



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)

AMANDA DIAS COSTA

**MUDANÇAS NO USO DO SOLO IMPACTAM A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E A
DIVERSIDADE E IONOMA DE INVERTEBRADOS DE SOLO NA CAATINGA, NE,
BRASIL**

JOÃO PESSOA - PB

2025

AMANDA DIAS COSTA

**MUDANÇAS NO USO DO SOLO IMPACTAM A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR E A
DIVERSIDADE E IONOMA DE INVERTEBRADOS DE SOLO NA CAATINGA, NE,
BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba - UFPB, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Biológicas.

ORIENTADOR: Prof^o. Dr^o. Alexandre Vasconcellos

SEGUNDA ORIENTADORA: Prof^a. Dr^a. Natalie A. Clay

JOÃO PESSOA - PB

2025

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

C838m Costa, Amanda Dias.

Mudanças no uso do solo impactam a decomposição foliar e a diversidade e ionoma de invertebrados de solo na Caatinga, NE, Brasil / Amanda Dias Costa. - João Pessoa, 2025.

129 f. : il.

Orientação: Alexandre Vasconcellos, Natalie A. Clay.
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Fauna edáfica. 2. Serviços ecossistêmicos. 3. Segurança alimentar. 4. Semiárido. I. Vasconcellos, Alexandre. II. Clay, Natalie A. III. Título.

UFPB/BC

CDU 591.9(043)

Ata da 181ª Apresentação e Banca de Defesa de Doutorado de Amanda Dias Costa

Ao(s) vinte e oito dias do mês de agosto de dois mil e vinte e cinco, às 14:00 horas, no(a) ambiente virtual, da Universidade Federal da Paraíba, reuniram-se, em caráter de solenidade pública, membros da banca examinadora para avaliar a tese de doutorado de **Amanda Dias Costa**, candidato(a) ao grau de Doutor(a) em Ciências Biológicas. A banca examinadora foi composta pelos seguintes membros: **Dr. Alexandre Vasconcellos (Orientador- UFPB/PB); Dra. Flavia Maria da Silva Moura (UFCG/PB); Dr. José Domingos Ribeiro Neto (UFPB/PB); Dr. Helder Farias Pereira de Araujo (UFPB/PB); Dr. Raphael Moreira Beirigo (UFPB/PB)**. Compareceram à solenidade, além do(a) candidato(a) e membros da banca examinadora, alunos e professores do PPGCB. Dando início à sessão, a coordenação fez a abertura dos trabalhos, apresentando o(a) discente e os membros da banca. Foi passada a palavra ao(a) orientador(a), para que assumisse a posição de presidente da sessão. A partir de então, o(a) presidente, após declarar o objeto da solenidade, concedeu a palavra a **Amanda Dias Costa**, para que dissertasse, oral e sucintamente, a respeito de seu trabalho intitulado **“Efeitos da heterogeneidade da paisagem agrícola sobre a decomposição foliar e a diversidade e ionoma de invertebrados de solo na Caatinga, NE, Brasil”**. Passando então a discorrer sobre o aludido tema, dentro do prazo legal, o(a) candidato(a) foi a seguir arguido(a) pelos examinadores na forma regimental. Em seguida, passou a Comissão, em caráter secreto, a proceder à avaliação e julgamento do trabalho, concluindo por atribuir-lhe o conceito **APROVADA**. Perante o resultado proclamado, os documentos da banca foram preparados para trâmites seguintes. Encerrados os trabalhos, nada mais havendo a tratar, eu, orientador(a), como presidente, lavrei a presente ata que, lida e aprovada, assino juntamente com os demais membros da banca examinadora.

João Pessoa, 28/08/2025.

Documento assinado digitalmente
 **ALEXANDRE VASCONCELLOS**
Data: 29/08/2025 09:37:57-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Orientador(a)

Documento assinado digitalmente
 **FLAVIA MARIA DA SILVA MOURA**
Data: 29/08/2025 11:01:54-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente
 **RAPHAEL MOREIRA BEIRIGO**
Data: 29/08/2025 11:56:26-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente
 **JOSE DOMINGOS RIBEIRO NETO**
Data: 29/08/2025 12:19:28-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente
 **HELDER FARIAS PEREIRA DE ARAUJO**
Data: 29/08/2025 14:42:09-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Examinador(a)

Documento assinado digitalmente
 **AMANDA DIAS COSTA**
Data: 03/09/2025 09:14:35-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Amanda Dias Costa
(discente ciente do resultado)

AO FILHO EM MEU VENTRE,
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba (FAPESQ), pela bolsa de Pós-Graduação. Ao projeto “*O papel dos serviços ecossistêmicos para reverter a trajetória de degradação ambiental e pobreza na Caatinga*”, financiado pelo CNPq e pela FAPESQ. Ao programa Nexus Caatinga, ao projeto “*Interações Ecológicas de Interesse Agrícola*” e à FAPESQ, por viabilizarem a realização deste estudo e tornarem possível o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao meu orientador, Dr. Alexandre Vasconcellos, pela acolhida desde o início, por compartilhar comigo um pouco do seu conhecimento e de suas experiências, e pela confiança em mim depositada. Muito obrigada, professor.

Ao “palpiteiro-mor”, Dr. Bráulio Almeida Santos, pela acolhida generosa e pelos ensinamentos, mas, sobretudo, por ter sido uma força motriz de conhecimento, inspiração e oportunidades de crescimento profissional e pessoal. Pelo carinho constante, pelas palavras certas nos momentos necessários, pela gentileza e pela amizade, meu profundo agradecimento.

À minha coorientadora, Natalie A. Clay, pela generosidade, delicadeza e dedicação em cada etapa desta caminhada. Pela acolhida calorosa no Brasil, pela oportunidade enriquecedora de pesquisa nos Estados Unidos e, sobretudo, por sempre ter estado disponível, com paciência, carinho e empenho em me ajudar. Grata também pela confiança em mim depositada.

Aos professores do PPGCB, pelo conhecimento generosamente compartilhado, e aos queridos membros da secretaria, Patrícia, Josias e Franklin, pela paciência e dedicação.

À Dra. Marília Lion, pela ajuda fundamental na parte estatística, e ao Dr. Helder Araújo, coordenador do programa Nexus e professor incrível, que me acolheu desde o início, oferecendo orientação, incentivo e apoio constante ao longo de toda a pesquisa.

Aos amigos mais fiéis, desbravadores, engraçados, carinhosos e inteligentes que alguém poderia ter: Gibran Anderson, André Reis, Lucas Lopyz, João Luis, Igor Cauê, Alyce Paiva, Benja Ferreira e Ivânia Cléa. Eu não teria conhecido vocês sem esta tese e, por isso, tive o privilégio de crescer e aprender muito ao lado de cada um. Foram vocês que tornaram esse caminho mais leve, divertido e especial, proporcionando-me uma das épocas mais felizes da minha vida. Também agradeço a todos os colegas queridos que me ajudaram, direta ou indiretamente, nos trabalhos de campo e/ou laboratório. Muito obrigada!

Aos agricultores e agricultoras, pela receptividade, disponibilidade e confiança em abrir suas portas para nossa pesquisa e seus corações. Sem a colaboração de vocês, este trabalho não teria sido possível.

Aos colegas do Labtermes, pela convivência e pelos aprendizados compartilhados, e especialmente a Rozzanna Figueirêdo e Emanuely Feliz, pelas enriquecedoras trocas de experiências dentro e fora do laboratório, pelo ombro amigo, pelo vínculo de mulheres e pela amizade que tornou essa caminhada muito mais leve e significativa. Agradeço também ao espaço e aos colegas do LEAC (Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação), pela convivência, colaboração e pelas trocas de experiências que tornaram o ambiente de pesquisa mais enriquecedor e inspirador.

Ao meu esposo e amor da minha vida, Felipe Aurélio, pelo companheirismo incondicional, pelo apoio diário, pela paciência nos momentos de desafio e pela alegria compartilhada em cada conquista. Obrigada por acreditar em mim, por ser meu porto seguro e por caminhar sempre ao meu lado nesta jornada. Eu te amo!

Ao meu filho, que cresce em meu ventre, pela inspiração, pela esperança e pelo amor que já transforma meus dias. Que a vida lhe traga curiosidade, alegria e coragem para trilhar seus próprios caminhos. Ao meu enteado, Noah Fernandes, por sua paciência, carinho e presença que trouxe mais aprendizados do que eu poderia imaginar.

Aos meus pais, Otília Dias e Miguel Antônio, pelo amor incondicional que sempre me cercou, pelo apoio constante em todos os momentos, pelas palavras de incentivo e pelos exemplos de coragem, integridade e dedicação. Obrigada por acreditarem em mim, mesmo quando eu duvidava de mim mesma, por me guiarem com sabedoria e por me darem raízes fortes e asas para voar. Cada conquista desta jornada carrega um pouco de vocês, e sou profundamente grata por todo carinho, paciência e sacrifício que fizeram parte da minha vida.

A Deus, fonte de toda sabedoria, força e inspiração, que me guiou, amparou e iluminou cada passo desta caminhada. Minha gratidão eterna por me conceder fé, coragem e perseverança para transformar desafios em conquistas.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho, oferecendo apoio, orientação, incentivo ou simplesmente companhia ao longo desta jornada, a cada um, minha sincera gratidão.

Milagres não são contrários à natureza,
mas sim ao que sabemos sobre a natureza
- SANTO AGOSTINHO.

RESUMO

Mudanças no uso da terra afetam a saúde do ecossistema, a produtividade do solo e a resiliência hídrica, energética e alimentar, principalmente para a agricultura familiar em paisagens de terras secas. Entender alterações específicas de mecanismos biológicos e suas respostas à mudança no uso da terra, em fazendas e florestas emparelhadas e em diferentes escalas de paisagem, pode ajudar a orientar melhores práticas de gestão e a liderar estratégias para restaurar terras secas degradadas. Neste estudo, testamos a hipótese de que a conversão florestal em paisagens agrícolas afeta a diversidade de invertebrados do solo, a decomposição da serrapilheira e o ionoma de diplópodes. A pesquisa foi conduzida em 14 áreas de estudo, cada uma composta por áreas agrícolas e florestas remanescentes adjacentes, localizadas na Caatinga, Nordeste do Brasil, durante os anos de 2022 e 2023. Foram utilizadas sondas para amostrar o solo e a fauna edáfica, além de *litterbags*, com e sem supressão de macroinvertebrados, para avaliar a decomposição da serrapilheira. Busca ativa e transectos foram empregados para coletar diplópodes e estimar sua biomassa, densidade, diversidade e ionoma. Preditores locais foram obtidos a partir da análise química e física do solo nas unidades de estudo (remanescente florestal e área agrícola), enquanto preditores de paisagem foram estimados a partir de ortomosaicos de alta resolução, gerados com fotos aéreas de drones, classificando sete tipos de cobertura do solo e calculando variáveis como: proporção de cobertura natural, densidade de fragmentos conservados, heterogeneidade de uso da matriz e distância entre unidades de estudo em escalas de 100, 300 e 500 m. Para responder às perguntas de pesquisa, foram aplicados testes *t* pareados, GLMs, NMDS, PERMANOVA, PCA e RDA. Nossos resultados mostram que a conversão de áreas florestais em agrícolas empobrece consistentemente a comunidade de invertebrados do solo, incluindo diplópodes, e reduz a decomposição da serrapilheira, com efeitos mais pronunciados em escala local. Em escala de paisagem, matrizes mais antropizadas apresentaram comunidades de macroinvertebrados menos diversificadas nas áreas agrícolas, enquanto a decomposição da serrapilheira aumentou com a maior proporção de cobertura florestal natural. Em relação ao ionoma de diplópodes, os elementos Mg, Co, P, K, Mo, Cr e Ni apresentaram maiores concentrações em indivíduos de áreas agrícolas, sendo que Ni, Co e Cr mostraram correlação positiva com seus respectivos teores no solo, e a composição iônica geral desses organismos foi parcialmente explicada pelo teor de Ni. Por fim, a distância entre unidades de estudo não influenciou o ionoma, a diversidade de diplópodes, a diversidade de macroinvertebrados edáficos nem a decomposição da serrapilheira. Este estudo reforça que a intensificação agrícola em paisagens de florestas tropicais secas afeta a biodiversidade do solo e processos-chave, como a decomposição da serrapilheira e a composição iônica de diplópodes. Estratégias de manejo que promovam a conservação da fauna edáfica e a manutenção de fragmentos florestais remanescentes são essenciais para sustentar a funcionalidade e a produtividade dos agroecossistemas regionais.

Palavras-chave: Fauna edáfica, serviços ecossistêmicos, segurança alimentar, semiárido.

ABSTRACT

Land-use changes affect ecosystem health, soil productivity, and water, energy, and food resilience, particularly for smallholder agriculture in dryland landscapes. Understanding specific alterations in biological mechanisms and their responses to land-use change, across paired farms and forests and at different landscape scales, can help guide better management practices and inform strategies to restore degraded drylands. In this study, we tested the hypothesis that forest conversion in agricultural landscapes affects soil invertebrate diversity, litter decomposition, and the diplopod ionome. The research was conducted in 14 study sites, each comprising agricultural areas and adjacent remaining forests, located in the Caatinga, Northeast Brazil, during 2022 and 2023. Soil and soil fauna were sampled using soil cores, and litterbags, with and without macroinvertebrate exclusion, were used to assess litter decomposition. Active searches and transects were employed to collect diplopods and estimate their biomass, density, diversity, and ionome. Local predictors were obtained from chemical and physical analyses of the soil in the study units (forest remnants and agricultural areas), while landscape predictors were estimated from high-resolution orthomosaics generated from drone imagery, classifying seven land-cover types and calculating variables such as the proportion of natural cover, density of conserved fragments, matrix-use heterogeneity, and distance between study units at 100, 300, and 500 m scales. To address our research questions, we applied paired t-tests, GLMs, NMDS, PERMANOVA, PCA, and RDA. Our results show that conversion of forest areas to agriculture consistently impoverishes the soil invertebrate community, including diplopods, and reduces litter decomposition, with more pronounced effects at the local scale. At the landscape scale, more anthropized matrices exhibited less diverse macroinvertebrate communities in agricultural areas, while litter decomposition increased with a higher proportion of natural forest cover. Regarding the diplopod ionome, the elements Mg, Co, P, K, Mo, Cr, and Ni were found at higher concentrations in individuals from agricultural areas, with Ni, Co, and Cr positively correlated with their respective soil concentrations, and the overall ionic composition of these organisms was partially explained by Ni content. Finally, the distance between study units did not influence the ionome, diplopod diversity, soil macroinvertebrate diversity, or litter decomposition. This study reinforces that agricultural intensification in tropical dry forest landscapes affects soil biodiversity and key processes such as litter decomposition and diplopod ionic composition. Management strategies that promote the conservation of soil fauna and the maintenance of remaining forest fragments are essential to sustain the functionality and productivity of regional agroecosystems.

Keywords: Soil fauna, ecosystem services, food security, semi-arid.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- FIGURA 1** - (A) Área de estudo, localizada no Cariri, sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. (B) Distribuição das 14 paisagens antrópicas analisadas na região. (C) Exemplo de *buffers* da paisagem no raio de 500 m (delimitações em círculos para 300 m e 100 m) e usos do solo avaliados.32
- FIGURA 2** - Fisionomia das áreas de estudo na Caatinga, Nordeste, Brasil. A: visão paisagística de uma área de remanescente florestal; B: visão de uma área agrícola; C: detalhes da vegetação de remanescente florestal; e D: visão de uma área de estudo com as duas unidades (área agrícola e remanescente florestal vizinho, visão aérea).34
- FIGURA 3** - Regressão linear entre peso seco e peso úmido de diplópodes coletados em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. A linha indica o ajuste do modelo ($R^2 = 0,6572$; $p = 2,06 \times 10^{-9}$). Equação da reta: $Peso\ seco = 0.003 + 0.3679 \times Peso\ úmido$41
- FIGURA 4** - Abundância de diplópodes por área de estudo em duas unidades: remanescente florestal (R.F.) e área agrícola (Á.A.), de 13 áreas de estudo localizados na Caatinga, Nordeste Brasil. Cada linha conecta as mesmas áreas de estudo amostrados nas duas unidades, representando pares pareados.46
- FIGURA 5** - Comparação da diversidade de milíedres entre área agrícola (Á.A.) e remanescente florestal (R.F.) com base nos números de Hill para as ordens 0D (riqueza), 1D (Shannon) e 2D (Simpson). Diferenças significativas foram observadas para todas as ordens ($p < 0,05$), conforme o teste t pareado.47
- FIGURA 6** - Composição percentual média dos íons acumulados nos indivíduos de diplópodes, considerando todas as morfoespécies combinadas (exceto C e N), coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. Os íons estão ordenados em ordem decrescente de contribuição relativa. Cada barra representa a porcentagem média de cada elemento químico em relação à soma total de íons detectados, e que estão expressos em ppb/g.48
- FIGURA 7** - Média percentual de C e nitrogênio (N) nos diplópodes, considerando todas as morfoespécies combinadas, coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.48
- FIGURA 8** - Composição percentual média dos íons acumulados nos indivíduos de diplópodes, considerando todas as morfoespécies combinadas (exceto C e N), coletadas em área agrícola (Á.A.) e remanescente florestal (R.F.), em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. Os íons estão ordenados em ordem decrescente de contribuição relativa. Cada barra representa a porcentagem média de cada elemento químico em relação à soma total de íons detectados, e que estão expressos em ppb/g.49
- FIGURA 9** - Média percentual de C e nitrogênio (N) nos diplópodes, para a área agrícola (Á.A.) e o remanescente florestal (R.F.), considerando todas as morfoespécies combinadas, coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.49

FIGURA 10 - Composição percentual média dos íons acumulados por indivíduo, separada por morfoespécie de diplópodes (exceto C e N), coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.51

FIGURA 11 - Média percentual de C e nitrogênio (N) nos diplópodes, separada por morfoespécie, coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.52

FIGURA 12 - Gráfico NMDS mostrando o perfil ionômico médio para remanescentes florestais (polígono verde) e áreas agrícolas (polígono azul) na Caatinga, Nordeste, Brasil. Os pontos representam locais de amostragem, e os clusters refletem similaridades nos perfis ionômicos.55

FIGURA 13 - Gráficos gerados a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons. Os gráficos apresentam as concentrações médias dos íons analisados nas unidades de estudo da Área Agrícola (Á.A.) e nos Remanescentes Florestais (R.F.). As unidades de medida são indicadas no eixo y: Carbono (C) e Nitrogênio (N) estão em porcentagem (%), e os demais íons em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$), apenas para aqueles que foram significativos.56

FIGURA 14 - Gráficos gerados a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons da morfoespécie *Eucampesma* sp. 2. Os gráficos apresentam as concentrações médias dos íons analisados na área agrícola (Á.A.) e nos remanescentes florestais (R.F.), considerando apenas os resultados com diferença significativa. As unidades de medida são indicadas em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$).57

FIGURA 15 - Gráfico gerado a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons da morfoespécie *Rhinocricus* sp. 1. O gráfico apresenta a concentração média do íon analisado na área agrícola (Á.A.) e nos remanescentes florestais (R.F.), considerando apenas os resultados com diferença significativa. As unidades de medida são indicadas em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$).57

FIGURA 16 - Gráficos gerados a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons da morfoespécie *Spirostreptidae* sp. 5. Os gráficos apresentam as concentrações médias dos íons analisados na área agrícola (Á.A.) e nos remanescentes florestais (R.F.), considerando apenas os resultados com diferença significativa. As unidades de medida são indicadas em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$).58

FIGURA 17 - Relação entre a distância de áreas agrícolas e remanescentes florestais e a concentração de íons em diplópodes de modo geral. Os gráficos apresentam a dispersão dos dados individuais (pontos) e a linha ajustada por modelo GLM (distribuição *gamma* com *link*

log) para cada íon. A ausência de linha de tendência indica relações não significativas. O eixo x representa a distância (em metros) dos indivíduos da área agrícola em relação ao remanescente florestal mais próximo. As unidades de concentração no eixo y são expressas em porcentagem (%) para Carbono (C) e Nitrogênio (N), e em partes por bilhão (ppb/g) para os demais elementos.60

FIGURA 18 - Triplot RDA mostrando a relação entre variáveis do solo e íons diplópodes. O eixo RDA1 explica 13,99% da variação, e o eixo RDA2 explica 4,86%. Nomes de nutrientes terminados em "_s" representam variáveis do solo (setas verdes) enquanto aqueles terminados em "_m" representam íons diplópodes (setas azuis).61

FIGURA 19 - Resultados do GLM com *link log* e distribuição *gamma*, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos dos diplópodes de forma geral, coletados em uma subregião de Caatinga, Nordeste, Brasil. A presença das curvas de tendência indica uma relação significativa e positiva entre a concentração desses íons no solo e nos tecidos dos diplópodes.62

FIGURA 20 - Resultados do GLM com *link log* e distribuição *gamma* para a área de remanescente florestal, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos de diplópodes coletados em uma subregião de Caatinga, Nordeste, Brasil. A presença das curvas de tendência indica uma relação significativa e positiva entre a concentração desses íons no solo e nos tecidos dos diplópodes.63

FIGURA 21 - Resultados do GLM com *link log* e distribuição *gamma* para a área de remanescente florestal, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos de diplópodes coletados em uma subregião de Caatinga, Nordeste, Brasil. A presença das curvas de tendência indica uma relação significativa e positiva entre a concentração desses íons no solo e nos tecidos dos diplópodes.64

CAPÍTULO 2

FIGURA 1 - (A) Área de estudo, localizada no Cariri, sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. (B) Distribuição das 14 paisagens antrópicas analisadas na região. (C) Exemplo de *buffers* da paisagem no raio de 500 m (delimitações em círculos para 300 m e 100 m) e usos do solo avaliados.80

FIGURA 2 - Procedimentos de amostragem de macroinvertebrados edáficos em áreas agrícolas e remanescentes florestais na Caatinga. (A) Esquema do transecto com cinco pontos de coleta, espaçados em 10 metros; (B–C) inserção da sonda cilíndrica (20 cm de profundidade × 7,5 cm de diâmetro; 44,17 cm²) no solo com auxílio de marreta; (D) triagem dos macroinvertebrados edáficos em bandejas brancas.81

FIGURA 3 - Abundância dos 14 táxons coletados na área agrícola (Á.A) e 16 táxons coletados no remanescente florestal (R.F.) das 14 áreas de estudo do Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil.89

FIGURA 4 - Ordenação da comunidade de macroinvertebrados edáficos capturados nas 14 áreas de estudo, no remanescente florestal e área agrícola, em uma sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. A ordenação foi realizada por meio de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).90

FIGURA 5 - Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas variáveis químicas e físicas do solo nas áreas amostradas no Cariri paraibano. (A) PCA considerando todas as amostras das duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal). (B) PCA para as amostras da área agrícola. (C) PCA para o remanescente florestal. 91

FIGURA 6 - Regressão linear simples entre o índice de diversidade 0D e o teor de MOS (g/kg) em áreas de remanescente florestal no Cariri paraibano, Brasil. 92

FIGURA 7 - Boxplots comparando os índices de diversidade de Hill (0D , 1D , 2D) entre área agrícola (Á.A.) e remanescente florestal (R.F.) em 14 paisagens da sub-região do Cariri paraibano, Caatinga, Nordeste do Brasil. As comparações foram realizadas com teste t pareado. 93

FIGURA 8 - Relações entre os índices de diversidade de macroinvertebrados edáficos (0D , 1D , 2D) e PLAND, PD e SHDI, a partir dos melhores modelos lineares ajustados para cada variável, nas escalas espaciais mais apropriadas, em 14 paisagens de uma sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. A presença da linha de regressão indica uma associação estatisticamente significativa entre as variáveis. 94

FIGURA 9 - Relação entre a diversidade (0D , 1D , 2D) da fauna de solo e a distância entre unidades de estudo (em metros), de 14 paisagens de uma sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. A linhas de regressão estão presentes apenas em caráter didático, não indicando associação estatisticamente significativa entre as variáveis. 95

CAPÍTULO 3

FIGURA 1 - (A) Área de estudo, localizada no Cariri, sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. (B) Distribuição das 14 paisagens antrópicas analisadas na região. (C) Exemplo de *buffers* da paisagem no raio de 500 m (delimitações em círculos para 300 m e 100 m) e usos do solo avaliados. 112

FIGURA 2 - Exemplo de *litterbag* usada para determinação da decomposição da serrapilheira na caatinga, Nordeste do Brasil. 113

FIGURA 3 - Exemplo de disposição das *litterbags* com e sem supressão de macroinvertebrados (naftalina) em uma área agrícola na Caatinga, Nordeste, Brasil. A mesma disposição foi realizada nas duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal). A: figura representativa de um transecto (*litterbags* com naftalina em azul, e sem naftalina em vermelho); B: esquema do transecto em um exemplo real de área agrícola; C: exemplo de *litterbag* sem naftalina na área agrícola; D: exemplo de *litterbag* com naftalina na área agrícola. 114

FIGURA 4 - Gráficos pareados ilustrando a decomposição (K) entre Área Agrícola (Á.A.) e Remanescente Florestal (R.F.) para os tratamentos Com Naftalina (CNAF) e Sem Naftalina (SNAF), registrada nas 13 áreas de estudo amostrados nos dois tipos de unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) no Caatinga, Brasil. As comparações foram realizadas utilizando o teste t pareado: (A) comparação geral entre as unidades de estudo Á.A. e R.F., (B) comparação do tratamento CNAF entre Á.A. e R.F., (C) comparação do tratamento SNAF entre Á.A. e R.F., (D) comparação dos tratamentos CNAF vs SNAF dentro de Á.A., e (E) comparação dos tratamentos CNAF vs SNAF dentro de R.F. 119

FIGURA 5 - Relação entre a decomposição da serrapilheira (k) e os atributos químicos e físicos do solo a partir da PCA, com dados obtidos em 13 áreas de estudo nos dois tipos de unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) na Caatinga, Brasil. (A) PCA geral, considerando todos os pontos amostrais das duas unidades de estudo. (B) PCA restrita à área agrícola. (C) PCA restrita ao remanescente florestal. As setas indicam a direção e a contribuição das variáveis para a ordenação, enquanto os pontos representam os pontos amostrados. 120

