



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

Instituto de Ciências Exatas e Biológicas
Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente
Laboratório de Ecologia de Adoecimento e Florestas



Filipe de Oliveira Quintão

**RESPOSTA DA MIRMECOFAUNA A DIFERENTES GRAUS DE
SUCESSÃO DA VEGETAÇÃO EM AMBIENTE ECOTONAL RIPÁRIO**

Ouro Preto - MG
2023

Filipe de Oliveira Quintão

**RESPOSTA DA MIRMECOFAUNA A DIFERENTES GRAUS DE SUCESSÃO DA
VEGETAÇÃO EM AMBIENTE ECOTONAL RIPÁRIO**

Monografia apresentada ao Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aluno: Filipe de Oliveira Quintão
Orientadora: Dra. Maria Fernanda Brito de Almeida
Coorientador: Prof. Dr. Sérgio Pontes Ribeiro

Ouro Preto - MG
2023

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

Q7r Quintao, Filipe De Oliveira.
Resposta da Mirmecofauna a diferentes graus de sucessão da
vegetação em ambiente ecotonal ripário. [manuscrito] / Filipe De Oliveira
Quintao. - 2023.
23 f.: il.: color., tab..

Orientadora: Dra. Maria Fernanda Brito de Almeida.
Coorientador: Prof. Dr. Sérgio Pontes Ribeiro.
Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto.
Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Graduação em Ciências
Biológicas .

1. Dominância numérica. 2. Formiga. 3. Floresta ripária. I. Almeida,
Maria Fernanda Brito de. II. Ribeiro, Sérgio Pontes. III. Universidade
Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU 574

Bibliotecário(a) Responsável: Luciana De Oliveira - SIAPE: 1.937.800



FOLHA DE APROVAÇÃO

Filipe de Oliveira Quintão

Resposta da dominância numérica da família Formicidae em floresta ripária

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

Aprovada em 01 de setembro de 2023

Membros da banca

Dra. Maria Fernanda Brito de Almeida – Presidente da banca - Universidade Federal de Ouro Preto

Dra. Glória Ramos Soares - Universidade Federal de Viçosa

Bel. Breno Henrique Felisberto - Universidade Federal de Viçosa

Sérvio Pontes Ribeiro, coorientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 12/03/2024



Documento assinado eletronicamente por **Sérvio Pontes Ribeiro, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 13/03/2024, às 13:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0582826** e o código CRC **C141135A**.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente aos meus pais que sem seu apoio e educação, não seria possível a conclusão do meu curso. A UFOP, por ter sido uma instituição que me acolheu e me proporcionou uma formação de qualidade, juntamente com o laboratório LEAF, DEBIO, CAPes, CNPQ. Tive muita sorte nesses anos de conhecer pessoas incríveis que aqueceram meu coração ainda mais. Em especial, agradeço a Maria Fernanda Brito de Almeida, por toda ajuda e compreensão em todos esses anos de formação, se tornando uma segunda Mãe na minha vida. Agradeço também aos meus colegas, Breno Henrique Felisberto, Isabella Lopes e Mariana Brito dos Anjos por todo o companheirismo que tivemos juntos. Assim como meus amigos do LEAF que juntos formamos uma grande família.

RESUMO

As florestas ripárias são ambientes dinâmicos, provocando a inundação e recuo da água no sistema terrestre devido aos períodos de seca e cheia do sistema aquático. Assim, periodicamente ocorrem perturbações capazes de propiciar novas colonizações e recolonizações. Além disso, faixas consecutivas de fitofisionomias nas florestas ripárias também podem ocorrer. Estas faixas possuem alterações graduais na composição da vegetação e no grau de sucessão à medida que a floresta se distancia da zona de inundação para áreas bem drenadas. As modificações da estrutura florestal podem implicar na distribuição de recursos e nas interações inter e intraespecíficas dos organismos que habitam esses ambientes, incluindo as formigas. Neste trabalho investigamos se a dominância numérica, composição e a frequência de ocorrência das espécies de formigas diferem dentro de um gradiente de perturbação ambiental encontrado à medida que a comunidade se distancia da água (da zona de inundação) em direção ao interior da floresta. Para nossa amostragem, selecionamos três áreas de vegetação ripária em lagos no Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. Em cada lago estabelecemos três transectos perpendiculares de 120 metros e distantes 25 metros entre si. Os transectos foram então divididos em três microhabitats, resultando nas seguintes divisões: zona de inundação (ZI), área de influência direta (AID) e área não afetada (ANA). Para a amostragem das formigas foram instalados em cada uma das zonas iscas atrativas no solo e na árvore mais próxima, permanecendo expostas por 50 minutos. Nós não encontramos diferenças significativas na dominância numérica entre os microhabitats sugeridos. Porém, foi encontrado uma diferença significativa entre os estratos do solo e da vegetação na dominância numérica. O solo é um estrato que naturalmente abriga maior número de espécies quando comparado ao estrato arbóreo, sendo também mais afetada por perturbações o que garante populações bem estruturadas de formigas generalistas e oportunistas.

Palavras-chave: Dominância numérica, formiga, floresta ripária, Parque Estadual do Rio Doce

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO.....	9
2.MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	12
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	13
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	15
3.RESULTADOS.....	15
4.DISSCUSSÃO.....	19
5.CONCLUSÃO.....	21
6.REFERÊNCIAS.....	22

1. INTRODUÇÃO

Ecótonos são formados por interseções entre ecossistemas naturais distintos, tornando-o um ambiente com características únicas definidas pelas interações nas condições físicas, químicas e/ou biológicas dos ambientes que os compõem (Raoul Henry, 2003). Isso garante maior número de microhabitats e recursos tróficos, que favorecem a coexistência de espécies adaptadas às diferentes (e muitas vezes exclusivas) características desses ambientes ecológicos (Raoul Henry, 2003). Os ecótonos variam em escala espacial, desde áreas maiores como entre dois biomas, até reduzidas, como pequenas manchas de vegetação (Gosz, 1993; Kolasa & Zalewski, 1995). Dentre a ampla escala de ambientes ecotonais temos a interface entre o sistema terrestre e aquático, denominado como florestas ripárias.

As florestas ripárias são ambientes únicos e altamente dinâmicos. Contribuem para a manutenção da qualidade da água por reterem nutrientes, minerais e filtrarem fertilizantes e defensivos agrícolas, evitando a contaminação dos corpos d'água (Naiman *et al.*, 2005). Além disso, a previsibilidade da alteração sazonal do volume da água e a constante renovação de recursos, garantem a manutenção da biodiversidade nessas florestas (Naiman *et al.*, 2005; Ballinger *et al.*, 2007). Assim, são ambientes de grande fluxo de energia, estruturados principalmente em função da água e dos eventos de inundação capazes de provocar perturbações (Naiman *et al.*, 2005) que altera frequentemente a composição da vegetação, na zona de impacto direto. Quando se encerra esses períodos de inundação, o recuo da água fornece um novo ambiente a ser colonizado, dando origem a uma "corrida" pelo novo espaço disponível gerado pela exposição do solo antes alagado (Larned *et al.*, 2007; Steward *et al.*, 2011; Ramey & Richardson, 2017). Assim, a modificação natural desses ambientes renova suas condições bióticas e abióticas, criando um local propício para novas colonizações e recolonizações, em ambientes com influência direta da água (Mertl *et al.*, 2009).

Outro impacto direto das flutuações hídricas está relacionado ao estabelecimento de faixas consecutivas de fitofisionomias nas florestas ripárias, com alterações graduais na composição da vegetação e no grau de sucessão à medida que a floresta se distancia da zona de inundação para áreas bem drenadas (Naiman *et al.*, 2005). Essas mudanças no ambiente e na vegetação também são refletidas nos organismos que compõem essas comunidades perturbadas, com efeitos muitas vezes negativos sobre a fauna pré-estabelecida, incluindo as formigas (Ballinger *et al.*, 2007; Ramey & Richardson, 2007; Gibb & Parr, 2010; Dolabela *et al.*, 2020). Conforme observado em alguns estudos, a dominância numérica, a composição da assembleia de formiga e a frequência de ocorrência de espécies são afetadas pela estrutura

florestal, pela distribuição de recursos e tem implicações nas interações inter e intraespecíficas (Coelho & Ribeiro, 2006; Law & Parr, 2020; Andersen, 2018).

As formigas (Hymenoptera-Formicidae), um grupo abundante em quase todos os ambientes da Terra, são sensíveis a alterações ambientais e respondem rapidamente às suas modificações, podendo ser facilmente amostradas (Lach *et al.*, 2010; Baccaro *et al.*, 2015). Além disso são importantes agentes na promoção de serviços ecossistêmicos ao ambiente (Folgarait, 1998) desempenhando um papel fundamental em processos de recuperação ambiental (Casimiro *et al.*, 2019). As formigas ocupam um nicho que modifica aspectos ecológicos e evolutivos em seu habitat, graças às inúmeras interações que o grupo estabelece com a fauna e flora local, direcionando mudanças no tempo e no espaço no ecossistema terrestre (Parker & Kronauer, 2021).

Entender os fatores que determinam a distribuição espacial das espécies de formigas, pode nos auxiliar a inferir sobre o seu habitat e acompanhar as mudanças causadas com os impactos de distúrbios naturais (Mertl *et al.*, 2009) e antrópicos (Gibb *et al.*, 2015; Theodorou *et al.*, 2020). Esse entendimento facilita a tomada de decisões nos ambientes em restauração ou no estabelecimento de medidas mitigadoras para os diferentes impactos (Ottonetti *et al.*, 2006). Os impactos tendem a surtir efeitos diferentes sobre os organismos, no qual cada organismo possui um limite de tolerância quanto a alterações das condições do ambiente ocupado, podendo o organismo ser resiliente, tolerante e sensível a um tipo de distúrbio, associado ao nível e a frequência em seu ambiente (Meatyrd, 2005). Dependendo da magnitude e da frequência do impacto das perturbações, podem provocar um processo de simplificação dos habitats e das comunidades de formigas (Dolabela *et al.*, 2020). Espécies tolerantes na comunidade de formigas são geralmente, espécies oportunistas e generalistas, no qual podem ganhar espaço e se proliferar sobre o habitat perturbado, como o caso da *Wasmannia auropunctata* (Clark *et al.*, 1992; Le Breton *et al.*, 2005). Com isso, a perturbação pode desbalancear a equitabilidade das espécies de forma a conduzir uma maior dominância numérica de poucas espécies, simplificando a composição e frequência das espécies no habitat. No trabalho realizado por Ribas e Schroeder (2002) é discutido a influência da competição na distribuição e estrutura do mosaico na comunidade das formigas, no qual eles ressaltam também a distribuição das formigas estarem muitas vezes associados a outros processos biológicos, como a influência das espécies de plantas.

A dominância numérica é uma unidade de medida que relaciona o tamanho de uma população refletindo sobre a abundância relativa das espécies de acordo, exaltando aquelas com maior disparidade numérica entre a composição da comunidade (Magurran, 2013).

Especificamente, a dominância numérica é uma estratégia usada por formigas geralmente pequenas, generalistas e oportunistas para dominar recursos alimentares, o seu estabelecimento no território e garantir o melhor custo e benefício em seu forrageamento, influenciando a comunidade com exclusão competitiva (Ribas & Schroeder, 2002; Parr *et al.*, 2005; Segev & Ziv, 2012). Essa estratégia pode apresentar dificuldades ou vantagens ao enfrentarem alterações no ecossistema, de forma que as perturbações podem revelar padrões de substituição das espécies na ocupação de ambientes perturbados (Andersen, 1992).

Apesar de existirem leis no Brasil classificando-as florestas ripárias como área de proteção permanente (Código Florestal no. 12.651 2012), essas áreas ainda são muito suscetíveis aos efeitos da atividade humana (Lees & Peres, 2008; Collier, *et al.*, 2019). A importância do papel ecológico da floresta ripária também depende da preservação de uma largura mínima sob o risco de comprometer seu estado de conservação e, portanto, toda a fauna associada a esse ambiente (Moraes *et al.* 2014). Compreender a dinâmica da mirmecofauna diante de ambientes frequentemente perturbados pode nos ajudar na elaboração de protocolos que ajudem na restauração de ambientes que tem essa interface floresta-água, auxiliando em políticas públicas mais eficientes para fortalecer o seu uso sustentável, além do seu uso para remediar os possíveis impactos das mudanças climáticas, como um refúgio com recursos abundantes para fauna e flora dos nossos biomas.

Neste trabalho, investigamos o comportamento da dominância numérica das formigas, envolvendo também a composição e a frequência de ocorrência (presença/ausência) desta comunidade. Comparamos esse comportamento entre vegetações a diferentes distâncias de lagos do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), observando se a composição e abundância das espécies de formigas responde em fator da variação na proximidade do lago nos estratos de solo e na vegetação.

Para isso, testamos a hipótese de que a dominância numérica, composição e frequência de ocorrência de espécies de formigas nas zonas de inundação (ZI), próximo a borda do lago, diferem das áreas que são indiretamente afetadas (AID) e das áreas que não são atingidas (ANA) por inundação. Isso, pois as inundações modificam a estrutura da paisagem construída pela vegetação, exibindo um *turnover* da comunidade vegetal ao se afastar do lago. Assumindo essa heterogeneidade espacial, implicamos também mudanças temporárias na oferta de recursos, no qual a sazonalidade afeta a dominância numérica, composição e frequência de ocorrência da assembleia de formigas. Assim como, os estratos oferecem condições, recursos e estabilidades diferentes daquelas encontradas no solo, por isso perguntamos também se a dominância numérica das formigas responde diferente entre os estratos no inverno e verão.

Para testar esta hipótese verificamos: (I) se dominância numérica da comunidade de formigas responde ao gradiente de perturbação imposto pelo distanciamento da água; (II) se a composição de espécies de formigas difere à medida que a floresta se distancia da água; (III) A frequência de ocorrência das espécies é influenciada pelo distanciamento da floresta em relação a água; (IV) se a estação climática influencia a resposta das formigas quanto a dominância numérica, composição e frequência de ocorrência; (V) A dominância numérica da assembleia de formiga difere entre os estratos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) (42°38'W-48°28'W e 19° 45'S-19°30'S), situado no estado de Minas Gerais, Brasil. O parque abrange cerca de 36.000ha distribuídos entre os municípios de Marliéria (83,3%), Dionísio (14,1%) e Timóteo (26%) (IEF - MG, 2002), sendo o parque gerido pelo órgão IEF - (Instituto Estadual de Floresta). O parque é classificado pela Unesco como reserva da biosfera e é considerado a maior reserva de fragmento de floresta contínua do bioma de Mata Atlântica no Estado brasileiro (EF-MG, 2002). A vegetação é identificada como Floresta Estacional Semidecidual de Clima Tropical (Veloso *et al.*, 1991). A temperatura da região varia entre máxima de 40 °C no verão e mínima de 3 °C no inverno, apresentando uma média anual de 22 °C. A pluviosidade média anual varia em torno de 1.250 a 1.500ml (IEF - MG, 2002), possuindo as estações do ano bem definidas, estabelecendo períodos de seca no inverno no intervalo de maio até agosto, com sazonalidade do tipo (Aw), segundo classificação de Köppen (Alvares *et al.*, 2013).

A região onde o parque está estabelecido, forma um grande sistema de lagos barrados do médio vale do Rio Doce, compreendendo 120 lagos, entre os quais, 40 estão dentro do limite de conservação do PERD, sendo formados há 10 mil anos pelo afogamento da antiga drenagem da bacia do Rio Doce (Fonseca *et al.*, 2015).

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Para testarmos nossa hipótese, selecionamos três vegetações ripárias como áreas de amostragem: (i) vegetação ripária do lago Bonita (LA -19,7761992, LO -42,5901057), (ii)

vegetação ripária do lago Dom Helvécio (LA -19,7702062, LO -42,6096159) e (iii) vegetação ripária do lago Carioca (LA -19,7563881, LO -42,6201245) (Figura 1). Realizamos nossas coletas de formigas em duas campanhas no ano de 2018 para cada uma de nossas áreas de estudo.

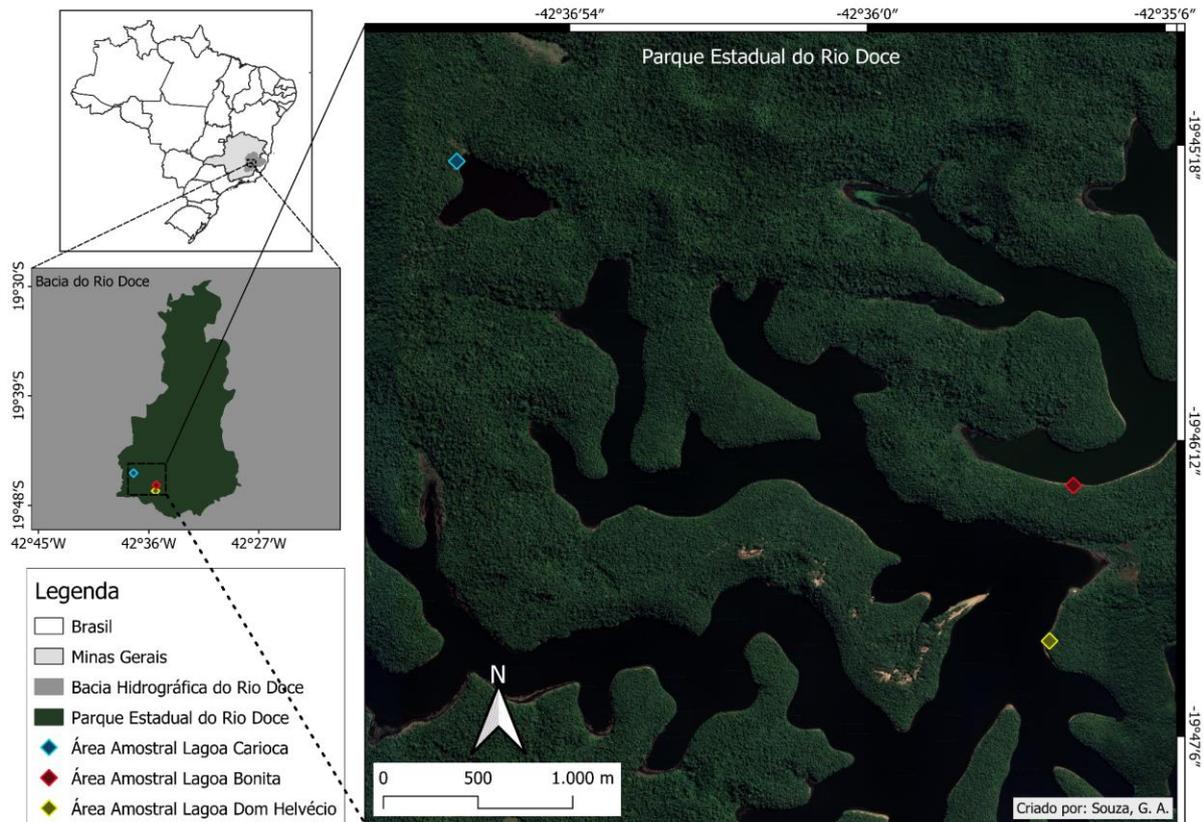


Figura 1: Pontos de amostragem do Lago Carioca, Bonita e Dom Helvécio no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais, Brasil. Mapa: Google Earth ar. Crédito: Guilherme Antunes de Souza.

Nossa amostragem foi feita em transectos perpendiculares às margens dos lagos, pegando os 100 primeiros metros da vegetação ripária. Em cada lago, foram estabelecidas três réplicas paralelas do transecto, distanciados em 25 metros um do outro. Nosso estudo dividiu a mata ciliar dos lagos em três diferentes microhabitats, baseados no intervalo em que os pontos estão do lago. Fragmentamos então a vegetação ripária em três intervalos: Zona de inundação (ZI) - 0 até 20 metros; Área Indiretamente Afetada (AID) - 40 até 60 metros; e Área Não Afetada (ANA) - 80 até 100 metros de distância do lago. Cada intervalo (ZI, ZBL e ZD) era composto por três pontos consecutivos a 10 metros um do outro, em uma distância perpendicular à margem do lago, totalizando 20 metros para cada intervalo. Da mesma forma, para garantir a independência amostral, cada microhabitats categorizados foram separados a uma distância de 20 metros um do outro (Baccaro *et al.*, 2011; Figura 2).



Figura 2: Representação do delineamento experimental. Zona de Inundação (ZI); Área de Influência Direta (AID); Área Não Afetada (ANA). Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

Para a amostragem das formigas e posterior análise da dominância numérica, foram instaladas iscas no solo e na vegetação mais próxima para atrair as formigas e comparar os diferentes estratos e os micro-habitats (ZI, AID, ANA). A isca foi feita a partir da mistura de sardinha e mel para provocar a competição pelo consumo do recurso com alta caloria, induzindo o recrutamento da assembleia de formigas. As iscas foram posicionadas no solo e na vegetação, onde permaneceram ativas por 50 minutos. Procuramos posicionar as iscas na vegetação a uma altura de um metro e meio do solo. Após esse período, as amostras foram recolhidas, mantidas sob refrigeração e em seguida levadas ao Laboratório de Ecologia do Adoecimento e Florestas (LEAF) da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). As amostras foram processadas, quantificadas e identificadas até o menor nível taxonômico possível com o auxílio da chave de gênero de Baccaro *et al.* (2015) e através de comparação com a coleção de formigas do LEAF.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para responder se a dominância numérica variou em função dos microhabitats (ZI; AID; ANA), estrato (solo e arbóreo) ou estação (seca/chuvosa), utilizamos um Modelo Linear Generalizado (GLM) uma vez que os dados não atenderam os pressupostos para as análises paramétricas. Nesse modelo usamos a distribuição binomial negativa para melhor ajuste dos dados. Uma vez que a fauna de solo pode ser mais afetada por impactos causados pela água fizemos as análises para a dominância numérica também para os estratos (solo e árvore). Nessas análises usamos o mesmo modelo feito para os dados em conjunto. Para verificar se a frequência de ocorrência das espécies é influenciada pelos microhabitats, pela estação ou difere entre as espécies, foi necessário construir um modelo GLM com os dados de variável resposta (frequência de ocorrência) logaritmizados.

Esses modelos foram feitos com o auxílio R Software estatístico R 4.2. (versão 2023.06.1) Para testar a dissimilaridade da composição de espécies de formigas entre microhabitats (ZI; AID; ANA) e estratos (solo e arborícola) e estação (chuvosa e seca) realizamos uma análise ANOSIM (ANDERSON, *et al.*, 2013). Finalmente, nós representamos as diferenças da composição usando Multidimensional Não Métrico Dimensionamento (NMDS), baseado no índice de Bray-Curtis, a partir de uma matriz de abundância de espécies por microhabitat, estratos e estação. Para a análise de dissimilaridade usando os dados de frequência em função dos microhabitats, também construímos um modelo usando ANOSIM e construímos a representação gráfica dessa similaridade (NMDS) usando o índice de Jaccard para a matriz de presença e ausência. Essas análises foram feitas no programa Past (version 4.11; Hammer *et al.*, 2001). Todos os testes foram executados com nível de significância de 95% ($\alpha = 0.05$).

3. RESULTADOS

Foram coletados 7.854 indivíduos, distribuídos em 43 espécies pertencentes às sete subfamílias: Myrmicinae e Formicinae (as duas com maior número de espécies numericamente dominantes), seguidas por Dolichoderinae, Ectatomminae, Pseudomyrmecinae e Ponerinae respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1: Abundância de espécies de formigas amostradas no solo nos três microhabitats: Zona de Inundação (ZI); Área de Influência Direta (AID); Área Não Afetada (ANA).

Subfamília	Espécie	Microhabitats		
		ZI	AID	ANA
		Abundância		
Dolichoderinae,	<i>Azteca</i> sp1	31		
	<i>Azteca</i> sp2	1		
	<i>Azteca</i> sp3		262	
	<i>Dorymyrmex</i> sp1	18		1
	<i>Tapinoma atriceps</i>	5	5	1
Ectatomminae	<i>Ectatomma brunneum</i>	1		
	<i>Ectatomma permagnum</i>	2		3
	<i>Ectatomma tuberculatum</i>	14	15	32
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i> sp1	97	3	
	<i>Brachymyrmex</i> sp2		35	7
	<i>Camponotus</i> sp1	12		
	<i>Camponotus</i> sp2	1		
	<i>Camponotus</i> sp3	2		
	<i>Nylanderia</i> sp1		4	
	<i>Tetramorium</i> sp1	3		
Myrmicinae	<i>Atta</i> sp1	1		
	<i>Cephalotes depressus</i>	4		
	<i>Crematogaster</i> pr. <i>limatta</i>	133	156	111
	<i>Crematogaster</i> sp3	130	18	1
	<i>Pheidole</i> aff. <i>reflexans</i>	1096	1187	705
	<i>Pheidole fallax</i>	18	2	
	<i>Pheidole</i> sp2	112	260	191
	<i>Pheidole</i> sp6	29	17	9
	<i>Pheidole</i> sp7	26		2
	<i>Sericomyrmex</i> sp1			1
	<i>Solenopsis</i> sp1	22	41	
	<i>Solenopsis</i> sp2	2	9	76
	<i>Solenopsis</i> sp3	11	44	5
	<i>Trachymyrmex</i> sp1	5	4	
	<i>Wasmannia affinis</i>	1	1	
<i>Wasmannia auropunctata</i>	377	2	449	
Pseudomyrmecinae	<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	2	2	1
Ponerinae	<i>Pachycondyla</i> sp1		1	
	<i>Neoponera</i> sp1	1		
	<i>Odontomachus haematodus</i>	1		

Tabela 2: Abundância de espécies de formigas amostradas na vegetação nos três microhabitats: Zona de Inundação (ZI); Área de Influência Direta (AID); Área Não Afetada (ANA).

Subfamília	Espécie	Microhabitats		
		ZI	AID	ANA
		Abundância		
Dolichoderinae	<i>Azteca</i> sp1	6		
	<i>Azteca</i> sp2	8	109	176
	<i>Tapinoma atriceps</i>	4		
Ectatomminae	<i>Ectatomma brunneum</i>	1		
	<i>Ectatomma tuberculatum</i>	53	58	72
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i> sp1	8		
	<i>Brachymyrmex</i> sp2	4	74	9
	<i>Camponotus</i> sp1	8	7	1
	<i>Camponotus</i> sp2	2	2	3
	<i>Camponotus</i> sp3	11		
	<i>Nylanderia</i> sp1			2
Myrmicinae	<i>Cephalotes depressus</i>			3
	<i>Cephalotes</i> sp3	3		
	<i>Crematogaster</i> pr. <i>limatta</i>	38	48	142
	<i>Crematogaster</i> sp3		58	
	<i>Pheidole</i> aff. <i>reflexans</i>		8	5
	<i>Pheidole</i> sp2		5	
	<i>Pheidole</i> sp4			227
	<i>Pheidole</i> sp6	4		
	<i>Solenopsis</i> sp1			36
	<i>Solenopsis</i> sp2			9
	<i>Solenopsis</i> sp3	329	453	
	<i>Stegomyrmex</i> sp1	1		
	<i>Wasmannia auropunctata</i>	33		
Pseudomyrmecinae	<i>Pseudomyrmex</i> sp1	1	6	
	<i>Pseudomyrmex</i> sp3	1		
	<i>Pseudomyrmex</i> sp4			1
	<i>Pseudomyrmex</i> sp5	1		
	<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	1		
Ponerinae	<i>Pachycondyla</i> sp1		1	

Observamos que a dominância numérica diferiu entre os estratos (solo e árvore; $X^2 < 0.0001$, (Figura 3). No entanto, não observamos influência dos microhabitats (ZI, AID e ANA) na dominância numérica de formigas ($X^2 < 0.7542$), nem das estações (seca e chuvosa; $X^2 = 0.3966$), bem como não verificamos ocorrência de interação entre essas variáveis (estação:estrato $X^2 = 0.1236$ e Microhabitat:estrato $X^2 = 0.3140$). Considerando os estratos separadamente também não encontramos diferenças significativas que explicam a dominância numérica das formigas do solo em função dos microhabitats ($X^2 = 0.9443$), nem para a estação

($X^2=0.7551$) e também não verificamos a existência de interação entre estas variáveis explicativas (microhabitats: estação; $X^2=0.07565$).

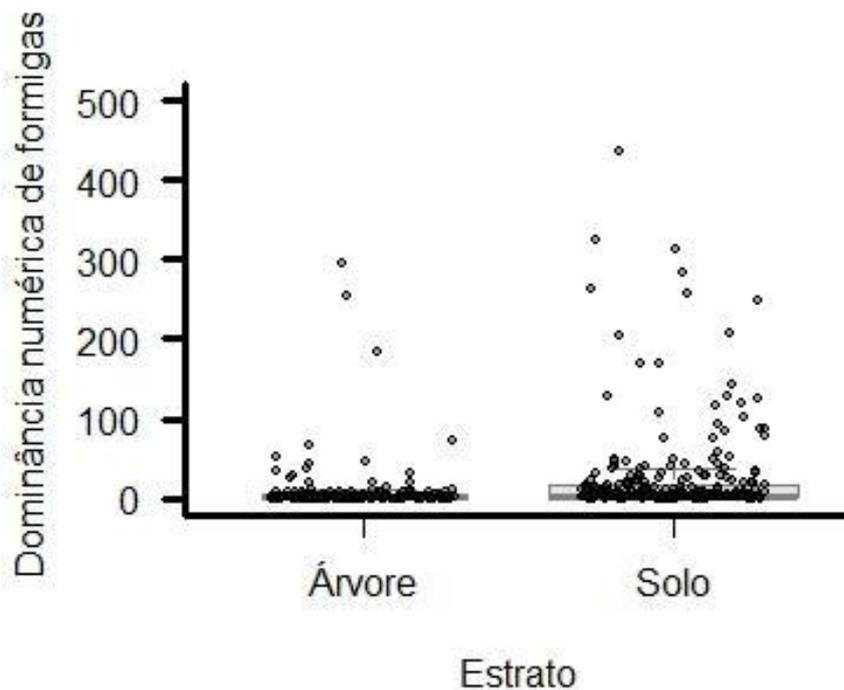


Figura 3. Dominância numérica entre os diferentes estratos (solo e árvore).

Não observamos diferença na frequência de formigas em relação aos microhabitats ($F=1.379$; $P=0,2521$), também não observamos diferenças na frequência de ocorrência de formigas entre as estações ($F=0.4200$; $P=0.5170$), bem como não verificamos ocorrência de interação entre essas variáveis explicativas (dist: estação - $F=0.6523$ $P=0.52103$ e dist:espécies - $F=1.246$; $P=0.07018$).

No entanto, verificamos que a frequência de ocorrência das espécies foi diferente entre as elas ($F=9.0398$ $p<0.001$), sendo, respectivamente, as espécies *Pheidole* aff. *reflexans*, *Crematogaster* pr. *limata*, *Solenopsis* sp2, *Ectatomma tuberculatum* e *Pheidole* sp2 as espécies com maior frequência de ocorrência nos microhabitats estudados.

A análise de composição de formigas (considerando a fauna de ambos os estratos), não revelou diferença significativa na composição das espécies de formigas entre os diferentes microhabitats avaliados (ANOSIM: $R^2=0.00069327$; $P=0.1095$). Também não encontramos

diferenças na composição de espécies de formigas de solo (ANOSIM: $R^2=0.00204$; $P=0.582$) e de formigas arborícolas (ANOSIM: $R^2=0.00091506$; $P=0.2165$) entre os diferentes microhabitats.

A análise dos dados de frequência das espécies em cada um dos microhabitats avaliados, não mostrou diferenças para a composição das espécies (ANOSIM: $R^2=0.00023256$; $P=0.2094$). A composição de espécies considerando a frequência de formigas do solo (ANOSIM: $R^2=0.0000028$; $P=0.4713$) e arborícolas (ANOSIM: $R^2=0.00092477$; $P=0.88019$) também não foram significativos.

4. DISCUSSÃO

Analisando o recrutamento das espécies de formigas atraídas, nossos resultados demonstram que há uma diferença significativa na dominância numérica de formigas entre os estratos (solo e árvore). No entanto, não observamos diferença significativa entre os microhabitats, demonstrando que as diferentes perturbações e consequentes alterações da vegetação que ocorrem nos microhabitats não influenciam a dominância numérica de formiga.

A prevalência da dominância numérica das subfamílias Myrmicinae e Formicinae sobre o habitat estudado, concorda com dados da literatura que destacam essas duas subfamílias como as de maior diversidade de gêneros e espécies, presentes em diversos habitats, ocupando diferentes nichos (Baccaro *et al.*, 2015). O estrato é a única variável que explica a dominância numérica de formigas. Esses resultados são também frequentemente relatados em estudos de comunidade de formigas. O solo é um estrato que naturalmente abriga maior número de espécies quando comparado ao estrato arbóreo (Almeida *et al.*, 2021). Além disso, a fauna do solo é mais afetada por perturbações, como as previstas para o ambiente estudado, e as alterações frequentes no solo garantem populações bem estruturadas de formigas generalistas e oportunistas. Em contrapartida, diversos estudos destacam o estrato arbóreo como um ambiente com maior estabilidade da fauna, uma vez que o dossel de árvores é um ambiente cuja amplitude dos efeitos dos impactos é menor (Arruda *et al.*, 2021; Neves *et al.*, 2021).

Apesar dos resultados não serem significativos para uma diferença na dominância numérica entre os microhabitats, encontramos no solo uma menor dominância numérica de *Pheidole aff. reflexans* no microhabitat ANA. A redução no número de formigas dessa espécie dominando as iscas em um ambiente com maior complexidade estrutural e diversidade de plantas (Gibb & Parr, 2010; Dolabela, *et al.*, 2020) e pouca influência das perturbações

causadas pela água, é esperado uma vez que a complexidade estrutural do ambiente é um dos fatores capazes de garantir a equitabilidade das espécies devido ao aumento do número de interações e disponibilidade de recursos e abrigo (Almeida, *et al.*, 2021).

Não observamos efeito dos microhabitats sobre a frequência de ocorrência das espécies. As espécies mais frequentes, aquelas generalistas amplamente distribuídas e com afinidade para ambientes perturbados, ocupam todo o território, como *Pheidole reflexans* e *Crematogaster limatta*. Porém observamos que a frequência de ocorrência de *Wasmannia auropunctata*, uma espécie nativa da região e invasora em outras regiões (Clark, *et al.*, 1982; Le Breton, *et al.*, 2005), apresentou variação no seu padrão de abundância no intervalo de AID.

A ausência de significância nos nossos resultados remete uma comunidade evolutivamente moldada pelos frequentes distúrbios, sugerindo grande capacidade adaptativa das espécies para sobreviver em ambientes expostos a esses eventos (Arruda *et al.* 2022). Resultado similar foi observado por em planícies de inundação do Pantanal, em ambientes cujo filtro ambiental são inundações, o retorno das espécies ao ambiente é determinado por espécies que colonizam rapidamente os "novos" habitats (Arruda *et al.*, 2022). Além disso, a presença de uma matriz florestal conservada adjacente ao lago pode fornecer espécies para esses micro habitats modificados garantido a mesma composição e frequência entre as áreas. O ecótono das florestas ripárias envolve uma construção evolutiva que preserva sua diversidade com uma concentração de processos ecológicos (Kolasa & Zalewski, 1995). Apesar de sofrer impactos naturais, como inundações, a comunidade das formigas apresentou territórios inerentes à estrutura do ambiente ripário. Este cenário pode ser justificado pela densidade de recursos presentes, fazendo das formigas tolerantes na competição durante a repartição de seus nichos. O mesmo raciocínio não é válido em situações destrutivas, causada pela simplificação do habitat com a perturbação antrópica no efeito de borda.

Os impactos induzem respostas diferentes entre as espécies, sendo algumas delas altamente resistentes e/ou resilientes às perturbações, enquanto outras são sensíveis e não são capazes de permanecerem em habitats perturbados (Costa, 2018; De Arruda *et al.*, 2022). Embora nosso trabalho tenha sido realizado no ano de 2018, apresentando um padrão de estiagem atípica (Gagliardi *et al.*, 2019; Brandão *et al.*, 2022), o impacto histórico causado pela oscilação do volume de água pode ter estabelecido uma comunidade resiliente, presente independente das condições, ainda que estresse hídrico influencie e modifique a vegetação afetada, criando um gradiente com faixas de sucessão.

5. CONCLUSÃO

Analisando a assembleia de formigas, observamos uma redução na intensidade do recrutamento das espécies sobre a vegetação em relação ao solo. Os extratos revelam uma alteração na dominância numérica, sem alterar a riqueza de espécies, sugerindo uma sustentabilidade menor de recursos na vegetação do que no solo na assembleia de formigas analisadas. Assim como a riqueza entre os estratos, sendo menor na vegetação.

As florestas ripárias são importantes corredores ecológicos naturais que dependem da nossa preservação e manutenção desses ambientes para o refúgio de espécies com as flutuações climáticas, além de beneficiar os ambientes em seu entorno permitindo o fluxo de nutrientes e do pool gênico de espécies, sendo uma grande ajuda nesse momento de fragilidade que vivemos. A gravidade que vivemos com as mudanças climáticas, faz necessário a manutenção de projetos de longa duração, como a que esse estudo está inserido, para conseguirmos acompanhar com máximo de informações possíveis a nossa biodiversidade para essas mudanças que já estão em curso. Nossa área de estudo acaba se tornando vulnerável a essas alterações climáticas, sendo áreas de espelho d'água que são reféns da pluviosidade na região. Em cima disso, nosso trabalho assume grande importância para o monitoramento do ecótono floresta-água, contribuindo com o registro da estrutura da dominância numérica da comunidade das formigas sobre as florestas ripárias do PERD, já que ecótono pode ser uma importante ferramenta de monitoramento do ambiente lacustre e de suas florestas.

6.REFERÊNCIAS

ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology*, 88, 350–362, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12907>

ANDERSON, Marti J.; WALSH, Daniel CI. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological monographs*, v. 83, n. 4, p. 557-574, 2013. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>

ALMEIDA, Maria Fernanda Brito de. Formigas bioindicadoras em floresta ecotonais: a resposta da mirmecofauna a diferentes distúrbios ambientais. 2020. 107 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2020.

ALVARES CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G (2014). Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Z* 22(6):711– 728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ARRUDA, F.V. Teresa, F.B., Layme, V.M. *et al.* Fire and flood: How the Pantanal ant communities respond to multiple disturbances? *Perspectives in Ecology and Conservation*, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.04.002>

BACCARO, F., Feitosa, R., Fernández, F., Fernandes, I., Izzo, T., Souza, J., & Solar, R. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. 2015. <https://doi.org/10.5281/zenodo.32912>

BALLINGER, A., Lake, P.S.& Nally, R. . Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and long-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest. *Oecologia* 152:227–238, 2007. DOI: 10.1007/s00442-006-0648-0

CASIMIRO, Mariana S.; SANSEVERO, Jerônimo BB; QUEIROZ, Jarbas M. What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, v. 102, p. 593-598, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.018>

CLARK, David B. *et al.* The tramp ant *Wasmannia auropunctata*: autecology and effects on ant diversity and distribution on Santa Cruz Island, Galapagos. *Biotropica*, p. 196-207, 1982. <https://doi.org/10.2307/2388026>

COELHO, Igor R.; RIBEIRO, Sérgio P. Environment heterogeneity and seasonal effects in ground-dwelling ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. *Neotropical Entomology*, v. 35, p. 19-29, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2006000100004>

DO ESPÍRITO SANTO, N. B.; RIBEIRO, S. P. SANTOS L., J. F.. Evidence of competition between two canopy ant species: is aggressive behavior innate or shaped by a competitive environment?. *Psyche*, v. 2012, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/609106>

COSTA, Fernanda V. *et al.* Resilience to fire and climate seasonality drive the temporal dynamics of ant-plant interactions in a fire-prone ecosystem. *Ecological Indicators*, v. 93, p. 247-255, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.001>

DOLABELA, B.; Antonini, Y.; Pinto, V.; Onésimo, C.; Brito, M., & Costa, F. The Importance of Forest Simplification and Litter Disturbance in Defining the Assembly of Ground-Foraging

Ants. Neotropical Entomology, 49(6), 832-839, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00815-5>

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodiversity & Conservation, v. 7, p. 1221-1244, 1998. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>

FONSECA-SILVA, F.M. Carvalho, M.A. & Ribeiro, S.P. Caracterização da matéria orgânica particulada dos últimos 10 mil anos a partir de um testemunho do Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil: implicações paleoambientais. Revista Brasileira de Paleontologia, 18, 161 – 170. 2015.

GIBB, H.. The effect of a dominant ant, *Iridomyrmex purpureus*, on resource use by ant assemblages depends on microhabitat and resource type. Austral Ecology, v. 30, n. 8, p. 856-867, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01528.x>

GIBB, H.; PARR, C. L. How does habitat complexity affect ant foraging success? A test using functional measures on three continents. Oecologia, v. 164, p. 1061-1073, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1703-4>

GIBB, H. *et al.* Climate mediates the effects of disturbance on ant assemblage structure. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 282, n. 1808, p. 20150418, 2015.

GOSZ J. R. (). Ecotone Hierarchies. Ecological Applications, 3(3), 370–376, 1993. <https://doi.org/10.2307/1941905>

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST - Paleontological Statistics, ver. 1.81 (<http://folk.uio.no/chammer/past>). 2001. <http://folk.uio.no/chammer/past>

IEF (INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS). Plano de manejo do Parque Estadual do Rio Doce. 2002.

KOLASA, J.; ZALEWSKI, M.. Notes on ecotone attributes and functions. Hydrobiologia, v. 303, p. 1-7, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF00034039>

LACH, L.; PARR, C.; ABBOTT, Kirsti (Ed.). Ant ecology. Oxford university press, 2010.

LAW, S. J.; PARR, C.. Numerically dominant species drive patterns in resource use along a vertical gradient in tropical ant assemblages. Biotropica, v. 52, n. 1, p. 101-112, 2020. <https://doi.org/10.1111/btp.12743>

LARNED, S. T., Datry, T., & Robinson, C. T. Invertebrate and microbial responses to inundation in an ephemeral river reach in New Zealand: effects of preceding dry periods. Aquatic Sciences, 69, 554-567, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-0930-1>

LE BRETON, J. *et al.* Niche opportunity and ant invasion: the case of *Wasmannia auropunctata* in a New Caledonian rain forest. Journal of Tropical Ecology, v. 21, n. 1, p. 93-98, 2005. <https://doi.org/10.1017/S0266467404002019>

MAGURRAN, A. E. Medindo a Diversidade Biológica. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 2013.

MEATYARD, B. Ecology—From Individuals to Ecosystems, Michael Begon, Colin R. Townsend, John L. 2005.

Mertl A.L., Ryder K.T. & Traniello F.A. Impact of Flooding on the Species Richness, Density and Composition of Amazonian Litter-Nesting Ants. *Biotropica* 41(5): 633–641, 2009 <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00520.x>

NAIMAN, Robert J. et al. Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*, p. 279-309, 2005.

OTTONETTI, L. TUCCI, L.; SANTINI, G.. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. *Restoration Ecology*, v. 14, n. 1, p. 60-66, 2006.

PARKER, J.; KRONAUER, D. JC. How ants shape biodiversity. *Current Biology*, v. 31, n. 19, p. R1208-R1214, 2021.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. Are all ant mosaics caused by competition?. *Oecologia*, v. 131, p. 606-611, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0912-x>

HENRY, R. Os Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos: Conceitos, Tipos, Processos e Importância. Estudo de Aplicação em lagoas Marginais ao rio Paranapanema na Zona de Sua Desembocadura na represa de Jurumirim. In: *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos* (ed by Raoul Henry), pp 1-28, 2003. UNESP, Botucatu, SP.

RAMEY, T.L.& Richardson, J.S. Terrestrial invertebrates in the riparian zone: mechanisms underlying their unique diversity. *BioScience*. 67: 808–819, 2017. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>

STEWART, A. L., Marshall, J. C., Sheldon, F., Harch, B., Choy, S., Bunn, S. E., & Tockner, K. Terrestrial invertebrates of dry river beds are not simply subsets of riparian assemblages. *Aquatic Sciences*, 73, 551-566, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0217-4>

THEODOROU, P. *et al.* Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature communications*, v. 11, n. 1, p. 576, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>

VELOSO, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal Rio de Janeiro: IBGE. 124p. <http://jbb.ibict.br/handle/1/397>