



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE BARACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

WICTOR CAMILO CAVALCANTI DE MIRANDA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE FORMIGAS EM UM
FRAGMENTO DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA: IMPACTOS DE BORDAS
FLORESTAIS E DA PRESENÇA DE PALMEIRAS**

AREIA
2025

WICTOR CAMILO CAVALCANTI DE MIRANDA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE FORMIGAS EM UM
FRAGMENTO DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA: IMPACTOS DE BORDAS
FLORESTAIS E DA PRESENÇA DE PALMEIRAS**

Trabalho de Conclusão de Curso do
Bacharelado em Ciências Biológicas da
Universidade Federal da Paraíba, como
requisito parcial à obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. José Domingos
Ribeiro Neto

AREIA

2025

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

M672d Miranda, Wictor Camilo Cavalcanti de.
Diversidade taxonômica e funcional de formigas em um
fragmento de floresta tropical úmida: impactos de
bordas florestais e da presença de palmeiras / Wictor
Camilo Cavalcanti de Miranda. - Areia:UFPB/CCA, 2025.
41 f. : il.

Orientação: José Domingos Ribeiro Neto.
TCC (Graduação) - UFPB/CCA.

1. Ciências Biológicas. 2. Ecologia. 3. Diversidade
funcional. 4. Efeito de borda. 5. Formigas. 6.
Palmeiras. I. Ribeiro Neto, José Domingos. II. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 573(02)

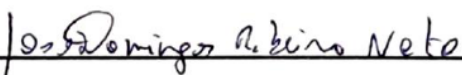
WICTOR CAMILO CAVALCANTI DE MIRANDA

DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE FORMIGAS EM UM
FRAGMENTO DE FLORESTA TROPICAL ÚMIDA: IMPACTOS DE BORDAS
FLORESTAIS E DA PRESENÇA DE PALMEIRAS

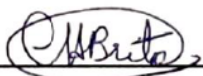
Trabalho de Conclusão de Curso do
Bacharelado em Ciências Biológicas da
Universidade Federal da Paraíba, como
requisito parcial à obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 03/10/2025

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Domingos Ribeiro Neto (Orientador)
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)



Prof. Dr. Carlos Henrique de Brito
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)



Me. João Luis Galvão Freitas
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

À memória de meu avô José Anchieta e de minha avó Maria Dalva, que, mesmo ausentes, permanecem presentes em cada decisão e sonho meu, **DEDICO.**

AGRADECIMENTOS

Agradeço, antes de tudo, à minha mãe, Edicleide, por seu amor incondicional e suporte constante. Suas cobranças foram essenciais para que eu mantivesse o foco e a persistência. Seu apoio em todos os aspectos da minha vida foi decisivo para que eu chegasse até aqui, mesmo quando a jornada parecia interminável. Cada lembrete e palavra de incentivo transformaram-se em motivação e tornaram-se parte fundamental desta conquista, que encerra uma etapa que, diga-se de passagem, durou muito mais do que eu esperava.

Com todo meu carinho, agradeço também à Vó Dalva e ao Vô Anchieta, em memória, assim como à Vó Fatinha e ao Vô Inácio. Embora não tenham participado diretamente deste TCC, o amor, o cuidado e os exemplos que me deram ao longo da vida foram a base que me permitiu atingir este objetivo. Seus gestos de apoio e encorajamento constituíram o alicerce que sustentou toda a minha trajetória.

Agradeço aos grandíssimos amigos Luís “Dudu” Eduardo e Emanuel Júnior, bem como aos colegas de curso Caio César e Francyel Mateus, pela parceria e companheirismo ao longo deste período. As inúmeras tentativas de experimentos e trabalhos anteriores, que inicialmente pareciam promissores, não contribuíram diretamente para os resultados deste trabalho, mas certamente propiciaram aprendizados valiosos, histórias memoráveis e momentos divertidos que espero que tenham enriquecido nosso crescimento pessoal e acadêmico.

Não poderia deixar de mencionar meus outros amigos Everton, Ayslla, Arturus, Júlia, Lu e Thamisis. Com seu bom humor e apoio, seja em conversas descontraídas pelo celular ou em reuniões, foi possível aliviar o estresse nos momentos de maior pressão acadêmica e renovar a motivação para seguir em frente.

Gostaria de registrar meus sinceros agradecimentos ao Dr. Anderson Dantas, Benjamim Ferreira, Pedro Gabriel, João Victor Barbosa, Hidalgo Valentim, Mamadu Djalo, Roberto Victor Barros, e ao Prof. Dr. Rosemberg Menezes, pela concessão dos dados e pela contribuição fundamental com a ideia inicial que deu origem a este trabalho. Sou imensamente grato pelo empenho e dedicação desses profissionais nas etapas de coleta de materiais em campo e identificação das formigas, atividades que demandam tempo, esforço e precisão, e que permitiram a construção da base

necessária para as análises aqui desenvolvidas. Sem esse trabalho prévio e minucioso, a realização deste estudo não teria sido possível.

Por fim, mas definitivamente não menos importante, agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. José “Zezinho” Domingos Ribeiro Neto, pela orientação ao longo deste trabalho, pela disponibilidade em esclarecer dúvidas e pelas contribuições para o desenvolvimento da pesquisa e das análises. Sua atenção, paciência e dedicação foram indispensáveis para a conclusão deste estudo.

RESUMO

As florestas tropicais abrigam uma das maiores diversidades biológicas do planeta, mas estão entre os ecossistemas mais suscetíveis a distúrbios humanos, como a fragmentação florestal, perda de hábitat e uma consequente expansão e dominância de espécies pioneiras. Este estudo investigou como as bordas florestais e a presença de palmeiras influenciam a diversidade de formigas em um fragmento de floresta tropical úmida no Brejo paraibano (Areia, PB). Foram coletadas formigas em 30 pontos amostrais, dez em cada um dos três habitats (bordas, sob as copas das palmeiras e interior do fragmento), acompanhadas por medidas locais de biomassa de serrapilheira, densidade de plântulas e abundância de outros artrópodes. Ao todo, foram registradas 26 espécies de formigas. Embora a diversidade local (alfa) tenha se mantido semelhante entre os habitats, a riqueza funcional variou conforme o tipo de ambiente e a quantidade de serrapilheira, indicando que o esta atua como um filtro ecológico que seleciona diferentes conjuntos de espécies. A medida de diversidade entre as diferentes parcelas dos habitats (beta) revelou um resultado inesperado: as bordas e áreas sob palmeiras apresentaram maior diversidade funcional do que o interior do fragmento, sugerindo que essas zonas não são apenas áreas degradadas, mas também espaços de reconfiguração ecológica, onde espécies com diferentes traços funcionais coexistem. Os resultados indicam que a resposta das formigas aos distúrbios é moldada por interações sutis entre o hábitat e variáveis locais, especialmente a serrapilheira, cuja estrutura exerce papel determinante na seleção de traços funcionais. Os resultados sugerem que a serrapilheira atua como um componente-chave na estruturação das comunidades, o que reforça a importância de considerar suas variações em estudos e estratégias de restauração florestal.

Palavras-chave: ecologia; diversidade funcional; efeito de borda; formigas; palmeiras.

ABSTRACT

Tropical forests are home to some of the planet's greatest biological diversity, yet they are among the ecosystems most vulnerable to human disturbances, such as forest fragmentation, habitat loss, and the resulting expansion and dominance of pioneer species. This study investigated how forest edges and the presence of palm trees influence ant diversity in a fragment of humid tropical forest in the Brejo region of Paraíba (Areia, PB, Brazil). Ants were collected at 30 sampling points – ten in each of three habitats (forest edges, under palm tree canopies, and the forest interior) – alongside local measurements of litter biomass, seedling density, and the abundance of other arthropods. In total, 26 ant species were recorded. Although local (alpha) diversity remained similar across habitats, functional richness varied depending on the type of environment and the amount of litter, indicating that litter acts as an ecological filter that selects for different sets of species. The measure of diversity among different plots within the habitats (beta diversity) revealed an unexpected result: edges and areas under palms had higher functional diversity than the forest interior, suggesting that these zones are not merely degraded areas but also spaces of ecological reconfiguration, where species with different functional traits coexist. The findings indicate that ant responses to disturbance are shaped by subtle interactions between habitat and local variables, particularly litter, whose structure plays a determining role in selecting functional traits. The results suggest that litter is a key component in structuring communities, reinforcing the importance of considering its variations in forest restoration studies and strategies.

Keywords: ecology; functional diversity; edge effect; ants; palm trees.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. HIPÓTESES E PREVISÕES	11
3. MATERIAIS E MÉTODOS	12
3.1 ÁREA DE ESTUDO	12
3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	14
3.3 VARIÁVEIS LOCAIS	15
3.4 AMOSTRAGEM DE FORMIGAS E OUTROS ARTRÓPODES	15
3.5 DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS FUNCIONAIS	16
3.6 QUANTIFICAÇÃO DA DIVERSIDADE	17
4. RESULTADOS	19
5. DISCUSSÃO	33
5.1 RESULTADOS PRINCIPAIS: DIVERSIDADE ALFA E BETA	33
5.2 O PAPEL CONTEXTO-DEPENDENTE DA SERRAPILHEIRA	33
5.3 O POOL REGIONAL E A HISTÓRIA DO FRAGMENTO COMO MOTORES DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NA BORDA	34
6.4 COMPETIÇÃO E DISPONIBILIDADE DE RECURSOS	36
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	36
REFERÊNCIAS	39

1. INTRODUÇÃO

As florestas, incluindo aquelas em recuperação, desempenham papel central na provisão de serviços ecossistêmicos, como regulação climática, produção de biomassa, abastecimento e purificação da água, polinização, oferta de habitats para espécies florestais e sequestro de carbono (Brockerhoff et al., 2017; Cook-Patton et al., 2020). No entanto, esses ecossistemas encontram-se cada vez mais ameaçados por perturbações antrópicas, como o desmatamento e a consequente fragmentação florestal (Tabarelli; Peres; Melo, 2012). Tais perturbações reduzem a cobertura florestal e expõem a biota aos efeitos de borda, resultando na perda de diversidade local e beta, o que compromete o funcionamento dos ecossistemas. A conservação, portanto, exige não apenas a interrupção da perda de cobertura, mas também a reconexão entre fragmentos. Mais do que uma opção estética, trata-se de uma necessidade ecológica para sustentar a biodiversidade e os processos ecossistêmicos, garantindo a manutenção dos serviços ambientais (Betts et al., 2017; Tabarelli; Peres; Melo, 2012).

As alterações na dinâmica florestal frequentemente culminam na substituição de espécies especializadas por organismos generalistas e oportunistas, menos diversos e capazes de afetar negativamente o funcionamento dos ecossistemas (Harper et al., 2005; Tabarelli; Peres; Melo, 2012). Os efeitos de borda, ao modificar fauna e flora, impactam funções críticas, como a ciclagem de nutrientes (Del Toro; Ribbons; Pelini, 2012), a proteção contra herbivoria (Fayle et al., 2011; Farji-Brener; Werenkraut, 2017) e a dispersão de sementes (Aguiar; Tabarelli, 2010). Essas mudanças reduzem a diversidade alfa e favorecem espécies adaptadas a ambientes perturbados – as chamadas “vencedoras” – em detrimento daquelas mais sensíveis – as “perdedoras” –, que tendem a desaparecer. Como consequência, as comunidades tornam-se mais semelhantes entre si, reduzindo a diversidade beta em um processo de homogeneização biótica (sensu McKinney; Lockwood, 1999; Tabarelli; Peres; Melo, 2012). Assim, a análise da diversidade em escalas alfa e beta é essencial: permite identificar fatores que limitam o número de espécies e funções em cada habitat (Magurran, 2013) e compreender como a biodiversidade se distribui regionalmente, refletindo processos de substituição de espécies e de funções ao longo da paisagem (Baselga, 2010). Como essas mudanças podem ocorrer tanto no nível taxonômico quanto no funcional, é necessário integrar ambas as abordagens, uma

vez que alterações na composição taxonômica nem sempre coincidem com mudanças funcionais. Essa avaliação conjunta fornece uma visão mais robusta sobre os efeitos das perturbações na biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas (Petchey; Gaston, 2006; Laliberté; Legendre, 2010).

Um exemplo concreto desses processos é o aumento populacional da palmeira *Attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae) na Mata Atlântica brasileira, favorecida pela perda de hábitat, fragmentação e efeitos de borda (Aguiar; Tabarelli, 2010). Espécies generalistas como essa prosperam em ambientes perturbados devido à maior disponibilidade de luz e às alterações nas interações ecológicas, podendo atuar como “engenheiras” do ecossistema (Souza; Martins, 2003; Pimentel; Tabarelli, 2004). A elevação de sua densidade potencializa tais efeitos, comprometendo processos como a regeneração florestal. Aguiar e Tabarelli (2010) demonstraram que sob as copas de *A. oleifera* há redução na abundância e riqueza de plântulas, em razão do empobrecimento do banco de sementes e da barreira física criada pelo acúmulo de serrapilheira densa proveniente das ráquis fibrosas. A longo prazo, esse processo favorece a homogeneização biótica em fragmentos da Mata Atlântica (Tabarelli et al., 2012). Outras palmeiras, como *Acrocomia intumescens* Drude., também se beneficiam de ambientes de borda, produzindo efeitos semelhantes (Aguiar; Tabarelli, 2010; Dantas; Dantas; Ribeiro-Neto, 2022).

A presença dessas palmeiras pode atuar em sinergia com os efeitos de borda, impactando não apenas a vegetação, mas também grupos faunísticos do solo, como as formigas – organismos-chave na dispersão de sementes, ciclagem de nutrientes e defesa contra herbivoria (Rico-Gray; Oliveira, 2008). Esses impactos resultam tanto de mudanças diretas nas condições microclimáticas associadas às bordas (Murcia, 1995; Sobrinho; Schoereder, 2007; Tabarelli et al., 2008) quanto das alterações na serrapilheira promovidas pela alta densidade das palmeiras (Aguiar; Tabarelli, 2010; Dantas; Dantas; Ribeiro-Neto, 2022). A simplificação estrutural da floresta e a dominância de espécies generalistas, como *Ac. intumescens* e *A. oleifera*, tendem a prejudicar formigas especializadas – sobretudo arborícolas e de forrageamento críptico – enfraquecendo interações ecológicas e comprometendo a estabilidade funcional do ecossistema (Dunn et al., 2009; Skarbek et al., 2020). Embora os efeitos de borda e a presença de palmeiras possam, em teoria, intensificar a perda de

diversidade e a homogeneização biótica, ainda não está claro como cada um desses fatores afeta as comunidades de formigas em níveis taxonômico e funcional.

Diante disso, este estudo investigou como as bordas florestais e a presença de palmeiras, bem como variáveis locais como biomassa seca da serrapilheira, densidade de plântulas e a abundância de outros artrópodes atuam sobre a diversidade de comunidades de formigas, adotando uma abordagem integrada entre componentes taxonômicos e funcionais, nas escalas alfa e beta. Ao considerar múltiplas dimensões da diversidade, buscou-se compreender de que forma tais distúrbios moldam a composição e as funções ecológicas dessas comunidades em uma paisagem fragmentada de floresta tropical úmida.

2. HIPÓTESES E PREVISÕES

Com base na literatura e em observações prévias sobre o impacto de perturbações florestais sobre a mirmecofauna, foram formuladas as seguintes hipóteses e previsões:

Hipótese 1 - Efeitos da borda florestal

As bordas florestais reduzem a diversidade taxonômica e funcional das comunidades locais de formigas e diminuem a variação composicional entre as parcelas. Essa redução decorre de condições ambientais mais extremas e de menor complexidade estrutural, que funcionam como filtros ambientais, favorecendo espécies generalistas e excluindo aquelas com maior especialização de hábitat.

Previsões:

- 1) A diversidade taxonômica e funcional será menor na borda em comparação ao interior do fragmento.
- 2) A variedade de traços ecológicos representados será reduzida nas bordas, refletindo menor diversidade funcional.
- 3) A diversidade beta (taxonômica e funcional) será inferior nas bordas, indicando comunidades mais semelhantes entre si.

Hipótese 2 - Efeitos das palmeiras:

A presença de palmeiras simplifica a estrutura do ambiente edáfico e da serrapilheira, promovendo uma redução da diversidade taxonômica e funcional das

comunidades locais de formigas (diversidade alfa). Essa homogeneização estrutural também tende a diminuir a variação composicional entre comunidades (diversidade beta), em comparação com áreas do interior florestal sem palmeiras.

Previsões:

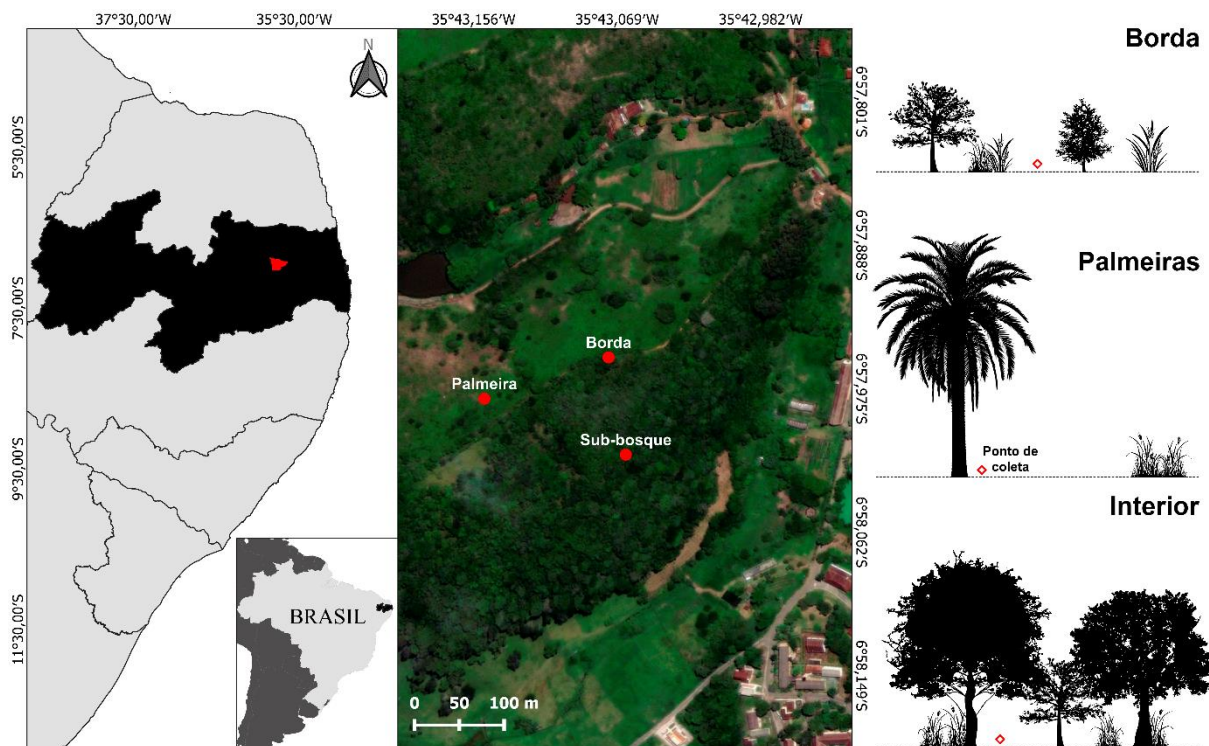
- 1) A diversidade taxonômica e funcional será menor sob palmeiras em comparação ao interior do fragmento livre de sua influência.
- 2) Espera-se menor variedade de estratégias ecológicas (diversidade funcional reduzida) nas áreas sob as copas das palmeiras.
- 3) A diversidade beta das comunidades de formigas sob a copa das palmeiras será inferior à observada no interior do fragmento, refletindo comunidades mais homogêneas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em um fragmento de floresta experimental localizado nos domínios do Centro de Ciências Agrárias (CCA), no município de Areia, Paraíba (6°57'59.0"S, 35°43'04.0"W). A área onde o município se localiza é classificado regionalmente como 'brejo de altitude', caracterizada por condições climáticas úmidas e temperatura amena, sujeito a um sistema de chuvas orográficas decorrente da elevação da Serra da Borborema, contrastando com a Caatinga semiárida predominante nas imediações. O fragmento consiste em uma floresta em regeneração com área aproximada de 81 hectares (**Figura 1**) e apresenta um histórico significativo de perturbações antrópicas, incluindo desmatamento, conversão para pastagens e cultivos agrícolas, principalmente monoculturas (ex.: cana-de-açúcar e cultivos de subsistência).

Figura 1. Localização do fragmento florestal e pontos de coleta nos diferentes habitats.



Fonte: elaboração própria (adaptado de Bing Mapas), 2025.

Conforme a classificação climática de *Köppen-Geiger*, o município está inserido na categoria 'As', clima tropical com estação seca no verão. Esse tipo climático é caracterizado por temperaturas elevadas durante todo o ano, alta umidade relativa do ar e precipitações concentradas principalmente nos meses de outono e inverno. A temperatura média anual varia entre 23 °C e 24 °C, com baixa amplitude térmica mensal, estabilidade térmica típica de regiões tropicais. Essas condições favorecem a manutenção de fragmentos de floresta tropical secundária, com estrutura heterogênea e marcada estratificação vertical.

A vegetação da área é caracterizada por diferentes famílias botânicas, sendo as mais representativas em termos de riqueza e abundância as famílias Rubiaceae, Malvaceae e Solanaceae (Barbosa et al., 2004). No local destacam-se duas espécies da família Arecaceae: *A. oleífera* e *Ac. intumescens*. A presença dessas palmeiras é relevante tanto do ponto de vista ecológico, por sua interação com a fauna (ex.: dispersão de sementes e abrigo para aves), quanto do ponto de vista físico-funcional, devido ao seu papel na estruturação do ambiente edáfico imediatamente abaixo de sua copa.

A área selecionada para este estudo se destaca como um importante refúgio de biodiversidade em uma região fortemente impactada por atividades agropecuárias, representando um modelo relevante para a investigação de processos ecológicos em florestas secundárias em regeneração. A compreensão da dinâmica desses ecossistemas pode fornecer subsídios valiosos para estratégias de restauração ecológica e manejo sustentável em ambientes semelhantes. Nesse contexto, pequenos fragmentos florestais exercem papel fundamental na conservação da biodiversidade, mesmo em paisagens altamente fragmentadas, ao funcionarem como refúgios para espécies, promoverem a conectividade entre remanescentes e contribuírem para a manutenção da diversidade beta regional. Assim, complementam os grandes remanescentes e fortalecem a resiliência das paisagens antropizadas frente à perda de espécies (Arroyo-Rodríguez et al., 2009; Fahrig et al., 2019).

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

As coletas foram conduzidas no mês de maio de 2022. Para assegurar a representatividade espacial e a comparabilidade entre os habitats avaliados foram estabelecidos três transectos de 200 metros de extensão, cada um correspondente a um dos habitats definidos: (1) sob dossel de palmeiras em uma mancha adensada de palmeiras; (2) borda florestal sem palmeiras e (3) interior do fragmento.

Ao longo de cada transecto, foram alocadas 10 unidades amostrais com espaçamento médio de 20 metros entre si, totalizando 30 pontos de coleta. Esse arranjo visou garantir independência espacial entre as unidades e minimizar a sobreposição das áreas de influência.

A distribuição das unidades amostrais foi a seguinte:

- Borda florestal sem palmeiras: unidades alocadas a, no mínimo, 20 metros de qualquer palmeira visível, assegurando a ausência de influência direta dessas plantas;
- Sob dossel de palmeiras: pontos posicionados diretamente sob a copa de palmeiras adultas, previamente selecionadas de modo a atender ao espaçamento necessário entre unidades;

- Interior do fragmento: amostragens realizadas a aproximadamente 50 metros da borda florestal, visando capturar as condições microclimáticas e estruturais típicas do interior da mata.

3.3 VARIÁVEIS LOCAIS

A resposta das comunidades de formigas aos efeitos de borda e à presença das palmeiras pode também ser influenciada por variáveis locais que compõem o ambiente de forrageamento das formigas, tais como a quantidade de serrapilheira, quantidade de plântulas e quantidade de outros artrópodes. Essas variáveis atuam como mediadoras ecológicas, modulando a diversidade funcional, as interações tróficas e a estruturação das assembleias de formigas por meio de mecanismos como: (1) oferta de recursos alimentares e sítios de nidificação (Silva; Brandão, 2010; Gibb; Parr, 2013); (2) alterações na complexidade estrutural do hábitat (Kaspari; Weiser, 1999; Gibb et al., 2015); e (3) modificações nas redes de interação planta-formiga (Rico-Gray; Oliveira, 2008; Aguiar; Tabarelli, 2010). As coordenadas geográficas de cada parcela foram registradas utilizando o aplicativo *GPS Status & Toolbox*.

A serrapilheira e plântulas foram coletadas em cada unidade amostral por meio da demarcação de uma área padronizada utilizando uma moldura (*quadrat*) com 0,5 m² de área. Toda serrapilheira contida dentro da área delimitada foi recolhida manualmente e acondicionada em sacos de papel e identificados para transporte ao laboratório. A quantidade de plântulas no *quadrat* foi registrada e armazenada na base de dados.

Em laboratório, a serrapilheira foi submetida à secagem em estufa de circulação de ar forçada, a uma temperatura constante de 60 °C por 48 horas, assegurando a completa remoção da umidade. Em seguida, o material seco foi pesado em balança eletrônica de precisão.

3.4 AMOSTRAGEM DE FORMIGAS E OUTROS ARTRÓPODES

Para cada palmeira selecionada como ponto central, foram estabelecidas duas unidades amostrais adicionais: uma na borda da floresta, localizada a pelo menos 20 metros de distância de qualquer indivíduo de palmeira e posicionada de modo a evitar a influência direta de sua serrapilheira; e outra no interior do fragmento, a 50 metros da borda florestal.

Em cada um dos três hábitats foi instalada uma armadilha de queda (*pitfall trap*) por ponto amostral. As armadilhas foram confeccionadas com recipientes plásticos transparentes, com dimensões de 20 cm de diâmetro por 10 cm de altura, enterrados até que suas bordas ficassem niveladas com o solo. Cada recipiente foi preenchido com aproximadamente 200 mL de uma solução composta por água, álcool etílico a 70% e detergente neutro, utilizada como líquido conservante e agente tensoativo, respectivamente, conforme protocolo proposto por Agosti et al. (2000). As armadilhas ficaram ativas por dois dias.

Do material coletado pelas armadilhas, apenas as formigas foram triadas para identificação. Os espécimes foram identificados até o menor nível taxonômico possível. Os demais artrópodes capturados foram contabilizados para avaliação da abundância geral, mas não foram submetidos à identificação taxonômica ou funcional detalhada.

3.5 DESCRIÇÃO DAS MEDIDAS FUNCIONAIS

Para este estudo, foram utilizados dados do *The Global Ants Database* (GLADS: <https://www.globalants.org/>), um banco de dados público que reúne informações sobre distribuição e características funcionais de formigas em escala global (Parr et al., 2017), complementados por um banco de dados local previamente construído (Dantas; Dantas; Ribeiro-Neto, 2022). A partir dessas fontes, foram selecionadas três características funcionais: tamanho do corpo, comprimento da mandíbula e largura máxima dos olhos, que podem responder de forma individual ou conjunta às variações no hábitat, resultando em seleção diferencial dos traços.

As variações no tamanho corporal refletem adaptações a diferentes nichos ecológicos e pressões ambientais, como temperatura, disponibilidade de recursos e estrutura do habitat (Kaspari; Weiser, 1999; Gibb; Parr, 2013). Indivíduos maiores tendem a forragear na superfície do solo e apresentam vantagens competitivas em ambientes menos complexos, enquanto espécies menores estão associadas a microhabitats mais heterogêneos, como a serapilheira, e a dietas generalistas (Donoso; Ramón, 2009; Gibb et al., 2015; Tabarelli; Peres; Melo, 2012).

O comprimento da mandíbula está fortemente relacionado à dieta e à estratégia de forrageamento, influenciando o tipo de recurso consumido, a captura de presas ou a manipulação de alimentos (Silva; Brandão, 2010; Kaspari, 1996; Davidson, 1977).

Em comunidades de serapilheira, mandíbulas robustas tendem a indicar predação ativa, enquanto formas mais alongadas estão associadas à coleta de material vegetal ou detritos (Falcão et al., 2011; Oliveira; Koptur, 2017).

As dimensões oculares representam um traço funcional vinculado às condições de luminosidade. Ambientes abertos ou perturbados favorecem espécies com olhos maiores, que otimizam a percepção visual, enquanto habitats mais sombreados ou fechados tendem a abrigar espécies com olhos menores (Gibb; Parr, 2013).

3.6 QUANTIFICAÇÃO DA DIVERSIDADE

Este trabalho seguiu a estrutura unificada proposta por Chao, Chiu e Jost (2014) para quantificar as diversidades alfa e beta, tanto em termos taxonômicos quanto funcionais nas assembleias de formigas do fragmento analisado. A metodologia fundamenta-se nos números de Hill, uma família de medidas que generaliza a diversidade ao permitir ajustes na sensibilidade da análise às abundâncias por meio do parâmetro q . Quando $q = 0$, a diversidade reflete apenas a riqueza de espécies e de traços funcionais, atribuindo o mesmo peso a todos os componentes, independentemente de sua abundância. Com $q = 1$, a medida passa a ponderar as espécies e traços funcionais de acordo com suas frequências relativas, dando mais importância aos elementos mais comuns na comunidade. Para $q = 2$, a diversidade torna-se ainda mais sensível aos componentes mais abundantes, enfatizando a dominância na estrutura comunitária.

Esses mesmos princípios se aplicam à diversidade beta, que quantifica a diferenciação entre comunidades nas dimensões taxonômica e funcional. Com $q = 0$, considera-se apenas a substituição de espécies ou traços entre comunidades, baseando-se exclusivamente em presença ou ausência. Para $q = 1$, são consideradas as diferenças na composição com base nas frequências relativas dos componentes mais comuns. Já com $q = 2$, a medida destaca variações estruturais entre comunidades a partir da substituição de espécies e traços dominantes. Essa abordagem permite uma avaliação integrada da diversidade, revelando padrões relacionados à rarefação, à composição típica e à dominância, tanto em nível local quanto entre comunidades.

As análises de diversidade foram realizadas na linguagem de programação R (R Core Team, 2025), por meio do pacote hillR (Li, 2023), que implementa

computacionalmente a estrutura unificada proposta por Chao, Chiu e Jost (2014). O pacote permite o cálculo de diversidade taxonômica e funcional com base nos números de Hill, oferecendo funções específicas para estimativas de diversidade alfa e beta, bem como medidas de similaridade entre comunidades.

Foram utilizadas as funções *hill_taxa()* e *hill_func()* para estimar a diversidade alfa nas dimensões taxonômica e funcional, respectivamente. Para a decomposição da diversidade beta, recorri às funções *hill_taxa_parti_pairwise()* e *hill_func_parti_pairwise()*, que calculam a diversidade beta com base em uma partição multiplicativa da diversidade em que, para cada par de amostras considerado, a diversidade gama é o produto entre alfa e beta. As matrizes de abundância de espécies foram organizadas da seguinte forma: comunidades dispostas em linhas e espécies em colunas, conforme requisitado pela documentação do pacote. Para o cálculo da diversidade funcional, os atributos das espécies foram transformados em uma matriz de distâncias de Gower, aplicada automaticamente pelas funções do *hillR*.

Foram testados os efeitos do hábitat (preditores categóricos: borda, área com palmeiras e interior do fragmento) e das variáveis ambientais (preditoras contínuas: biomassa seca da serrapilheira, densidade de plântulas e abundância de outros artrópodes), incluindo somente a interação entre hábitat e cada variável preditora contínua sobre a diversidade alfa e beta taxonômica e funcional (nos níveis de $q = 0$, $q = 1$ e $q = 2$) por meio dos modelos lineares generalizados. Exclusivamente para a diversidade alfa taxonômica no nível $q = 0$ (que equivale à riqueza – contagem – de espécies), foi usada a distribuição de erro de Poisson. Para todas as outras variáveis resposta (diversidade alfa e beta em termos taxonômicos e funcionais), foi usada distribuição de erro Gaussiana.

Para a análise da diversidade β taxonômica e funcional, os preditores contínuos (biomassa seca da serrapilheira, densidade de plântulas e abundância de outros artrópodes) foram transformados em matrizes de dissimilaridade entre parcelas, utilizando a distância de Bray-Curtis. Essa abordagem é necessária porque a diversidade β é calculada com base na comparação entre pares de comunidades, exigindo que as variáveis explicativas acompanhem a mesma estrutura.

Para facilitar a leitura e a apresentação dos resultados, os valores de diversidade alfa e beta foram representados utilizando a notação α_q e β_q ,

respectivamente, em que o índice q corresponde ao parâmetro de sensibilidade às abundâncias adotado em cada análise. Por exemplo, diversidade alfa funcional com parâmetro $q = 1$ foi denotada como “diversidade $\alpha 1$ funcional”, enquanto diversidade beta taxonômica com parâmetro $q = 2$ foi representada como “diversidade $\beta 2$ taxonômica”.

4. RESULTADOS

Foram registradas 26 espécies/morfoespécies de formigas, distribuídas em 19 gêneros e 6 subfamílias. A subfamília Myrmicinae foi a mais representativa, seguida por Formicinae e Ponerinae (**Tabela 1**). Espécies como *Linepithema* sp. 1, *Ectatomma muticum*, *Solenopsis geminata*, *Camponotus crassus* e *Tapinoma melanocephalum* foram registradas nos três habitats. Seis espécies apresentaram ocorrência exclusiva em apenas um dos habitats: *Apterostigma* sp. 1 e *Megalomyrmex ayri* foram registradas exclusivamente na borda, *Gnamptogenys* sp. 1, *Cyphomyrmex transversus* e *Hypoponera* sp. 1 ocorreram apenas sob palmeiras. No interior do fragmento, *Camponotus atriceps* foi a única espécie exclusiva.

Tabela 1. Espécies de formigas registradas no fragmento florestal e sua ocorrência nos diferentes habitats.

(continua)

SUBFAMÍLIA	Borda florestal	Palmeira	Interior
Espécie			
DOLICHODERINAE			
<i>Linepithema</i> sp. 1	X	X	X
<i>Tapinoma melanocephalum</i>	X	X	X
ECTATOMMINAE			
<i>Ectatomma muticum</i>	X	X	X
<i>Ectatomma</i> sp. 1	X	X	X
<i>Gnamptogenys</i> sp. 1		X	
FORMICINAE			
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	X	X	X
<i>Camponotus atriceps</i>			X
<i>Camponotus crassus</i>	X	X	X
<i>Camponotus</i> sp. 1	X	X	X
<i>Camponotus substitutus</i>	X	X	X

Tabela 1. Conclusão...

SUBFAMÍLIA	Borda florestal	Palmeira	Interior
Espécie			
MYRMICINAE			
<i>Apterostigma</i> sp. 1	X		
<i>Atta</i> sp. 1	X		X
<i>Cyphomyrmex transversus</i>		X	
<i>Megalomyrmex ayri</i>	X		
<i>Pheidole</i> sp. 1	X	X	X
<i>Pheidole</i> sp. 2	X	X	
<i>Pheidole</i> sp. 3	X	X	X
<i>Sericomyrmex amabilis</i>	X	X	X
<i>Solenopsis geminata</i>	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp. 1	X	X	X
PONERINAE			
<i>Anochetus</i> sp. 1	X	X	X
<i>Dinoponera quadriceps</i>	X	X	X
<i>Hypoponera</i> sp. 1		X	
<i>Odontomachus bauri</i>	X	X	X
<i>Rasopone</i> sp. 1		X	X
PSEUDOMYRMECINAE			
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1		X	X

Fonte: elaboração própria, 2025.

A diversidade alfa taxonômica das comunidades de formigas variou sutilmente entre os habitats amostrados. De modo geral, as bordas florestais apresentaram a maior riqueza de espécies (α_0), seguidas pelas áreas sob palmeiras, cuja riqueza foi aproximadamente 7% menor, e pelo interior do fragmento, com redução de cerca de 26% em relação às bordas. Para α_1 , a diversidade sob palmeiras foi semelhante à borda, enquanto no interior do fragmento apresentou redução de aproximadamente 13% em relação às bordas florestais. Para α_2 , a diversidade sob palmeiras foi cerca de 3% menor que na borda, e no interior do fragmento houve redução de aproximadamente 10% (**Tabela 2**).

Considerando a diversidade funcional local, a riqueza funcional (α_0) na área sob palmeiras foi aproximadamente 14% menor que na borda, enquanto no interior do fragmento a redução em relação à borda da floresta foi de quase 39%. Essa tendência de menor diversidade funcional em relação às bordas florestais se manteve para os outros estimadores: para a diversidade α_1 , a redução foi de cerca de 8% sob as palmeiras e 26% no interior; de forma similar, a diversidade α_2 foi aproximadamente 9% menor sob as palmeiras e 22% menor no interior (**Tabela 2**).

A variação na diversidade beta taxonômica apresentou padrões distintos entre os estimadores. Para a diversidade β_0 , o maior valor foi observado no interior do fragmento, sendo 6% menor na borda e 10% menor na área sob palmeiras. Em contraste, para as métricas que consideram a abundância, a maior dissimilaridade ocorreu nas bordas. Para β_1 , o valor na borda foi 5,8% maior que sob as palmeiras e 15,4% maior que no interior. De forma semelhante, para β_2 , o valor da borda foi 1,7% maior que na área sob palmeiras e 18,3% maior que no interior do fragmento (**Tabela 2**).

A diversidade beta funcional das comunidades de formigas apresentou padrões relativamente estáveis entre os habitats, com diferenças mais pronunciadas apenas nas métricas que consideram a abundância relativa das espécies. Para β_0 , os valores médios foram idênticos entre borda, palmeiras e interior do fragmento. Quando ponderada pelas abundâncias relativas (β_1), as comunidades sob palmeiras apresentaram diversidade aproximadamente 6% menor que as bordas, enquanto no interior do fragmento a redução em relação às bordas florestais foi de cerca de 19%. Essa tendência se manteve em β_2 , onde a diversidade sob palmeiras foi 4% inferior à das bordas e no interior do fragmento observou-se uma queda mais acentuada, de aproximadamente 21% em relação às bordas (**Tabela 2**).

Tabela 2. Médias e intervalos de confiança das diversidades alfa e beta, taxonômica e funcional para os diferentes tipos de habitat.

(continua)

Habitat	Variável	Média Taxonômica [IC 95%]	Média Funcional [IC 95%]
Borda	α_0	8,200 [6,239 - 10,161]	159,863 [94,462 - 225,264]
	α_1	4,928 [3,002 - 6,854]	84,901 [38,477 - 131,324]
	α_2	3,908 [2,231 - 5,586]	60,786 [24,845 - 96,727]

Tabela 2. Conclusão...

Palmeira	$\alpha 0$	7,600 [5,571 - 9,629]	137,166 [77,276 - 197,057]
	$\alpha 1$	4,974 [3,968 - 5,980]	77,923 [51,258 - 104,587]
	$\alpha 2$	3,780 [3,010 - 4,551]	55,483 [37,291 - 73,675]
Interior do fragmento	$\alpha 0$	6,100 [4,502 - 7,698]	98,106 [51,028 - 145,184]
	$\alpha 1$	4,312 [3,131 - 5,493]	62,778 [30,192 - 95,364]
	$\alpha 2$	3,516 [2,465 - 4,567]	47,748 [23,839 - 71,657]
Borda	$\beta 0$	0,471 [0,437 - 0,505]	0,100 [0,094 - 0,106]
	$\beta 1$	0,515 [0,457 - 0,574]	0,476 [0,428 - 0,523]
	$\beta 2$	0,605 [0,527 - 0,682]	0,677 [0,64 - 0,729]
Palmeira	$\beta 0$	0,452 [0,413 - 0,491]	0,100 [0,093 - 0,107]
	$\beta 1$	0,485 [0,437 - 0,533]	0,446 [0,404 - 0,487]
	$\beta 2$	0,589 [0,518 - 0,660]	0,654 [0,603 - 0,706]
Interior do fragmento	$\beta 0$	0,496 [0,454 - 0,538]	0,102 [0,094 - 0,110]
	$\beta 1$	0,438 [0,382 - 0,494]	0,390 [0,346 - 0,434]
	$\beta 2$	0,491 [0,411 - 0,570]	0,544 [0,479 - 0,609]

Fonte: elaboração própria, 2025.

As análises estatísticas não evidenciaram efeitos significativos das variáveis ambientais avaliadas (biomassa seca da serrapilheira, densidade de plântulas e abundância de outros artrópodes) sobre os estimadores de diversidade taxonômica ($\alpha 0$, $\alpha 1$ e $\alpha 2$; **Tabela 3**). As interações entre hábitat e as variáveis preditoras ambientais densidade de plântulas e densidade de artrópodes não foram estatisticamente significativas para nenhum dos níveis de diversidade mensurados (**Tabela 3**).

Tabela 3. Efeitos do hábitat (borda, palmeira e interior) e de variáveis ambientais locais sobre a diversidade beta taxonômica das comunidades de formigas mensurada por meio dos números de Hill. “NA” na coluna “Estatística” significa “não se aplica” já que a família utilizada no modelo $\alpha 0$ taxonômica foi a Poisson, devido à natureza de contagem dos dados.

(continua)

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
$\alpha 0$ taxonômica	Hábitat	2, 27	NA	0,19
	Biomassa seca da serrapilheira	1, 26	NA	0,98
	Densidade de plântulas	1, 25	NA	0,48
	Abundância de outros artrópodes	1, 24	NA	0,19

Tabela 2. Conclusão...

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
$\alpha 0$ taxonômica	Hábitat*Biomassa seca da serrapilheira	2, 22	NA	0,06
	Hábitat*Densidade de plântulas	2, 20	NA	0,18
	Hábitat*Abundância de outros artrópodes	2, 18	NA	0,89
$\alpha 1$ taxonômica	Hábitat	2, 27	0,329	0,72
	Biomassa seca da serrapilheira	1, 26	0,064	0,80
	Densidade de plântulas	1, 25	0,020	0,89
	Abundância de outros artrópodes	1, 24	1,092	0,31
	Hábitat*Biomassa seca da serrapilheira	2, 22	0,493	0,62
	Hábitat*Densidade de plântulas	2, 20	2,286	0,13
	Hábitat*Abundância de outros artrópodes	2, 18	0,600	0,56
$\alpha 2$ taxonômica	Hábitat	2, 27	0,128	0,88
	Biomassa seca da serrapilheira	1, 26	0,112	0,74
	Densidade de plântulas	1, 25	0,000	1,00
	Abundância de outros artrópodes	1, 24	0,787	0,39
	Hábitat*Biomassa seca da serrapilheira	2, 22	0,130	0,88
	Hábitat*Densidade de plântulas	2, 20	2,300	0,13
	Hábitat*Abundância de outros artrópodes	2, 18	0,790	0,47

Fonte: elaboração própria, 2025.

Não foram detectados efeitos significativos de nenhuma das variáveis ambientais locais (biomassa seca da serrapilheira, densidade de plântulas e abundância de outros artrópodes) sobre nenhum dos indicadores de diversidade funcional das comunidades de formigas (α_0 , α_1 e α_2 ; **Tabela 4**). No entanto, foi detectada uma interação significativa entre o tipo de hábitat (borda florestal, palmeira e interior) e a biomassa seca da serrapilheira sobre a riqueza funcional (α_0 ; **Tabela 4**), com um efeito variando de negativo nas bordas florestais a aproximadamente neutro no interior da floresta e levemente positivo sob as palmeiras (**Figura 2**). Para os outros indicadores de diversidade funcional das comunidades de formigas (α_1 e α_2), nenhuma interação significativa entre hábitat e as variáveis ambientais locais foi detectada (**Tabela 4**).

Tabela 3. Efeitos do hábitat (borda, palmeira e interior) e de variáveis ambientais locais sobre a diversidade alfa funcional das comunidades de formigas mensurada por meio dos números de Hill.

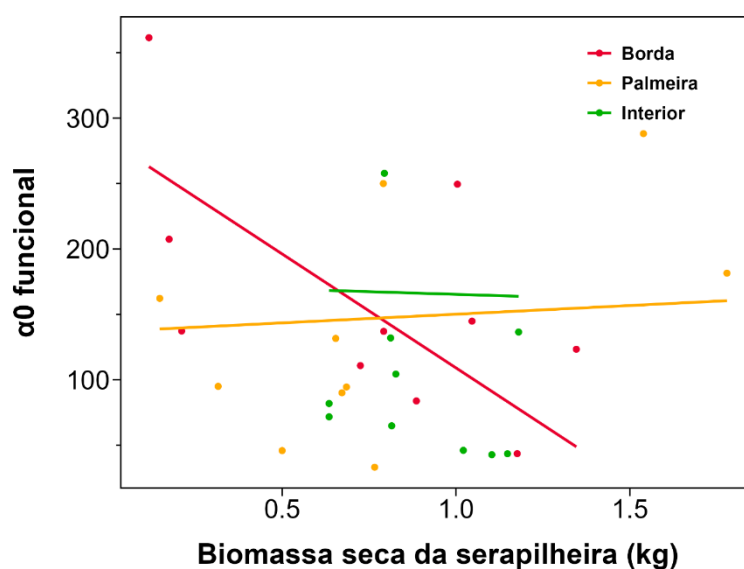
(continua)				
Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
α_0 funcional	Hábitat	2, 27	1,791	0,20
	Biomassa seca da serrapilheira	1, 26	0,042	0,84
	Densidade de plântulas	1, 25	0,441	0,52
	Abundância de outros artrópodes	1, 24	1,313	0,27
	Hábitat*Biomassa seca da serrapilheira	2, 22	4,038	0,04
	Hábitat*Densidade de plântulas	2, 20	2,336	0,13
	Hábitat*Abundância de outros artrópodes	2, 18	0,001	1,00
α_1 funcional	Hábitat	2, 27	0,479	0,63
	Biomassa seca da serrapilheira	1, 26	0,331	0,57
	Densidade de plântulas	1, 25	0,003	0,96
	Abundância de outros artrópodes	1, 24	1,051	0,32

Tabela 4. Conclusão...

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
$\alpha 1$ funcional	Hábitat*Biomassa seca da serrapilheira	2, 22	1,057	0,37
	Hábitat*Densidade de plântulas	2, 20	1,920	0,18
	Hábitat*Abundância de outros artrópodes	2, 18	0,277	0,76
$\alpha 2$ funcional	Hábitat	2, 27	0,276	0,76
	Biomassa seca da serrapilheira	1, 26	0,395	0,54
	Densidade de plântulas	1, 25	0,078	0,78
	Abundância de outros artrópodes	1, 24	1,098	0,31
	Hábitat*Biomassa seca da serrapilheira	2, 22	0,536	0,59
	Hábitat*Densidade de plântulas	2, 20	1,764	0,20
	Hábitat*Abundância de outros artrópodes	2, 18	0,315	0,73

Fonte: elaboração própria, 2025

Figura 2. Efeito da interação entre o tipo de hábitat e a biomassa seca da serrapilheira sobre a riqueza funcional ($\alpha 0$) das comunidades de formigas no fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025

Com exceção da diversidade β_2 , que foi positivamente influenciada pelo aumento da dissimilaridade na abundância de outros artrópodes (**Tabela 5; Figura 3**), as demais variáveis preditoras não afetaram significativamente a diversidade beta taxonômica em nenhum dos níveis (β_0 , β_1 ou β_2). Da mesma forma, não foram encontradas evidências de interação entre o tipo de hábitat e as variáveis preditoras para β_0 e β_1 .

Tabela 5. Efeitos do hábitat (borda, palmeira e interior) e de variáveis ambientais locais sobre a diversidade beta taxonômica das comunidades de formigas mensurada por meio dos números de Hill.

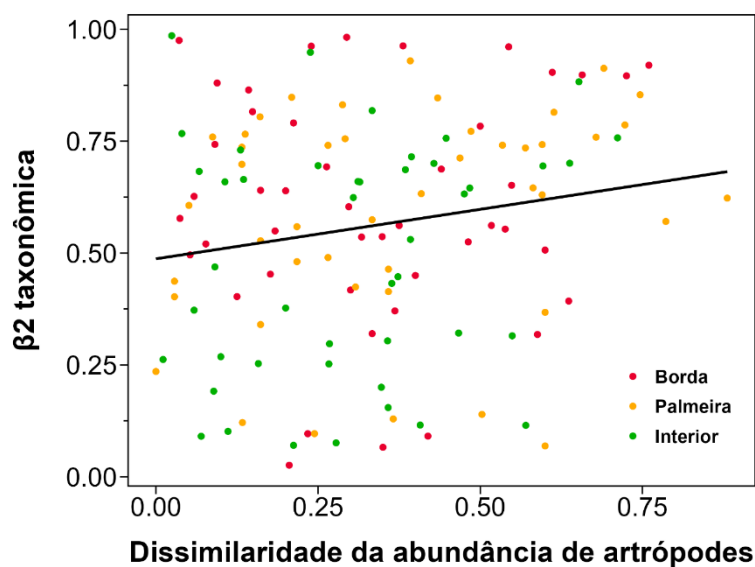
(continua)

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
β_0 taxonômica	Hábitat	2, 132	1,368	0,26
	Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 131	0,966	0,33
	Dissim. da densidade de plântulas	1, 130	2,609	0,11
	Dissim. da abundância de outros artrópodes	1, 129	2,112	0,15
	Hábitat*Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	2, 127	1,333	0,27
	Hábitat*Dissim. da densidade de plântulas	2, 125	2,269	0,11
	Hábitat*Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 123	0,187	0,83
β_1 taxonômica	Hábitat	2, 132	2,135	0,12
	Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 131	0,251	0,62
	Dissim. da densidade de plântulas	1, 130	0,856	0,36
	Dissim. da abundância de outros artrópodes	1, 129	2,740	0,10
	Hábitat*Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	2, 127	2,264	0,11
	Hábitat*Dissim. da densidade de plântulas	2, 125	1,813	0,17

Tabela 5. Conclusão...

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
$\beta 1$ taxonômica	Hábitat*Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 123	0,806	0,45
	Hábitat	2, 132	2,793	0,07
$\beta 2$ taxonômica	Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 131	0,514	0,47
	Dissim. da densidade de plântulas	1, 130	0,797	0,37
	Dissim. da abundância de outros artrópodes	1, 129	3,815	0,05
	Hábitat*Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	2, 127	3,046	0,05
	Hábitat*Dissim. da densidade de plântulas	2, 125	1,010	0,37
	Hábitat*Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 123	0,326	0,72

Fonte: elaboração própria, 2025.

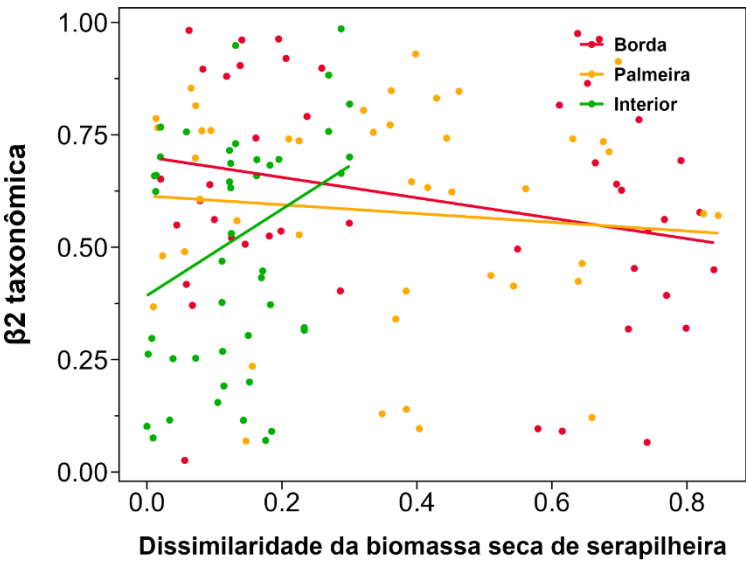
Figura 3. Efeito da dissimilaridade da abundância de outros artrópodes na diversidade $\beta 2$ taxonômica em comunidades de formiga do fragmento.

Fonte: elaboração própria, 2025.

Entretanto, uma exceção foi observada para a diversidade $\beta 2$, que foi afetada pela interação entre o tipo de hábitat e o aumento da dissimilaridade de biomassa

seca da serrapilheira (β_2 ; **Tabela 5**). Nesse caso, o incremento na dissimilaridade de biomassa seca da serrapilheira influenciou positivamente β_2 no interior do fragmento, mas exerceu um efeito negativo nas áreas sob as palmeiras e nas bordas florestais (**Figura 4**).

Figura 4. Efeito da dissimilaridade da biomassa seca da serrapilheira sobre a diversidade β_2 taxonômica em comunidades de formigas do fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025

Para a diversidade β_1 funcional, foi encontrado um efeito significativo tanto do tipo de hábitat quanto da dissimilaridade da densidade de artrópodes (**Tabela 6**). As comunidades nas bordas apresentaram os maiores valores médios neste nível de diversidade, diferindo significativamente do interior do fragmento. As áreas sob palmeiras exibiram valores intermediários, não diferindo estatisticamente das bordas nem do interior, configurando uma condição transicional entre esses ambientes (**Figura 5**).

Tabela 6. Efeitos do hábitat (borda, palmeira e interior) e de variáveis ambientais locais sobre a diversidade beta funcional das comunidades de formigas mensurada por meio dos números de Hill.

(continua)

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
β_0 funcional	Hábitat	2, 132	0,107	0,90
	Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 131	0,646	0,42

Tabela 6. Continuação...

(continua)

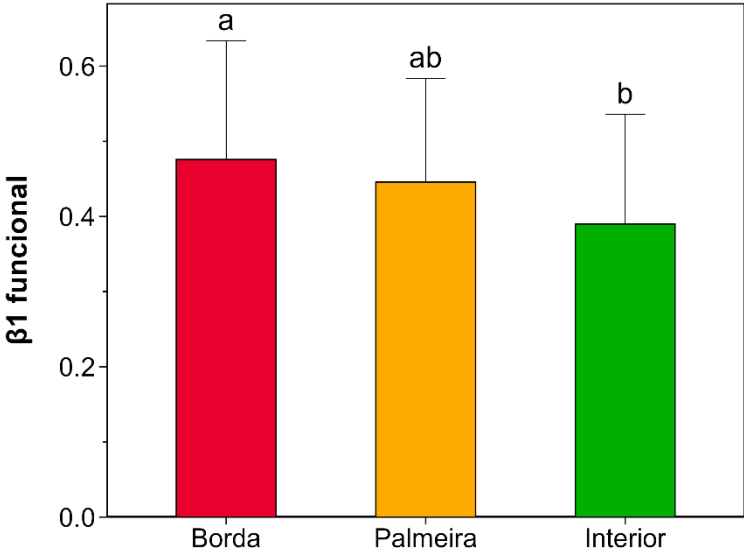
Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
$\beta 0$ funcional	Dissim. da densidade de plântulas	1, 130	1,277	0,26
	Dissim. da abundância de outros artrópodes	1, 129	0,732	0,39
	Hábitat*Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	2, 127	1,466	0,23
	Hábitat*Dissim. da densidade de plântulas	2, 125	1,667	0,19
	Hábitat*Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 123	0,345	0,71
$\beta 1$ funcional	Hábitat	2, 132	4,069	0,02
	Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 131	0,282	0,60
	Dissim. da densidade de plântulas	1, 130	1,220	0,27
	Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 123	0,411	0,05
	Hábitat*Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 129	3,823	0,17
	Hábitat*Dissim. da densidade de plântulas	2, 127	1,788	0,12
	Hábitat*Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 125	2,180	0,66
$\beta 2$ funcional	Hábitat	2, 132	6,711	0,002
	Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	1, 131	0,120	0,73
	Dissim. da densidade de plântulas	1, 130	1,381	0,24
	Dissim. da abundância de outros artrópodes	1, 129	3,915	0,05
	Hábitat*Dissim. da biomassa seca da serrapilheira	2, 127	3,587	0,03

Tabela 6. Conclusão...

Nível de diversidade	Efeito	gl	Estatística	p
$\beta 2$ funcional	Hábitat*Dissim. da densidade de plântulas	2, 125	1,115	0,33
	Hábitat*Dissim. da abundância de outros artrópodes	2, 123	0,285	0,75

Fonte: elaboração própria, 2025

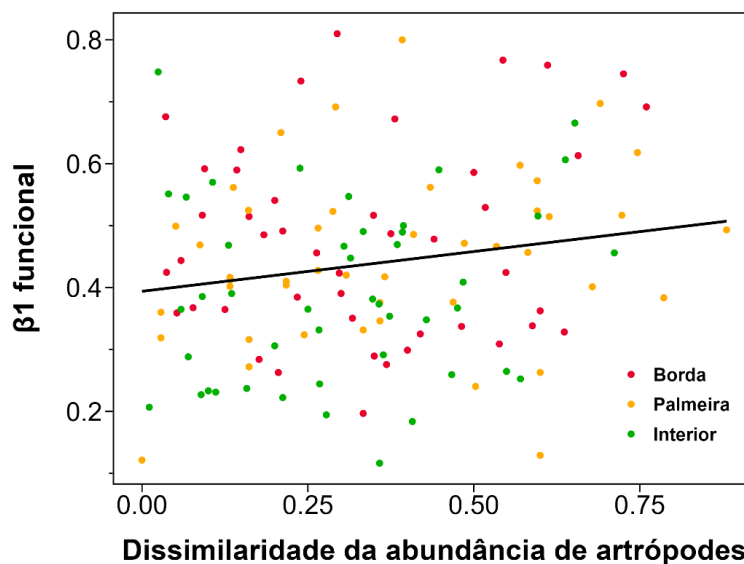
Figura 5. Comparação da diversidade $\beta 1$ funcional das comunidades de formigas entre os diferentes tipos hábitats no fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025.

Além disso, observou-se também uma relação positiva entre a diversidade $\beta 1$ e a dissimilaridade da densidade de artrópodes (**Figura 6**).

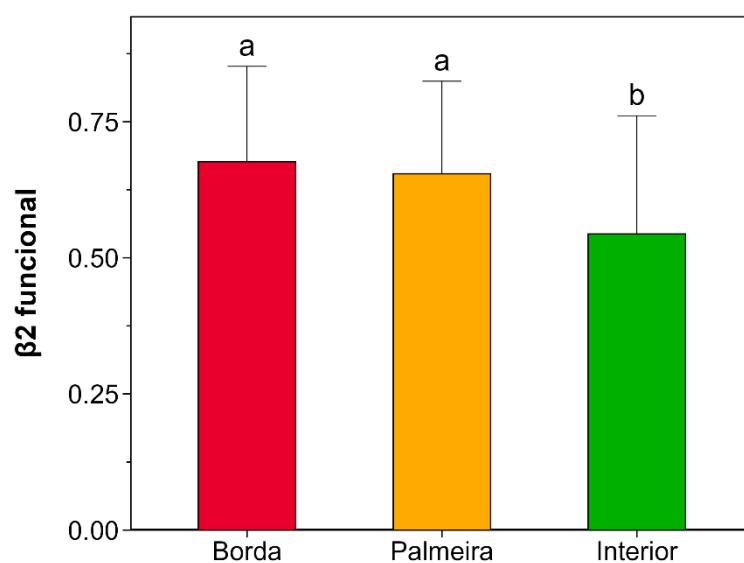
Figura 6. Efeito da dissimilaridade da abundância de outros artrópodes na diversidade $\beta 1$ funcional em comunidades de formiga do fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025.

Para a diversidade $\beta 2$, foram detectados efeitos significativos do hábitat, dissimilaridade na densidade de artrópodes e da interação entre hábitat e dissimilaridade na biomassa seca da serrapilheira (**Tabela 6**). Entre os habitats, a diversidade $\beta 2$ foi maior nas bordas e sob palmeiras, que não diferiram entre si, do que no interior do fragmento (**Figura 7**).

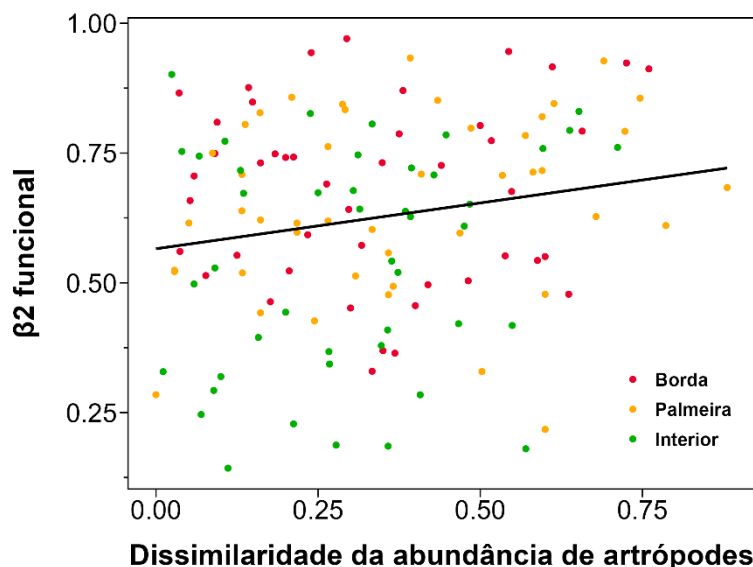
Figura 7. Comparação da diversidade $\beta 2$ funcional das comunidades de formigas entre os diferentes tipos habitats no fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025.

Também se observou que a diversidade $\beta 2$ aumentou em resposta à maior dissimilaridade na abundância de outros artrópodes (**Figura 8**).

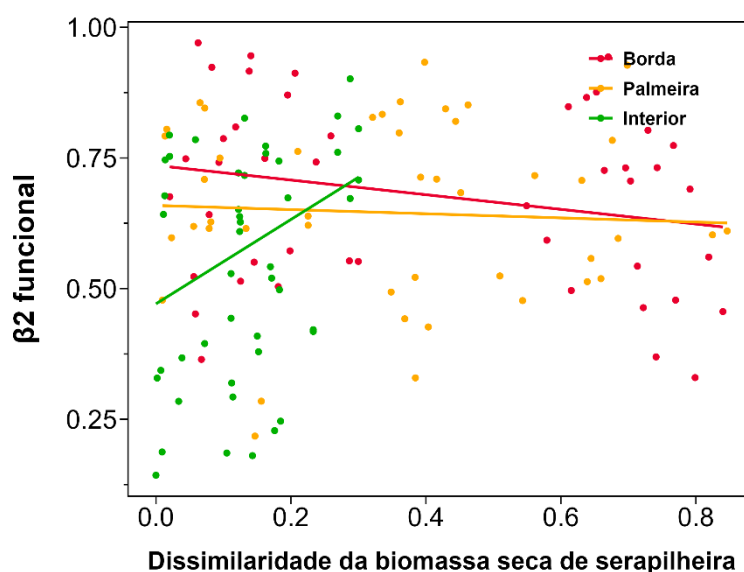
Figura 8. Efeito da dissimilaridade da abundância de outros artrópodes na diversidade $\beta 2$ funcional em comunidades de formiga do fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025.

A interação entre habitat e dissimilaridade na biomassa seca da serrapilheira modulou os padrões da diversidade $\beta 2$. No interior do fragmento, observou-se aumento da diversidade com maior dissimilaridade de biomassa seca da serrapilheira, enquanto nas bordas e sob palmeiras ocorreu tendência oposta, com leve redução dos valores em condições de maior dissimilaridade (**Figura 9**).

Figura 9. Efeito da dissimilaridade da biomassa seca da serrapilheira sobre a diversidade $\beta 2$ funcional em comunidades de formigas do fragmento.



Fonte: elaboração própria, 2025.

5. DISCUSSÃO

5.1 RESULTADOS PRINCIPAIS: DIVERSIDADE ALFA E BETA

Os resultados deste estudo indicam que os distúrbios ambientais – representados pelas bordas florestais e pela presença de palmeiras – não promovem uma perda líquida na diversidade alfa. Em vez disso, impulsionam uma reorganização fundamental da comunidade, governada por interações contexto-dependentes. De modo geral, contrariando as previsões iniciais, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os habitats para as métricas de diversidade (α_0 , α_1 e α_2). A única exceção ocorreu para a α_0 funcional, que foi modulada pela interação com a biomassa seca da serrapilheira (**Figura 2**).

Já a análise da diversidade beta revelou padrões mais claros e ecologicamente informativos. Especificamente, a diversidade beta funcional, que quantifica o turnover de traços ecológicos entre as comunidades, foi significativamente modulada pelos habitats. Este achado indica que, embora o número de espécies e a variedade de traços em um determinado ponto possam ser semelhantes, a composição funcional das comunidades tende a ser diferente entre o interior da floresta e os ambientes alterados, revelando reestruturação nos processos de montagem da comunidade.

5.2 O PAPEL CONTEXTO-DEPENDENTE DA SERRAPILHEIRA

A interação significativa entre o habitat e a biomassa de serrapilheira sobre a diversidade α_0 funcional mostra que o contexto ambiental modula os processos de montagem de uma comunidade. O acúmulo de serrapilheira, um fator geralmente associado ao aumento de nichos, atuou como um filtro ambiental seletivo nas bordas florestais, onde seu efeito foi negativo. Em contraste, no interior do fragmento e sob as palmeiras, seu impacto foi neutro a ligeiramente positivo, respectivamente (**Figura 2**).

Proponho que este padrão paradoxal nas bordas surge da interação entre o microclima adverso e a estrutura física do folhiço depositado. A maior exposição à radiação solar e ao vento pode resultar em uma serrapilheira mais homogênea e menos decomposta, reduzindo a quantidade de micro-habitats. Consequentemente, o ambiente converge para a seleção de um subconjunto de espécies com traços funcionais específicos, como maior porte corporal – relacionado à melhor motilidade em ambientes com grãos maiores de serrapilheira (Donoso; Ramón, 2009; Gibb et

al., 2015; Tabarelli; Peres; Melo, 2012) –, mandíbulas mais longas – associadas à maior eficiência na captura e processamento de recursos (Davidson, 1977; Kaspari, 1996; Silva; Brandão, 2010) – ou olhos mais largos – relacionados à capacidade de orientação em micro-habitats abertos (Donoso; Ramón, 2009; Johnson; Rutowski, 2022), diminuindo o espaço ecológico para espécies funcionalmente diversas.

Os modelos estatísticos revelaram interações complexas e significativas que apontam para o papel principal das variáveis locais como moduladores contexto-dependentes da estrutura da comunidade. A interação entre o tipo de habitat e a dissimilaridade da biomassa de serrapilheira, que afetou significativamente a diversidade β 2 taxonômica e β 2 funcional, é particularmente elucidativa (**Tabelas 5 e 6; Figuras 4 e 9**). O efeito dessa dissimilaridade foi positivo no interior da floresta, mas negativo na borda e sob as palmeiras.

Este padrão aparentemente contraditório pode ser explicado pela função dual da serrapilheira. No interior da floresta, a serrapilheira funciona como uma matriz heterogênea em intenso processo de decomposição, criando alta complexidade estrutural e numerosos micro-habitats. Nesse contexto, a dissimilaridade na biomassa seca da serrapilheira reflete maior heterogeneidade de nichos, favorecendo o aumento da diversidade β neste ambiente.

Na borda e sob as palmeiras, a natureza da serrapilheira muda, tornando-se dominada por folhas secas pouco decompostas, gravetos e ráquis foliares fibrosas e de decomposição lenta, formando uma camada espessa e relativamente homogênea. Nesses ambientes, o material não aumenta a disponibilidade de nichos, mas atua como um filtro físico que exclui espécies pequenas e crípticas, favorecendo um conjunto restrito de espécies de maior porte e forrageadoras de superfície. Como resultado, a mesma dissimilaridade que aumenta a diversidade β no interior da floresta pode intensificar a pressão competitiva ou limitar o estabelecimento de espécies menos tolerantes, reduzindo a diversidade observada nos ambientes perturbados.

5.3 O POOL REGIONAL E A HISTÓRIA DO FRAGMENTO COMO MOTORES DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NA BORDA

A literatura consolidada postula que a fragmentação florestal e os efeitos de borda associados atuam como filtros ambientais que selecionam um subconjunto de espécies generalistas e tolerantes a distúrbios, levando a uma diminuição da

diversidade beta e, conseqüentemente, a uma maior similaridade entre as comunidades. Este processo, já mencionado anteriormente e descrito como o “triumfo de poucos vencedores sobre muitos perdedores”, é um dos pilares para a compreensão da perda de biodiversidade em ecossistemas tropicais. Os resultados do presente estudo, contudo, revelam uma dinâmica mais complexa.

Enquanto a diversidade beta taxonômica não mostrou uma resposta clara ao tipo de hábitat (**Tabela 5**), as diversidades β_1 e β_2 funcionais foram significativamente maiores na borda florestal em comparação ao interior do fragmento (**Tabela 6, Figuras 5 e 7**). Ao mesmo tempo, a proximidade com o interior florestal permite que espécies especialistas deste ambiente utilizem os recursos da borda. A presença simultânea de especialistas do interior e generalistas de ambientes abertos nas mesmas parcelas tende a ampliar a heterogeneidade funcional registrada nas armadilhas da borda. Esse padrão de heterogeneização funcional se opõe diretamente à previsão de homogeneização. Este achado alinha-se a revisões recentes da ecologia de paisagens, que propõem que a fragmentação *per se* pode ter efeitos neutros ou mesmo positivos sobre a biodiversidade, ao aumentar a heterogeneidade da paisagem (Fahrig, 2017). Este estudo oferece um mecanismo razoável para tais observações: a criação de ecótonos funcionalmente diversos.

Outro fator que pode ter contribuído para os maiores níveis de diversidade observados nas áreas de borda é o próprio pool regional de espécies que recolonizou o fragmento após o abandono das atividades agrícolas. É importante destacar que a área de estudo não corresponde a um fragmento de floresta primária cuja borda foi formada posteriormente por desmatamento, mas sim a uma área em regeneração secundária, resultante de antigas práticas agrícolas. Nesse contexto, as comunidades de formigas que se estabeleceram desde o início do processo sucessional provavelmente são compostas, em grande parte, por espécies generalistas e oportunistas, naturalmente associadas a ambientes mais abertos e com maior incidência de perturbações.

Então é plausível supor que a borda do fragmento atue como um ambiente favorável para essas espécies, oferecendo condições semelhantes às que elas exploravam no início da regeneração. Esse histórico pode ter promovido uma composição inicial enviesada em direção a espécies adaptadas ao hábitat de borda,

o que explicaria a manutenção de uma diversidade mais elevada nesse ambiente em relação ao interior.

Os padrões observados podem refletir não somente os efeitos atuais da estrutura da paisagem, mas também a história de uso e regeneração do fragmento, mostrando que o legado do uso anterior da terra influencia a forma como a comunidade se organiza e responde aos gradientes ambientais dentro da floresta hoje.

6.4 COMPETIÇÃO E DISPONIBILIDADE DE RECURSOS

A dissimilaridade na abundância de outros artrópodes emergiu como um preditor consistentemente positivo e significativo da diversidade beta, tanto β_2 taxonômica quanto β_1 e β_2 funcionais. Esses resultados indicam que a estruturação da comunidade de formigas é influenciada pela variação na disponibilidade de recursos alimentares entre parcelas de um mesmo hábitat. Parcelas que apresentam maior diferença na abundância de presas entre si também abrigam comunidades de formigas predadoras com traços distintos, evidenciando que o particionamento de nicho constitui um mecanismo essencial para a coexistência das espécies. Quando a variação de recursos impulsiona essa partição em escala mais ampla, a intensidade da competição local atua como modulador-chave, especialmente em ambientes de alta tensão ecológica, como as bordas florestais.

Portanto, a maior diversidade β_1 funcional observada nas bordas, assim como a tendência de manutenção dessa superioridade em β_2 , pode refletir um particionamento de nicho entre as espécies mais abundantes. Cada parcela na borda apresenta combinações distintas de espécies dominantes, resultantes de interações competitivas locais. Comparadas entre si, essas diferenças traduzem-se em *turnover* nas estratégias funcionais ao longo do ecótono.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo demonstrou que as perturbações ambientais, representadas aqui pelas bordas florestais e pela presença de palmeiras, não resultaram em uma perda líquida da diversidade local de formigas. Em vez disso, os resultados revelam um padrão de reorganização funcional das comunidades, que não seria visível apenas pela análise da riqueza de espécies.

Contrariando a expectativa de homogeneização biótica, as bordas florestais emergiram como zonas de maior heterogeneidade funcional, com maiores índices de diversidade funcional em comparação ao interior do fragmento. Isso sugere que as bordas atuam como ecótonos onde espécies generalistas coexistem com especialistas, ampliando o espectro de estratégias ecológicas no nível da paisagem.

O papel da serrapilheira revelou-se um mecanismo significativo e dependente do contexto. Para a diversidade α_0 funcional, o acúmulo de serrapilheira parece ter atuado como uma barreira ecológica nas bordas do fragmento. Já para a diversidade β_2 taxonômica e funcional, a variação na biomassa seca da serrapilheira entre as parcelas no interior do fragmento promoveu mudanças nas identidades taxonômicas e funcionais das comunidades de formigas. Para os habitats de borda e sob as palmeiras, no entanto, a variação da quantidade de biomassa seca da serrapilheira entre as parcelas promoveu um leve decréscimo nestes dois níveis da escala de diversidade β_2 .

Os resultados trazem implicações potenciais para a conservação, indicando que as bordas podem desempenhar papéis mais complexos do que a visão tradicional de “áreas meramente degradadas” sugere. Diante desses resultados, sugere-se que a gestão de paisagens fragmentadas considere o papel desses ecótonos na manutenção da diversidade funcional regional. Embora a presença das palmeiras não tenha resultado em um decréscimo estatisticamente significativo da diversidade local neste estudo, a literatura consolidada aponta que a alta densidade de palmeiras pioneiras pode simplificar a estrutura da floresta. Considerando essa uma ameaça ecológica ativa, o manejo da densidade de palmeiras pioneiras pode ser importante em projetos de restauração ambiental.

Este estudo reforça a relevância de combinar diferentes dimensões da diversidade na avaliação de impactos ambientais. A diversidade alfa, principalmente a diversidade alfa taxonômica mostrou-se pouco sensível às mudanças, enquanto a diversidade beta funcional revelou com maior clareza a reorganização das comunidades. Abordagens multidimensionais, que integrem métricas taxonômicas e funcionais, oferecem um retrato mais abrangente da dinâmica ecológica em paisagens fragmentadas.

As pesquisas futuras podem avançar ao identificar com maior precisão quais traços funcionais são positivamente selecionados ou filtrados em cada tipo de ambiente. Para isso, seria importante: (1) medir de forma direta e simultânea variáveis microclimáticas (temperatura do solo, umidade relativa, intensidade luminosa) e características da serrapilheira (composição do folhiço, presença de gravetos, estágio de decomposição e umidade), relacionando-as à composição de traços da comunidade; (2) conduzir experimentos manipulativos em campo, como a adição ou remoção controlada de serrapilheira de diferentes qualidades, para isolar seus efeitos sobre a seleção de traços-chave; (3) ampliar a escala espacial das investigações para múltiplos fragmentos, testando a generalidade dos padrões observados e avaliando como filtros ambientais e disponibilidade de recursos moldam o pool de traços da metacomunidade. Assim, será possível prever quais atributos ecológicos tendem a persistir ou se perder sob diferentes cenários de distúrbio, fortalecendo estratégias de conservação e restauração orientadas por traços funcionais.

REFERÊNCIAS

- AGOSTI, D. et al. **Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington DC: Smithsonian Institution, v. 9, p. 204-6, 2000.
- AGUIAR, A. V.; TABARELLI, M. **Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest**. *Biotropica*, v. 42, n. 2, p. 158-166, 2010.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. **Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest**. *Conservation Biology*, v. 23, n. 3, p. 729-739, 2009.
- BARBOSA, M. R. V. et al. **Diversidade florística na Mata do Pau-Ferro, Areia, Paraíba**. In: PORTO, K. C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; TABARELLI, M. (orgs.). *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 111-122.
- BASELGA, A. **Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity**. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BETTS, M. G. et al. **Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes**. *Nature*, v. 547, n. 7664, p. 441-444, 2017.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. **Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services**. *Biodiversity and Conservation*, v. 26, p. 3005-3035, 2017.
- CHAO, A.; CHIU, C. H.; JOST, L. **Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers**. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, n. 1, p. 297-324, 2014.
- COOK-PATTON, S. C. et al. **Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth**. *Nature*, v. 585, n. 7826, p. 545-550, 2020.
- DANTAS, A.; DANTAS, T. A. V.; RIBEIRO-NETO, J. D. **Pioneer palm tree as an ecosystem engineer: effects on ant community structure**. *Austral Ecology*, v. 47, n. 8, p. 1553-1568, 2022.
- DAVIDSON, D. W. **Foraging ecology and community organization in desert seed-eating ants**. *Ecology*, v. 58, n. 4, p. 725-737, 1977.
- DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. **The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae)**. *Myrmecological News*, v. 17, p. 133-146, 2012.
- DONOSO, D. A.; RAMÓN, G. **Composition of a high diversity leaf litter ant community (Hymenoptera: Formicidae) from an Ecuadorian pre-montane rainforest**. *Annales de la Société Entomologique de France*, v. 45, n. 4, p. 487-499, 2009.
- DUNN, R. R. et al. **Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness**. *Ecology Letters*, v. 12, n. 4, p. 324-333, 2009.

- FAHRIG, L. **Ecological responses to habitat fragmentation per se**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 48, p. 1-23, 2017.
- FAHRIG, L. et al. **Is habitat fragmentation bad for biodiversity?**. Biological Conservation, v. 230, p. 179-186, 2019.
- FALCÃO, P. F. et al. **Edge-induced narrowing of dietary diversity in leaf-cutting ants**. Bulletin of Entomological Research, v. 101, n. 3, p. 305-311, 2011.
- FARJI-BRENER, A. G.; WERENKRAUT, V. **The effects of ant nests on soil fertility and plant performance: a meta-analysis**. Journal of Animal Ecology, v. 86, n. 4, p. 866-877, 2017.
- FAYLE, T. M. et al. **A positive relationship between ant biodiversity (Hymenoptera: Formicidae) and rate of scavenger-mediated nutrient redistribution along a disturbance gradient in a southeast Asian rain forest**. Myrmecological News, v. 14, p. 5-12, 2011.
- GIBB, H. et al. **Does morphology predict trophic position and habitat use of ant species and assemblages?**. Oecologia, v. 177, p. 519-531, 2015.
- GIBB, H.; PARR, C. L. **Does structural complexity determine the morphology of assemblages? An experimental test on three continents**. PLoS One, v. 8, n. 5, p. e64005, 2013.
- HARPER, K. A. et al. **Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes**. Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.
- JOHNSON, R. A.; RUTOWSKI, R. L. **Color, activity period, and eye structure in four lineages of ants: pale, nocturnal species have evolved larger eyes and larger facets than their dark, diurnal congeners**. PLoS One, v. 17, n. 9, p. e0257779, 2022.
- KASPARI, M. **Worker size and seed size selection by harvester ants in a Neotropical forest**. Oecologia, v. 105, p. 397-404, 1996.
- KASPARI, M.; WEISER, M. D. **The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants**. Functional Ecology, v. 13, n. 4, p. 530-538, 1999.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. **A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits**. Ecology, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LI, D. **hillR: Taxonomic, Functional, and Phylogenetic Diversity and Similarity through Hill Numbers**. Versão 0.5.2. 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=hillR>. Acesso em: 6 set. 2025.
- LIU, X. et al. **Linking individual-level functional traits to tree growth in a subtropical forest**. Ecology, v. 97, n. 9, p. 2396-2405, 2016.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. 2. ed. Oxford: Wiley-Blackwell, 2013.
- MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. **Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction**. Trends in ecology & evolution, v. 14, n. 11, p. 450-453, 1999.
- MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation**. Trends in Ecology & Evolution, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

OLIVEIRA, P. S.; KOPTUR, S. **Ant-plant interactions: impacts of humans on terrestrial ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 2017.

PARR, C. L. et al. **GlobalAnts**: a new database on the geography of ant traits (Hymenoptera: Formicidae). *Insect Conservation and Diversity*, v. 10, n. 1, p. 5-20, 2017.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. **Functional diversity**: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PIMENTEL, D. S.; TABARELLI, M. **Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest**. *Biotropica*, v. 36, n. 1, p. 74-84, 2004.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 4 mai. 2025.

RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P. S. **The ecology and evolution of ant-plant interactions**. Chicago: University of Chicago Press, 2008.

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. **Morphological patterns and community organization of leaf-litter ant assemblages**. *Ecological Monographs*, v. 80, n. 1, p. 107-124, 2010.

SKARBEEK, C. J. et al. **A tale of scale**: plot but not neighbourhood tree diversity increases leaf litter ant diversity. *Journal of Animal Ecology*, v. 89, n. 2, p. 299-308, 2020.

SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H. **Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments**. *Biodiversity and Conservation*, v. 16, p. 1459-1470, 2007.

SOUZA, A. F.; MARTINS, F. R. **Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest**. *Plant Ecology*, v. 164, p. 141-155, 2003.

TABARELLI, M. et al. **A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas**: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciencia*, v. 37, n. 2, p. 88-92, 2012.

TABARELLI, M. et al. **Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system**. *Biotropica*, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. **The 'few winners and many losers' paradigm revisited**: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, v. 155, p. 136-140, 2012.