FIGURA 6 - Relação entre a média da decomposição da serrapilheira (k) e o teor de Matéria Orgânica do Solo (MOS) em g/kg^{-1} , considerando todos os pontos amostrais das duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) na Caatinga, Brasil. A linha representa o ajuste da regressão linear simples ($p = 0,02$), indicando associação estatisticamente significativa entre as variáveis..... 120

FIGURA 7 – Regressão linear mostrando a relação entre a distância entre unidades de estudo (m) e a taxa de decomposição da serrapilheira (k) para os tratamentos Com Naftalina (CNAF) e Sem Naftalina (SNAF), registrada nas 13 áreas de estudo amostradas nas duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) no Caatinga, Brasil. (A) Gráfico geral da regressão linear, mostrando a relação entre a distância e a taxa de decomposição; (B) Tratamento CNAF; (C) Tratamento SNAF..... 121

FIGURA 8 - Modelo linear generalizado (GLM) mostrando a relação entre a taxa de decomposição da serrapilheira (k) e métricas de paisagem em diferentes escalas espaciais, registradas em 13 áreas agrícolas na Caatinga, Brasil. (A) porcentagem de cobertura natural (PLAND, 500 m), (B) densidade de fragmentos conservados (PD, 100 m), e (C) heterogeneidade de uso da matriz (SHDI) em 500 m. A linha de regressão indica uma relação significativa ($p < 0.05$). 122

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1 - Informações sobre as áreas de estudo e unidades de estudo: áreas agrícolas e remanescentes florestais em quatro municípios da sub-região do Cariri, Paraíba, Brasil. Para cada amostra são apresentados o município, o código da propriedade (Amostra), o tipo de unidade de estudo (A. Agrícola ou R. Florestal), os cultivos registrados em 2022 e 2023 (quando aplicável), coordenadas geográficas (Latitude e Longitude), além das médias anuais de temperatura do ar (T, °C), precipitação (P, mm), evapotranspiração potencial (ETP, mm), evaporação real (ETR, mm) e deficiência hídrica (DEF, mm). Abreviações dos municípios: S.J.Cor. = São José dos Cordeiros; S.J.Car. = São João do Cariri.36

TABELA 2 - Parâmetros químicos do solo, respectivas unidades de medida, métodos de determinação e referências utilizadas para a caracterização dos atributos edáficos nas áreas de estudo.....38

TABELA 3 - Valores médios dos atributos químicos do solo de 13 áreas de estudo na Caatinga, Nordeste, Brasil. MOS: Matéria Orgânica do Solo; N: nitrogênio total; C: carbono total; Mo: molibdênio; Ni: níquel; Se: selênio; Co: cobalto; Cr: cromo; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; CTC (pH): capacidade de troca de cátions a pH 7; CTC (efetiva): capacidade de troca de cátions à acidez natural; So: enxofre (na forma de sulfato); P: fósforo disponível; P (Rem): fósforo remanescente; Mn: manganês; Fe: ferro; Cu: cobre; Zn: zinco; B: boro; pH (H₂O): pH em água; pH (CaCl₂): pH em solução de cloreto de cálcio.39

TABELA 4 - Diplópodes coletados em áreas agrícolas (Á.A.) e remanescentes florestais (R.F.) de 13 propriedades rurais na Caatinga, Nordeste, Brasil, com indicação de ordem, família, morfotipo e abundância por parcela amostrada.44

TABELA 5 - Composição percentual média de íons em diferentes espécies de diplópodes coletadas em áreas agrícolas e remanescentes florestais em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. A coluna Geral representa a média ponderada das concentrações para todas as espécies analisadas. As demais colunas mostram os valores específicos para as espécies *Spirostreptidae* sp. 5, *Rhinocricus* sp. 1, *Iguazus robustus* e *Eucampesmella* sp. 2. Os valores estão expressos em porcentagem (%). Os elementos C e N foram originalmente quantificados em porcentagem (%), enquanto os demais íons foram obtidos em partes por bilhão por grama (ppb/g), sendo posteriormente convertidos para proporção percentual em relação ao total de íons por espécie, para fins comparativos.50

TABELA 6 - Composição percentual de carbono (C) e nitrogênio (N) e concentrações (ppb/b) de macronutrientes e micronutrientes na biomassa seca de diplópodes coletados em áreas de remanescente florestal (R.F.) e área agrícola (Á.A.), em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. Cada linha representa uma morfoespécie coletada em uma das áreas de estudo (1 a 13). As concentrações de elementos incluem lítio (Li), boro (B), sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), arsênio (As), selênio (Se) e molibdênio (Mo).53

TABELA 7 - Resultados da análise de GLM com *link log* e distribuição *gamma*, avaliando a relação entre a concentração de íons nos diplópodes e a distância entre áreas agrícolas e remanescentes florestais. 59

TABELA 8 - Resultados da análise de GLM com *link log* e distribuição *gamma*, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e a concentração de íons de diplópodes em comum, coletados em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. 64

CAPÍTULO 2

TABELA 1 - Características químicas e físicas do solo nas áreas agrícolas e remanescentes florestais amostradas. São apresentados os valores de pH (em H₂O, 1:2,5), fósforo (P), potássio (K⁺) e sódio (Na) em mg/dm³, acidez potencial (H⁺ + Al³⁺), alumínio trocável (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺) em cmolc/dm³, soma de bases (S.B.), capacidade de troca catiônica (C.T.C.), teor de nitrogênio total (N), matéria orgânica do solo (MOS) em g/kg, e percentuais de areia, silte e argila. A classe textural foi determinada com base na composição granulométrica. 82

TABELA 2 - Abundância de macroinvertebrados edáficos registrados nas 14 áreas de estudo amostradas nas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) no Cariri paraibano, Brasil. 88

TABELA 3 - Resultados dos modelos de regressão linear múltipla (modelo cheio) e regressões simples entre os descritores químicos e físicos do solo: matéria orgânica do solo (MOS) e alumínio trocável (Al³⁺) em g/kg e magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺), fósforo (P), em cmolc/dm³, e o índice de diversidade taxonômica ⁰D em remanescentes florestais no Cariri paraibano, Brasil. 91

TABELA 4 - Modelos lineares avaliando os efeitos de métricas de paisagem: densidade de fragmentos conservados (PD), porcentagem de cobertura natural (PLAND) e heterogeneidade de uso da matriz (SHDI), sobre os índices de diversidade de Hill, em diferentes escalas espaciais (100 m, 300 m e 500 m). Os modelos foram selecionados com base no critério de informação corrigido de Akaike (AICc), sendo apresentados os melhores modelos ($\Delta AICc < 2$) e o modelo médio para cada índice. 93

CAPÍTULO 3

TABELA 1 - Médias de taxa e perdas de decomposição (k) geral, por unidade de estudo e tratamentos, de 13 áreas de estudo do Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil. 118

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	18
INTRODUÇÃO GERAL	20
REFERÊNCIAS	24
 CAPÍTULO 1: MUDANÇAS NO USO DA TERRA IMPACTAM O IONOMA, ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE DIPLOPODA EM UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA, NE, BRASIL	28
1 INTRODUÇÃO	28
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	32
2.2 AMOSTRAGEM DE DIPLOPODES	37
2.3 DESCRITORES DE SOLO	37
2.4 DETERMINAÇÃO DA IONÔMICA DE DIPLOPODES.....	40
2.5 DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA SECA DE DIPLOPODES.....	41
2.6 ANÁLISE DE DADOS	42
3 RESULTADOS.....	44
3.1 RESULTADOS DESCRITIVOS: BIODIVERSIDADE	44
3.2 BIOMASSA SECA E DENSIDADE DE DIPLOPODES	46
3.3 EFEITO DO TIPO DE UNIDADE DE ESTUDO SOBRE A DIVERSIDADE DE DIPLOPODES.....	46
3.4 RESULTADOS DESCRITIVOS: IONÔMA.....	47
3.5 EFEITO DO TIPO DE UNIDADE DE ESTUDO SOBRE A IONÔMICA DE DIPLOPODES	55
3.6 EFEITO DA DISTÂNCIA ENTRE UNIDADES DE ESTUDO SOBRE A IONÔMICA DE DIPLOPODES ..	58
3.7 EFEITO DO SOLO SOBRE A IONÔMICA DE DIPLOPODES	60
4 DISCUSSÃO	65
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	69
REFERÊNCIAS	69
 CAPÍTULO 2: MUDANÇAS NO USO DO SOLO AFETAM A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS TERRESTRES EM PAISAGENS AGRÍCOLAS NA CAATINGA, NE, BRASIL	77
1 INTRODUÇÃO	77
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	79
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	79

2.2	AMOSTRAGEM DE MACROINVERTEBRADOS EDÁFICOS	80
2.3	DESCRITORES DE SOLO	81
2.4	DESCRITORES DE PAISAGEM	84
2.5	ANÁLISE DE DADOS	85
3	RESULTADOS	88
3.4	DADOS DESCRITIVOS, DENSIDADE E COMPOSIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS	88
3.5	EFEITOS DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS	90
3.6	EFEITOS DO TIPO DE ECOSISTEMA SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS	92
3.7	EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS	93
3.8	EFEITOS DA DISTÂNCIA ENTRE UNIDADES DE ESTUDO SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS	95
4	DISCUSSÃO	95
4.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS	101
	REFERÊNCIAS	102

CAPÍTULO 3: MUDANÇAS NO USO DA TERRA ALTERAM A DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM PAISAGENS TROPICAIS SECAS..... 109

1	INTRODUÇÃO	109
2	MATERIAIS E MÉTODOS	111
2.1	ÁREA DE ESTUDO	111
2.2	AMOSTRAGEM DA TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA	112
2.3	DESCRITORES DE SOLO	115
2.4	DESCRITORES DE PAISAGEM	115
2.5	ANÁLISE DE DADOS	115
3	RESULTADOS	117
3.1	RESULTADOS DESCRITIVOS	117
3.2	EFEITOS DO TIPO DE UNIDADE DE ESTUDO E TRATAMENTO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO	118
3.3	EFEITOS DO SOLO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO	119
3.4	EFEITOS DA DISTÂNCIA ENTRE UNIDADES DE ESTUDO NA DECOMPOSIÇÃO	120
3.5	EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE A DECOMPOSIÇÃO	121
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	125
	REFERÊNCIAS	126

APRESENTAÇÃO

O primeiro capítulo desta tese foi desenvolvido em colaboração com minha segunda orientadora, Dra. Natalia A. Clay, professora da Universidade de Arkansas (Fayetteville, AR, EUA), no Departamento de Entomologia e Fitopatologia. Entre janeiro e maio de 2024, a Dra. Clay realizou uma pesquisa no Brasil com o objetivo de avaliar como a disponibilidade de nutrientes e as características do habitat, ao longo de um gradiente de perturbação antrópica, influenciam a decomposição em terras secas tropicais do Nordeste brasileiro, com foco na região do Cariri paraibano. Essa investigação integrou um projeto financiado pela bolsa *Fulbright US Scholars*. No contexto dessa pesquisa, coletamos dados sobre abundância, biomassa, densidade, diversidade e ionômica de diplópodes em 13 áreas, que também foram analisadas nos capítulos 1 e 2 desta tese. A identificação taxonômica dos diplópodes foi conduzida em colaboração com o Dr. Rodrigo S. Bouzan, do Instituto Butantan (SP). As análises ionômicas foram realizadas por mim no Laboratório de Oligoelementos e Isótopos Radiogênicos da Universidade de Arkansas (Fayetteville, AR, EUA), durante um período de doutorado sanduíche, entre setembro e dezembro de 2024 (PDSE – Edital nº 06/2024).

Os capítulos 2 e 3 desta tese foram desenvolvidos a partir de pesquisas vinculadas ao projeto “*Interações ecológicas de interesse agrícola em paisagens modificadas do Cariri Paraibano*”, financiado pela Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba (FAPESQ), pela Secretaria de Estado da Educação, da Ciência e Tecnologia e pelo Governo do Estado da Paraíba. O projeto objetivou avaliar como as interações ecológicas de interesse agrícola respondem a modificações em diferentes escalas espaciais (local e de paisagem), visando à implementação de paisagens agrícolas sustentáveis no Cariri paraibano. Além da biodiversidade de macroinvertebrados e da decomposição da serrapilheira, os pesquisadores também avaliaram: (1) herbivoria por insetos fitófagos; (2) doenças vegetais infecciosas; (3) predação de insetos fitófagos por vertebrados e invertebrados; (4) polinização; (5) dispersão de sementes; e (6) ciclagem de nutrientes por besouros coprófagos.

Para analisar como as interações variam em escala local e de paisagem, foi utilizado um conjunto de variáveis preditoras para cada nível de interesse. Em escala local, os descritores das interações ecológicas das áreas agrícolas e dos remanescentes florestais foram relacionados a variáveis bióticas e abióticas do local, tais como tipo de unidade de estudo (área agrícola vs. remanescente florestal) e variáveis químicas e físicas do solo. Para a avaliação em escala de paisagem, os descritores das interações ecológicas foram modelados em função de métricas de

composição e configuração da paisagem, como densidade de fragmentos conservados e heterogeneidade de uso da matriz, em *buffers* de 100, 300 e 500 m de raio.

O projeto teve início em 2022, quando foram avaliadas a diversidade de artrópodes edáficos e a decomposição da serrapilheira. Entre as variáveis preditoras, mensuraram-se as características químicas e físicas do solo, utilizadas nas análises em escala local, e obtiveram-se imagens de sensoriamento remoto, empregadas nas análises em escala de paisagem, em todos as propriedades rurais selecionadas. A coleta de dados foi repetida em 2023, exceto para as variáveis químicas e físicas do solo e para as imagens de sensoriamento remoto, que não foram reavaliadas nesse segundo ano de amostragem.

INTRODUÇÃO GERAL

A modificação no uso da terra, especialmente a conversão de áreas florestais em agrícolas, tem se concentrado em atender às demandas imediatas de uma população humana em crescimento (Godfrey *et al.*, 2010), muitas vezes negligenciando os efeitos de longo prazo sobre a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos e as funções ecológicas em florestas e paisagens agrícolas (Landis, 2017; Araujo *et al.*, 2023). A simplificação dessas paisagens, resultante de práticas agrícolas insustentáveis, leva à redução da diversidade de habitats e contribui para o declínio de populações de organismos fundamentais para a manutenção da fertilidade do solo (Sünnemann *et al.*, 2023; Castro; Quintas-Soriano; Egoh, 2018; Qu *et al.*, 2024).

Nos últimos anos, o avanço da agricultura sustentável tem evidenciado a importância de compreender o contexto da paisagem na qual os cultivos agrícolas estão inseridos. Estudos apontam que paisagens com 40% a 60% de cobertura florestal conseguem proteger a biodiversidade e manter elevados níveis de produtividade agrícola (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Araujo *et al.*, 2021). Assim, em regiões tropicais de alta diversidade biológica, o planejamento e a implementação da agricultura devem considerar a estrutura da paisagem circundante aos cultivos (Araujo *et al.*, 2021). Essa estrutura pode ser analisada por meio de métricas que descrevem a composição e a configuração do ecossistema original, como a proporção de cobertura florestal e a densidade de fragmentos, bem como o grau de impacto humano na matriz (Wiens, 1995; Geri; Amici; Rocchini, 2010; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Considerando que o conceito de paisagem é, por definição, aninhado (assim como o de ecossistema), é essencial avaliar essas métricas em múltiplas escalas espaciais, a fim de identificar a escala mais adequada na qual a estrutura da paisagem influencia os serviços ecossistêmicos (Fahrig, 2013).

Compreender de que forma as alterações ambientais, tanto em escala local quanto de paisagem, influenciam o fornecimento de serviços ecossistêmicos é particularmente relevante em regiões de elevada vulnerabilidade climática e social, como a Caatinga brasileira — a maior floresta tropical sazonalmente seca da América do Sul. Esse bioma abriga unidades geográficas com características ambientais distintas, grande variabilidade de habitats, altos índices de endemismo e uma biodiversidade singular, composta por fauna e flora únicas (Lima; Almeida, 2017). Ocupando cerca de 912.529 km², a Caatinga apresenta clima semiárido, com temperaturas médias anuais entre 25 °C e 30 °C e regime pluviométrico que varia de 600 a 1.000 mm/ano (Silva *et al.*, 2017).

Dentre os domínios morfoclimáticos brasileiros, a Caatinga destaca-se pela maior diversidade fitogeográfica, englobando múltiplos padrões de vegetação, resultado de uma ampla heterogeneidade ambiental associada a tipos de solo, geomorfologia, geologia e variações na pluviosidade, tanto em magnitude quanto em distribuição espacial (Bastos; Cordeiro, 2012). Aproximadamente 28,6 milhões de pessoas vivem na região, em sua maioria em situação de vulnerabilidade socioeconômica e dependentes diretos dos recursos naturais para sua subsistência (Silva *et al.*, 2017).

Desse total populacional, uma parcela expressiva reside em áreas rurais, onde cultivos de milho e feijão são realizados em pequena escala, com mão de obra familiar e, frequentemente, para consumo próprio (Lu *et al.*, 2018). Esses agricultores familiares dependem fortemente dos serviços ecossistêmicos proporcionados por ecossistemas conservados, pois carecem de recursos humanos e financeiros para enfrentar períodos de seca prolongada, que, por vezes, ultrapassam cinco anos (Frankl, 2012; Dang *et al.*, 2023). Embora a Caatinga demonstre certa resiliência às variações climáticas, tal capacidade adaptativa não tem sido suficiente para conter os impactos das pressões humanas locais, resultando na expansão da vegetação arbustiva e no avanço da desertificação (Vieira *et al.*, 2015; Sfair *et al.*, 2018; Araujo *et al.*, 2023). Estima-se que, até 2060, a Caatinga enfrente um declínio generalizado na diversidade de plantas e mamíferos em decorrência das mudanças climáticas (Moura *et al.*, 2023a, 2023b). Essa situação agrava a vulnerabilidade das comunidades locais à degradação da terra, intensificando a pressão sobre os recursos naturais e elevando o risco de insegurança alimentar (Castro; Quintas-Soriano; Egoh, 2018; Araujo *et al.*, 2021).

Entre os elementos-chave para a resiliência da Caatinga, destacam-se os organismos decompositores terrestres, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica morta — um processo ecossistêmico essencial para a ciclagem de nutrientes e a manutenção da fertilidade do solo em ecossistemas terrestres (Veen *et al.*, 2019). O conjunto de animais que habitam o solo, promovendo alterações físicas, químicas e biológicas e contribuindo para a ciclagem de nutrientes, é denominado fauna edáfica (González *et al.*, 2001). No caso dos invertebrados terrestres, praticamente todas as classes ou ordens possuem representantes no solo. De acordo com o tamanho corporal, essa fauna pode ser classificada em três categorias: micro, meso e macrofauna (Baretta *et al.*, 2011).

A microfauna do solo inclui organismos com diâmetro corporal que varia entre 4 e 100 µm, como nematoides, rotíferos e pequenos indivíduos de diferentes ordens, como Acari. Seu papel nos ciclos biogeoquímicos é exercido principalmente de forma indireta, por meio da regulação das populações de bactérias e fungos, e de maneira direta, ao influenciar a ciclagem

de nutrientes (Correia, 2002). A mesofauna, por sua vez, compreende invertebrados com diâmetro corporal entre 100 µm e 2 mm, englobando diversos grupos, como Araneae, Acari, Collembola, Hymenoptera, Diptera, Protura, Diplura, Symphyla, além de pequenos indivíduos de Blattodea, Chilopoda, Diplopoda e Coleoptera, entre outros. Esses organismos atuam na regulação das populações de fungos e da microfauna, modificam a ciclagem de nutrientes e, em menor escala, contribuem para a fragmentação de detritos vegetais (Baretta *et al.*, 2011).

Já a macrofauna é formada por organismos com diâmetro corporal entre 2 e 20 mm, incluindo representantes de Annelida e Coleoptera, além de indivíduos maiores pertencentes às ordens observadas na mesofauna, com exceção de Acari, Collembola, Protura e Diplura. Esses animais desempenham funções essenciais na fragmentação e redistribuição da matéria vegetal, na predação de outros invertebrados e na estruturação física do solo. Por sua expressiva capacidade de modificar a estrutura edáfica, muitos desses organismos são reconhecidos como “engenheiros do ecossistema”, com destaque para térmitas (Blattodea), formigas (Hymenoptera) e minhocas (Lumbricidae) (Baretta *et al.*, 2011).

Ainda há pouco conhecimento sobre a resposta das comunidades de invertebrados terrestres à conversão da Caatinga em paisagens agrícolas, apesar de seu elevado potencial em termos de diversidade e funcionalidade ecológica (Correia, 2002). Nos solos, a substituição de áreas florestais por cultivos agrícolas pode reduzir a fertilidade, pois compromete a atuação dos artrópodes terrestres nos processos de decomposição. A ciclagem de nutrientes depende fortemente da ação conjunta de microrganismos e invertebrados que habitam a serrapilheira e as camadas superficiais do solo, os quais são responsáveis pela fragmentação, redistribuição e decomposição da matéria orgânica, garantindo o fornecimento contínuo de nutrientes ao ecossistema (Bhavaya *et al.*, 2024). Além disso, a estrutura física do solo também pode ser alterada, já que esses organismos desempenham o papel de engenheiros do ecossistema. Seus deslocamentos pelas camadas do solo promovem a aeração, favorecendo tanto a infiltração de água quanto a entrada de oxigênio — fatores essenciais para a saúde radicular das plantas e para a atividade microbiana subterrânea (Bagyaraj; Nethravathi; Nitin, 2016). Os artrópodes do solo podem ainda contribuir para o controle de pragas e doenças (Bagyaraj; Nethravathi; Nitin, 2016; Uthappa; Devakumar, 2021), acelerar a sucessão secundária e ampliar a diversidade de plantas locais (Deyn *et al.*, 2003).

A conversão florestal para uso agrícola também pode modificar profundamente a paisagem fitoquímica, alterando a diversidade, a quantidade e a qualidade dos elementos essenciais presentes nos diferentes habitats (Hunter, 2016; Kaspari *et al.*, 2021). Esses elementos diferem em função das necessidades de plantas e heterótrofos, sendo que

consumidores de plantas, como herbívoros e detritívoros, frequentemente acumulam tais elementos em concentrações de 10 a 1.000 vezes superiores às encontradas em sua dieta (Sturner; Elser, 2002; Kaspari, 2021).

A ionômica, uma abordagem inovadora na interface entre fisiologia, ecologia e evolução, busca compreender as demandas nutricionais dos organismos a partir do estudo simultâneo de aproximadamente 25 elementos químicos essenciais, incluindo metais pesados (Williams; Silva, 2000; Sturner; Elser, 2002; Salt; Baxter; Lahner, 2008). O ionoma das plantas reflete, em grande medida, as características químicas e físicas do solo e, em sistemas agrícolas, a perda de matéria orgânica e de nutrientes pode resultar em indivíduos nutricionalmente mais frágeis (Salt; Baxter; Lahner, 2008; Kaspari *et al.*, 2008; Wood; Tirfessa; Baudron, 2018; Kaspari *et al.*, 2021). Dessa forma, decompositores que consomem matéria vegetal morta em habitats agrícolas podem enfrentar desafios nutricionais e estequiométricos decorrentes da redução na qualidade dos recursos disponíveis, o que pode comprometer seu desempenho na decomposição, na ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, na manutenção da fertilidade do solo.

A integração entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e composição elementar em múltiplas escalas espaciais representa uma fronteira relevante para a ecologia de comunidades e ecossistemas. Contudo, persistem lacunas de conhecimento, sobretudo em ecossistemas tropicais sazonalmente secos como a Caatinga. Até o momento, são escassos os estudos que investigam, de forma integrada, como fatores locais e de paisagem influenciam a diversidade de invertebrados do solo, a decomposição da serrapilheira e a composição elementar de organismos.

Diante desse cenário, esta tese tem como objetivo geral investigar como a heterogeneidade da paisagem agrícola influencia a diversidade de macroinvertebrados edáficos, a decomposição foliar e a ionômica de Diplopoda na Caatinga, considerando efeitos em múltiplas escalas espaciais. Especificamente, busca-se: (1) avaliar como as mudanças no uso do solo afetam a diversidade de macroinvertebrados terrestres; (2) analisar a taxa de decomposição da serrapilheira com e sem a supressão da fauna edáfica; e (3) investigar a diversidade e o ionoma de Diplopoda.

REFERÊNCIAS

- ARAUJO, H. F. P. *et al.* A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. **Land Use Policy**, v. 100, p. 104913, 2021.
- ARAUJO, H. F. P. *et al.* Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18440, 2023.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020.
- BAGYARAJ, D. J.; NETHRAVATHI, C. J.; NITIN, K. S. Soil biodiversity and arthropods: Role in soil fertility. In: KUMAR, A.; SINGH, S. K.; SINGH, V. P. (ed.). **Economic and ecological significance of arthropods in diversified ecosystems**. Singapore: Springer, 2016. p. 17-51.
- BARETTA, D. *et al.* Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 119-170, 2011.
- BASTOS, F. H.; CORDEIRO, A. M. N. Fatores naturais na evolução das paisagens no semiárido brasileiro: uma abordagem geral. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 5, p. 464–476, 2012.
- BHAVYA, T. R. *et al.* Tiny Architects of Fertile Soils: Understanding the Role of Soil Arthropods. **International Journal of Environment and Climate Change**, v. 14, n. 9, p. 532-541, 2024.
- CASTRO, A. J.; QUINTAS-SORIANO, C.; EGOH, B. N. Ecosystem services in dryland systems of the world. **Journal of Arid Environments**, v. 159, p. 1-3, 2018.
- CORREIA, M. E. F. **Relação entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas**. 2002. 32 p. Monografia (Curso de Graduação em Agronomia) - Embrapa Agrobiologia, Seropédica, 2002.
- DANG, D. *et al.* Changed ecosystem stability in response to climate anomalies in the context of ecological restoration projects. **Land Degradation & Development**, v. 34, n. 10, p. 3003-3016, 2023.
- DEYN, G. B. *et al.* Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. **Nature**, v. 422, n. 6933, p. 711-713, 2003.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.
- FRANKL, A. Gully development and its spatio-temporal variability since the late 19th century in the Northern Ethiopian Highlands. **Afrika Focus**, v. 25, n. 2, 2012.
- GERI, F.; AMICI, V.; ROCCHINI, D. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. **Applied Geography**, v. 30, n. 3, p. 370-379, 2010.

GODFRAY, H. C. J. *et al.* Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, v. 327, n. 5967, p. 812-818, 2010.

GONZÁLEZ, G. *et al.* Soil ecological interactions: comparisons between tropical and subalpine forests. **Oecologia**, v. 128, p. 549–556, 2001.

HUNTER, M. D. **The phytochemical landscape**: linking trophic interactions and nutrient dynamics. Princeton: Princeton University Press, 2016.

KASPARI, M. *et al.* How and why plant ionomes vary across North American grasslands and its implications for herbivore abundance. **Ecology**, v. 102, n. 10, p. e03459, 2021.

KASPARI, M. *et al.* Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. **Ecology Letters**, v. 11, n. 1, p. 35-43, 2008.

LANDIS, D. A. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. **Basic and Applied Ecology**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 2017.

LIMA, F. S.; ALMEIDA, N. V. Dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal na Área de Proteção Ambiental (APA) do Cariri, Paraíba-PB, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 699-721, 2017.

LU, N. *et al.* Research advances in ecosystem services in drylands under global environmental changes. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 33, p. 92-98, 2018.

MOURA, M. R. *et al.* Climate change should drive mammal defaunation in tropical dry forests. **Global Change Biology**, v. 29, p. 6931-6944, 2023b.

MOURA, M. R. *et al.* Pervasive impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest plant assemblages. **Journal of Ecology**, v. 111, p. 1762-1776, 2023a.

QU, X. *et al.* Deforestation impacts soil biodiversity and ecosystem services worldwide. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 121, n. 13, p. e2318475121, 2024.

SALT, D. E.; BAXTER, I.; LAHNER, B. Ionomics and the study of the plant ionome. **Annual Review of Plant Biology**, v. 59, n. 1, p. 709-733, 2008.

SFAIR, J. C. *et al.* Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 2, p. 025005, 2018.

SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 3-19.

STERNER, R. W.; ELSER, J. J. **Ecological stoichiometry**: the biology of elements from molecules to the biosphere. Princeton: Princeton University Press, 2002.

SÜNNEMANN, M. *et al.* Climate change and cropland management compromise soil integrity and multifunctionality. **Communications Earth & Environment**, v. 4, n. 1, p. 394, 2023.

UTHAPPA, A. R.; DEVAKUMAR, A. S. Seasonal diversity of soil fauna in semi-arid regions of Karnataka. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, v. 9, p. 461-468, 2021.

VEEN, G. F. *et al.* The role of plant litter in driving plant-soil feedbacks. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, n. 1, p. 168, 2019.

VIEIRA, R. M. S. P. *et al.* Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, v. 6, n. 1, p. 347-360, 2015.

WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. **Ibis**, v. 137, p. S97-S104, 1995.

WILLIAMS, R. J. P.; SILVA, J. J. R. F. The distribution of elements in cells. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 200, n. 1, p. 247-348, 2000.

WOOD, S. A.; TIRFESSA, D.; BAUDRON, F. Soil organic matter underlies crop nutritional quality and productivity in smallholder agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 266, p. 100-108, 2018.

Capítulo 1

Mudanças no uso da terra impactam o ionoma e diversidade de Diplopoda em uma floresta tropical sazonalmente seca, NE, Brasil

CAPÍTULO 1: MUDANÇAS NO USO DA TERRA IMPACTAM O IONOMA, ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE DIPLOPODA EM UMA FLORESTA TROPICAL SAZONALMENTE SECA, NE, BRASIL

RESUMO

A conversão de remanescentes florestais em áreas agrícolas em regiões tropicais sazonalmente secas resulta em alterações profundas na funcionalidade dos ecossistemas e na disponibilidade de nutrientes no solo. Esses impactos afetam a biodiversidade, os processos de decomposição e a composição elementar dos organismos. A ionômica surge como uma ferramenta promissora para compreender como mudanças ambientais influenciam a química dos decompositores. Este estudo investigou como a conversão de florestas em áreas agrícolas na Caatinga afeta a abundância, biomassa, densidade, diversidade e composição ionômica de diplópodes. As coletas foram realizadas em 13 áreas de estudo distribuídos entre áreas agrícolas e remanescentes florestais. Em cada área de estudo, diplópodes foram amostrados manualmente em três transectos de 20 × 2 m e classificados em morfoespécies. Amostras de solo (0–20 cm) foram coletadas em cada unidade de estudo e submetidas à análise química. A composição elementar dos diplópodes foi determinada por meio de espectrometria. Foram aplicados testes *t* pareados e não paramétricos, modelos lineares generalizados (GLMs), NMDS, PERMANOVA, RDA e regressões lineares para investigar diferenças entre unidades de estudo, influência da distância e relações solo–fauna. No total, foram registrados 216 indivíduos distribuídos em 12 morfoespécies, com maior abundância e diversidade nos remanescentes florestais em comparação às áreas agrícolas, embora sem diferenças significativas em biomassa e densidade. A distância entre unidades de estudo não influenciou o ionoma dos diplópodes. As concentrações de Mg, Co, P, K, Mo, Cr e Ni foram maiores em indivíduos provenientes de áreas agrícolas. Os elementos Ni, Co e Cr apresentaram correlação positiva com seus respectivos teores no solo agrícola e florestal, e a composição iônica geral dos organismos foi parcialmente explicada pelas concentrações de Ni, S e Zn no solo. Os resultados indicam que as mudanças no uso do solo impactam a abundância, a diversidade e o ionoma dos diplópodes, refletindo potenciais desequilíbrios ecológicos em ecossistemas semiáridos. Práticas agrícolas sustentáveis que preservem a fauna edáfica são essenciais para a manutenção da saúde do solo, da funcionalidade dos ecossistemas e da produção alimentar sustentável.

Palavras-chave: Caatinga, ionômica, invertebrados decompositores, ecossistemas semiáridos.

1 INTRODUÇÃO

A crescente pressão humana sobre os ecossistemas naturais, especialmente em regiões tropicais, desafia a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos essenciais para o equilíbrio ambiental e a sobrevivência humana. Alterações no uso da terra, como a conversão de florestas em áreas agrícolas, modificam profundamente os fluxos de energia e nutrientes, afetando a funcionalidade dos ecossistemas e os organismos que neles habitam (Raj *et al.*, 2022; Rehman *et al.*, 2022). Compreender as interações entre fatores ambientais e organismos é importante para prever como essas mudanças impactam processos como a decomposição e a

ciclagem de nutrientes, que são essenciais para a produtividade do solo e a estabilidade ecológica.

Em ambientes tropicais, a conversão do uso do solo está associada à redução do pH e do carbono orgânico, ao aumento na concentração de elementos potencialmente tóxicos como o alumínio (Al) e à perda de matéria orgânica do solo (MOS), que apresenta teores mais elevados em ambientes florestais (Tejnecký *et al.*, 2020). Solos agrícolas em regiões áridas tendem a apresentar elevada salinidade, acúmulo de sódio trocável e níveis consideráveis de contaminação por elementos como arsênio (As), cloro (Cl), enxofre (S) e zinco (Zn) (Mendieta-Mendoza *et al.*, 2023). Essas mudanças não apenas comprometem a fertilidade do solo, mas também afetam os estoques de carbono orgânico, que podem ser reduzidos em até 41% em regiões tropicais (Wei *et al.*, 2014; Ansari *et al.*, 2022). Alterações na química e na estrutura do solo limitam sua capacidade de sustentar processos ecológicos fundamentais, destacando as implicações globais da conversão do uso da terra para a manutenção da biodiversidade, da segurança alimentar e dos serviços ecossistêmicos essenciais (Raj *et al.*, 2022).

As teias alimentares decompositoras desempenham um papel crucial nos ecossistemas ao promoverem a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes, processos essenciais para a fertilidade do solo e a produtividade ecológica (Berg *et al.*, 2020). Essas teias são conduzidas principalmente por decompositores terrestres, que podem ser particularmente sensíveis por dependerem de entradas de sistemas acima do solo, onde as plantas vivas formam a base (Griffiths *et al.*, 2021). A composição química da serrapilheira está fortemente associada à estrutura da comunidade de macroinvertebrados (Tapia-Coral *et al.*, 2014). A conversão de florestas em áreas agrícolas modifica drasticamente o solo, reduzindo nutrientes (Martins *et al.*, 2019) e alterando as bases alimentares desses organismos, o que pode desestabilizar as teias alimentares decompositoras. Em regiões tropicais, onde os processos de decomposição são acelerados (Gmach *et al.*, 2019) e o uso da terra é um fator mais forte do que a qualidade da serrapilheira (Both *et al.*, 2017), essas alterações podem comprometer o equilíbrio ecológico e os serviços ecossistêmicos fornecidos por esses sistemas altamente biodiversos.

A ionômica emerge nesse contexto como uma abordagem integradora que analisa a composição elementar dos organismos, permitindo explorar como fatores ambientais moldam processos biológicos e ecológicos (Silva; Williams, 2001; Sterner; Elser, 2002; Salt; Baxter; Lahner, 2008). A análise inclui cerca de 25 bioelementos, e os invertebrados mantêm uma homeostase rigorosa de certos elementos vitais, como Fe, Zn, Cu e Ca (reprodução) (Cardoso-Jaime; Broderick; Maya-Maldonado, 2022), C, N e Ca (crescimento) (Alegasan, 2016; Liu; Zhang; Zhu, 2019), P, Ca e Mg (metabolismo energético) (Toprak *et al.*, 2020), C, N, O, S

(defesas químicas) (Shear, 2015), C, N e Ca (defesas físicas) (Alegasan, 2016; Liu; Zhang; Zhu, 2019) e K, Na e Cl (osmorregulação) (Zachariah, 2020). Já micronutrientes como Mn, B, Mo, Ni, As, Co, Cr, Se, Li e Al apresentam maior flexibilidade de acumulação, atuando como cofatores enzimáticos ou componentes estruturais em processos metabólicos de menor demanda (NCR, 2006).

Os Diplopoda são organismos modelo para estudar como a mudança no uso da terra impacta o ionoma, a biomassa, a abundância e a diversidade de decompositores terrestres. Esses detritívoros fragmentam restos de plantas, facilitando a decomposição e a ciclagem de nutrientes, e ocorrem em quase todos os continentes e habitats, com exceção da Antártida (David, 2015). Sua abundância e diversidade são marcadamente maiores em regiões tropicais, onde se estima que a maioria das cerca de 80.000 espécies globais esteja concentrada (Kime; Golovatch, 2009), embora as estimativas atuais apontem para aproximadamente 13 mil espécies descritas (Adis, 2002). Apesar da importância ecológica dos diplópodes como decompositores e formadores de solo, pouco se sabe sobre como a conversão de florestas em áreas agrícolas afeta sua composição química e biodiversidade em ecossistemas tropicais. Análises ionômicas permitem investigar como fatores ambientais influenciam a composição elementar desses organismos, enquanto estudos de biodiversidade fornecem informações sobre mudanças na biomassa, abundância e diversidade das comunidades.

A Caatinga é a maior região de florestas tropicais secas da América do Sul, cobrindo cerca de 800.000 km² e representando 10% do território brasileiro (Santos *et al.*, 2011). Caracteriza-se por um clima sazonalmente seco, com chuvas irregulares e temperaturas médias anuais elevadas, resultando em uma vegetação lenhosa adaptada à aridez, que forma um mosaico de vegetação arbustiva intercalada com manchas de floresta seca (Silva *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2011). Embora possua alta biodiversidade e endemismo (Silva *et al.*, 2017; Silva; Leal; Tabarelli, 2017) e desempenhe um papel relevante na ciclagem e no armazenamento de carbono (125 Mg ha⁻¹ em floresta densa) (Menezes *et al.*, 2021), esse bioma enfrenta intensa degradação ambiental devido à conversão de áreas naturais em terras agrícolas e pastagens, agravada pela instabilidade sazonal (Silva; Barbosa, 2017; Teixeira *et al.*, 2021). Atualmente, apenas 37% da Caatinga mantém sua vegetação nativa, a maior parte fragmentada em áreas menores que 500 hectares e cercada por usos agrícolas intensivos (Silva; Barbosa, 2017; Antongiovanni; Venticinque; Fonseca, 2018).

Mudanças no uso do solo na Caatinga reduzem drasticamente os estoques de carbono (Menezes *et al.*, 2021; Gava *et al.*, 2022), além dos teores de Ca²⁺, Mg²⁺, P, matéria orgânica e CTC (Martins *et al.*, 2019), e aumentam a porcentagem de elementos potencialmente tóxicos,

como Cu, As, Zn e Cd (Cardoso *et al.*, 2024). Pesquisas indicam maiores valores de P em solos agrícolas quando comparados a solos naturais na Caatinga, devido à aplicação e redistribuição de fertilizantes fosfatados, mesmo após um longo período de pousio (Gava *et al.*, 2022). A disponibilidade limitada de nutrientes em solos agrícolas, aliada ao aumento de elementos potencialmente tóxicos, pode prejudicar a homeostase química dos diplópodes, levando a diferenças na composição ionômica entre habitats florestais e agrícolas.

Remanescentes florestais próximos às áreas agrícolas podem mitigar esses impactos, fornecendo matéria orgânica mais rica e estável que atenua as discrepâncias químicas entre os habitats. Dauber *et al.* (2005) demonstraram que a riqueza de espécies de diplópodes está intimamente ligada à estrutura da paisagem ao redor de áreas agrícolas, sendo a extensão da borda florestal responsável por mais de 43% da variação observada. Além disso, áreas em pousio apresentaram uma diversidade significativamente maior de diplópodes do que pastagens ou terras aráveis. O forte efeito das bordas florestais sugere que muitas dessas espécies dependem da proximidade de remanescentes florestais, que atuam como refúgio e fonte de recolonização.

Portanto, este estudo testa a hipótese de que (1) a conversão de áreas florestais de Caatinga em áreas agrícolas impacta a ionômica, a biomassa, a abundância e a diversidade de diplópodes em uma floresta tropical sazonalmente seca, e (2) que as diferenças potenciais na ionômica de diplópodes entre floresta e agricultura estão relacionadas à proximidade entre os dois tipos de unidade de estudo. Especificamente, previmos: (1) que a biomassa, a abundância, a densidade e a diversidade seriam maiores em remanescentes florestais; (2) que haveria diferenças no perfil ionômico de diplópodes entre remanescentes florestais e áreas agrícolas; (3) que elementos químicos com menor controle homeostático mostrariam diferenças mais pronunciadas entre áreas agrícolas e remanescentes florestais, e quando considerados em relação às concentrações do solo; e (4) que, à medida que a proximidade entre áreas agrícolas e remanescentes florestais aumenta, as diferenças no perfil ionômico de diplópodes devem diminuir. Para testar essas previsões, coletamos amostras de diplópodes e analisamos seus perfis químicos de 13 pares de pequenas fazendas familiares e florestas remanescentes de Caatinga associadas no nordeste do Brasil. As florestas e fazendas pareadas variaram em sua proximidade e no tamanho da floresta remanescente.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em áreas de floresta tropical sazonalmente seca do Brasil, localmente chamadas de Caatinga, em uma sub-região denominada Cariri ($7^{\circ} 39' S$, $36^{\circ} 45' W$; Figura 1A). Essa sub-região possui uma área total de 11.233 km² e abrange 29 municípios do estado da Paraíba (IBGE, 2010). A pesquisa incluiu quatro cidades da sub-região: Boa Vista, São João do Cariri, São José dos Cordeiros e Cabaceiras.

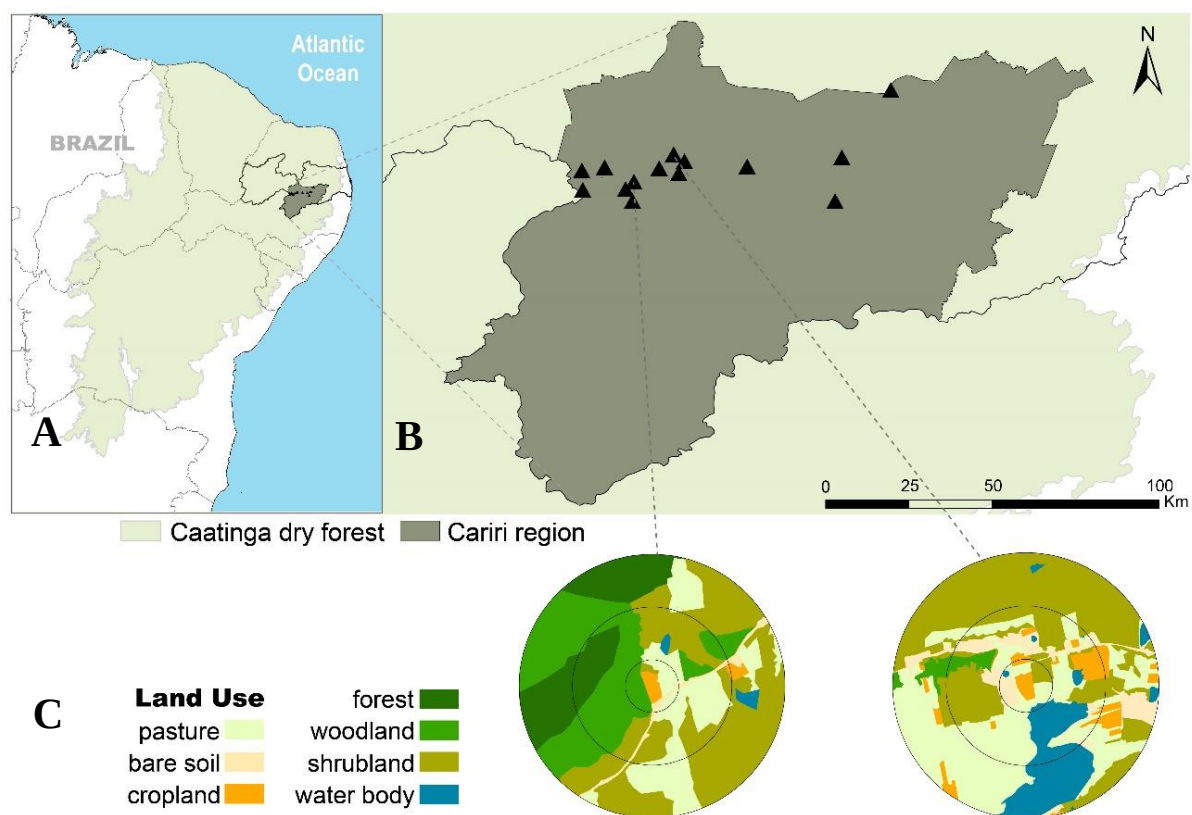


FIGURA 1 - (A) Área de estudo, localizada no Cariri, sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. (B) Distribuição das 14 paisagens antrópicas analisadas na região. (C) Exemplo de *buffers* da paisagem no raio de 500 m (delimitações em círculos para 300 m e 100 m) e usos do solo avaliados.

A área de estudo é considerada a mais seca do Brasil, com clima do tipo BSh e temperatura média anual de 24 °C (Mendonça; Danni-Oliveira, 2007; Lucena; Pacheco, 2009). A região é caracterizada por alta incidência de energia solar, déficit hídrico, baixa umidade relativa e elevada evaporação (Andrade *et al.*, 2017). O regime de chuvas apresenta alta variabilidade espaço-temporal, com precipitação média predominantemente abaixo de 600 mm/ano (Francisco; Medeiros; Santos, 2018), e 70% desse volume pode ocorrer em um único

mês (Andrade *et al.*, 2010). Adicionalmente, pequenas variações climatológicas podem ocorrer entre as cidades estudadas (Tabela 1).

Na região leste da Caatinga, área deste estudo, a estação chuvosa ocorre de janeiro a abril, com maior concentração em março e abril. Essas chuvas são causadas principalmente pela atuação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que se desloca para o Hemisfério Sul nesse período, trazendo massas de ar úmido que interagem com a brisa marítima por advecção, resultando em precipitações significativas (Sousa, 2019; INMET, 2023).

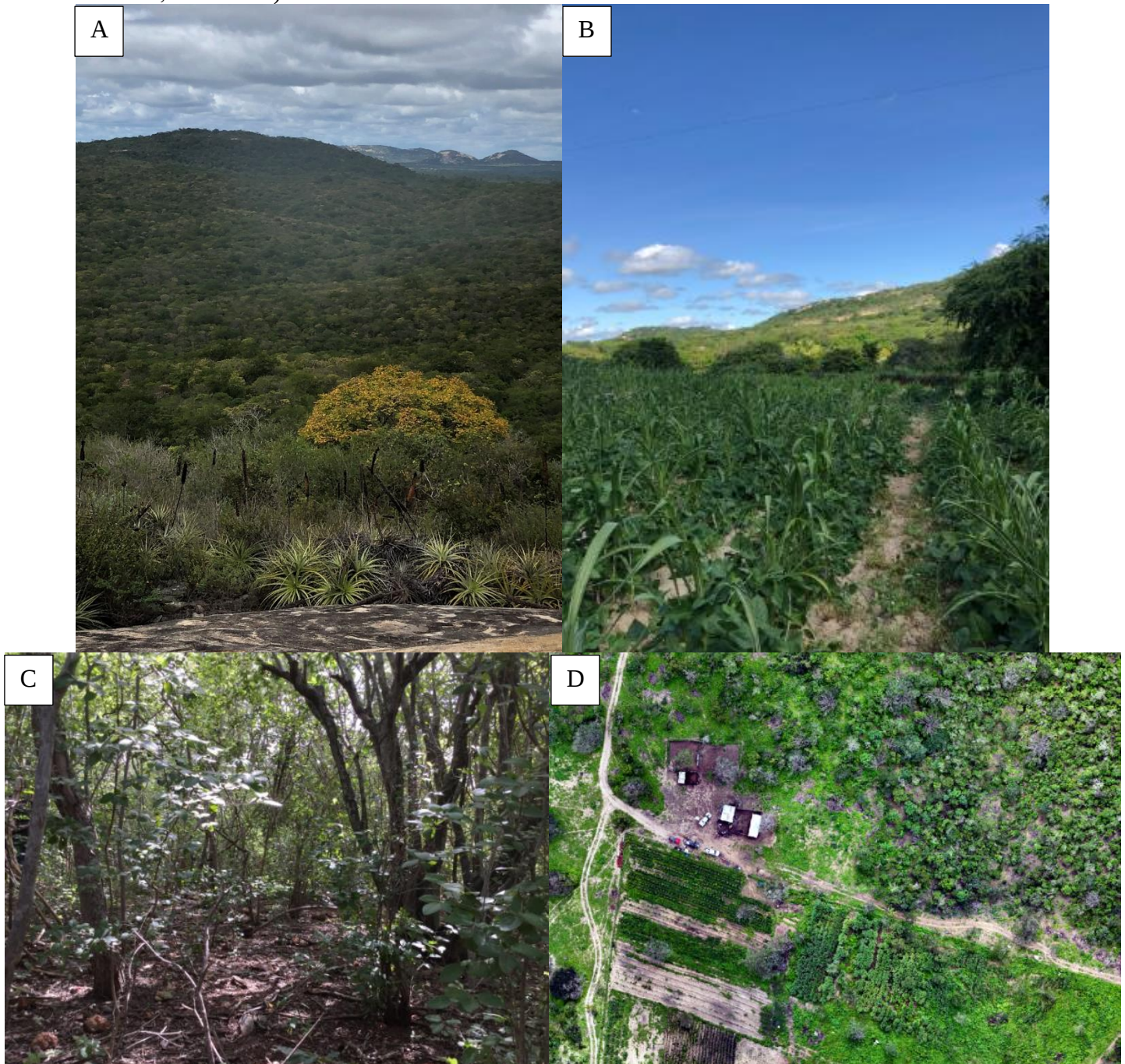
Esta sub-região foi selecionada como modelo representativo da Caatinga devido às suas condições semiáridas, que incluem alta variabilidade de chuvas, déficit hídrico e recursos limitados, refletindo os desafios ambientais típicos desse ecossistema. Essas características tornam o Cariri adequado para investigar como os atributos ecológicos das comunidades do solo respondem às alterações no uso da terra, oferecendo resultados que podem ser extrapolados para outras florestas secas tanto no Brasil quanto em diferentes regiões do mundo.

A geologia regional é marcada por suítes intrusivas e ortognaisses do Neoproterozoico e Paleoproterozoico, com amplas áreas planas e onduladas, pontuadas por morros e serras. Destaca-se na sub-região a presença de extensas superfícies rochosas, chamadas de lajedos, que conferem singularidade ao ambiente (Xavier *et al.*, 2022). Os solos são predominantemente classificados como Luvisolos e Neossolos (Santos *et al.*, 2011). A vegetação que recobre a área é um mosaico predominantemente arbustivo intercalado com manchas de florestas secas (Leal *et al.*, 2005). Predominam espécies lenhosas, como arbustos e árvores, que compartilham características de florestas secas em vez de savanas (Prado *et al.*, 2003).

A floresta estudada vem sofrendo modificações antrópicas ao longo dos anos, nas quais a mudança no uso da terra é a principal força motriz para a perda florestal e para trajetórias sucessionais distintas que levam a matagais e desertos de origem antrópica (Araujo *et al.*, 2023; Souza; Suertegaray; Lima, 2009; Travassos; Souza, 2014a; Travassos; Souza, 2014b). Inicialmente, a Caatinga era mais florestada (Araujo *et al.*, 2023) e dominada por florestas (*forest*) e áreas de Caatinga arbórea (*woodland*). Com a transformação do ecossistema original, surgiram áreas antropizadas como *shrubland* (arbustos), *bare soil* (solo exposto), *pasture* (pastagens) e *cropland* (terras agrícolas) (Figura 1C), resultantes de novos usos da terra, como os sistemas de cultivo, o corte de lenha e a pecuária extensiva. Enquanto florestas e áreas de Caatinga arbórea representavam o ecossistema original, as demais áreas surgiram por ação humana. Atualmente, esse processo resultou em um mosaico de paisagens com diferentes estruturas. Nesta pesquisa, consideramos as variáveis indicadoras *forest* e *woodland* como representativas de um ecossistema de Caatinga conservado, enquanto o ecossistema

antropizado foi caracterizado pelas variáveis *pasture*, *bare soil*, *cropland*, *shrubland* e *water surface*. A fisionomia das áreas de estudo pode ser observada na Figura 2.

FIGURA 2 - Fisionomia das áreas de estudo na Caatinga, Nordeste, Brasil. A: visão paisagística de uma área de remanescente florestal; B: visão de uma área agrícola; C: detalhes da vegetação de remanescente florestal; e D: visão de uma área de estudo com as duas unidades (área agrícola e remanescente florestal vizinho, visão aérea).



Assim, para este estudo, foram selecionadas 13 propriedades rurais (denominadas, a partir daqui, como áreas de estudo) (Figura 1B), escolhidas com base nos seguintes parâmetros: o gradiente pluviométrico que ocorre de leste a oeste da sub-região, a variação em termos de uso e cobertura do solo, a distância mínima de 1 km entre si e o fato de serem pequenos imóveis rurais que dependem majoritariamente de mão de obra familiar. A coleta de dados foi conduzida durante os estágios reprodutivos do consórcio de milho e feijão, em duas estações de cultivo consecutivas (2022 e 2023), durante o período chuvoso. A Tabela 1 apresenta todas as áreas de estudo onde foram realizadas as coletas utilizadas nos diferentes capítulos desta tese. Como o número e o nome de áreas variaram entre os capítulos, optou-se por apresentar essa tabela apenas uma vez, de forma a servir como referência para todo o trabalho. Para o presente estudo, as áreas de estudo considerados foram: Brav, Clod, Dani, Edmi, Ema, Fran, Guil, Jang, Luci, Manu, Nelq, Rico e Sala.

Cada área de estudo compreendeu duas unidades: uma área agrícola e um remanescente florestal localizado a até 500 m da área agrícola. Os remanescentes florestais selecionados correspondiam, dentro desse raio, aos fragmentos mais preservados disponíveis, sendo em sua maioria áreas em regeneração, com apenas alguns em estágios mais avançados desse processo. Por sua vez, as áreas agrícolas caracterizavam-se pelo predomínio do consórcio de milho com feijão-caupi (*Zea mays* L. e *Vigna unguiculata* L.), cultivado sem o uso de pesticidas. As sementes eram plantadas em sequeiro (isto é, sem irrigação), geralmente na primeira chuva do ano, que varia entre janeiro e maio, com colheitas realizadas entre março e agosto. Algumas áreas possuíam outros sistemas de cultivo integrados ao consórcio milho-feijão, como jerimum e melancia (Tabela 1).

TABELA 1 - Informações sobre as áreas de estudo e unidades de estudo: áreas agrícolas e remanescentes florestais em quatro municípios da sub-região do Cariri, Paraíba, Brasil. Para cada amostra são apresentados o município, o código da propriedade (Amostra), o tipo de unidade de estudo (A. Agrícola ou R. Florestal), os cultivos registrados em 2022 e 2023 (quando aplicável), coordenadas geográficas (Latitude e Longitude), além das médias anuais de temperatura do ar (T, °C), precipitação (P, mm), evapotranspiração potencial (ETP, mm), evaporação real (ETR, mm) e deficiência hídrica (DEF, mm). Abreviações dos municípios: S.J.Cor. = São José dos Cordeiros; S.J.Car. = São João do Cariri.

Município	Área de Estudo	Unidade de Estudo	Cultivo (2022)	(Cultivo 2023)	Latitude	Longitude	T (°C) ¹	P (mm) ¹	ETP (mm) ¹	ETR (mm) ¹	DEF (mm) ¹
S.J.Cor.	CLOD	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-74.558.317	-368.620.511	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	DANI	A. Agrícola	Milho e Melancia	Milho e Melancia	-74.000.837	-367.771.247	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	EDMI	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-74.073.341	-367.252.960	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
Cabaceiras	EMA	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-74.865.638	-363.012.394	23,5	32,7	99,9	32,7	67,2
S.J.Cor.	FRAN	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-74.045.539	-369.870.203	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	GUIL	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-73.714.393	-367.324.307	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	JANG	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-73.978.919	-369.227.552	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	LAPA	A. Agrícola	Milho, Feijão e Jerimum	Milho, Feijão e Jerimum	-74.571.944	-369.822.500	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
Boa Vista	LUCI	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-71.898.812	-361.516.580	23,3	41,6	96,97	41,6	55,4
S.J.Cor.	MANU	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-74.722.031	-368.520.958	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Car.	MARC	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho	-73.935.403	-365.397.837	23,7	36,5	100,6	36,5	64,1
S.J.Cor.	NELQ	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-73.799.776	-367.090.878	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	NIVA	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-74.383.279	-368.495.098	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	RICO	A. Agrícola	Milho, Feijão e Melancia	Milho e Feijão	-74.437.778	-369.300.102	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
Cabaceiras	SALA	A. Agrícola	Milho e Feijão	Milho e Feijão	-73.704.810	-362.844.676	23,5	32,7	99,9	32,7	67,2
S.J.Cor.	CLOD	R. Florestal	-	-	-74.558.317	-368.620.511	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	DANI	R. Florestal	-	-	-74.000.837	-367.771.247	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	EDMI	R. Florestal	-	-	-74.073.341	-367.252.960	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
Cabaceiras	EMA	R. Florestal	-	-	-74.865.638	-363.012.394	23,5	32,7	99,9	32,7	67,2
S.J.Cor.	FRAN	R. Florestal	-	-	-74.045.539	-369.870.203	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	GUIL	R. Florestal	-	-	-73.714.393	-367.324.307	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	JANG	R. Florestal	-	-	-73.978.919	-369.227.552	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	LAPA	R. Florestal	-	-	-74.571.944	-369.822.500	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
Boa Vista	LUCI	R. Florestal	-	-	-71.898.812	-361.516.580	23,3	41,6	96,97	41,6	55,4
S.J.Cor.	MANU	R. Florestal	-	-	-74.722.031	-368.520.958	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Car.	MARC	R. Florestal	-	-	-73.935.403	-365.397.837	23,7	36,5	100,6	36,5	64,1
S.J.Cor.	NELQ	R. Florestal	-	-	-73.799.776	-367.090.878	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	NIVA	R. Florestal	-	-	-74.383.279	-368.495.098	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
S.J.Cor.	RICO	R. Florestal	-	-	-74.437.778	-369.300.102	22,7	56,6	94,2	53,8	40,4
Cabaceiras	SALA	R. Florestal	-	-	-73.704.810	-362.844.676	23,5	32,7	99,9	32,7	67,2

Fonte: Francisco, Medeiros e Santos (2018).¹ Os valores se referem ao período de análise dos autores citados (2018) e não ao período de coleta dos dados.

2.2 AMOSTRAGEM DE DIPLÓPODES

Para a coleta de diplópodes, estabeleceram-se três transectos de 20×2 m em cada local, com uma distância de 10 m entre eles. O tempo de amostragem em cada transecto foi de 30 minutos por pessoa, resultando em um esforço total de 3 horas-homem por local. Duas pessoas percorreram cada transecto de 20 m, procurando diplópodes em uma faixa de 2 m de largura no centro (1 m de cada lado). A busca foi realizada manualmente e com o auxílio de picaretas, explorando a superfície do solo, a serrapilheira, cascas de árvores, raízes mortas, troncos e galhos caídos. Assim, cada transecto abrangeu uma área de amostragem de 40 m^2 , totalizando 120 m^2 por unidade de estudo e, conseqüentemente, 240 m^2 por área de estudo. Os diplópodes destinados à análise iônica foram coletados aleatoriamente em cada local por meio de busca ativa, independentemente da amostragem nos transectos, constituindo assim uma amostra separada. Os indivíduos coletados em campo foram imediatamente separados em morfoespécies e pesados para a determinação da biomassa úmida. Os espécimes destinados à análise ionômica foram armazenados em gelo seco. Posteriormente, todos os indivíduos foram transferidos para um freezer até a identificação e as análises subsequentes. A determinação taxonômica foi realizada ao nível de ordem e morfoespécie, em colaboração com o Laboratório de Coleções Zoológicas do Instituto Butantan, sob a orientação do pesquisador Rodrigo Salvador Bouzan.

2.3 DESCRITORES DE SOLO

O solo foi coletado em todas as unidades de estudo, a uma profundidade de 0 a 20 cm. Três amostras individuais foram obtidas em pontos situados a 0, 20 e 40 m ao longo de um transecto linear. Essas três subamostras foram combinadas e homogeneizadas para formar uma única amostra composta representativa para cada unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) em área de estudo. As amostras foram mantidas resfriadas durante o transporte e armazenadas a 12°C até a análise química. A matéria orgânica do solo (MOS) foi determinada pelo método de incineração em mufla (via seca), conforme o protocolo da Embrapa (2017), no Laboratório de Termitologia do Centro de Ciências Exatas e da Natureza da Universidade Federal da Paraíba. As demais análises foram realizadas pelo laboratório LaborSolo®, em Londrina, PR, Brasil. Os métodos utilizados estão descritos na Tabela 2 e os resultados correspondentes na Tabela 3.

TABELA 2 - Parâmetros químicos do solo, respectivas unidades de medida, métodos de determinação e referências utilizadas para a caracterização dos atributos edáficos nas áreas de estudo.

PARÂMETRO	UNIDADE	DETERMINAÇÃO	REFERÊNCIA
Matéria Orgânica do Solo (MOS)	g/kg	Via seca em mufla por incineração	Embrapa, 2017
Carbono total (C)	%	Método volumétrico com dicromato de potássio	MAPA, 2017
Nitrogênio total (N)	mg/kg	Macrométodo da liga de Raney (Kjeldahl)	MAPA, 2017
Enxofre (SO ₄ ²⁻)	%	Fosfato de Cálcio + Espectrofotometria	IAC, 2001
Fósforo (P)	mg/dm ³	Mehlich I + Espectrofotometria	Embrapa, 2009
Fósforo Remanescente (P-rem)	mg/L	Cloreto de Cálcio + Espectrofotometria	Embrapa, 2009
Cálcio (Ca ²⁺)	nolc/dm ³	Mehlich III + ICP-OES	Embrapa, 2009
Magnésio (Mg ²⁺)	nolc/dm ³	Mehlich III + ICP-OES	Embrapa, 2009
Potássio (K ⁺)	nolc/dm ³	Mehlich III + ICP-OES	Embrapa, 2009
Sódio (Na ⁺)	nolc/dm ³	Mehlich III + ICP-OES	Embrapa, 2009
Ferro (Fe ²⁺)	mg/dm ³	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Manganês (Mn ²⁺)	mg/dm ³	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Zinco (Zn ²⁺)	mg/dm ³	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Cobre (Cu ²⁺)	mg/dm ³	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Boro (B)	mg/dm ³	Método volumétrico do D-manitol (ou D-sorbitol)	MAPA, 2017
Molibdênio total (Mo)	mg/kg	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Níquel total (Ni)	mg/kg	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Selênio total (Se)	mg/kg	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Cobalto total (Co)	mg/kg	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
Cromo total (Cr)	mg/kg	Espectrometria de absorção atômica	MAPA, 2017
CTC (pH 7,0)	nolc/dm ³	Extração com HCl 0,5 mol L ⁻¹ + acetato de Ca; titulação com NaOH	MAPA, 2017
CTC efetiva	nolc/dm ³	Soma dos cátions trocáveis (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , Al ³⁺)	MAPA, 2017
pH em H ₂ O	–	Água destilada + Potenciometria	Embrapa, 2009
pH em CaCl ₂	–	Cloreto de Cálcio + Potenciometria	Embrapa, 2009

TABELA 3 - Valores médios dos atributos químicos do solo de 13 áreas de estudo na Caatinga, Nordeste, Brasil. MOS: Matéria Orgânica do Solo; N: nitrogênio total; C: carbono total; Mo: molibdênio; Ni: níquel; Se: selênio; Co: cobalto; Cr: cromo; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Na: sódio; CTC (pH): capacidade de troca de cátions a pH 7; CTC (efetiva): capacidade de troca de cátions à acidez natural; So: enxofre (na forma de sulfato); P: fósforo disponível; P (Rem): fósforo remanescente; Mn: manganês; Fe: ferro; Cu: cobre; Zn: zinco; B: boro; pH (H₂O): pH em água; pH (CaCl₂): pH em solução de cloreto de cálcio.

Unidad e de Estudo	Área de Estudo	MOS	N	C	Mo	Ni	Se	Co	Cr	Ca	Mg	K	Na	CTC (pH)	CTC (efetiva)	So	P	P (Rem)	Mn	Fe	Cu	Zn	B	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)
		g/kg	mg/kg	%			mg/kg									%	mg/d m ³	mg/L			mg/dm ³				
Á.A.	BRAV	87,0	1735,0	1,5	0,7	21,6	0,0	11,7	66,5	13,1	9,4	0,5	0,4	25,7	23,4	16,0	92,6	45,4	208,4	229,3	2,4	2,8	0,3	6,4	5,9
Á.A.	CLOD	45,7	555,2	0,3	0,5	3,4	0,0	1,4	10,7	2,2	1,3	0,2	0,0	6,5	3,7	5,7	6,3	52,2	42,5	214,6	0,6	1,6	0,8	4,6	3,8
Á.A.	DANI	57,5	971,6	0,6	0,2	9,3	0,0	4,7	26,5	5,7	2,8	0,4	0,0	11,3	8,9	7,0	86,7	49,4	101,3	322,3	1,1	1,9	0,3	6,0	5,4
Á.A.	EDMI	39,0	485,8	0,3	0,3	7,6	0,0	3,3	18,2	3,5	1,8	0,2	0,0	8,4	5,5	4,9	25,1	50,3	77,1	251,0	1,2	1,5	0,8	5,3	4,6
Á.A.	EMA	83,3	2914,7	1,7	0,0	51,6	0,0	16,8	116,8	13,3	8,0	0,4	0,1	26,6	21,7	18,3	117,7	35,2	173,2	230,2	4,3	1,6	0,6	6,0	5,4
Á.A.	FRAN	26,8	1457,4	0,6	0,8	2,7	0,2	2,0	9,6	3,0	1,3	0,4	0,0	7,2	4,7	6,4	30,9	49,9	62,8	276,9	0,6	2,3	0,7	6,0	5,4
Á.A.	GUIL	39,2	902,2	0,9	0,0	12,4	0,0	7,0	38,9	6,9	4,1	0,8	0,1	13,7	11,8	7,8	136,2	49,4	174,1	246,7	1,6	4,7	0,3	6,3	5,7
Á.A.	JANG	53,3	1179,8	0,5	0,4	1,8	0,0	1,0	4,7	2,7	1,0	0,2	0,0	6,0	4,0	6,3	20,4	51,4	78,3	225,3	0,6	3,0	0,4	6,2	5,6
Á.A.	LUCI	28,8	1110,4	1,0	0,0	2,9	0,0	2,2	11,4	5,6	2,6	0,4	0,4	11,9	8,9	20,0	16,2	51,5	62,1	218,6	0,6	1,8	0,3	5,3	4,6
Á.A.	MANU	51,2	1041,0	0,5	1,6	1,2	3,1	1,3	4,1	4,6	2,0	0,2	0,0	8,7	6,8	8,4	46,3	51,3	39,9	149,6	0,7	4,5	0,3	6,0	5,4
Á.A.	NELQ	31,4	694,0	0,4	3,1	8,0	3,1	5,0	24,4	4,3	2,7	0,4	0,0	10,9	7,4	6,4	92,2	49,4	112,1	260,4	1,4	1,4	0,3	5,4	4,7
Á.A.	RICO	40,5	1457,4	0,8	0,0	2,3	0,4	1,7	7,0	6,3	1,7	0,4	0,0	11,7	8,4	8,5	21,8	51,4	117,5	196,4	0,6	3,3	1,0	5,3	4,6
Á.A.	SALA	67,7	2914,7	1,4	0,0	12,0	0,0	8,4	29,9	11,8	6,6	0,4	0,6	23,4	19,4	9,4	120,7	46,8	175,9	283,1	1,4	3,9	0,3	5,3	4,6
R.F.	BRAV	107,2	2769,1	2,7	0,4	33,1	0,3	15,2	94,3	15,9	10,5	0,8	0,3	30,5	27,4	14,5	50,8	33,0	237,4	257,2	4,0	2,0	0,3	6,2	5,6
R.F.	CLOD	79,3	2331,8	1,9	0,7	7,0	1,8	2,8	19,6	5,6	2,4	0,4	0,1	14,6	8,4	12,5	8,9	46,8	58,1	371,9	0,3	1,8	0,3	5,0	4,3
R.F.	DANI	50,3	1748,9	1,1	4,6	6,1	0,0	3,6	13,1	5,0	1,8	0,4	0,0	11,8	7,3	12,0	18,3	51,8	61,4	259,9	1,3	1,8	0,7	4,6	3,8
R.F.	EDMI	67,6	2138,4	1,8	0,0	8,3	0,0	5,8	20,5	8,4	2,9	0,6	0,0	14,4	11,9	11,8	55,0	39,6	111,4	207,4	1,5	3,3	0,4	6,2	5,7
R.F.	EMA	43,1	1457,4	1,1	36,8	17,1	0,5	9,6	42,0	6,8	5,0	0,3	0,1	16,1	12,2	6,4	3,9	46,0	170,2	186,4	1,7	1,6	0,3	5,1	4,4
R.F.	FRAN	155,5	2708,7	2,8	0,0	18,3	0,0	14,0	50,0	12,8	5,3	0,7	0,1	22,1	18,8	13,6	10,3	26,5	269,0	227,1	4,1	4,3	0,3	5,9	5,3
R.F.	GUIL	45,5	1425,6	1,1	6,2	1,5	0,0	1,0	7,9	4,1	1,2	0,3	0,0	9,1	5,6	9,1	30,0	55,2	57,3	257,8	0,6	4,2	0,8	5,6	4,9
R.F.	JANG	111,3	1388,0	1,1	0,0	2,5	0,0	2,0	7,5	4,8	1,7	0,3	0,0	9,5	6,8	7,7	9,7	51,9	88,8	197,3	0,7	3,6	0,3	5,8	5,2
R.F.	LUCI	99,8	2477,6	3,1	1,0	15,5	0,0	6,5	42,3	10,4	3,9	0,5	0,1	17,8	14,9	31,3	13,0	39,6	156,5	322,7	0,9	4,3	0,3	6,2	5,6
R.F.	MANU	100,3	1425,6	1,0	0,0	0,6	0,0	1,9	5,1	6,4	1,5	0,3	0,0	11,4	8,3	8,4	13,9	46,8	96,8	145,5	0,5	3,2	1,0	5,0	4,3
R.F.	NELQ	79,7	2623,3	2,0	0,9	10,1	0,0	4,6	34,3	11,5	3,8	0,7	0,0	19,8	16,0	15,0	90,5	45,4	101,2	309,5	1,2	6,5	0,3	5,4	4,7
R.F.	RICO	102,4	1425,6	0,9	0,0	3,6	0,0	2,0	11,1	6,4	1,9	0,5	0,1	11,1	8,8	10,1	7,7	52,6	106,9	205,3	1,9	1,4	0,4	6,5	5,9
R.F.	SALA	63,1	1894,6	2,0	13,9	1,2	11,8	3,6	7,4	10,2	2,2	0,5	0,1	16,6	13,0	17,8	50,0	52,2	82,7	292,6	0,5	6,2	0,7	5,4	4,7

2.4 DETERMINAÇÃO DA IONÔMICA DE DIPLÓPODES

Para a determinação ionômica, os diplópodes foram secos a 50 °C até atingirem peso constante, sendo o corpo inteiro utilizado para as análises. Em seguida, as amostras secas foram trituradas com almofariz e pistilo até a obtenção de um pó fino. Para a determinação da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), bem como dos teores percentuais de carbono (%C) e nitrogênio (%N), as amostras, previamente secas e moídas, foram pesadas (250 a 350 microgramas por amostra) e, posteriormente, encapsuladas individualmente em cápsulas de folha de prata, que foram hermeticamente seladas para evitar a perda de material volátil durante a combustão. As cápsulas foram introduzidas no analisador elementar, onde os elementos foram oxidados a altas temperaturas, convertendo o carbono e o nitrogênio em CO_2 e N_2 , respectivamente. Os gases foram separados cromatograficamente e analisados em um espectrômetro de massas, o que permitiu a quantificação simultânea dos isótopos e dos elementos totais. Para assegurar a acurácia e a precisão das análises, foram utilizados materiais de referência certificados (USGS 41a e USGS 8573), além da inclusão de amostras duplicadas ao longo das corridas analíticas. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram expressos em relação aos padrões internacionais VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite) e AIR (N_2 atmosférico), respectivamente. A determinação foi realizada por meio de Espectrometria de Massas de Razão Isotópica Acoplada a Analisador Elementar (EA-IRMS).

Para a determinação de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), sódio (Na), boro (B), molibdênio (Mo), cobalto (Co), níquel (Ni), selênio (Se), lítio (Li), alumínio (Al), cromo (Cr) e arsênio (As), foram pesados $0,05 \text{ g} \pm 0,0037 \text{ g}$ de cada amostra seca e moída. O material foi transferido para tubos de centrífuga de 25 mL para digestão ácida. As amostras foram diluídas com 0,28 mL de ácido nítrico e, posteriormente, aquecidas em estufa a 75 °C por 24 horas. Após o aquecimento, foram adicionados 1 mL de peróxido de hidrogênio e 9 mL de água Milli-Q a cada amostra. Em seguida, 5 mL da porção superior de cada tubo foram retirados e transferidos para tubos de centrífuga rotulados, destinados à análise. Os íons foram então determinados por Espectrometria de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Isótopos Estáveis e Elementos Traço da Universidade do Arkansas, EUA.

2.5 DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA SECA DE DIPLÓPODES

A biomassa seca de diplópodes (g/m²) foi estimada com base em uma equação de regressão linear, construída a partir da relação entre o peso úmido e o peso seco dos indivíduos (Figura 3). Para desenvolver essa equação, foram coletados, no mínimo, três espécimes de cada um dos quatro morfotipos distintos registrados nas 13 áreas de estudo. Cada indivíduo foi pesado ainda fresco em balança analítica e, posteriormente, seco a 60 °C até atingir peso constante, para a obtenção da massa seca.

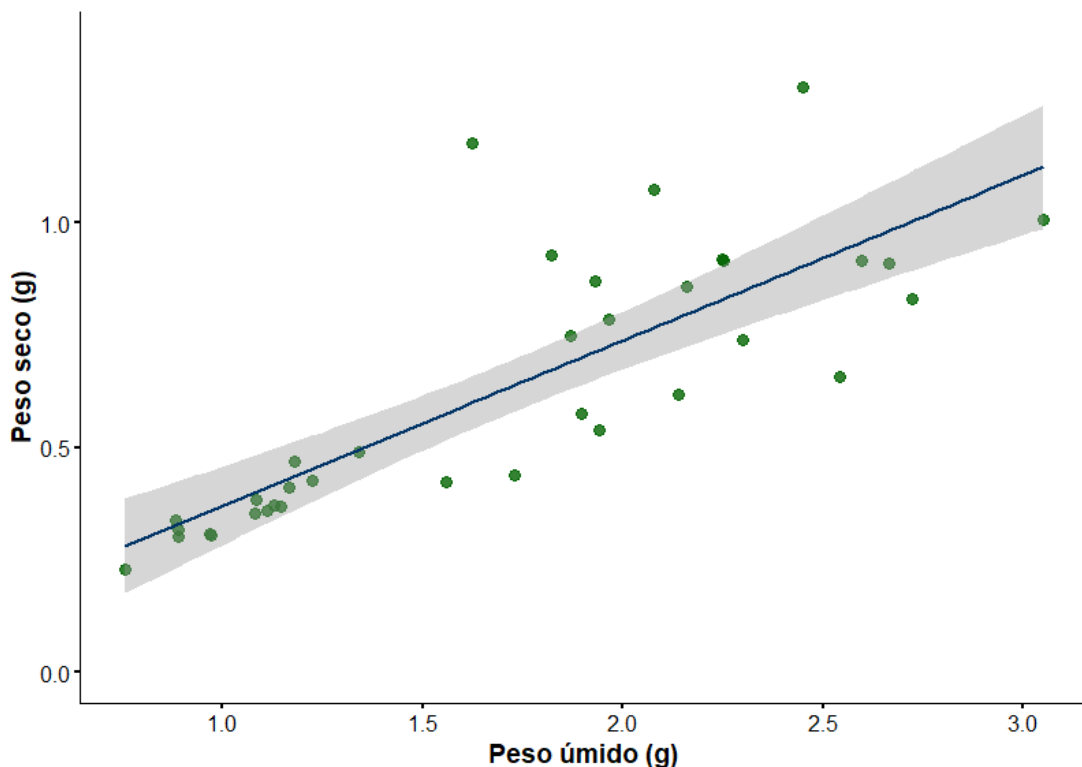


FIGURA 3 - Regressão linear entre peso seco e peso úmido de diplópodes coletados em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. A linha indica o ajuste do modelo ($R^2 = 0,6572$; $p = 2,06 \times 10^{-9}$). Equação da reta: $Peso\ seco = 0,003 + 0,3679 \times Peso\ úmido$.

Com esses dados, ajustamos uma regressão linear simples com o seguinte modelo:

$$Peso\ seco = 0,003 + 0,3679 \times Peso\ úmido,$$

Nessa equação, o peso seco é estimado em gramas por indivíduo a partir da massa úmida (g). A equação demonstrou um bom ajuste ($R^2 = 0,6572$; $p < 0,001$) e foi validada por meio da inspeção dos resíduos. A biomassa seca total por amostragem foi calculada multiplicando-se o peso seco estimado de cada indivíduo pelo número de indivíduos registrados por morfotipo em cada transecto. Em seguida, o valor total foi dividido pela área do transecto (40 m²) para expressar a biomassa em gramas por metro quadrado (g/m²). A partir desses dados, foram calculadas a média e o desvio padrão da biomassa seca para cada unidade de estudo (área

agrícola e remanescente florestal). Os resultados da análise de regressão linear entre o peso seco e o peso úmido de diplópodes revelaram uma relação significativa ($p = 2,06 \times 10^{-9}$). O modelo ajustado indicou um R^2 de 0,6572, no qual o peso úmido explica aproximadamente 65,7% da variação no peso seco dos 102 diplópodes analisados (Figura 3). Utilizamos a equação ajustada para calcular a biomassa seca de diplópodes nas 13 áreas amostradas.

2.6 ANÁLISE DE DADOS

A diferença na abundância de diplópodes entre as unidades de estudo foram avaliadas por meio do teste não paramétrico de Wilcoxon pareado, devido à violação do pressuposto de normalidade, verificada pelo teste de Shapiro-Wilk ($W = 0,845$; $p = 0,025$). A densidade de diplópodes foi estimada a partir do número total de indivíduos registrados nos três transectos de 40 m² em cada unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) por área de estudo. O total de indivíduos foi dividido pela área amostrada (120 m²) para se obter a densidade em indivíduos por metro quadrado (ind/m²). A partir desses valores, foram calculadas a média e o desvio padrão da densidade.

As comparações de biomassa e densidade entre as unidades de estudo foram realizadas pelo teste t pareado. Os pressupostos do teste foram avaliados com o auxílio do pacote DHARMA, por meio da verificação da normalidade, da homogeneidade da variância e da presença de *outliers*, com base em resíduos simulados.

A diversidade de diplópodes entre as unidades de estudo foi avaliada com base nos números de Hill (⁰D, ¹D, ²D), que representam, respectivamente, a riqueza de espécies (⁰D), a diversidade com base na entropia de Shannon (¹D) e a concentração inversa de Simpson (²D). Os pressupostos dos testes estatísticos aplicados foram verificados com o pacote DHARMA.

Para identificar os íons mais abundantes nos tecidos dos diplópodes, foram utilizados dados de concentração elementar expressos em partes por bilhão por grama (ppb/g) para Li, B, Na, Mg, Al, P, K, Ca, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se e Mo, e em porcentagem (%) para C e N. Inicialmente, calculou-se a soma e a média das concentrações de cada íon para todos os indivíduos combinados, o que permitiu estimar sua contribuição percentual na composição geral e entre as unidades de estudo. Em seguida, os dados foram agregados por morfoespécie para a obtenção da soma, da média e das porcentagens relativas de cada elemento por grupo. Esse procedimento foi realizado com a função `across()`. Ressalta-se que, devido às diferenças nas unidades de medida, as análises para C e N (em %) foram conduzidas separadamente das análises dos demais elementos (em ppb/g).

A composição ionômica média dos diplópodes foi comparada entre as unidades de estudo utilizando Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) e teste de homogeneidade de dispersão (Betadisper). Os dados foram agrupados por combinação de área e unidade de estudo, e a matriz resultante foi padronizada por *z-score* para garantir a comparabilidade entre os elementos. A partir dessa matriz, foi calculada a distância euclidiana, que serviu de base para a NMDS. A separação entre as unidades de estudo observada na ordenação foi testada por meio da PERMANOVA, com 999 permutações. Adicionalmente, a homogeneidade da dispersão multivariada foi avaliada com o teste Betadisper para verificar se as diferenças não eram influenciadas pela variabilidade dentro dos grupos. As análises foram conduzidas com os pacotes *vegan*, *dplyr*, *readxl* e *tidyverse*.

Para investigar diferenças nos conteúdos de íons entre as unidades de estudo, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) individualmente para cada íon, utilizando a unidade de estudo como variável explicativa. Os modelos foram especificados com distribuição gama e função de ligação logarítmica. Além da análise geral, também foram ajustados GLMs separadamente para cada morfoespécie, seguindo o mesmo procedimento. Os pressupostos dos modelos foram avaliados com o pacote DHARMA, e as análises foram realizadas com os pacotes *readxl*, *dplyr*, *ggplot2* e *patchwork*.

Para investigar a relação entre a distância das unidades de estudo e os conteúdos iônicos, ajustaram-se GLMs com distribuição gama e função de ligação logarítmica para cada íon, usando a distância como variável preditora. Os pressupostos dos modelos foram verificados com o pacote DHARMA, e as análises utilizaram os pacotes *dplyr*, *purrr*, *broom* e *ggplot2*.

Para compreender como os íons do solo influenciam a composição iônica dos diplópodes, foi realizada uma Análise de Redundância (RDA) com 26 variáveis químicas do solo (preditoras) e 20 variáveis iônicas dos diplópodes (resposta). A significância do modelo foi avaliada por testes de permutação (999 permutações). Foi utilizada a seleção *forward* para identificar as variáveis preditoras mais influentes, com base no critério de R^2 ajustado. As análises foram realizadas com os pacotes *readxl*, *dplyr*, *vegan*, *ggord* e *ggplot2*.

Para investigar relações diretas entre íons específicos nos solos e nos diplópodes, foram ajustados GLMs com distribuição gama e função de ligação logarítmica. As análises compararam as concentrações de íons comuns entre as duas matrizes (ex: P do solo vs. P do diplópode). Análises adicionais foram realizadas separadamente para cada unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal). A qualidade dos ajustes foi verificada com o pacote

DHARMA. Todas as análises desta pesquisa foram realizadas no ambiente RStudio (versão 2023.03.1).

3 RESULTADOS

3.1 RESULTADOS DESCRITIVOS: BIODIVERSIDADE

Foi registrado um total de 216 indivíduos, distribuídos em 12 morfotipos distintos, pertencentes às ordens Spirobolida (n = 129), Polydesmida (n = 60) e Spirostreptida (n = 27) (Tabela 4). O remanescente florestal apresentou maior abundância de diplópodes (n = 179; 82,9%) em comparação com a área agrícola (n = 37; 17,1%). Essa diferença foi estatisticamente significativa de acordo com o teste de Wilcoxon pareado (V = 62,5; p = 0,0099) (Figura 4). Foi registrado pelo menos um táxon em todos os 13 remanescentes florestais, enquanto nas áreas agrícolas a ocorrência foi observada em apenas 8 dos 13 locais.

Os táxons mais representativos no conjunto geral das amostras foram *Rhinocricus* sp. 1 (n = 124), *Iguazus robustus* (n = 39) e *Orthoporus* sp. 1 (n = 14). No remanescente florestal, destacaram-se *Rhinocricus* sp. 1 (n = 109), *Iguazus robustus* (n = 39) e *Eucampesmella* sp. 2 (n = 9). Já na área agrícola, os táxons mais abundantes foram *Rhinocricus* sp. 1 (n = 15), *Orthoporus* sp. 1 (n = 12) e *Orthoporus* sp. 2 (n = 5).

TABELA 4 - Diplópodes coletados em áreas agrícolas (Á.A.) e remanescentes florestais (R.F.) de 13 propriedades rurais na Caatinga, Nordeste, Brasil, com indicação de ordem, família, morfotipo e abundância por parcela amostrada.

ÁREA DE ESTUDO	UNIDADE DE ESTUDO	PARCELA	ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO	MORFOTIPO	N
BRAV	A. Agrícola	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	1
BRAV	A. Agrícola	3	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	1
BRAV	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	-	<i>Spirostreptidae</i> sp. 2	1
BRAV	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	3
DANI	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	4
DANI	A. Agrícola	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	2
EDMI	A. Agrícola	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	1
JANG	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	-	<i>Spirostreptidae</i> sp. 4	1
JANG	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
LUCI	A. Agrícola	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	7
LUCI	A. Agrícola	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	8
LUCI	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	2
MANU	A. Agrícola	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
MANU	A. Agrícola	3	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
MANU	A. Agrícola	3	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	1
RICO	A. Agrícola	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	1
SALA	A. Agrícola	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	1
BRAV	R. Florestal	3	Polydesmida	Chelodesmidae	-	<i>Chelodesminae</i> sp. 1	1
BRAV	R. Florestal	3	Spirostreptida	Spirostreptidae	-	<i>Spirostreptidae</i> sp. 3	1
BRAV	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	-	<i>Chelodesminae</i> sp. 1	1
BRAV	R. Florestal	2	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	1
BRAV	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	2
CLOD	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	4
CLOD	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	4

CLOD	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	3
CLOD	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	3
CLOD	R. Florestal	2	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	9
CLOD	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	1
DANI	R. Florestal	2	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	2
EDMI	R. Florestal	3	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	1
EMA	R. Florestal	3	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	4
EMA	R. Florestal	2	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	1
EMA	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 1	1
EMA	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	2
EMA	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	6
FRAN	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	-	<i>Chelodesminae</i> sp. 1	2
GUIL	R. Florestal	3	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	1
GUIL	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 2	1
GUIL	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	2
GUIL	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	1
JANG	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	2
JANG	R. Florestal	3	Polydesmida	Chelodesmidae	-	<i>Chelodesminae</i> sp. 1	1
JANG	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	1
JANG	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	2
LUCI	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	7
LUCI	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 2	1
LUCI	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	9
LUCI	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	1
LUCI	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	8
LUCI	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	2
LUCI	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	8
LUCI	R. Florestal	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
LUCI	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	7
LUCI	R. Florestal	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 1	1
LUCI	R. Florestal	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
LUCI	R. Florestal	2	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	9
LUCI	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	9
MANU	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	1
MANU	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	1
MANU	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	0
MANU	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	1
MANU	R. Florestal	3	Polydesmida	Chelodesmidae	-	<i>Chelodesminae</i> sp. 1	2
NELQ	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	3
RICO	R. Florestal	1	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
RICO	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Eucampesmella</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	2
RICO	R. Florestal	2	Spirobolida	-	-	<i>Spirobolida</i> sp. 1	2
RICO	R. Florestal	3	Spirobolida	-	-	<i>Spirobolida</i> sp. 1	1
RICO	R. Florestal	3	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	5
SALA	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	5
SALA	R. Florestal	2	Spirostreptida	Spirostreptidae	-	<i>Spirostreptidae</i> sp. 3	1
SALA	R. Florestal	2	Polydesmida	Chelodesmidae	<i>Iguazus</i>	<i>Iguazus robustus</i>	1
SALA	R. Florestal	2	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	1
SALA	R. Florestal	3	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	0
SALA	R. Florestal	3	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	5
SALA	R. Florestal	3	Spirostreptida	Spirostreptidae	<i>Orthoporus</i>	<i>Orthoporus</i> sp. 2	1
SALA	R. Florestal	1	Polydesmida	Chelodesmidae	-	<i>Chelodesminae</i> sp. 1	1
SALA	R. Florestal	1	Spirobolida	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i>	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	3

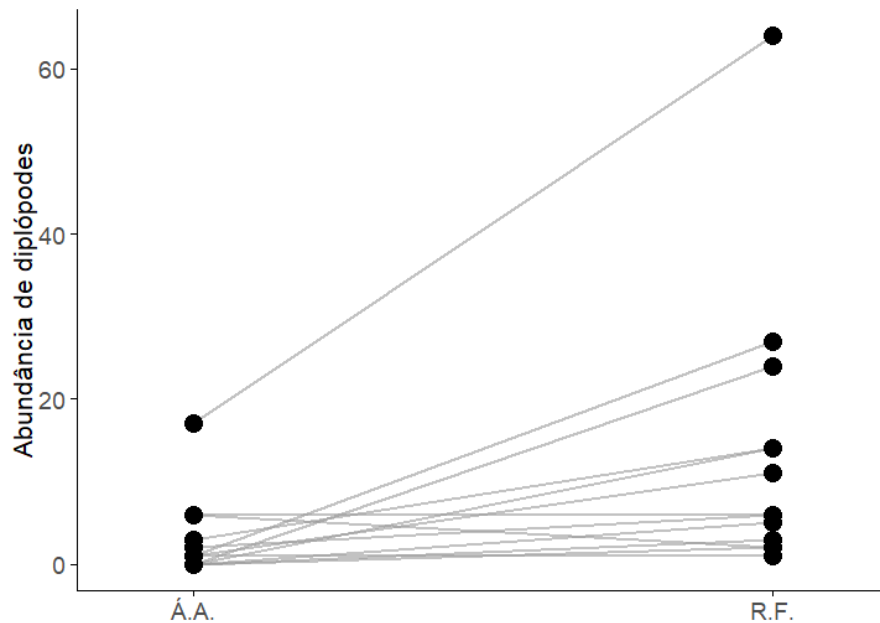


FIGURA 4 - Abundância de diplópodes por área de estudo em duas unidades: remanescente florestal (R.F.) e área agrícola (Á.A.), de 13 áreas de estudo localizados na Caatinga, Nordeste Brasil. Cada linha conecta as mesmas áreas de estudo amostrados nas duas unidades, representando pares pareados.

3.2 BIOMASSA SECA E DENSIDADE DE DIPLÓPODES

A biomassa seca média foi numericamente maior nos remanescentes florestais ($0,77 \pm 2,11 \text{ g/m}^2$) do que nas áreas agrícolas ($0,22 \pm 0,43 \text{ g/m}^2$). O mesmo padrão foi observado para a densidade de diplópodes (ind./m^2), que também foi superior nos remanescentes florestais ($0,13 \pm 0,15 \text{ ind./m}^2$) em comparação com as áreas agrícolas ($0,06 \pm 0,06 \text{ ind./m}^2$). Entretanto, essas diferenças não foram estatisticamente significativas, conforme indicado pelo teste t pareado, tanto para a biomassa ($t = -1,0461$; $gl = 7$; $p = 0,3303$) quanto para a densidade ($t = -1,9065$; $gl = 7$; $p = 0,09826$).

3.3 EFEITO DO TIPO DE UNIDADE DE ESTUDO SOBRE A DIVERSIDADE DE DIPLÓPODES

Os remanescentes florestais apresentaram maior diversidade de diplópodes do que a área agrícola, para todas as ordens de Hill, de acordo com o teste t: 0D ($t = -4.9508$, $p = 0.0003359$), 1D ($t = -3.0245$, $p = 0.01057$), e 2D ($t = -3.4095$, $p = 0.005178$) (Figura 5)

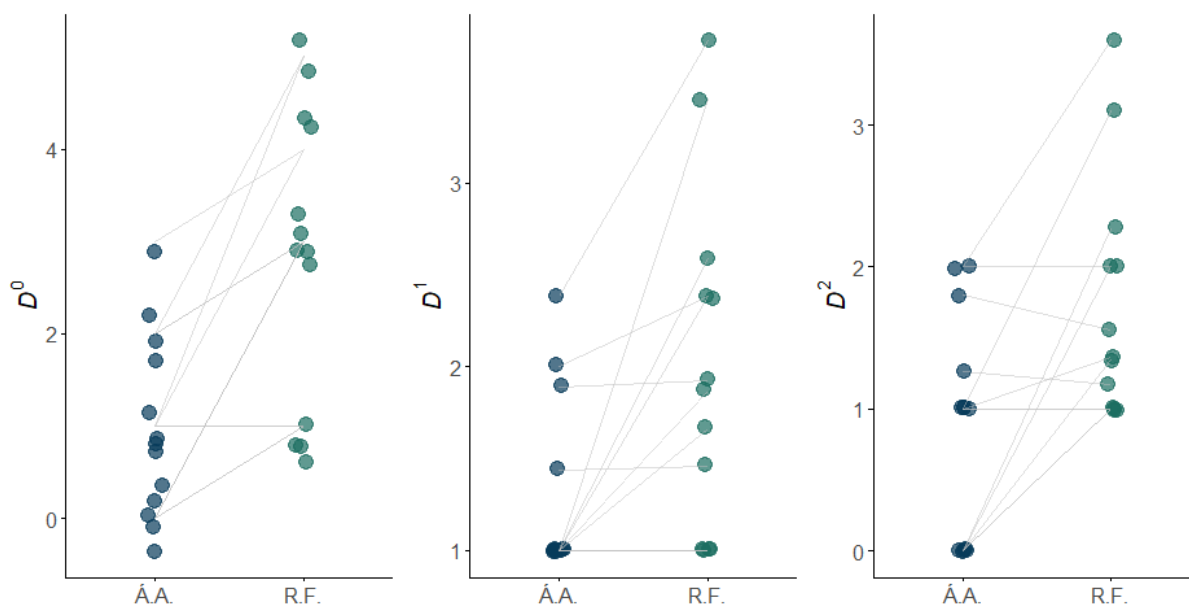


FIGURA 5 - Comparação da diversidade de milíedres entre área agrícola (Á.A.) e remanescente florestal (R.F.) com base nos números de Hill para as ordens 0D (riqueza), 1D (Shannon) e 2D (Simpson). Diferenças significativas foram observadas para todas as ordens ($p < 0,05$), conforme o teste t pareado.

3.4 RESULTADOS DESCRITIVOS: IONÔMA

Em relação aos íons analisados (exceto C e N), considerando todos os indivíduos combinados (Figura 6; Tabela 5), a análise revelou que o P é o íon mais abundante, representando aproximadamente 39,2% da composição total, com uma média de 17.040 ppb/g por indivíduo. Em seguida, destacam-se o Ca, com 21,6%, e o Mg, com 16,2%, ambos com médias também elevadas (9.370 e 7.033 ppb/g, respectivamente). Juntos, esses três elementos correspondem a mais de 76% de todos os íons detectados.

O K aparece como o quarto íon mais abundante (13,4%), seguido por Al e Na, com proporções em torno de 3% cada, e pelo Fe, com 2,5% da composição. Outros elementos, como Zn, Cu e Mn, apresentaram proporções menores (entre 0,08% e 0,5%). Os íons traço B, Cr, Ni, Li, Co, Mo, Se e As foram detectados em quantidades muito pequenas, com cada um representando menos de 0,01% da composição total.

As análises de C e N foram realizadas separadamente. A média geral de C nos organismos foi de 34,6%, enquanto a de N foi de 8,16%, conforme detalhado na Figura 7. Esse padrão se mantém quando se observa a diferença entre as unidades de estudo (Figuras 8 e 9).

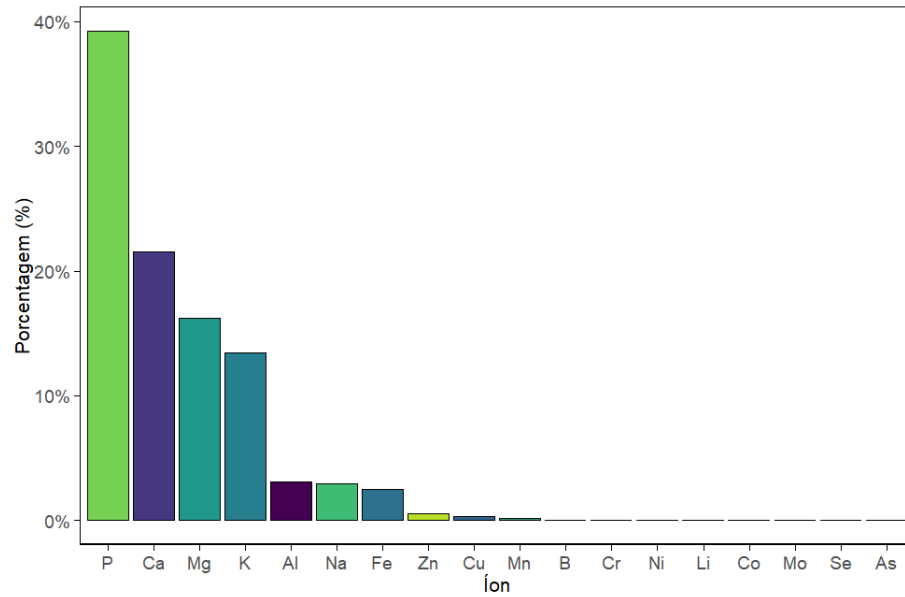


FIGURA 6 - Composição percentual média dos íons acumulados nos indivíduos de diplópodes, considerando todas as morfoespécies combinadas (exceto C e N), coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. Os íons estão ordenados em ordem decrescente de contribuição relativa. Cada barra representa a porcentagem média de cada elemento químico em relação à soma total de íons detectados, e que estão expressos em ppb/g.

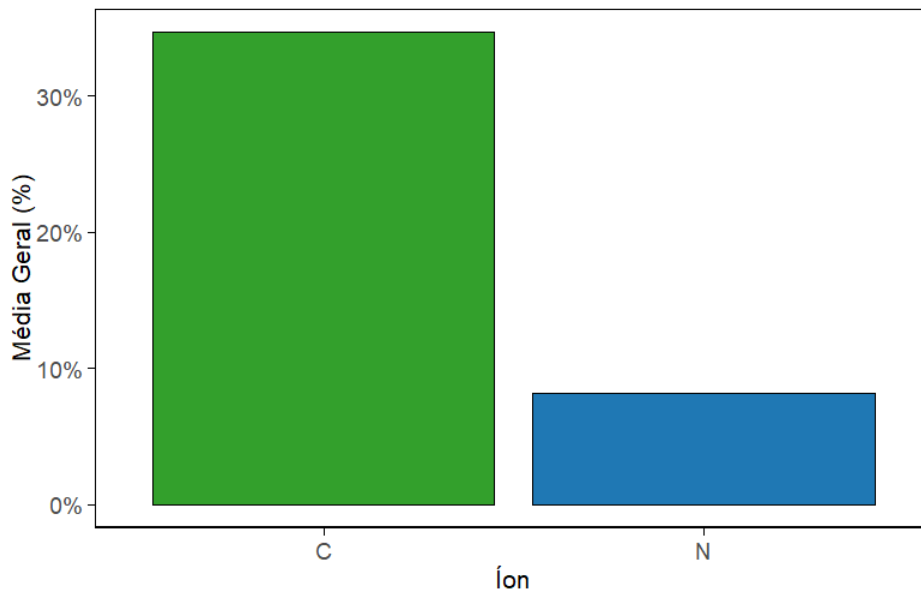


FIGURA 7 - Média percentual de C e nitrogênio (N) nos diplópodes, considerando todas as morfoespécies combinadas, coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.

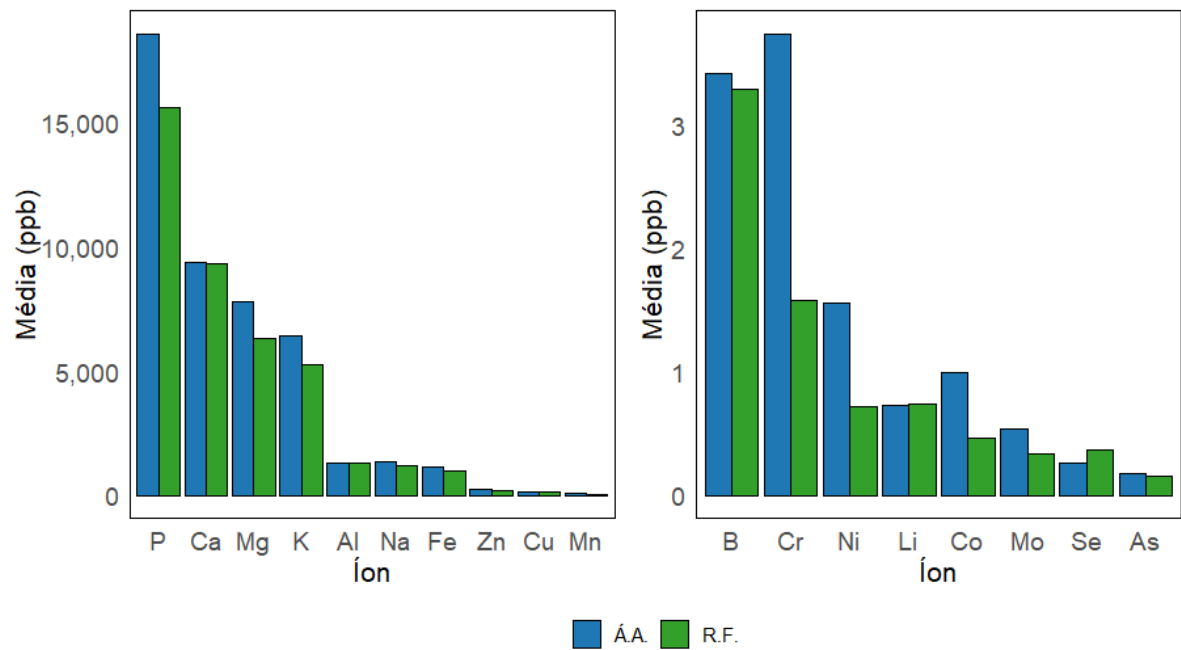


FIGURA 8 - Composição percentual média dos íons acumulados nos indivíduos de diplópodes, considerando todas as morfoespécies combinadas (exceto C e N), coletadas em área agrícola (Á.A.) e remanescente florestal (R.F.), em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. Os íons estão ordenados em ordem decrescente de contribuição relativa. Cada barra representa a porcentagem média de cada elemento químico em relação à soma total de íons detectados, e que estão expressos em ppb/g.

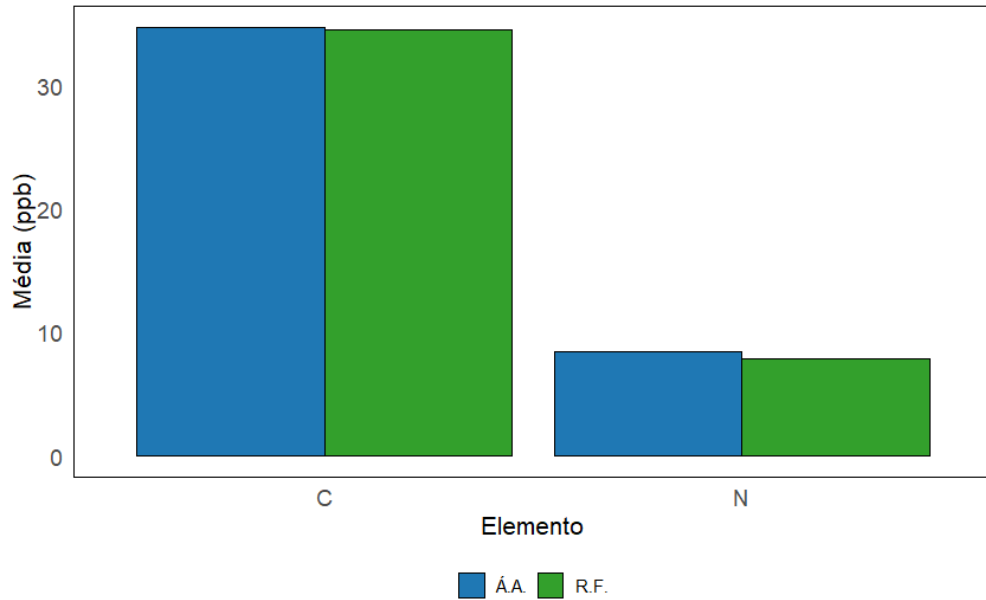


FIGURA 9 - Média percentual de C e nitrogênio (N) nos diplópodes, para a área agrícola (Á.A.) e o remanescente florestal (R.F.), considerando todas as morfoespécies combinadas, coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.

TABELA 5 - Composição percentual média de íons em diferentes espécies de diplópodes coletadas em áreas agrícolas e remanescentes florestais em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. A coluna Geral representa a média ponderada das concentrações para todas as espécies analisadas. As demais colunas mostram os valores específicos para as espécies *Spirostreptidae* sp. 5, *Rhinocricus* sp. 1, *Iguazus robustus* e *Eucampesmella* sp. 2. Os valores estão expressos em porcentagem (%). Os elementos C e N foram originalmente quantificados em porcentagem (%), enquanto os demais íons foram obtidos em partes por bilhão por grama (ppb/g), sendo posteriormente convertidos para proporção percentual em relação ao total de íons por espécie, para fins comparativos.

ÍON	GERAL	<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	<i>Iguazus robustus</i>	<i>Eucampesmella</i> sp. 2
(%)					
C	34,80	35,10	34,70	33,50	34,90
N	8,16	8,42	8,21	7,80	8,21
P	39,20	44,99	43,40	27,98	35,24
Ca	21,60	16,30	17,10	30,14	26,60
Mg	16,20	18,87	15,41	17,91	13,48
K	13,40	14,43	15,44	11,52	11,43
Na	3,00	2,49	3,00	2,80	2,60
Al	3,00	1,14	1,20	1,90	2,00
Fe	2,50	0,95	0,80	1,10	1,10
Zn	0,50	0,50	0,42	0,48	0,45
Cu	0,30	0,30	0,22	0,20	0,24
Mn	0,08	0,08	0,07	0,06	0,05
B	0,004	0,004	0,004	0,003	0,004
Cr	0,003	0,003	0,003	0,002	0,003
Ni	0,003	0,003	0,002	0,002	0,002
Li	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Co	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Mo	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002
Se	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
As	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

Considerando as diferentes morfoespécies (Figura 10; Tabela 6), *Spirostreptidae* sp. 5 apresentou o P como o íon mais abundante (44,99%), seguido por Mg (18,87%) e Ca (16,30%). O K apareceu com 14,43%, enquanto os demais íons estiveram presentes em menores proporções: Na (2,49%), Al (1,14%) e Fe (0,95%). Os íons traço (como B, Cr, Ni, Co, Mo, Li, Se e As) representaram menos de 0,01% da composição total.

Na espécie *Rhinocricus* sp. 1, o P também foi predominante (43,40%), seguido de Ca (17,10%), K (15,44%) e Mg (15,41%). Os íons Na, Al e Fe estiveram presentes em proporções inferiores a 4%, enquanto os elementos traço, como As e Se, representaram menos de 0,2%. Para *Iguazus robustus*, a dominância iônica foi de Ca (30,14%), com o P em segundo lugar (27,98%), uma inversão em relação às demais espécies. O Mg apareceu com 17,91%, e o K com 11,52%. Os demais íons principais (Na, Al, Fe) estiveram abaixo de 5%, e os elementos traço (Ni, Co, Se, Mo e As) apresentaram valores inferiores a 0,8%. Na morfoespécie *Eucampesmella* sp. 2, o P foi o íon mais abundante (35,24%), seguido por Ca (26,60%) e Mg

(13,48%). O K representou 11,43%, enquanto Al, Fe e Na estiveram abaixo de 6%. Os íons traço apresentaram as menores proporções do conjunto, todos abaixo de 2,4%.

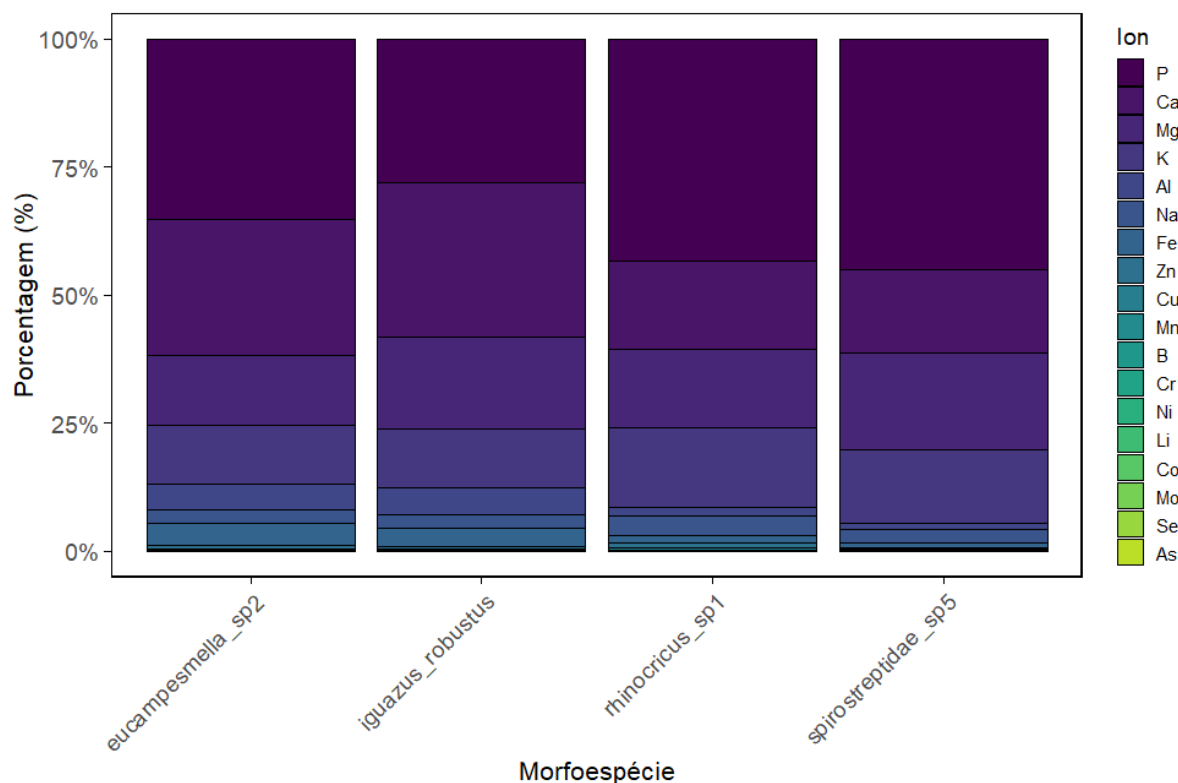


FIGURA 10 - Composição percentual média dos íons acumulados por indivíduo, separada por morfoespécie de diplópodes (exceto C e N), coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.

Em relação aos elementos C e N, observou-se uma variação discreta entre as morfoespécies analisadas (Figura 11). A maior concentração média de C foi registrada em *Spirostreptidae* sp. 5, com 35,1%, seguida por *Eucampesmella* sp. 2 (34,9%) e *Rhinocricus* sp. 1 (34,7%). A menor proporção foi observada em *Iguazus robustus*, com 33,5%. Quanto ao N, *Spirostreptidae* sp. 5 também apresentou a maior média (8,42%), acompanhada por *Eucampesmella* sp. 2 e *Rhinocricus* sp. 1, ambas com 8,21%. Novamente, *Iguazus robustus* apresentou o menor valor (7,80%), o que pode estar relacionado à sua maior proporção de Ca na composição total. Os valores específicos por área de estudo, unidade de estudo, morfoespécie e íon estão descritos na Tabela 6.

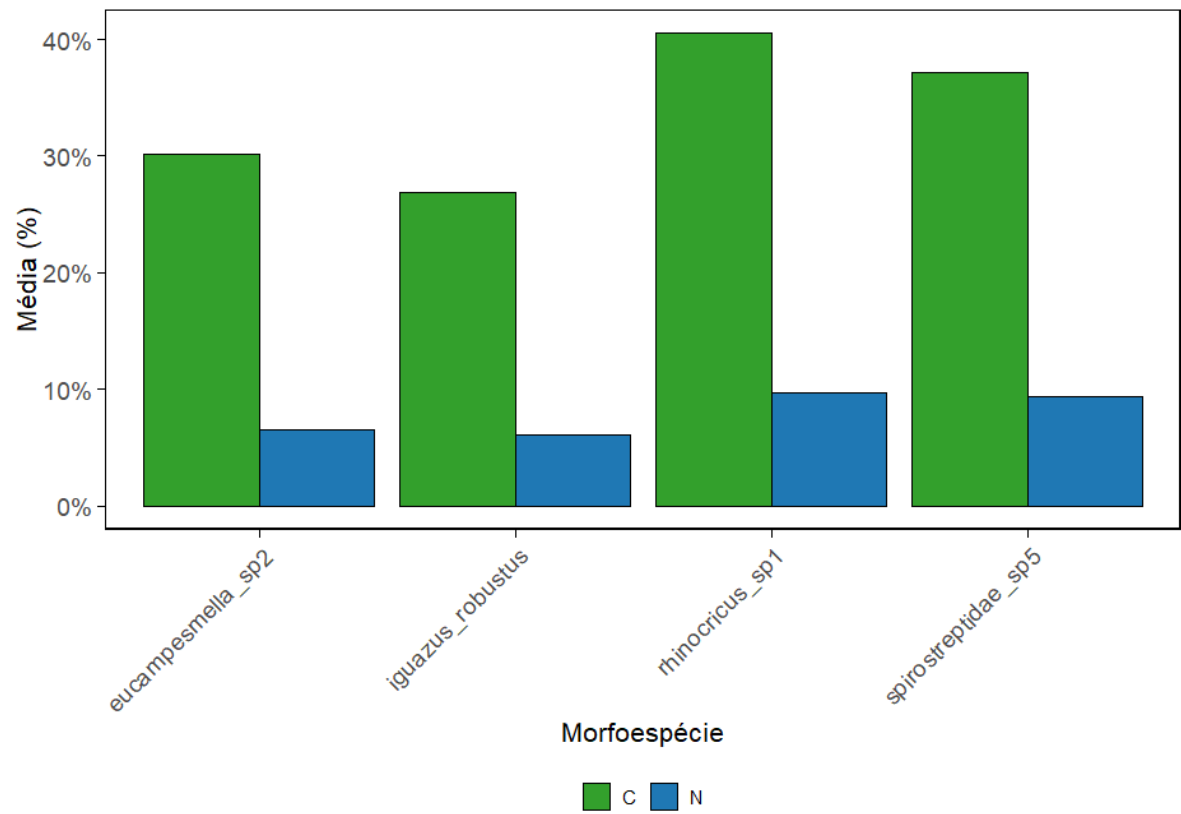


FIGURA 11 - Média percentual de C e nitrogênio (N) nos diplópodes, separada por morfoespécie, coletadas em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.

TABELA 6 - Composição percentual de carbono (C) e nitrogênio (N) e concentrações (ppb/b) de macronutrientes e micronutrientes na biomassa seca de diplópodes coletados em áreas de remanescente florestal (R.F.) e área agrícola (Á.A.), em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil. Cada linha representa uma morfoespécie coletada em uma das áreas de estudo (1 a 13). As concentrações de elementos incluem lítio (Li), boro (B), sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), arsênio (As), selênio (Se) e molibdênio (Mo).

UNIDADE	DE	ÁREA DE	MORFOESPÉCIE	C	N	Li	B	Na	Mg	Al	P	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Mo
ESTUDO	ESTUDO ¹			(%)									(ppb/g)										
Á.A.	1		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	40,2	6,1	1,4	2,7	1469,8	6037,4	2452,2	15895,9	4857,3	9670,7	10,1	63,8	2299,9	1,9	3,6	107,6	192,8	0,1	0,2	0,2
Á.A.	1		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	40,4	6,8	1,0	3,9	2040,4	7136,1	1334,6	18630,7	5444,0	7321,1	5,9	93,2	1331,1	1,7	3,0	94,2	223,7	0,1	0,2	0,3
Á.A.	1		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	34,4	7,5	0,7	3,2	1417,4	7708,9	1058,0	17061,6	5465,2	9856,4	4,4	58,1	1017,7	1,1	1,9	106,9	171,7	0,1	0,2	0,1
Á.A.	2		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	22,6	5,8	0,8	2,0	1136,2	6887,4	1595,2	15997,0	5707,8	13874,6	2,6	40,3	932,1	0,5	0,9	110,9	314,2	0,1	0,2	0,4
Á.A.	2		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	36,8	10,3	0,4	5,1	2089,5	7994,1	733,3	19848,8	7850,1	9941,2	1,5	101,2	481,9	0,4	0,7	256,2	499,7	0,1	0,1	0,3
Á.A.	2		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	39,9	9,4	0,3	2,7	1018,9	9750,1	725,0	18550,8	7205,6	8828,9	2,3	35,5	474,3	0,6	0,9	58,7	148,9	0,1	0,2	0,7
Á.A.	3		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	20,7	5,0	1,5	2,4	871,0	6508,0	2055,8	12530,3	3872,0	14462,1	5,3	58,7	1819,0	1,3	2,2	90,4	87,8	0,2	0,4	0,5
Á.A.	3		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	42,0	11,6	0,6	4,4	1138,8	10564,8	656,8	23324,5	7222,0	7729,9	3,1	47,6	587,8	1,4	1,7	82,3	180,9	0,1	0,3	0,4
Á.A.	3		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	32,6	12,3	0,2	2,8	1106,6	10824,7	556,8	21487,2	8122,1	8206,8	2,1	28,9	501,4	1,0	0,9	86,1	188,8	0,1	0,3	1,0
Á.A.	4		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	34,7	9,7	1,1	3,3	1406,2	8185,7	3486,9	20321,8	7161,8	15021,9	18,3	84,9	3493,0	2,4	6,7	200,0	238,8	0,2	0,3	0,2
Á.A.	5		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	41,4	14,5	0,2	2,7	1023,5	9024,1	545,3	21143,7	9578,3	6881,1	1,7	38,7	423,5	1,0	0,6	66,8	170,8	0,1	0,2	1,8
Á.A.	6		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	31,0	4,8	3,1	2,8	1451,9	7201,4	5870,2	19409,2	6314,7	11347,7	12,1	149,4	5480,9	3,1	4,7	142,9	254,9	0,7	1,1	0,6
Á.A.	7		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	32,0	9,4	1,8	1,9	1108,0	5354,6	2545,3	14938,4	6468,9	11656,5	3,0	83,1	1967,0	0,9	1,3	94,2	207,0	0,2	0,3	0,5
Á.A.	7		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	38,7	6,7	0,7	6,0	1370,2	6376,4	761,7	19922,2	5548,1	7289,0	0,6	188,5	545,9	0,3	0,3	137,6	378,1	0,2	0,1	0,3
Á.A.	7		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	35,4	7,6	0,1	2,4	1414,4	14328,5	273,2	26724,2	6150,9	9336,9	0,3	31,8	199,1	0,6	0,3	97,8	141,1	0,1	0,1	0,5
Á.A.	8		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	43,0	8,6	0,3	4,4	1422,0	5371,1	413,4	13987,3	4201,3	5636,7	0,9	129,7	257,0	0,1	0,4	104,4	242,8	0,1	0,1	0,2
Á.A.	9		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	38,0	8,0	0,4	7,0	2041,6	7395,1	577,2	18572,1	6286,3	8268,5	0,2	45,1	352,8	0,1	0,1	124,0	417,4	0,1	0,1	0,4
Á.A.	10		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	36,5	14,4	0,4	5,0	1981,3	5952,0	1019,5	15443,5	10313,7	6269,4	3,3	73,8	1091,7	0,8	1,9	321,5	477,2	0,1	0,3	0,5
Á.A.	10		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	32,6	5,5	0,3	2,1	1076,7	9472,8	463,4	22417,7	6461,0	7123,2	1,8	39,2	561,3	1,5	1,1	74,7	153,0	1,2	0,4	2,0
Á.A.	11		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	14,9	3,7	0,5	1,8	1053,3	6067,0	1229,2	14903,5	4682,5	12841,4	1,7	72,5	680,5	0,6	0,6	164,0	253,4	0,1	0,2	0,4
Á.A.	11		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	42,3	10,2	0,2	4,5	1456,5	5251,7	506,7	15957,4	6340,3	5842,4	0,7	125,8	317,0	0,4	0,4	224,8	373,1	0,1	0,1	0,4
Á.A.	11		<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	33,2	8,0	0,2	2,9	1112,4	9948,7	419,2	20783,5	7816,0	9116,4	1,1	31,9	257,7	0,4	0,4	69,3	187,8	0,0	0,1	0,3
Á.A.	12		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	35,1	7,8	0,6	2,6	1335,6	5910,7	1462,3	19399,3	4589,8	9451,9	2,8	48,3	1344,5	0,9	1,4	109,2	221,2	0,2	0,4	0,5
R.F.	1		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	42,9	13,5	0,5	10,9	1619,6	5778,2	1146,2	14373,8	6621,0	5619,8	5,3	81,4	1236,1	1,1	2,4	238,9	304,8	0,1	0,1	0,2
R.F.	2		<i>Eucampesmella</i> sp. 2	30,5	7,9	0,4	2,1	973,6	4873,2	1012,4	14042,1	5043,5	11322,3	1,2	32,3	603,0	0,2	0,5	121,9	280,5	0,1	0,2	0,3
R.F.	2		<i>Rhinocricus</i> sp. 1	41,6	9,2	0,2	3,3	1270,9	4963,0	472,8	15416,8	6205,9	5567,7	0,9	101,2	320,2	0,2	0,5	231,4	356,3	0,1	0,1	0,3

R.F.	2	<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	39,4	9,6	0,2	4,8	1916,4	8688,5	336,0	29500,3	8651,5	8318,6	0,8	176,3	240,5	0,3	0,7	241,8	229,6	0,1	0,1	0,2
R.F.	3	<i>Iguazus robustus</i>	26,4	5,8	0,7	2,0	1035,5	7898,5	849,6	11451,4	4544,4	14379,7	1,0	42,3	602,3	0,4	0,5	130,6	116,0	0,0	0,1	0,2
R.F.	3	<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	39,6	10,3	0,2	5,3	957,8	6756,9	273,4	22161,2	6588,8	7305,3	1,2	39,8	230,6	0,3	0,6	293,3	185,8	0,0	0,1	0,2
R.F.	4	<i>Iguazus robustus</i>	24,4	7,0	0,8	1,0	1240,8	7695,6	2284,8	10233,7	5262,7	13885,2	2,0	39,2	1790,4	0,8	1,1	188,1	122,7	0,4	1,2	0,5
R.F.	5	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	29,9	7,8	0,5	1,5	1054,3	5527,9	1704,0	13746,3	4546,6	10951,6	4,2	41,5	1486,9	1,2	2,0	148,6	192,4	0,1	0,2	0,2
R.F.	5	<i>Iguazus robustus</i>	28,5	7,9	0,5	2,9	1357,4	10148,0	1026,6	17045,8	5611,9	16443,3	2,4	34,9	884,8	0,9	1,3	166,1	119,9	0,1	0,1	0,3
R.F.	6	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	27,8	7,2	2,4	2,0	1097,2	5173,0	3197,3	11853,8	5380,8	9755,9	3,3	97,2	3300,2	1,2	1,5	229,0	291,5	0,3	0,9	0,7
R.F.	6	<i>Iguazus robustus</i>	31,1	6,6	1,5	2,7	1276,2	8937,5	1884,6	11470,2	5843,0	14602,1	3,7	72,1	2063,8	1,1	1,3	185,1	129,4	0,1	0,4	0,9
R.F.	7	<i>Iguazus robustus</i>	24,2	5,2	1,3	2,1	1067,5	6899,4	2790,1	10336,1	4273,1	11779,0	1,0	76,5	1870,0	0,1	0,4	80,0	142,2	0,4	1,2	0,7
R.F.	7	<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	40,4	12,1	0,8	4,1	1265,1	5060,3	1211,1	17386,1	6353,7	5288,3	0,5	121,9	962,2	0,1	0,2	218,3	207,8	0,2	0,5	0,4
R.F.	8	<i>Iguazus robustus</i>	33,1	5,9	1,7	1,8	970,0	6317,9	2365,2	13073,7	4492,4	10453,2	1,1	68,1	1347,9	0,6	0,4	84,7	158,8	0,1	0,3	0,5
R.F.	8	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	43,0	6,2	0,3	1,9	967,6	7146,5	391,4	18759,7	4065,7	7257,0	2,0	66,7	267,6	0,2	0,7	55,9	242,3	0,0	0,1	0,3
R.F.	8	<i>Spirostreptidae</i> sp. 5	34,7	4,3	0,1	1,8	1070,6	8078,8	113,3	22171,5	4679,7	7188,7	0,3	31,9	113,5	0,2	0,1	42,3	117,3	0,3	0,1	0,4
R.F.	9	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	42,1	11,0	0,2	1,6	480,5	1265,7	146,9	2877,1	2018,6	1155,4	0,3	41,5	176,8	0,1	0,2	84,8	123,7	0,0	0,0	0,1
R.F.	10	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	29,9	5,3	1,2	2,7	1007,8	5537,7	2209,4	14543,1	3656,9	11149,8	0,6	90,6	1183,1	0,3	0,2	87,9	197,5	0,2	0,6	0,5
R.F.	10	<i>Iguazus robustus</i>	20,1	4,1	2,8	2,8	1128,0	6638,5	4744,7	11555,2	5055,1	10210,0	1,1	91,5	2746,5	0,5	0,4	71,6	151,5	0,5	1,2	0,4
R.F.	10	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	38,8	9,6	1,1	5,1	1212,3	5397,0	1804,1	14680,7	4776,7	6400,2	0,5	132,7	989,9	0,2	0,2	139,3	363,8	0,2	0,5	0,3
R.F.	11	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	35,2	4,4	0,4	3,4	1221,1	4707,8	1427,5	13420,8	3628,1	10746,2	3,2	51,7	1632,4	0,6	1,2	80,5	235,4	0,3	0,8	0,3
R.F.	11	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	40,9	6,8	0,1	4,4	1201,9	7227,4	332,1	18044,6	4452,0	7990,1	0,6	38,3	376,0	0,2	0,3	116,8	364,3	0,1	0,2	0,2
R.F.	12	<i>Eucampesmella</i> sp. 2	37,0	6,0	0,4	2,4	1088,3	4288,0	939,7	14039,3	3865,4	10083,4	1,6	40,1	523,5	0,4	0,6	121,7	245,8	0,1	0,1	0,2
R.F.	12	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	37,8	15,9	0,1	5,7	1982,6	8117,8	210,8	31203,0	11695,4	9622,6	0,4	61,9	167,3	0,3	0,4	430,3	290,4	0,1	0,1	0,1
R.F.	13	<i>Rhinocricus</i> sp. 1	44,9	8,2	0,1	3,8	1551,1	5186,0	254,3	17286,6	4914,4	6303,6	0,4	49,3	216,7	0,1	0,1	60,2	329,7	0,0	0,1	0,2

¹Áreas de estudo: 1 = Brav, 2 = Clod, 3 = Dani, 4 = Edmi, 5 = Ema, 6 = Fran, 7 = Guil, 8 = Jang, 9 = Luci, 10 = Manu, 11 = Nelq, 12 = Rico, 13 = Sala.

3.5 EFEITO DO TIPO DE UNIDADE DE ESTUDO SOBRE A IONÔMICA DE DIPLÓPODES

Quanto a composição ionômica de diplópodes, o NMDS revelou uma ligeira separação entre unidades de estudo (Figura 12), contudo, a PERMANOVA mostrou uma diferença apenas marginalmente significativa ($R^2 = 0,075$, $F = 1,95$, $p = 0,067$). O teste de homogeneidade de dispersão (*betadisper*) também indicou ausência de diferenças significativas na variabilidade intragrupo ($F = 0,063$, $p = 0,819$).

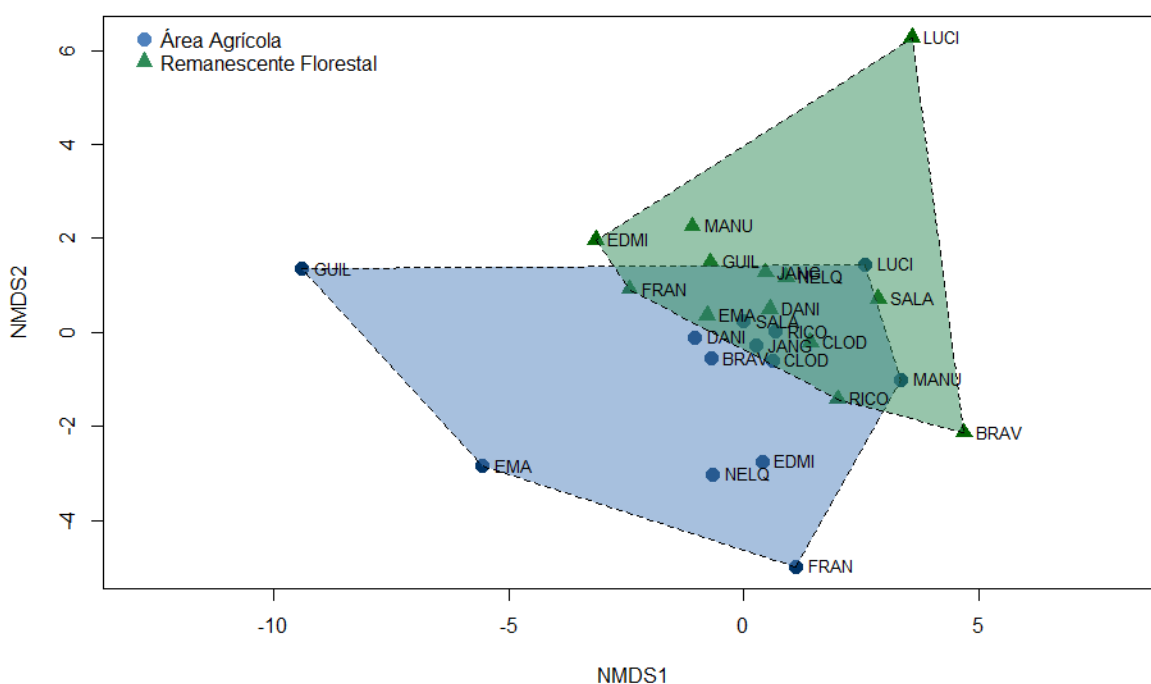


FIGURA 12 - Gráfico NMDS mostrando o perfil ionômico médio para remanescentes florestais (polígono verde) e áreas agrícolas (polígono azul) na Caatinga, Nordeste, Brasil. Os pontos representam locais de amostragem, e os clusters refletem similaridades nos perfis ionômicos.

Os conteúdos individuais de cada elemento foram avaliados por meio de GLMs, com base nas médias de íons dos indivíduos por área de estudo (Figura 13). Os conteúdos de Mg ($p = 0,0141$), Co ($p = 0,0168$), P ($p = 0,0192$), K ($p = 0,0337$), Mo ($p = 0,0256$), Cr ($p = 0,0345$) e Ni ($p = 0,0468$) foram significativamente maiores nos diplópodes coletados em áreas agrícolas do que naqueles de remanescentes florestais. Os demais elementos analisados, incluindo N, C, Li, B, Na, Al, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn, As e Se, não apresentaram diferenças significativas de conteúdo entre as unidades de estudo.

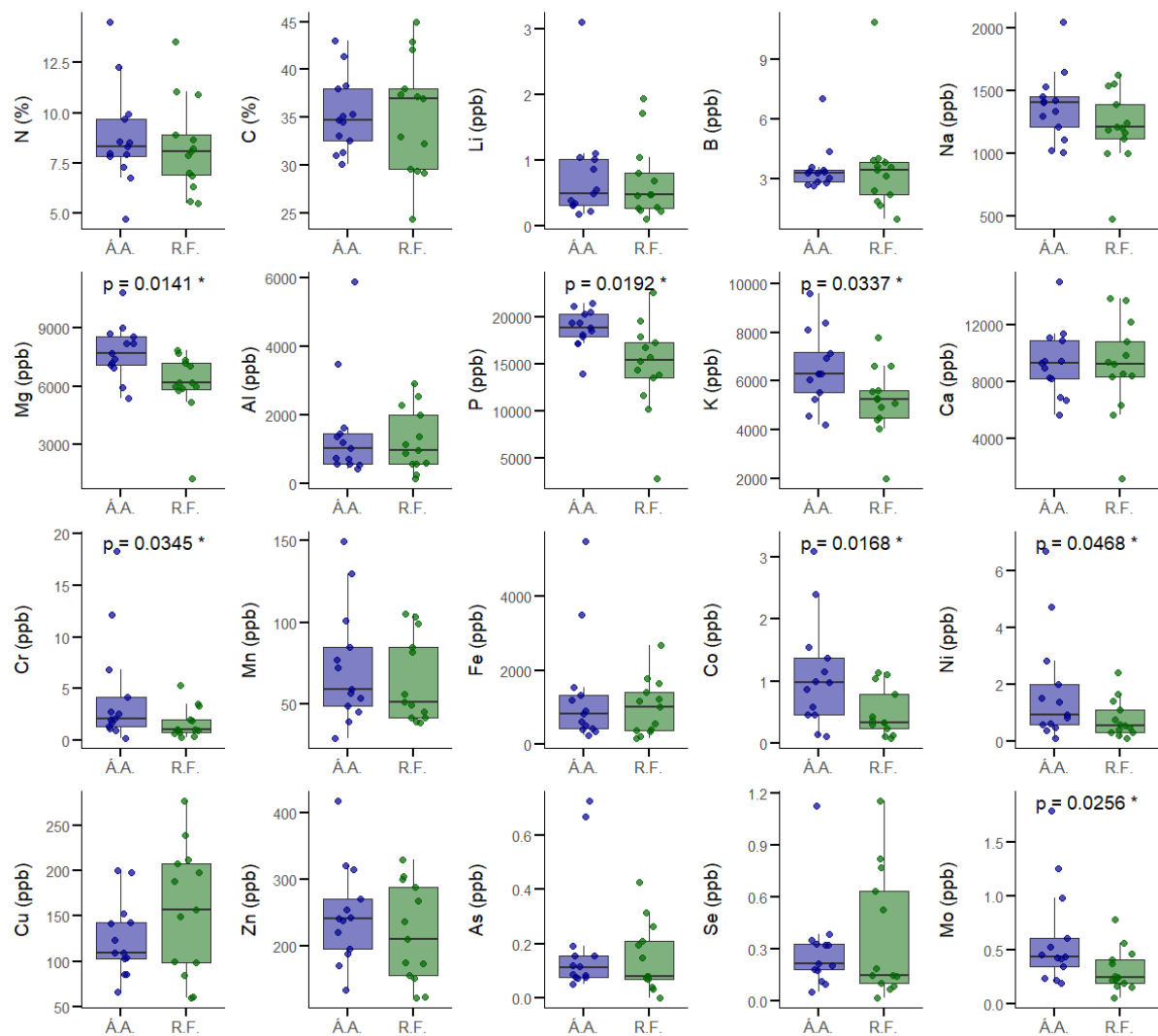


FIGURA 13 - Gráficos gerados a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons. Os gráficos apresentam as concentrações médias dos íons analisados nas unidades de estudo da Área Agrícola (Á.A.) e nos Remanescentes Florestais (R.F.). As unidades de medida são indicadas no eixo y: Carbono (C) e Nitrogênio (N) estão em porcentagem (%), e os demais íons em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos (** $p \leq 0,001$, ** $p \leq 0,01$, * $p \leq 0,05$), apenas para aqueles que foram significativos.

Foram ajustados GLMs considerando as diferentes morfoespécies de diplópodes. Para *Eucampesmella* sp. 2, os íons Mg ($p = 0.00184$), P ($p = 0.0153$), Cr ($p = 0.0204$), Co ($p = 0.0473$) e Ni ($p = 0.0353$) apresentaram diferenças significativas entre unidades de estudo, com concentrações médias mais elevadas na área agrícola (Figura 14). Em *Rhinocricus* sp. 1, apenas o Mo ($p = 0.0248$) apresentou variação significativa, também com maiores valores na área agrícola (Figura 15).

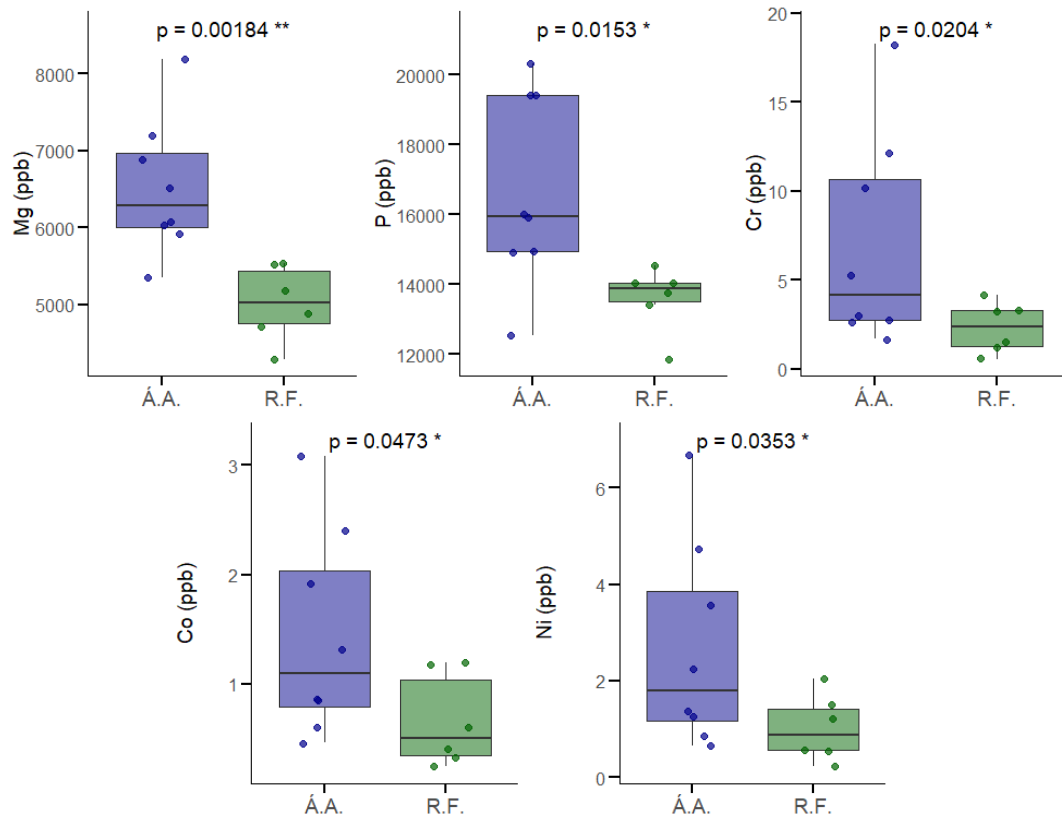


FIGURA 14 - Gráficos gerados a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons da morfoespécie *Eucampesmella* sp. 2. Os gráficos apresentam as concentrações médias dos íons analisados na área agrícola (Á.A.) e nos remanescentes florestais (R.F.), considerando apenas os resultados com diferença significativa. As unidades de medida são indicadas em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$).

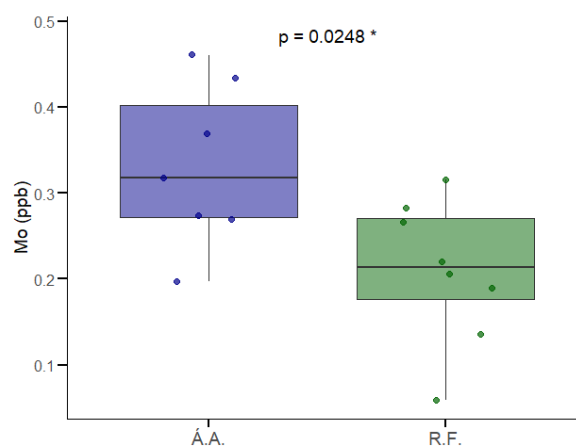


FIGURA 15 - Gráfico gerado a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons da morfoespécie *Rhinocricus* sp. 1. O gráfico apresenta a concentração média do íon analisado na área agrícola (Á.A.) e nos remanescentes florestais (R.F.), considerando apenas os resultados com diferença significativa. As unidades de medida são indicadas em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$).

Já em *Spirostreptidae* sp. 5, observou-se diferença significativa nos conteúdos de Mg ($p = 0.0157$), Cr ($p = 0.0111$), Co ($p = 0.000171$), Ni ($p = 0.049$) e Mo ($p = 0.0422$), todos com maiores médias na área agrícola, contudo, os íons Mn ($p = 0.0118$) e Cu ($p = 0.00157$) apresentaram valores significativamente mais altos no remanescente florestal para esta morfoespécie (Figura 16). Para *Iguazus robustus*, não foi possível realizar comparações entre as unidades de estudo, uma vez que foi observada a presença de apenas uma unidade de estudo para essa morfoespécie em todos os íons analisados.

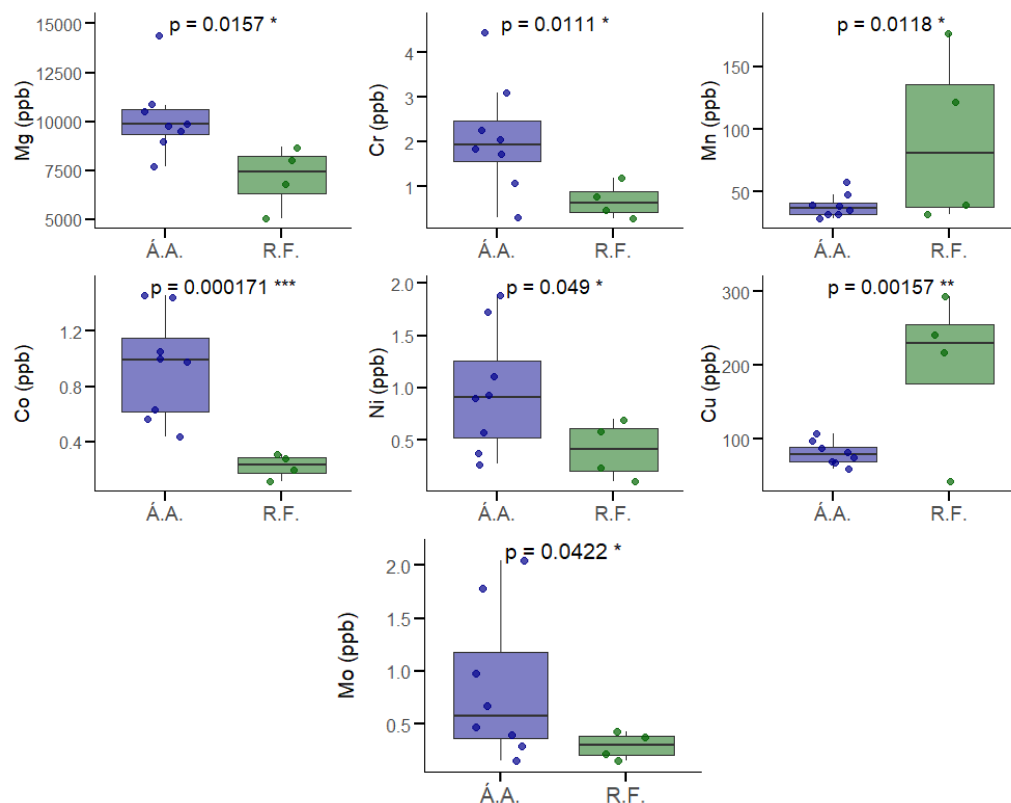


FIGURA 16 - Gráficos gerados a partir da análise GLM comparando unidades de estudo para diferentes íons da morfoespécie *Spirostreptidae* sp. 5. Os gráficos apresentam as concentrações médias dos íons analisados na área agrícola (Á.A.) e nos remanescentes florestais (R.F.), considerando apenas os resultados com diferença significativa. As unidades de medida são indicadas em partes por bilhão (ppb/g). As caixas representam a dispersão dos dados em cada unidade de estudo, enquanto os pontos indicam as observações individuais. O nível de significância para cada comparação é destacado diretamente nos gráficos ($***p \leq 0,001$, $**p \leq 0,01$, $*p \leq 0,05$).

3.6 EFEITO DA DISTÂNCIA ENTRE UNIDADES DE ESTUDO SOBRE A IONÔMICA DE DIPLÓPODES

Analizamos a relação da distância entre áreas agrícolas e remanescentes florestais e a concentração de diferentes íons nos diplópodes. A variável dependente foi a concentração de cada íon, enquanto a distância entre as unidades de estudo foi a variável explicativa. Nenhum dos íons apresentou associação com a distância (Tabela 7; Figura 17).

TABELA 7 - Resultados da análise de GLM com *link log* e distribuição *gamma*, avaliando a relação entre a concentração de íons nos diplópodes e a distância entre áreas agrícolas e remanescentes florestais.

ÍON	TERMO	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	ESTATÍSTICA	VALOR DE P
C	distância	-8.37e-05	0.000268	-0.311751	0.761059
N	distância	-3.27e-04	0.000659	-0.496032	0.629633
Li	distância	-3.10e-04	0.002433	-0.127194	0.901083
B	distância	4.36e-04	0.000741	0.588976	0.567776
Na	distância	3.46e-04	0.000470	0.737112	0.476483
Mg	distância	-3.40e-04	0.000427	-0.796203	0.442758
Al	distância	4.51e-04	0.002457	0.183490	0.857752
P	distância	3.14e-05	0.000258	0.121728	0.905310
K	distância	-5.47e-04	0.000537	-1.018014	0.330540
Ca	distância	3.31e-04	0.000630	0.525045	0.609971
Cr	distância	-1.44e-03	0.002870	-0.500359	0.626682
Mn	distância	-1.07e-03	0.001168	-0.914506	0.380061
Fe	distância	1.99e-04	0.002718	0.073131	0.943015
Co	distância	-1.35e-03	0.001931	-0.700198	0.498346
Ni	distância	-1.26e-03	0.002602	-0.486071	0.636455
Cu	distância	-2.27e-04	0.000778	-0.291953	0.775755
Zn	distância	6.97e-04	0.000672	1.037177	0.321916
As	distância	-1.74e-03	0.002654	-0.656009	0.525302
Se	distância	6.18e-04	0.002158	0.286346	0.779934
Mo	distância	-9.81e-04	0.001711	-0.573600	0.577777

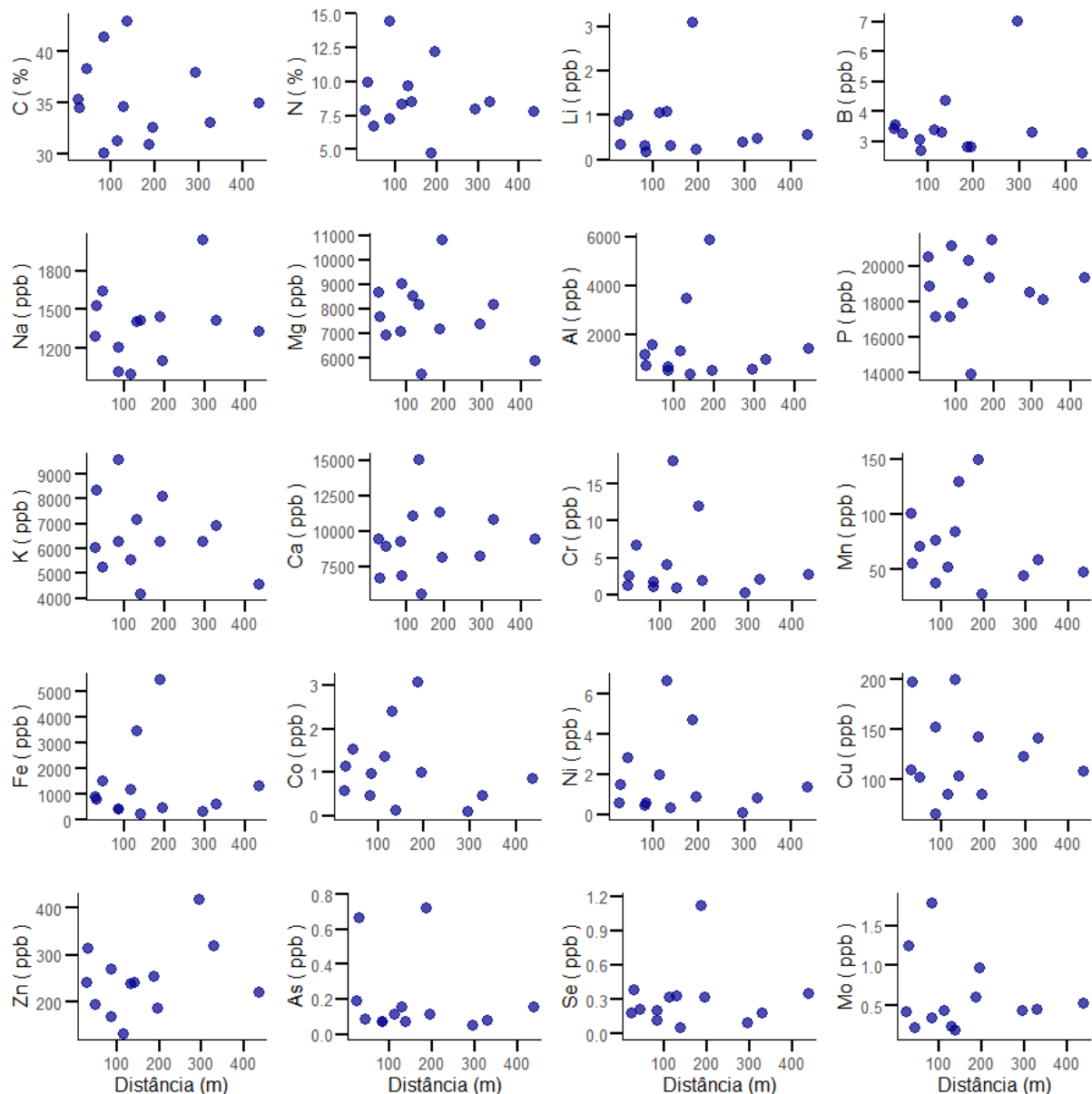


FIGURA 17 - Relação entre a distância de áreas agrícolas e remanescentes florestais e a concentração de íons em diplópodes de modo geral. Os gráficos apresentam a dispersão dos dados individuais (pontos) e a linha ajustada por modelo GLM (distribuição *gamma* com *link log*) para cada íon. A ausência de linha de tendência indica relações não significativas. O eixo x representa a distância (em metros) dos indivíduos da área agrícola em relação ao remanescente florestal mais próximo. As unidades de concentração no eixo y são expressas em porcentagem (%) para Carbono (C) e Nitrogênio (N), e em partes por bilhão (ppb/g) para os demais elementos.

3.7 EFEITO DO SOLO SOBRE A IONÔMICA DE DIPLÓPODES

Com base na RDA, observou-se que a composição iônica dos diplópodes foi explicada por um subconjunto de variáveis do solo: Ni, S e Zn (Figura 18). O modelo de RDA global foi significativo ($F = 4,34$; $p = 0,001$), com um R^2 ajustado de 17,55%, indicando que essas três variáveis ambientais explicam uma fração considerável da variação observada nos íons corporais dos diplópodes. A variável Ni apresentou a maior contribuição explicativa ($F = 6,30$;

$p = 0,001$), seguida por S ($F = 4,15$; $p = 0,003$) e Zn ($F = 2,56$; $p = 0,019$). Entre os eixos da RDA, o primeiro (RDA1) foi responsável por 12,72% da variação total ($F = 7,97$; $p = 0,002$), enquanto o segundo (RDA2) explicou 4,42%, embora com significância marginal ($p = 0,067$).

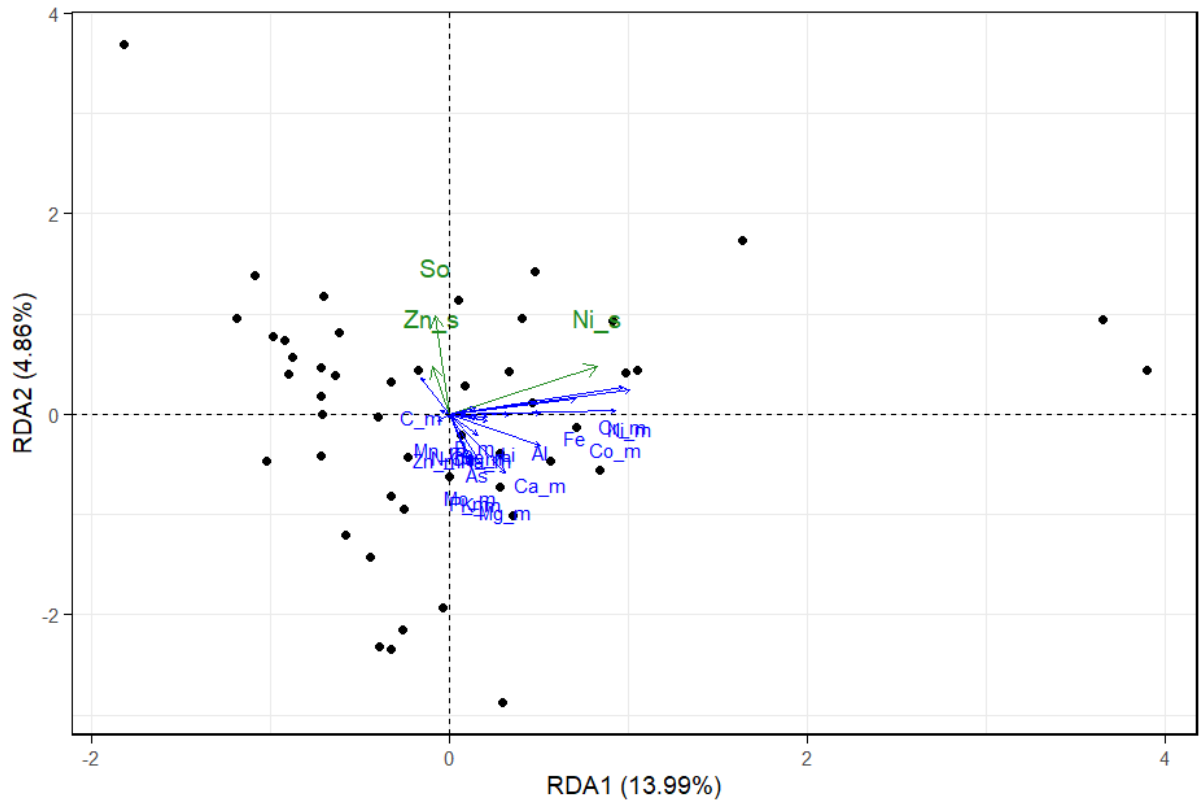


FIGURA 18 - Triplot RDA mostrando a relação entre variáveis do solo e íons diplópodes. O eixo RDA1 explica 13,99% da variação, e o eixo RDA2 explica 4,86%. Nomes de nutrientes terminados em "_s" representam variáveis do solo (setas verdes) enquanto aqueles terminados em "_m" representam íons diplópodes (setas azuis).

Ainda, foram ajustados GLMs para investigar a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos dos diplópodes de forma direta, considerando os dados de forma geral (Figura 19) e posteriormente para área agrícola (Figura 20) e remanescente florestal (Figura 21) (Tabela 8). Na análise geral, foram observadas relações significativas entre a concentração de íons no solo e nos diplópodes para os íons Ni ($p = 0,0001$), Co ($p = 0,0026$), Cr ($p < 0,0001$) e Cu ($p = 0,0122$), com coeficientes positivos. Quando os dados foram analisados separadamente por unidade de estudo, na área agrícola, os íons Ni ($p = 0,0041$), Co ($p = 0,0123$) e Cr ($p = 0,00107$) mantiveram-se significativos, com coeficientes positivos, enquanto nos remanescentes florestais, os mesmos íons também mostraram relações positivas e significativas, com p-valores de $p = 0,0005$ (Ni), $p = 0,001$ (Co) e $p = 0,0008$ (Cr).

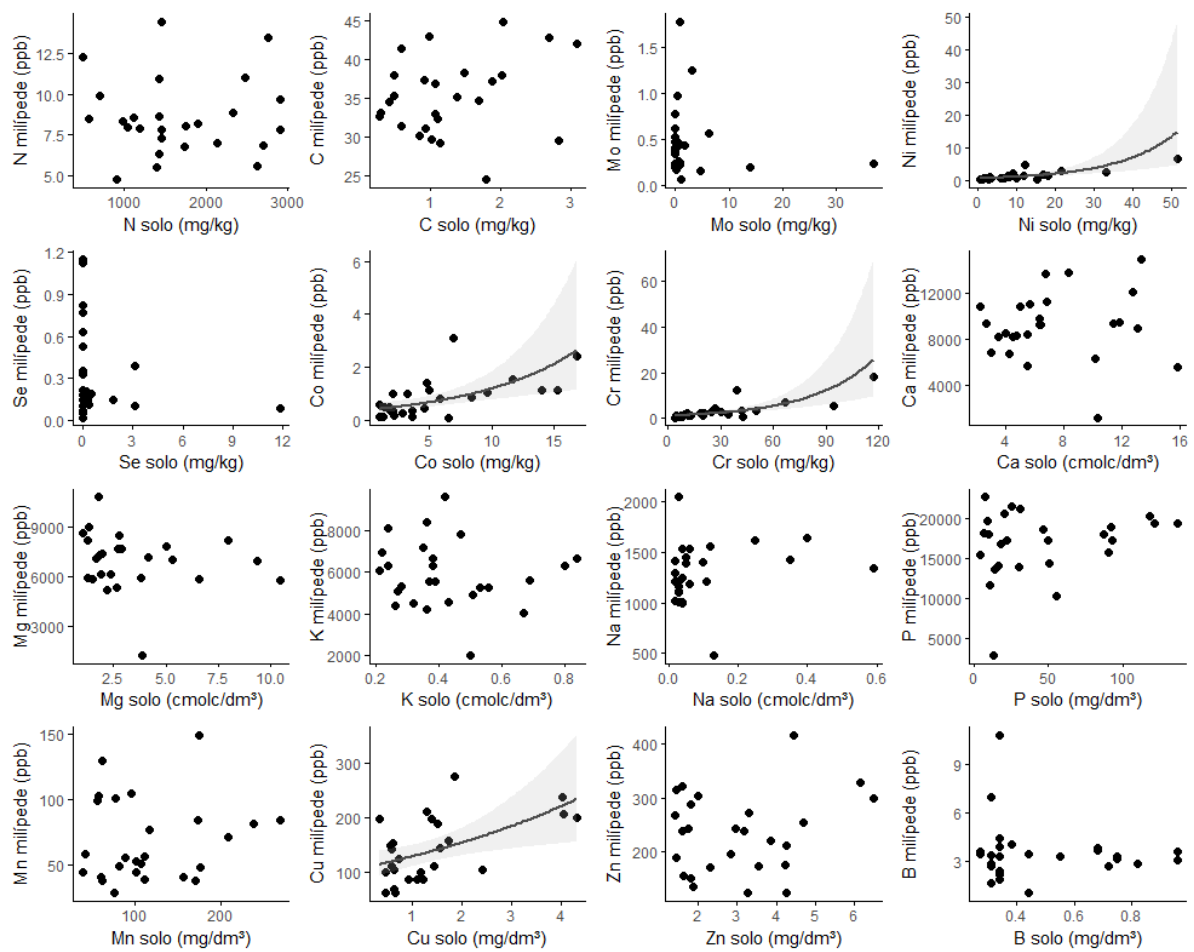


FIGURA 19 - Resultados do GLM com *link log* e distribuição *gamma*, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos dos diplópodes de forma geral, coletados em uma subregião de Caatinga, Nordeste, Brasil. A presença das curvas de tendência indica uma relação significativa e positiva entre a concentração desses íons no solo e nos tecidos dos diplópodes.

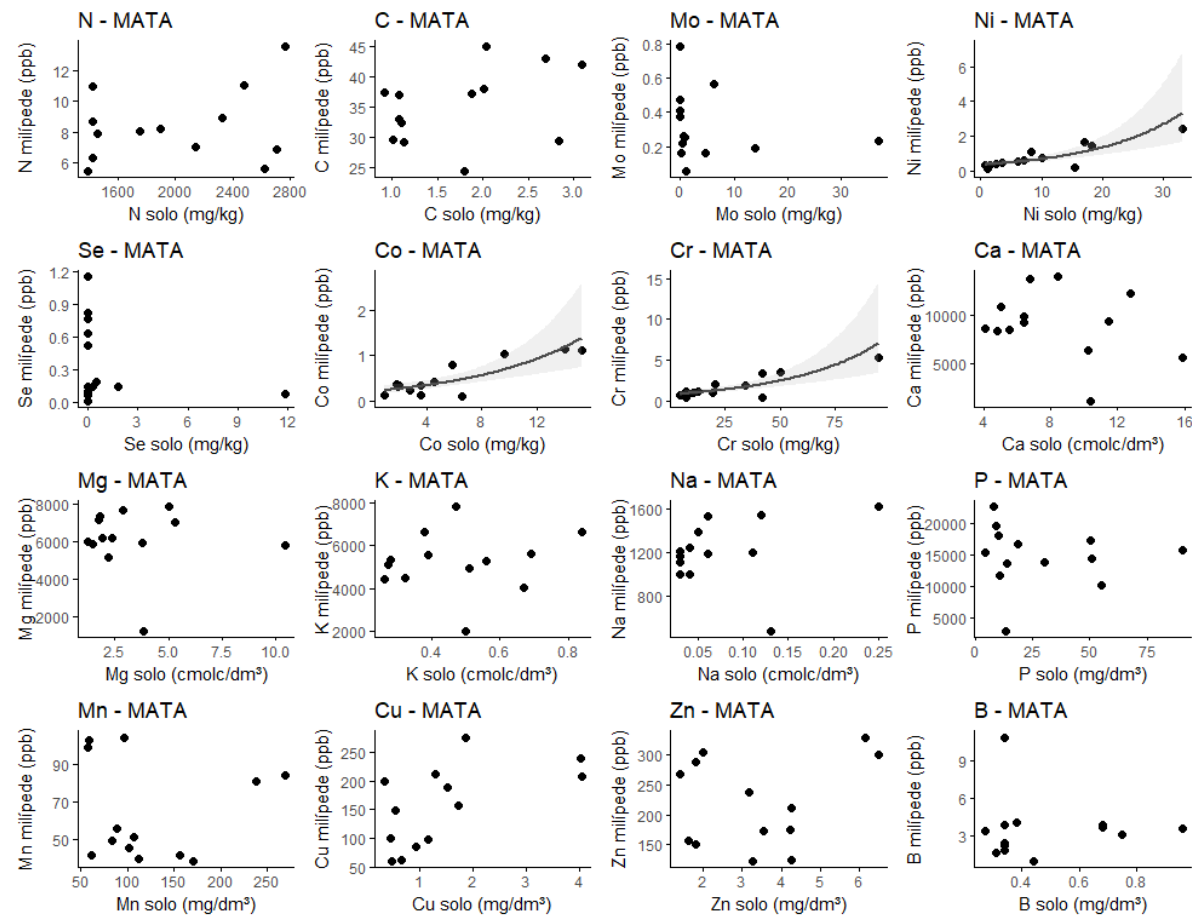


FIGURA 20 - Resultados do GLM com *link log* e distribuição *gamma* para a área de remanescente florestal, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos de diplópodes coletados em uma subregião de Caatinga, Nordeste, Brasil. A presença das curvas de tendência indica uma relação significativa e positiva entre a concentração desses íons no solo e nos tecidos dos diplópodes.

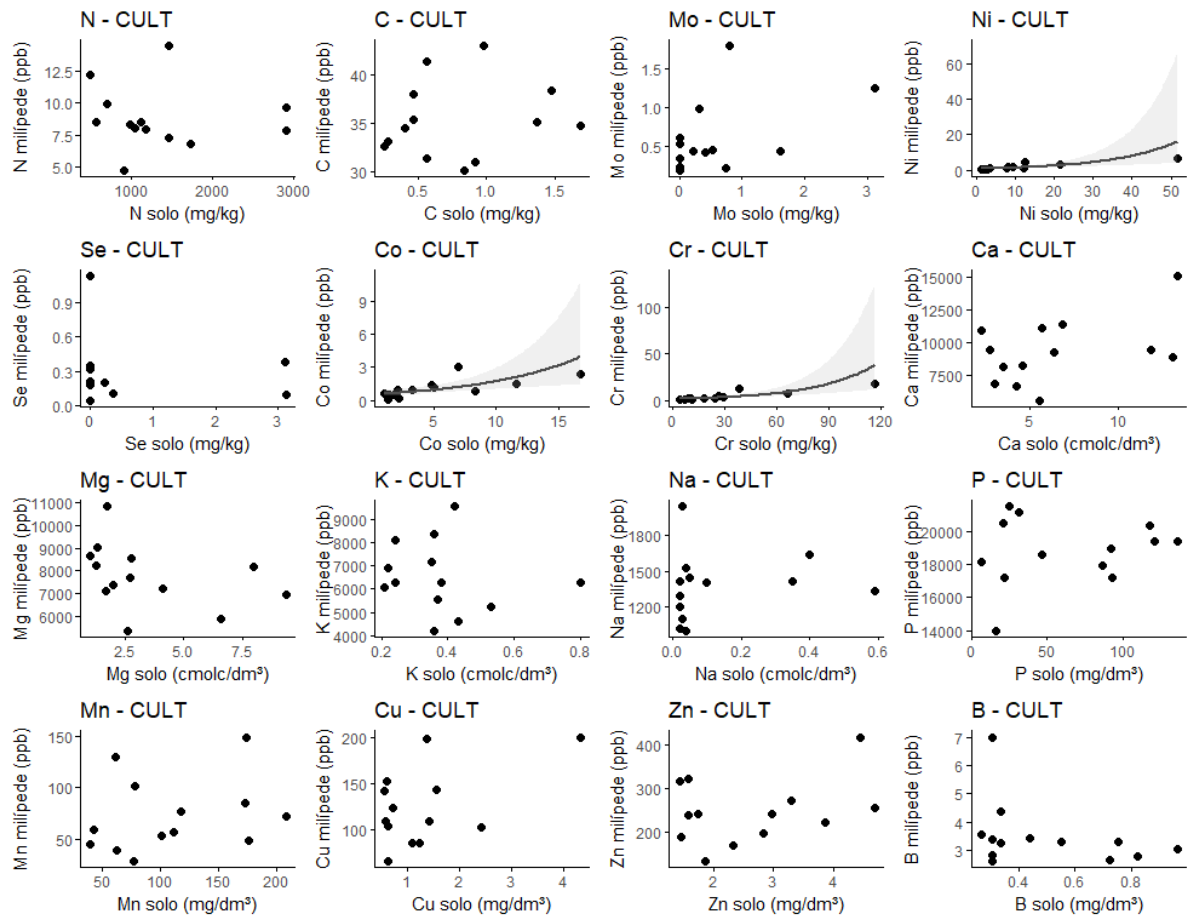


FIGURA 21 - Resultados do GLM com *link log* e distribuição *gamma* para a área de remanescente florestal, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e nos tecidos de diplópodes coletados em uma subregião de Caatinga, Nordeste, Brasil. A presença das curvas de tendência indica uma relação significativa e positiva entre a concentração desses íons no solo e nos tecidos dos diplópodes.

TABELA 8 - Resultados da análise de GLM com *link log* e distribuição *gamma*, avaliando a relação entre a concentração de íons no solo e a concentração de íons de diplópodes em comum, coletados em uma sub-região de Caatinga, Nordeste, Brasil.

UNIDADE DE ESTUDO	ION	AIC	DEVIANCE	P_VALUE	COEFICIENTE
Geral	N	120	1.79	0.946	0.00000523
Geral	C	161	0.493	0.234	0.0434
Geral	Mo	9.85	12.6	0.326	-0.0216
Geral	Ni	49.0	12.4	0.000106*	0.0653
Geral	Se	-2.72	20.0	0.0881	-0.132
Geral	Co	33.3	14.4	0.00261*	0.116
Geral	Cr	90.2	11.7	0.0000375*	0.0276
Geral	Ca	503	4.05	0.875	0.00270
Geral	Mg	477	2.53	0.414	-0.0161
Geral	K	463	2.06	0.570	-0.182
Geral	Na	376	1.48	0.314	0.334
Geral	P	524	2.68	0.299	0.00133
Geral	Mn	251	4.69	0.575	0.000862
Geral	Cu	280	3.36	0.0122*	0.181

Geral	Zn	300	2.49	0.409	0.0362
Geral	B	97.9	5.03	0.543	-0.286
Á.A.	N	63.8	0.888	0.833	-0.0000230
Á.A.	C	76.7	0.142	0.599	0.0382
Á.A.	Mo	11.2	4.48	0.171	0.343
Á.A.	Ni	35.4	6.08	0.00411*	0.0606
Á.A.	Se	-2.61	6.96	0.680	-0.0967
Á.A.	Co	26.2	5.66	0.0123*	0.121
Á.A.	Cr	54.5	4.92	0.00107*	0.0288
Á.A.	Ca	241	0.636	0.129	0.0286
Á.A.	Mg	228	0.339	0.215	-0.0239
Á.A.	K	232	0.643	0.631	-0.219
Á.A.	Na	187	0.450	0.610	0.169
Á.A.	P	240	0.144	0.603	0.000372
Á.A.	Mn	131	2.52	0.389	0.00231
Á.A.	Cu	134	1.01	0.153	0.128
Á.A.	Zn	151	0.937	0.330	0.0741
Á.A.	B	38.0	0.767	0.203	-0.488
R.F.	N	61.3	0.813	0.371	0.000134
R.F.	C	87.2	0.325	0.194	0.0860
R.F.	Mo	-4.43	4.61	0.488	-0.0123
R.F.	Ni	11.4	3.44	0.000506*	0.0699
R.F.	Se	4.20	12.7	0.111	-0.141
R.F.	Co	0.791	3.76	0.00162*	0.125
R.F.	Cr	32.4	3.54	0.000822*	0.0237
R.F.	Ca	258	3.11	0.346	-0.0321
R.F.	Mg	242	1.80	0.854	-0.00621
R.F.	K	232	1.09	0.684	0.186
R.F.	Na	192	0.916	0.417	0.913
R.F.	P	268	2.23	0.813	-0.000905
R.F.	Mn	125	1.94	0.970	0.0000708
R.F.	Cu	148	2.10	0.0610	0.207
R.F.	Zn	153	1.38	0.551	0.0366
R.F.	B	57.2	4.21	0.954	-0.0561

4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo demonstram que a conversão de remanescentes florestais de Caatinga em áreas agrícolas altera significativamente tanto a diversidade quanto o ionoma de diplópodes. Observou-se que elementos com maior e menor controle homeostático

apresentaram concentrações mais elevadas nos indivíduos de áreas agrícolas. Além disso, a distância entre as unidades de estudo não influenciou o perfil iônico dos diplópodes.

A diferença na composição de íons de diplópodes entre as unidades de estudo foi apenas marginalmente significativa; no entanto, ao se realizar a análise individual dos elementos químicos, as diferenças se tornaram mais evidentes, com algumas variações notáveis. A hipótese de que elementos com menor controle homeostático apresentariam diferenças mais pronunciadas entre as áreas foi parcialmente confirmada, pois elementos como Cr, Ni e Mo apresentaram concentrações significativamente mais altas em diplópodes de áreas agrícolas.

Observamos também que o padrão desses elementos-traço parece estar associado à sua limitada capacidade de regulação homeostática. Isso é evidenciado pelos resultados dos GLMs, que indicaram que apenas Cr, Ni e Co apresentaram relações significativas entre suas concentrações no solo e nos tecidos dos diplópodes. Esse padrão foi consistente em ambas as unidades de estudo, sugerindo que esses elementos tendem a ser assimilados de forma mais passiva, em proporção à sua disponibilidade ambiental, escapando do rígido controle fisiológico interno exercido sobre elementos mais essenciais. Dentre eles, o Ni do solo destacou-se como particularmente influente. A análise de RDA indicou que a variação no ionoma foi explicada por um subconjunto de variáveis edáficas, com o Ni do solo sendo o fator mais fortemente associado.

Considerando o Ni, esse padrão pode estar relacionado a processos de acúmulo diferenciados frente a distintas estratégias de regulação osmótica e habitats saturados. Pesquisadores observaram um comportamento toxicocinético não convencional para o Ni em invertebrados terrestres, como besouros e minhocas, caracterizado por um pico inicial de acúmulo seguido por uma queda posterior na concentração corporal sob exposição contínua e, por fim, uma eliminação mais eficaz após a transferência para um habitat limpo. Esse padrão sugere um atraso na resposta fisiológica dos organismos, possivelmente causado por mecanismos lentos de regulação ou eliminação (Laskowski *et al.*, 2010). Assim, a alta concentração de Ni e dos outros metais (Cr, Co e Mo) em diplópodes de solos agrícolas pode refletir um descompasso temporário entre a assimilação e a capacidade de regulação.

Níveis elevados de Ni prejudicam a saúde do solo, com implicações para a produção agrícola e a saúde humana (Xia *et al.*, 2018). Em solos com altos teores de Ni (> 560 mg/kg), o crescimento de minhocas (*Eisenia fetida*) diminui, e elas evitam completamente esses ambientes (Wang *et al.*, 2020). De maneira similar, o Cr induz lesões em *Eisenia fetida*, afetando o metabolismo e a microbiota intestinal (Tang *et al.*, 2019). O Co também mostra efeitos tóxicos, prejudicando a reprodução do colêmbolo *Folsomia candida* (Lock *et al.*, 2004).

Da mesma forma, o Mo afeta a reprodução de invertebrados do solo, como minhocas (*Eisenia andrei*), colêmbolos (*Folsomia candida*) e enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*), com os colêmbolos sendo os mais sensíveis (Van Gestel *et al.*, 2011).

Embora os solos do Cariri não apresentem intoxicação por metais pesados, é importante monitorar sua composição química, especialmente em áreas com histórico agrícola. Estudos na Caatinga já identificaram concentrações elevadas de Ni e Zn em locais com vegetação nativa, sugerindo que os efeitos do manejo anterior permanecem detectáveis mesmo após a regeneração (Herrero Fernández *et al.*, 2022).

Altas concentrações de Zn também foram observadas na Caatinga, com valores que apontam para um potencial risco ambiental e parecem estar relacionadas tanto à geologia local quanto ao uso histórico da terra (Nascimento Júnior *et al.*, 2021). O Co demonstrou ser influenciado pela geologia local, associado a litologias como basaltos (Cardoso *et al.*, 2024). Além disso, o uso do fogo em pastagens pode aumentar a disponibilidade de Co no solo, embora esse efeito tenha sido relatado para o clima mediterrâneo (Miotlinski *et al.*, 2023). O Cr, por sua vez, esteve associado tanto à matriz geológica quanto a fontes antrópicas, como o uso de fertilizantes fosfatados na Caatinga (Cardoso *et al.*, 2024).

Esses achados ressaltam a complexidade das alterações ambientais causadas pelas práticas agrícolas. No entanto, não esperávamos que elementos essenciais como Mg, P e K também apresentassem variações significativas. Esses elementos são fundamentais para processos metabólicos e fisiológicos (Zachariah, 2020; Toprak *et al.*, 2020; Maier; Iotti, 2023), e as diferenças observadas sugerem que a conversão do uso do solo tem impactos mais profundos do que o previsto. Isso indica a necessidade de investigar se essas alterações no equilíbrio iônico estão relacionadas ao comprometimento da diversidade (ordens ^0D , ^1D e ^2D) identificado em nosso estudo, mesmo sem diferenças significativas na densidade ou biomassa.

A conversão de florestas em áreas agrícolas foi determinante para a redução da abundância de diplópodes, somando-se à literatura que evidencia os impactos do uso do solo sobre a fauna edáfica (Arnan *et al.*, 2018; Santana *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024). As mudanças antrópicas também podem modificar a composição química das plantas, influenciando interações tróficas (Wäschke *et al.*, 2015). Em nosso estudo, as diferenças nas concentrações de Mg, K e P indicam que o enriquecimento antrópico pode afetar o ionoma dos diplópodes, comprometendo a diversidade e a abundância, mesmo sem efeitos detectáveis na biomassa. Esses efeitos locais refletem um padrão global, no qual a adição de N e P está alterando ciclos biogeoquímicos e reduzindo a abundância de invertebrados (Nessel *et al.*, 2021).

Nas áreas de estudo avaliadas nessa pesquisa, os agricultores adotam práticas tradicionais, como pousio, queima e uso intensivo de esterco bovino e caprino. A adição de esterco pode aumentar significativamente os teores de P, Mg, K e Ca disponíveis no solo (Eneji *et al.*, 2003; Souza *et al.*, 2006; Uwah; Eyo, 2014). Dessa forma, o manejo adotado, mesmo sendo tradicional, pode influenciar a geoquímica do solo e a biodisponibilidade de elementos. Sugerimos que os diplópodes, ao se alimentarem de detritos enriquecidos, acumulam íons como Mg, P e K, refletindo as concentrações da área agrícola. Isso pode não ser positivo, dada a redução da diversidade observada.

Além disso, a distância entre as unidades de estudo não foi um fator determinante para a diferença nos íons de diplópodes, rejeitando nossa hipótese. Isso sugere que os efeitos observados estão mais relacionados às condições locais do que à conectividade espacial, ao contrário do que ocorre com grupos de maior dispersão, como abelhas e moscas (Ricketts, 2004; Cahenzli *et al.*, 2018).

Assim, nossos resultados ajudam a compreender como o uso da terra interfere na composição elementar dos organismos do solo, afetando seu estado nutricional e a funcionalidade do ecossistema. Os diplópodes são detritívoros fundamentais para a ciclagem de nutrientes, pois retornam de 60% a 90% da matéria orgânica consumida ao solo na forma de pelotas fecais, que promovem a atividade microbiana e melhoram a estrutura do solo (Alagesan, 2016; Sridhar *et al.*, 2013; Antunes *et al.*, 2016).

Desequilíbrios iônicos impostos pelo ambiente exigem adaptações fisiológicas complexas, que são cruciais para a sobrevivência dos invertebrados (Zannoto; Wheatly, 2006). Em decompositores como os diplópodes, tais impactos podem comprometer serviços ecossistêmicos essenciais, especialmente em ecossistemas frágeis como a Caatinga. Nesse sentido, reforçamos que a preservação de vegetação nativa no entorno de áreas agrícolas pode exercer um papel de "resgate" ecológico para esses organismos (Dauber *et al.*, 2005), pois a qualidade dos recursos e do habitat é crucial para sustentar os detritívoros (Hagen *et al.*, 2012).

Este estudo destaca a importância de se desenvolverem práticas de manejo compatíveis com a conservação dos ecossistemas semiáridos. Indiretamente, os achados aqui apresentados podem subsidiar o aprimoramento de políticas públicas voltadas ao uso sustentável dos recursos naturais, tanto na Caatinga quanto em outros ambientes áridos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conversão de áreas naturais da Caatinga em sistemas agrícolas afeta a biodiversidade do solo de maneira complexa. Os resultados deste estudo mostram que, embora as métricas de biomassa e densidade não revelem alterações drásticas, a abundância e a diversidade de diplópodes, assim como a composição de seus elementos químicos, sofrem modificações significativas devido ao uso agrícola. A presença elevada de metais e a alteração nos níveis de nutrientes importantes destacam a vulnerabilidade desses organismos à degradação ambiental.

Esse achado é crucial, pois indica que mesmo alterações aparentemente pequenas na fauna edáfica podem ter efeitos profundos na saúde dos ecossistemas e na função do solo. Os diplópodes são organismos-chave no ciclo de nutrientes e na decomposição; portanto, sua presença ou ausência não é apenas um reflexo da saúde do solo, mas também um indicador de desequilíbrios mais amplos nos sistemas ecológicos semiáridos, com implicações diretas para a sustentabilidade dos agroecossistemas.

Diante disso, é fundamental adotar práticas agrícolas que minimizem os impactos negativos sobre o solo e os organismos edáficos, com foco em estratégias de manejo sustentável e conservação. Este estudo sugere que a implementação de técnicas que protejam os fragmentos nativos e promovam a diversidade biológica pode ser uma abordagem eficaz. Além disso, o entendimento das interações entre a composição química do solo e a biodiversidade edáfica abre novas oportunidades de pesquisa, especialmente em relação à mitigação de impactos ambientais em ambientes semiáridos.

Investigações futuras podem explorar mais profundamente as interações entre o solo, os elementos químicos e a homeostase dos organismos. Modelos que integrem as variáveis químicas do solo aos processos fisiológicos dos diplópodes, especialmente em relação à regulação de íons e à dinâmica de nutrientes, poderiam trazer avanços significativos. Adicionalmente, a interação entre o solo e a fauna edáfica decompositora em sistemas de manejo sustentável precisa ser mais explorada, buscando otimizar práticas que minimizem os impactos negativos e maximizem a resiliência ecológica e a qualidade do solo, ao mesmo tempo que se mantêm os sistemas de produção alimentar.

REFERÊNCIAS

ADIS, J. **Amazonian Arachnida and Myriapoda**: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species. Pensoft publishers, 2002.

ALAGESAN, P. Millipedes: Diversity, distribution and ecology. *In*: SHAKUNTHALA, S.; CHAKRAVARTHY, A. K. **Arthropod Diversity and Conservation in the Tropics and Sub-tropics**. