funcionamento do ecossistema (Jolivet 1986; Soares et al. 2022; Anjos et al. 2022).

As diferenças da complexidade do habitat entre as florestas ripárias inseridas em diferentes matrizes de UCS foram sutis. Apenas a cobertura de dossel e circunferência do tronco diferiram entre determinadas áreas, com destaque para a floresta da matriz urbana. Assim, a ausência de influência significativa da diferença entre as matrizes adjacente sobre a riqueza, diversidade e equitabilidade das formigas sugere que a estrutura básica do habitat dessas florestas ripárias pode estar relativamente preservada, contribuindo para a manutenção da diversidade de formigas, apesar das pressões externas. Isso ressalta a importância de preservar e monitorar os fragmentos restantes de vegetação ripária, que são refúgios críticos para a manutenção da biodiversidade (Naiman, Decamps, e McClain 2010).

Adicionalmente, as florestas ripárias são ambientes naturalmente dinâmicos e complexos, sujeitos às perturbações naturais advindas das inundações. O distúrbio da inundação, por exemplo, pode ter um papel predominante na dinâmica da serrapilheira, que é um recurso fundamental para formigas do estrato epigéico. Assim, as respostas da estrutura da comunidade de formigas em florestas ripárias relativamente preservadas quanto à complexidade local, o distúrbio da inundação pode ter uma influência ainda mais forte. O distúrbio da inundação promove a renovação de recursos e cria microhabitats diversificados, que são importantes para abrigar elevada biodiversidade de formigas (Ballinger, Lake, e Nally 2007; Wang et al. 2021; Ward et al. 2002).

O grupo funcional SC, predominante em todas as florestas ripárias estudadas, e a frequência de grupos funcionais predadores em áreas rurais ressaltam a importância de conservar esses ecossistemas dinâmicos e complexos (Holldobler e Wilson 1990). A manutenção dos fragmentos de vegetação ripária como refúgios para a biodiversidade é crucial, especialmente considerando os impactos potenciais a longo prazo da conversão de matrizes florestais para usos antrópicos e os riscos de substituição de espécies de áreas florestais por generalistas, comuns de ambientes antrópicos, com implicações ecológicas negativas para esses ambientes. (Gollan et al. 2011; García-Martínez et al. 2015; Segat et al. 2017; Zina et al. 2021).

6 CONCLUSÃO

6.1 ACHADOS PRINCIPAIS

Nossos achados revelam que cada floresta ripária abriga uma assembleia única de formigas, com o cenário paisagístico de UCS do entorno atuando como um importante preditor dessas dissimilaridades. A matriz urbana se destaca, predominando espécies oportunistas. A complexidade do habitat das florestas ripárias mostrou-se consistente, exceto na floresta localizada na matriz urbana, que apresentou menor cobertura de dossel e circunferência do tronco. Os tipos de UCS não influenciaram significativamente a riqueza, diversidade e equitabilidade das espécies de formigas. Concluimos que, apesar de inseridas em cenários paisagísticos variados, as florestas ripárias do médio Rio Doce mantêm níveis similares de biodiversidade.

6.2 RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Diversas perguntas permanecem em aberto sobre a qualidade das florestas ripárias ao longo do Rio Doce, especialmente utilizando formigas como ferramentas de avaliação ambiental. Recomendamos que estudos futuros aumentem o esforço amostral adicionando mais áreas com o mesmo UCS. Também que explorem os efeitos da configuração e composição da paisagem de maneira mais abrangente, incluindo aspectos como fragmentação, distância dos fragmentos florestais até as matrizes antrópicas mais próximas, porcentagem dessas matrizes, e a largura dos corredores ribeirinhos. A inclusão de dados adicionais sobre a vegetação, como riqueza de espécies e estágios de sucessão, também é crucial. Além disso, investigações sobre serviços ecossistêmicos, como a dispersão de sementes por formigas, podem oferecer respostas mais claras sobre a qualidade desses ambientes.

Considerando a importância das inundações como distúrbios significativos para a biodiversidade nas florestas ripárias, estudos que integrem dados sobre regimes de inundações, precipitação, nível de água e outros fatores hidrológicos são essenciais para compreender o impacto desses eventos no contexto paisagístico e como impulsionadores da estrutura local das florestas ripárias. A análise das respostas das comunidades de formigas ao longo do tempo após eventos de inundações pode fornecer informações valiosas sobre a resiliência e as capacidades adaptativas desses organismos em ambientes dinâmicos.

6.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por fim, é essencial o monitoramento da biodiversidade das florestas ripárias ao longo do médio Rio Doce, especialmente aquelas inseridas em matrizes urbanas. O monitoramento é essencial para detectar mudanças de longo prazo na composição e estrutura da comunidade associado a influências humanas, permitindo que ações de fiscalização, conservação e recuperação possam ser aplicadas de maneira eficiente.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas. 2024. "Planos de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas." Acessado em 18 de maio de 2024. Disponível em <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/planos-de-recursos-hidricos/planos-de-recursos-hidricos-de-bacias-hidrograficas/planos-de-bacias-hidrograficas-interfederativas/doce>>.
- Alicja, Uliasz-Bocheńczyk. 2021. "Impact of Anthropogenic Activities on Soil Patterns and Diversity". DOI: 10.1007/978-981-16-8770-9_13.
- Almeida, Maria Fernanda Brito de. 2020. "Formigas Bioindicadoras em Florestas Ecotonais: A Resposta da Mirmecofauna a Diferentes Distúrbios Ambientais". Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Andersen, A. N. 1995. "A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance". **Journal of biogeography**, 15-29.
- Andersen, Alan N. 2019. "Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group". Editado por Mariano Rodriguez-Cabal. **Journal of Animal Ecology** 88 (3): 350–62. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12907>.
- Andersen, Alan N., e Jonathan D. Majer. 2004. "Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management". **Frontiers in Ecology and the Environment** 2 (6): 291–98. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0292:astwdu\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:astwdu]2.0.co;2).
- Anderson, M. J. 2005. "Permanova a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance". **University of Auckland**.
- Anjos, Diego V., Alejandro Tena, Arleu Barbosa Viana-Junior, Raquel L. Carvalho, Helena Torezan-Silingardi, Kleber Del-Claro, e Ivette Perfecto. 2022. "The effects of ants on pest control: a meta-analysis". **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** 289 (1981). <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1316>.

- AntWeb. Versão 8.108. California Academy of Science. Acessado em 17 de maio de 2024. Disponível em <<https://www.antweb.org>>.
- Armbrecht, Inge, e Patricia Ulloa-Chacón. 2003. “The Little Fire ant *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae) as a Diversity Indicator of Ants in Tropical Dry Forest Fragments of Colombia”. **Environmental Entomology** 32 (3): 542–47. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.3.542>.
- Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernandez, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., de Souza, J. L. e Solar, R. 2016. “Guia para os gêneros de formigas do Brasil” **Editora INPA**.
- Baccaro, Fabricio Beggiano, Suzana Maria Ketelhut, e José Wellington de Moraes. 2011. “Efeitos da distância entre iscas nas estimativas de abundância e riqueza de formigas em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central”. **Acta Amazonica** 41 (1): 115–22. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672011000100013>.
- Ballinger, Andrea, P. S. Lake, e Ralph Mac Nally. 2007. “Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and longer-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest”. **Oecologia** 152 (2): 227–38. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0648-0>.
- Battisti, C., Poeta, G., e Fanelli, G. 2016. “An Introduction to Disturbance Ecology”. Cham: **Springer**, 13-29.
- Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. “Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa”. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2012.
- Bren, L.J. 1993. “Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review”. **Journal of Hydrology** 150 (2–4): 277–99. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90113-N](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90113-N).
- Bruno, Daniel, Oscar Belmar, David Sánchez-Fernández, Simone Guareschi, Andrés Millán, e Josefa Velasco. 2014. “Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales”. **Ecological Indicators** 45 (outubro):456–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.051>.
- Bueno, O. C., Campos, A. E. D. C. e Morini, M. D. C. 2017. “Formigas em Ambientes Urbanos no Brasil”. **Editora Canal**, 6.

- Burton, Michele L., Lisa J. Samuelson, e Shufen Pan. 2005. “Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient”. **Urban Ecosystems** 8 (1): 93–106. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-1421-6>.
- Chapin III, F. Stuart, Erika S. Zavaleta, Valerie T. Eviner, Rosamond L. Naylor, Peter M. Vitousek, Heather L. Reynolds, David U. Hooper, et al. 2000. “Consequences of changing biodiversity”. **Nature** 405 (6783): 234–42. <https://doi.org/10.1038/35012241>.
- Clarke, K. R. 1993. “Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure”. **Australian Journal of Ecology** 18 (1): 117–43. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- Connell, Joseph H. 1978. “Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs”. **Science** 199 (4335): 1302–10. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>.
- Davis, Mark A., J. Philip Grime, e Ken Thompson. 2000. “Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility”. **Journal of Ecology** 88 (3): 528–34. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>.
- Delabie, J. H., Feitosa, R. M., Serrão, J. E., Mariano, C. D. S. F., e Majer, J. D. (Eds.). 2015. “As Formigas Poneromorfas do Brasil”. **Editora da UESC**.
- Dolabela, Bárbara Martins, Fernanda Vieira da Costa, Victor Diniz Pinto, Isabela Lopes, José Fernandes Bezerra-Neto, Francisco Antônio Rodrigues Barbosa, e Sérgio Pontes Ribeiro. 2022. “Forest–lake ecotones in a tropical forest: Terrestrial invertebrate inputs to lakes decrease with forest distance”. **Freshwater Biology** 67 (6): 1079–90. <https://doi.org/10.1111/fwb.13902>.
- Dudgeon, David, Angela H. Arthington, Mark O. Gessner, Zen-Ichiro Kawabata, Duncan J. Knowler, Christian Lévêque, Robert J. Naiman, et al. 2006. “Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges”. **Biological Reviews** 81 (2): 163–82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Dufour, Simon, Patricia Maria Rodríguez-González, e Marianne Laslier. 2019. “Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world”. **Science of The Total Environment** 653 (fevereiro):1168–85. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>.
- Fabian, M., Jaksic, S. A. e Castro, S. 2020. “Biological Invasions in the Anthropocene”. DOI: [10.1007/978-3-030-56379-0_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-56379-0_2).

- Fernández, Diego, José Barquín, Mario Álvarez-Cabria, e Francisco J. Peñas. 2014. “Land-use coverage as an indicator of riparian quality”. **Ecological Indicators** 41 (junho):165–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.008>.
- Fierke, Melissa K., e J. Boone Kauffman. 2006. “Invasive species influence riparian plant diversity along a successional gradient, Willamette River, Oregon”. **Natural Areas Journal** 26 (4): 376–82. [https://doi.org/10.3375/0885-8608\(2006\)26\[376:ISIRPD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3375/0885-8608(2006)26[376:ISIRPD]2.0.CO;2).
- Fierro, Pablo, Carlos Bertrán, Jaime Tapia, Enrique Hauenstein, Fernando Peña-Cortés, Carolina Vergara, Cindy Cerna, e Luis Vargas-Chacoff. 2017. “Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages”. **Science of The Total Environment** 609 (dezembro):724–34. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>.
- Foley, Jonathan A., Ruth DeFries, Gregory P. Asner, Carol Barford, Gordon Bonan, Stephen R. Carpenter, F. Stuart Chapin, et al. 2005. “Global Consequences of Land Use”. **Science** 309 (5734): 570–74. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
- Folgarait, Patricia J. 1998. “Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review”. **Biodiversity and Conservation**, no 7, 1221–44.
- Fox, J. W. 2013. “The Intermediate Disturbance Hypothesis Should Be Abandoned”. **Trends in Ecology & Evolution** 28 (2): 86-92.
- Freifelder, Rachel R., Peter M. Vitousek, e Carla M. D’Antonio. 1998. “Microclimate Change and Effect on Fire Following Forest-Grass Conversion in Seasonally Dry Tropical Woodland 1”. **Biotropica** 30 (2): 286–97. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00062.x>.
- García-Martínez, Miguel Á., Federico Escobar-Sarria, Fabiola López-Barrera, Gabriela Castaño-Meneses, e Jorge E. Valenzuela-González. 2015. “Value of Riparian Vegetation Remnants for Leaf-Litter Ants (Hymenoptera: Formicidae) in a Human-Dominated Landscape in Central Veracruz, Mexico”. **Environmental Entomology** 44 (6): 1488–97. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv141>.
- García-Martínez, Miguel Á., Jorge E. Valenzuela-González, Federico Escobar-Sarria, Fabiola López-Barrera, e Gabriela Castaño-Meneses. 2017. “The surrounding landscape influences the diversity of leaf-litter ants in riparian cloud forest remnants”. Editado por Stephen C. Pratt. **PLOS ONE** 12 (2): e0172464. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172464>.

- Gollan, John R., Lisa Lobry de Bruyn, Nick Reid, Derek Smith, e Lance Wilkie. 2011. “Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone”. **Ecological Indicators** 11 (6): 1517–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.007>.
- Graham, Catherine H., Craig Moritz, e Stephen E. Williams. 2006. “Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna”. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 103 (3): 632–36. <https://doi.org/10.1073/pnas.0505754103>.
- Guitet, Stéphane, Daniel Sabatier, Olivier Brunaux, Pierre Couteron, Thomas Denis, Vincent Freycon, Sophie Gonzalez, et al. 2018. “Disturbance Regimes Drive The Diversity of Regional Floristic Pools Across Guianan Rainforest Landscapes”. **Scientific Reports** 8 (1): 3872. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22209-9>.
- Hepp, Luiz Ubiratan, Frank Onderi Masese, e Franco Teixeira de Mello. 2024. “Preface: Stream ecology and environmental gradients”. **Hydrobiologia** 851 (2): 261–64. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05413-1>.
- Hobbs, Richard J., e Laura F. Huenneke. 1992. “Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation”. **Conservation Biology** 6 (3): 324–37. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x>.
- Hoffmann, Benjamin D., e Alan N. Andersen. 2003. “Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups”. **Austral Ecology** 28 (4): 444–64. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01301.x>.
- Hölldobler, B., e Wilson, E. O. 1990. “The Ants”. **Harvard University Press**.
- Hoppenreijns, Jacqueline H. T., R. Lutz Eckstein, e Lovisa Lind. 2022. “Pressures on Boreal Riparian Vegetation: A Literature Review”. **Frontiers in Ecology and Evolution** 9 (janeiro). <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.806130>.
- Ives, Christopher D., Grant C. Hose, David A. Nipperess, e Mark Patrick Taylor. 2011. “Environmental and landscape factors influencing ant and plant diversity in suburban riparian corridors”. **Landscape and Urban Planning** 103 (3–4): 372–82. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.009>.
- Jiménez-Carmona, Francisco, Alba M. Heredia-Arévalo, e Joaquín L. Reyes-López. 2020. “Ants (Hymenoptera: Formicidae) as an indicator group of human environmental impact in the

- riparian forests of the Guadalquivir river (Andalusia, Spain)". **Ecological Indicators** 118 (novembro):106762. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106762>.
- Johnson, Lea, Tara Trammell, Tracie Bishop, Joshua Barth, Scott Drzyzga, e Claire Jantz. 2020. "Squeezed from All Sides: Urbanization, Invasive Species, and Climate Change Threaten Riparian Forest Buffers". **Sustainability** 12 (4): 1448. <https://doi.org/10.3390/su12041448>.
- Jolivet, P. 1986. "Ants and Plants: An Example of Coevolution". **Backhuys** 254 pp.
- Kenwick, Rebecca A., Md Rumi Shammin, e William C. Sullivan. 2009. "Preferences for riparian buffers". **Landscape and Urban Planning** 91 (2): 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.005>.
- Keshamma E. 2022. "An Overview on Ants as Bioindicator". **International Journal of Engineering Technology and Management Sciences** 6 (5): 825–29. <https://doi.org/10.46647/ijetms.2022.v06i05.127>.
- Laurance, William F., Ana K. M. Albernaz, Götz Schroth, Philip M. Fearnside, Scott Bergen, Eduardo M. Venticinque, e Carlos Da Costa. 2002. "Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon". **Journal of Biogeography** 29 (5–6): 737–48. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x>.
- Leal, Inara R., Bruno K. C. Filgueiras, Juliana P. Gomes, Luciana Iannuzzi, e Alan N. Andersen. 2012. "Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic Forest". **Biodiversity and Conservation** 21 (7): 1687–1701. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9>.
- Li, Jiayu, Yu Cao, Zarah Pattison, Wenlong Fu, e Junyao Sun. 2024. "Does dam construction increase the biotic homogenization of riparian vegetation along a regulated river?" **River Research and Applications**, maio. <https://doi.org/10.1002/rra.4297>.
- Liao, Yi-Chang, An-Cheng Lin, Han-Ni Tsai, Yu-Ting Yen, Chyng-Shyan Tzeng, Man-Miao Yang, e Hsing-Juh Lin. 2022. "The significance of riparian communities in the energy flow of subtropical stream ecosystems". **Aquatic Sciences** 84 (2): 20. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00850-x>.
- Lutinski, Junir Antonio, Cladis Juliana Lutinski, Adriely Block Serena, Maria Assunta Busato, e Flávio Roberto Mello Garcia. 2024. "Ants as Bioindicators of Habitat Conservation in a

- Conservation Area of the Atlantic Forest Biome”. **Sociobiology** 71 (1): e9152. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v71i1.9152>.
- Mackey, R. L., e D. J. Currie. 2001. “The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked?” **Ecology** 82 (12): 3479–92. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[3479:TDDRII\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[3479:TDDRII]2.0.CO;2).
- Maracahipes-Santos, Leonardo, Divino V. Silvério, Marcia N. Macedo, Leandro Maracahipes, Kathi Jo Jankowski, Lucas N. Paolucci, Christopher Neill, e Paulo M. Brando. 2020. “Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests”. **Biological Conservation** 252 (dezembro):108862. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108862>.
- Mariano, Aline Mariza Costa, Arthur Domingos-Melo, Eduardo Gonçalves da Silva, Antonio Marcos dos Santos, Márcia de Fátima Ribeiro, e Paulo Milet-Pinheiro. 2024. “Where the risk is more intense: riparian forests keep the euglossine bees community most affected by anthropic disturbance in the Caatinga dry forest”. **Urban Ecosystems**, março. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01531-3>.
- Merchlinsky, Alex, Paul T. Frankson, Robert Gitzen, Christopher A. Lepczyk, Jacqueline E. Mohan, e Robert J. Warren. 2023. “Warming promotes non-native invasive ants while inhibiting native ant communities”. **Ecological Entomology** 48 (5): 588–96. <https://doi.org/10.1111/een.13256>.
- Mohan, Mahesh, Vadakke Neelamana K. Saritha, Mutharimettak Rameshan, Ashly Chacko, e Velamparambil G. Gopikrishna. 2021. “Restoring degraded riparian forest ecosystems of the Western Ghats for ecological sustainability”. **Restoration Ecology** 29 (4). <https://doi.org/10.1111/rec.13254>.
- Naiman, R. J., Decamps, H., e McClain, M. E. 2010. “Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities”. **Elsevier**.
- Naiman, Robert J., e Henri Décamps. 1997. “The Ecology of Interfaces: Riparian Zones”. **Annual Review of Ecology and Systematics** 28 (1): 621–58. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>.
- Oliveira, Augusto, e Marcos Callisto. 2010. “Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic Forest fragment”. **Iheringia. Série Zoologia** 100 (4): 291–300. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000400003>.

- Oliveira, Brayan Ricardo de, Sônia Maria Carvalho-Ribeiro, e Paulina Maria Maia-Barbosa. 2021. “Rio Doce State Park buffer zone: forest fragmentation and land use dynamics”. **Environment, Development and Sustainability** 23 (6): 8365–76. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00969-7>.
- Pacheco, Renata, e Heraldo L. Vasconcelos. 2007. “Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado”. **Landscape and Urban Planning** 81 (3): 193–99. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.004>.
- Paine, Robert T., Mia J. Tegner, e Edward A. Johnson. 1998. “Compounded Perturbations Yield Ecological Surprises”. **Ecosystems** 1 (6): 535–45. <https://doi.org/10.1007/s100219900049>.
- Paoletti, Maurizio G. 1999. “The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators”. **Ecosystems and Environment**. Vol. 74. <http://www.bio.unipd.it/agroecology/>.
- Paolucci, Lucas N., Maria L. B. Maia, Ricardo R. C. Solar, Ricardo I. Campos, José H. Schoereder, e Alan N. Andersen. 2016. “Fire in the Amazon: impact of experimental fuel addition on responses of ants and their interactions with myrmecochorous seeds”. **Oecologia** 182 (2): 335–46. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3638-x>.
- Parthvee, R., Damor. 2024. “Anthropocene: Human Activity Impact on the Climate and Environment”. **Journal of Climate Change**. DOI: 10.3233/jcc240006.
- Pickett, S. T. A., J. Kolasa, J. J. Armesto, e S. L. Collins. 1989. “The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels”. **Oikos** 54 (2): 129. <https://doi.org/10.2307/3565258>.
- Pinho, Leandro Correa, Marcelo Callegari Scipioni, e Alexandre Siminski. 2023. “Avaliação de aplicativos tecnológicos na mensuração de abertura de dossel na Floresta Ombrófila Mista”. **Ciência Florestal** 33 (2): e67685. <https://doi.org/10.5902/1980509867685>.
- Ramey, Tonya L., e John S. Richardson. 2017. “Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone: Mechanisms Underlying Their Unique Diversity”. **BioScience** 67 (9): 808–19. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>.
- Ramos, Letícia, Daniel Negreiros, Fernando Figueiredo Goulart, João Carlos Gomes Figueiredo, Walisson Kenedy-Siqueira, Tiago Shizen Pacheco Toma, Wénita de Souza Justino, et al. 2024. “Dissimilar forests along the Rio Doce watershed call for multiple restoration references to

- avoid biotic homogenization”. **Science of The Total Environment** 930 (junho):172720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172720>.
- Ribas, C.R., T.G. Sobrinho, J.H. Schoederer, C.F. Sperber, C. Lopes-Andrade, e S.M. Soares. 2005. “How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales”. **Acta Oecologica** 27 (1): 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2004.08.008>.
- Riis, Tenna, Mary Kelly-Quinn, Francisca C Aguiar, Paraskevi Manolaki, Daniel Bruno, María D Bejarano, Nicola Clerici, et al. 2020. “Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation”. **BioScience** 70 (6): 501–14. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>.
- Roxburgh, Stephen H., Katriona Shea, e J. Bastow Wilson. 2004. “The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence”. **Ecology** 85 (2): 359–71. <https://doi.org/10.1890/03-0266>.
- Sabo, John L., Ryan Sponseller, Mark Dixon, Kris Gade, Tamara Harms, Jim Heffernan, Andrea Jani, et al. 2005. “Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species”. **Ecology** 86 (1): 56–62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>.
- Sánchez, Luis, Keith Alger, Luiza Alonso, Francisco Barbosa, Maria Cecília Brito, Fernando Laureano, Peter May, Hubert Roeser, e Yolanda Kakabadse. 2018. “Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão: o caminho para uma mitigação sustentável e resiliente”. **IUCN, International Union for Conservation of Nature**. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.18.pt>.
- Segat, Julia Corá, Rafael Leandro Figueiredo Vasconcellos, Daniel Paiva Silva, Dilmar Baretta, e Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2017. “Ants as indicators of soil quality in an on-going recovery of riparian forests”. **Forest Ecology and Management** 404 (novembro):338–43. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.038>.
- Seymour, C.L., e R.E. Simmons. 2008. “Can severely fragmented patches of riparian vegetation still be important for arid-land bird diversity?” **Journal of Arid Environments** 72 (12): 2275–81. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.07.014>.
- Shea, Katriona, Stephen H. Roxburgh, e Emily S. J. Rauschert. 2004. “Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes”. **Ecology Letters** 7 (6): 491–508. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00600.x>.

- Siegloch, A. E., R. Schmitt, M. Spies, M. Petrucio, e M. I. M. Hernández. 2017. “Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams”. **Marine and Freshwater Research** 68 (3): 519. <https://doi.org/10.1071/MF15162>.
- Singh, Rinku, A. K. Tiwari, e G. S. Singh. 2021. “Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach”. **Landscape and Ecological Engineering** 17 (2): 195–223. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00436-5>.
- Smith, Jenny, Michael J. Samways, e Stuart Taylor. 2007. “Assessing Riparian Quality Using Two Complementary Sets of Bioindicators”. **Biodiversity and Conservation** 16 (9): 2695–2713. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9081-2>.
- Soares, C. P. B., de Paula Neto, F. e de Souza, A. L. 2017. “Dendrometria e Inventário Florestal.” **Editora UFV**.
- Soares, Glória R., Giselle M. Lourenço, Fernanda V. Costa, Isabella Lopes, Breno H. Felisberto, Victor D. Pinto, Ricardo I. Campos, e Sérgio P. Ribeiro. 2022. “Territory and trophic cascading effects of the ant *Azteca chartifex* (Hymenoptera: Formicidae) in a tropical canopy”. **Myrmecological News** 32:103–13. https://doi.org/10.25849/myrmecol.news_032:103.
- Soares-Filho, Britaldo, Raoni Rajão, Marcia Macedo, Arnaldo Carneiro, William Costa, Michael Coe, Hermann Rodrigues, e Ane Alencar. 2014. “Cracking Brazil’s Forest Code”. **Science** 344 (6182): 363–64. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>.
- Sobrinho, T.G., e J.H. Schoereder. 2007. “Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments”. **Biodiversity and Conservation** 16 (5): 1459–70. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9011-3>.
- Suarez, A. V., e T. J. Case. 2003. “The Ecological Consequences of a Fragmentation-Mediated Invasion: The Argentine Ant, *Linepithema humile*, in Southern California”. **Springer**, 161–80. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05238-9_10.
- Suarez, Andrew V., Douglas T. Bolger, e Ted J. Case. 1998. “Effects of Fragmentation and Invasion on Native Ant Communities in Coastal Southern California”. **Ecology** 79 (6): 2041. <https://doi.org/10.2307/176708>.
- Svensson, J. Robin, Mats Lindegarth, Per R. Jonsson, e Henrik Pavia. 2012. “Disturbance–diversity models: what do they really predict and how are they tested?” **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences** 279 (1736): 2163–70. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.2620>.

- Tanaka, Marcel Okamoto, Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Luiz Eduardo Moschini, e Alexandre Kannebley de Oliveira. 2016. “Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil”. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 216 (janeiro):333–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>.
- Toro, Israel Del, Relena R Ribbons, Shannon L Pelini, e Harvard Forest. 2012. “The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae)”. **Myrmecological News**. Vol. 17.
- Turner, Monica G. 2010. “Disturbance and landscape dynamics in a changing world”. **Ecology** 91 (10): 2833–49. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>.
- Turner, Monica G., e Virginia H. Dale. 1998. “Comparing Large, Infrequent Disturbances: What Have We Learned?” **Ecosystems** 1 (6): 493–96. <https://doi.org/10.1007/s100219900045>.
- Urbanič, Gorazd, Emilio Politti, Patricia María Rodríguez-González, Robin Payne, Derek Schook, Maria Helena Alves, Ana Anđelković, et al. 2022. “Riparian Zones—From Policy Neglected to Policy Integrated”. **Frontiers in Environmental Science** 10 (abril). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.868527>.
- Vasconcellos, Rafael L.F., Julia C. Segat, Joice A. Bonfim, Dilmar Baretta, e Elke J.B.N. Cardoso. 2013. “Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages”. **European Journal of Soil Biology** 58 (setembro):105–12. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.07.001>.
- Violle, Cyrille, Zhichao Pu, e Lin Jiang. 2010. “Experimental demonstration of the importance of competition under disturbance”. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 107 (29): 12925–29. <https://doi.org/10.1073/pnas.1000699107>.
- Wang, Shaopeng, Michel Loreau, Claire de Mazancourt, Forest Isbell, Carl Beierkuhnlein, John Connolly, Douglas H. Deutschman, et al. 2021. “Biotic homogenization destabilizes ecosystem functioning by decreasing spatial asynchrony”. **Ecology** 102 (6). <https://doi.org/10.1002/ecy.3332>.
- Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, e C. Claret. 2002. “Riverine landscape diversity”. **Freshwater Biology** 47 (4): 517–39. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>.

- Ward, J.V., K. Tockner, e F. Schiemer. 1999. "Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1". **Regulated Rivers: Research & Management** 15 (1–3): 125–39. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E).
- White, P. S. e Jentsch, A. N. K. E. 2004. "Disturbance, Succession, and Community Assembly in Terrestrial Plant Communities." In *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*, 5: 342.
- Xu, Bin, Xufeng Mao, Xingyue Li, Xiaoyan Wei, Ziping Zhang, Wenjia Tang, Hongyan Yu, e Yi Wu. 2024. "Anthropogenic activities dominated the spatial and temporal changes of normalized difference vegetation index (NDVI) in the Hehuang valley in the northeastern Qinghai Province between 2000 and 2020". **Frontiers in Environmental Science** 12 (abril). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1384032>.
- Zimbres, Barbara, Ricardo B. Machado, e Carlos A. Peres. 2018. "Anthropogenic drivers of headwater and riparian forest loss and degradation in a highly fragmented southern Amazonian landscape". **Land Use Policy** 72 (março):354–63. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.062>.
- Zina, Vera, Marc Ordeix, José Carlos Franco, Maria Teresa Ferreira, e Maria Rosário Fernandes. 2021. "Ants as Bioindicators of Riparian Ecological Health in Catalan Rivers". **Forests** 12 (5): 625. <https://doi.org/10.3390/f12050625>.

APÊNDICE A

Classificação das espécies em grupos funcionais

Quadro 1. Grupos funcionais, adaptado de Andersen (1995); Leal et al. (2012) e Paolucci et al. (2016).

SIGLA	GRUPO FUNCIONAL	GÊNEROS	DESCRIÇÃO
AA	Army Ants	<i>Labidus</i>	Formigas nômades e altamente organizadas que se movem em grandes grupos para caçar coletivamente.
CF	Cultivadora de fungo	<i>Acromyrmex</i> <i>Atta</i> <i>Cyphomyrmex</i>	Formigas que cultivam fungos em seus ninhos como fonte primária de alimento.
DA	Dominante arbórea	<i>Azteca</i> <i>Crematogaster</i> <i>Dolichoderus</i>	Formigas que predominam na copa das árvores, controlando grandes territórios e recursos.
O	Oportunista	<i>Brachymyrmex</i> <i>Cardiocondyla</i> <i>Dorymyrmex</i> <i>Nylanderia</i> <i>Paratrechina</i>	Formigas que exploram uma variedade de recursos e são altamente adaptáveis a ambientes alterados. Poucos competitivas.
OE	Onívora epigeica	<i>Linepithema</i> <i>Pheidole</i> <i>Solenopsis</i> <i>Wasmannia</i>	Formigas que forrageiam na superfície do solo e têm uma dieta onívora.
PA	Predadora arbórea	<i>Neoponera</i>	Formigas que caçam suas presas nas árvores, utilizando a vegetação arbórea.
PC	Predador críptico	<i>Strumigenys</i>	Formigas que caçam de maneira furtiva, especializadas em emboscadas em microhabitats.
PE	Predadora epigeica	<i>Cerapachys</i> <i>Ectatomma</i> <i>Gnamptogenys</i> <i>Odontomachus</i> <i>Pachycondyla</i>	Formigas predadoras que atuam principalmente no solo, caçando ativamente outras espécies.
SA	Subordinada Arbórea	<i>Cephalotes</i> <i>Monomorium</i> <i>Procryptocerus</i> <i>Pseudomyrmex</i>	Formigas que ocupam nichos específicos em árvores, mas não dominam o ambiente arbóreo.
SC	Subordinada Camponotini	<i>Camponotus</i>	Formigas pertencentes ao gênero <i>Camponotus</i> que geralmente não são dominantes, mas são ecologicamente significativas.

APÊNDICE B¹

Informações sobre cada ponto de coleta

Quadro 2. Coordenada geográfica, tipo de uso de ocupação do solo, observações pessoais e as médias dos dados abióticos de cada ponto de coleta.

PONTO DE COLETA	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	UCS PREDOMINANTE (BUFFER DE 500 m)	OBSERVAÇÕES PESSOAIS	COBERTURA DO DOSSEL (%)	MÉDIA DA BIOMASSA DE SERRAPILHEIRA (g)	MÉDIA DA CIRCUNFERÊNCIA DO TRONCO (m)
PB01	20°16'32.50"S 42°54'52.11"O	RURAL	Formação do Rio Doce. residências a cerca de 200 m (floresta ripária dentro de propriedade privada). Presença de animais domésticos, como cachorros, galinhas. Presença constante de bambuzais e bananeiras. Acúmulo de lixo.	78	145	215
PB02	19°59'7.37"S 42°39'7.77"O	PASTAGEM	Ajusante ao encontro do Rio Casca com o Doce. Fazendas ao entorno. Trechos de sub bosque denso, trepadeiras herbáceas.	83	227	213
PB03	19°53'10.83"S 42°33'3.23"O	FLORESTA	Ajusante ao encontro do Rio Matipó com o Doce. Árvores de grande porte e dossel fechado. Trepadeiras lenhosas. Sub bosque homogêneo.	83	278	381
PB04	19°44'48.41"S 42°28'42.78"O	FLORESTA	Floresta ripária dentro de Unidade de Conservação (PERD). Acúmulos de lixos advindo de inundações. Trechos com sub bosque denso, de sub bosque homogêneo e árvores de grande porte com dossel fechado, e outros de áreas abertas. Árvores de grande porte e contínuo florestal intacto.	78	257	521

¹ Coordenada geográfica, tipo de uso de ocupação do solo, observações pessoais e as médias dos dados abióticos de cada ponto de coleta. Formação do Rio Doce (PB01); Confluência dos rios Casca e do Doce (PB02); Confluência dos rios Matipó e do Doce (PB03); Ponte Queimada - Parque Estadual do Rio Doce (PB04); Univale, Governador Valadares (PB05) e Resplendor (PB06). Ano de 2023.

PB05	18°50'40.33"S 41°54'13.30"O	URBANIZAÇÃO	Ponto inserido em um campus universitário. Presença de lixo. Predomínio de plantas pioneiras, como as do gênero <i>Fabaceae</i> .	67	313	103
PB06	19°18'3.90"S 41°15'21.08"O	AGRO PASTAGEM	Proximidade com propriedade privada. Trepadeiras herbáceas. Trechos com vegetação arbustiva. Plantas pioneiras.	67	182	355

APÊNDICE C

*Espécies de formigas***Tabela 1.** Conjunto total de dados da amostragem de formigas em seis pontos de coleta pertencentes a trechos de floresta ripária ao longo do médio Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Ano de 2023.

SUBFAMÍLIA	AUTOR	GÊNERO	SPP	GRUPO FUNCIONAL	SOMA DA OCORRÊNCIA	ABUNDÂNCIA ABSOLUTA
DOLICHODERINAE	Forel, 1878	<i>Azteca</i>	<i>sp1</i>	DA	4	5
	Lund, 1831	<i>Dolichoderus</i>	<i>sp1</i>	DA	2	2
		<i>Dolichoderus</i>	<i>sp2</i>	DA	1	3
	Mayr, 1866	<i>Dorymyrmex</i>	<i>sp1</i>	O	11	147
		<i>Dorymyrmex</i>	<i>sp2</i>	O	3	13
		<i>Linepithema</i>	<i>sp1</i>	OE	1	1
DORYLINAE	F. Smith, 1857*	<i>Cerapachys</i>	<i>sp1</i>	PE	1	1
	Jurine, 1807	<i>Labidus</i>	<i>coecus</i>	AA	2	6
		<i>Labidus</i>	<i>preadator</i>	AA	2	18
		<i>Labidus</i>	<i>sp1</i>	AA	3	17
ECTATOMMINAE	F. Smith, 1858	<i>Ectatomma</i>	<i>edentatum</i>	PE	1	1
		<i>Ectatomma</i>	<i>permagnum</i>	PE	2	4
FORMICINAE	Roger, 1863	<i>Gnamptogenys</i>	<i>sulcata</i>	PE	1	1
	Emery, 1906	<i>Nylanderia</i>	<i>sp1</i>	O	8	14
		<i>Nylanderia</i>	<i>sp2</i>	O	8	124
	Mayr, 1861	<i>Camponotus</i>	<i>atriceps</i>	SC	17	106
		<i>Camponotus</i>	<i>bidens</i>	SC	1	3
		<i>Camponotus</i>	<i>crassus</i>	SC	8	17
		<i>Camponotus</i>	<i>NA</i>	SC	1	1
		<i>Camponotus</i>	<i>renggeri</i>	SC	6	18
		<i>Camponotus</i>	<i>sericeiventris</i>	SC	9	12
		<i>Camponotus</i>	<i>sp1</i>	SC	5	10
		<i>Camponotus</i>	<i>sp10</i>	SC	14	39
		<i>Camponotus</i>	<i>sp14</i>	SC	14	35
		<i>Camponotus</i>	<i>sp16</i>	SC	1	1
		<i>Camponotus</i>	<i>sp17</i>	SC	15	50
		<i>Camponotus</i>	<i>sp19</i>	SC	8	80
<i>Camponotus</i>		<i>sp3</i>	SC	1	1	

		<i>Camponotus</i>	<i>sp4</i>	SC	1	1
		<i>Camponotus</i>	<i>sp5</i>	SC	4	4
		<i>Camponotus</i>	<i>sp6</i>	SC	2	2
		<i>Camponotus</i>	<i>sp7</i>	SC	2	2
		<i>Camponotus</i>	<i>sp8</i>	SC	2	3
	Mayr, 1868	<i>Brachymyrmex</i>	<i>sp1</i>	O	1	1
		<i>Brachymyrmex</i>	<i>sp2</i>	O	1	1
		<i>Brachymyrmex</i>	<i>sp3</i>	O	1	1
	Motschulsky, 1893	<i>Paratrechina</i>	<i>longicornis</i>	O	5	24
	Emery, 1869	<i>Cardiocondyla</i>	<i>sp1</i>	O	1	1
	Emery, 1887	<i>Procryptocerus</i>	<i>sp1</i>	SA	1	1
	F. Smith, 1860	<i>Strumigenys</i>	<i>sp1</i>	PC	1	1
	Fabricius, 1804	<i>Atta</i>	<i>sexdens</i>	CF	37	488
	Forel, 1893	<i>Wasmannia</i>	<i>auropunctata</i>	OE	15	131
		<i>Wasmannia</i>	<i>sp1</i>	OE	1	1
		<i>Wasmannia</i>	<i>sp2</i>	OE	1	1
	Latreille, 1802	<i>Cephalotes</i>	<i>atratus</i>	SA	1	6
		<i>Cephalotes</i>	<i>sp1</i>	SA	2	3
		<i>Cephalotes</i>	<i>sp14</i>	SA	1	1
		<i>Cephalotes</i>	<i>sp2</i>	SA	3	3
		<i>Cephalotes</i>	<i>sp3</i>	SA	2	3
		<i>Cephalotes</i>	<i>sp4</i>	SA	3	4
		<i>Cephalotes</i>	<i>sp5</i>	SA	1	1
	Lund, 1831	<i>Crematogaster</i>	<i>sp1</i>	DA	7	11
		<i>Crematogaster</i>	<i>sp2</i>	DA	1	1
		<i>Crematogaster</i>	<i>sp3</i>	DA	4	5
		<i>Crematogaster</i>	<i>sp4</i>	DA	1	1
		<i>Crematogaster</i>	<i>sp5</i>	DA	1	1
		<i>Crematogaster</i>	<i>sp6</i>	DA	1	1
		<i>Crematogaster</i>	<i>sp7</i>	DA	1	1
	Mayr, 1855	<i>Monomorium</i>	<i>sp1</i>	SA	5	11
	Mayr, 1862	<i>Cyphomyrmex</i>	<i>minutus</i>	CF	1	2
	Mayr, 1865	<i>Acromyrmex</i>	<i>sp1</i>	CF	1	2
	Westwood, 1839	<i>Pheidole</i>	<i>aff.reflexans</i>	OE	9	46
		<i>Pheidole</i>	<i>falax</i>	OE	1	1
		<i>Pheidole</i>	<i>oxyopsis</i>	OE	16	203
		<i>Pheidole</i>	<i>sp1</i>	OE	24	188
		<i>Pheidole</i>	<i>sp2</i>	OE	1	2
		<i>Pheidole</i>	<i>sp3</i>	OE	1	2

MYRMICINAE

		<i>Pheidole</i>	<i>sp4</i>	OE	3	10
	Westwood, 1840	<i>Solenopsis</i>	<i>sp1</i>	OE	8	20
		<i>Solenopsis</i>	<i>sp2</i>	OE	9	17
		<i>Solenopsis</i>	<i>sp3</i>	OE	2	15
		<i>Solenopsis</i>	<i>sp4</i>	OE	13	206
PONERINAE	Emery, 1901	<i>Neoponera</i>	<i>verenae</i>	PA	8	10
		<i>Neoponera</i>	<i>villosa</i>	PA	1	1
	F. Smith, 1858	<i>Pachycondyla</i>	<i>sp1</i>	PE	4	6
		<i>Pachycondyla</i>	<i>sp3</i>	PE	2	4
		<i>Pachycondyla</i>	<i>striata</i>	PE	1	1
	Latreille, 1804	<i>Odontomachus</i>	<i>haematodus</i>	PE	21	43
		<i>Odontomachus</i>	<i>sp1</i>	PE	1	1
		<i>Odontomachus</i>	<i>sp2</i>	PE	3	3
PSEUDOMYRMICINAE	Lund, 1831	<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp1</i>	SA	4	6
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp2</i>	SA	1	1
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp3</i>	SA	1	1
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp5</i>	SA	1	1
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp6</i>	SA	3	4
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp7</i>	SA	2	2
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp8</i>	SA	1	1
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>sp9</i>	SA	1	1
		<i>Pseudomyrmex</i>	<i>tenuis</i>	SA	1	1
NA	NA	NA	NA	NA	2	2
TOTAL						2249

APÊNDICE E
Pontos de coleta

Figura 13. Formação do Rio Doce (PB01)

PB01



Fonte: própria autora

(A) Imagem aérea do ponto de coleta, (B, C e D) Imagens locais da floresta ripária.

Figura 14. Confluência dos rios Casca e do Doce (PB02)

PB02

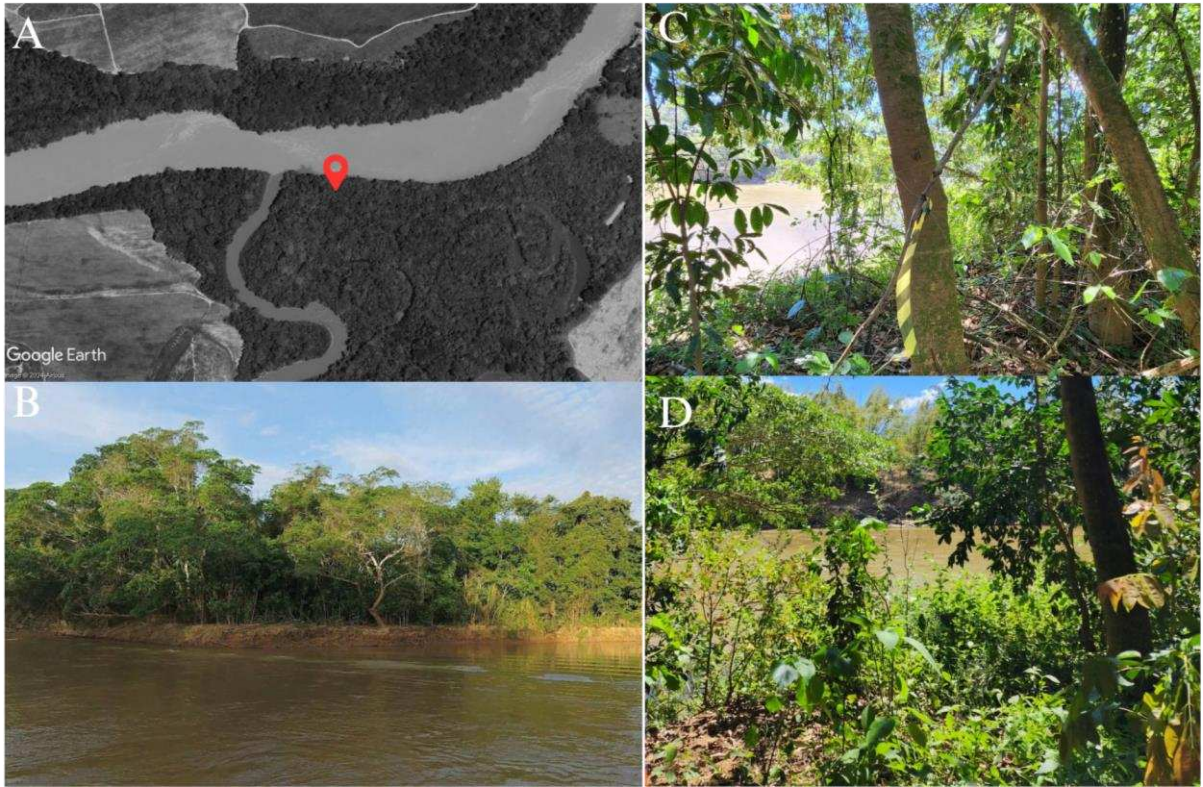


Fonte: própria autora

(A) Imagem aérea do ponto de coleta, (B) Vista de fora da floresta ripária, (C e D) Imagens locais da floresta ripária.

Figura 15. Confluência dos rios Matipó e do Doce (PB03)

PB03

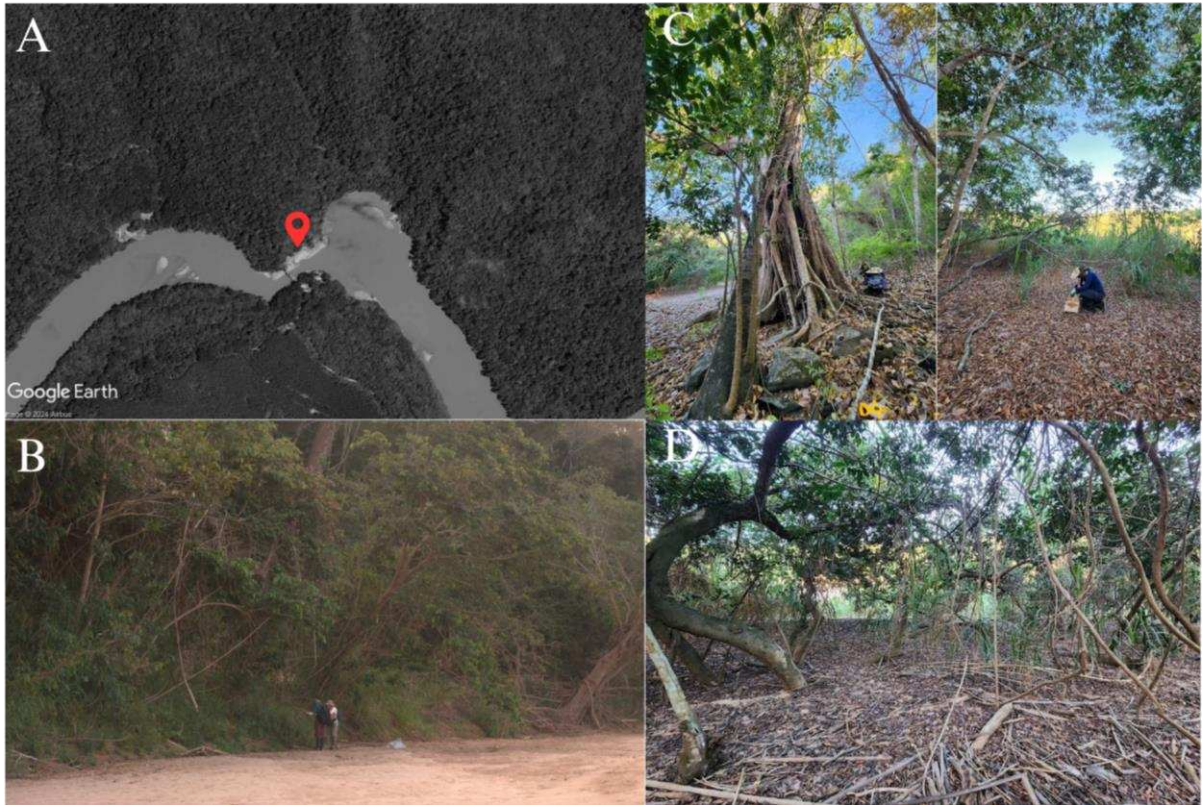


Fonte: própria autora

(A) Imagem aérea do ponto de coleta, (B) Vista de fora da floresta ripária, (C e D) Imagens locais da floresta ripária.

Figura 16. Ponte Queimada - Parque Estadual do Rio Doce (PB04)

PB04



Fonte: própria autora

(A) Imagem aérea do ponto de coleta, (B) Vista de fora da floresta ripária, (C e D) Imagens locais da floresta ripária.

Figura 17. Campus Univale, Governador Valadares (PB05)

PB05

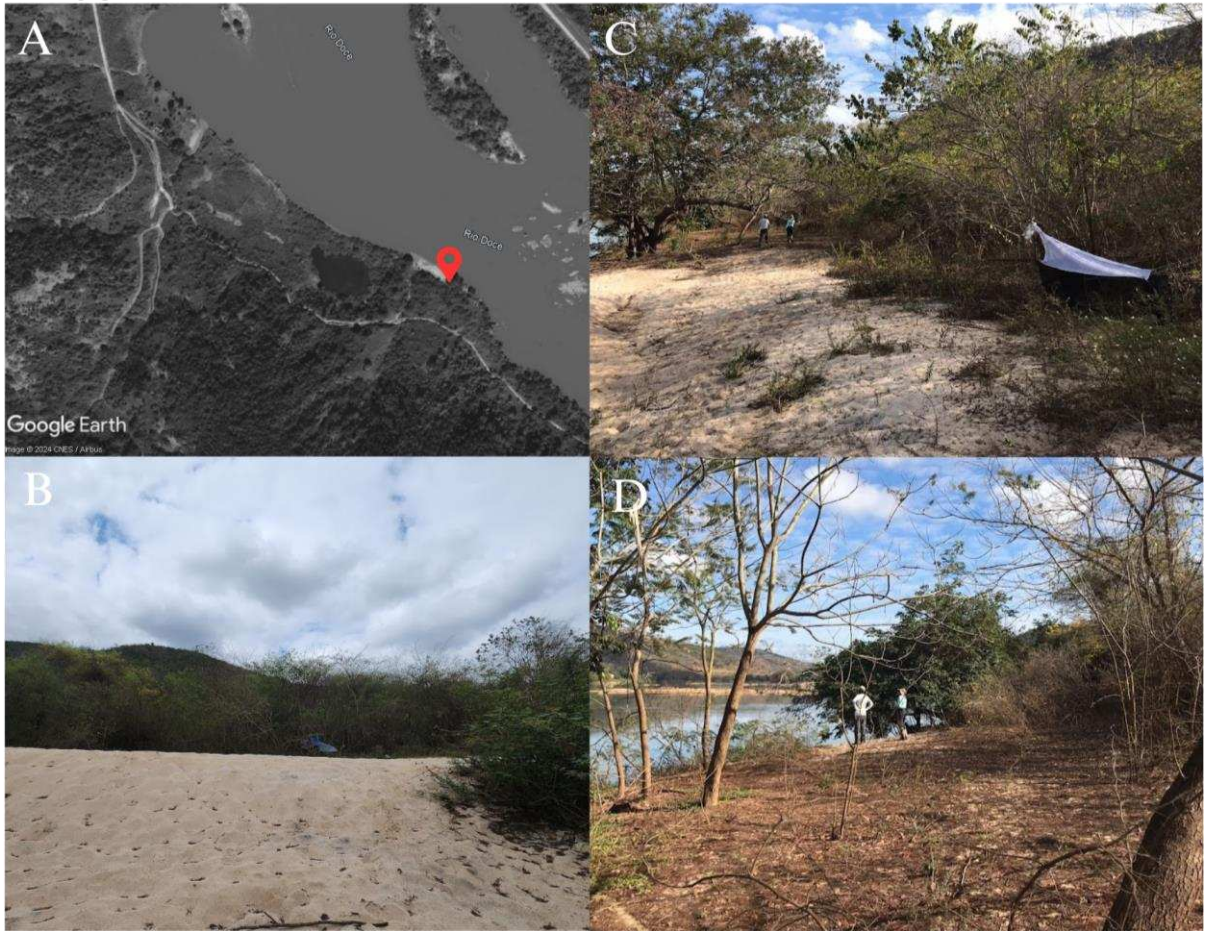


Fonte: própria autora

(A) Imagem aérea do ponto de coleta, (B, C e D) Imagens de dentro da floresta ripária.

Figura 18. Resplendor (PB06)

PB06



Fonte: própria autora

(A) Imagem aérea do ponto de coleta, (B) Vista de fora da floresta ripária, (C e D) Imagens locais da floresta ripária.

APÊNDICE F

Tabela 2. Estatística

VARIÁVEL RESPOSTA	VARIÁVEL EXPLICATIVA	Family	TESTE	Df	Deviance	p-value
Riqueza	UCS	Poisson	Chi ² = 10.442	5	438.06	0.06364
Shannon	UCS	Guassian	Chi ² = 6.9023	5	157.4	0.228
Simpson	UCS	Guassian	Chi ² = 4.5474	5	2.8445	0.4736
Pielou	UCS	Guassian	Chi ² = 4.6315	5	57.607	0.4625
Cobertura do dossel	UCS	Guassian	F = 3.4324	5	-2773	0.0091
CAP	UCS	Guassian	F = 2.3391	5	-109247	0.01463
Biomassa de serrapilheira	UCS	Guassian	F = 2.3391	5	-96698	0.07274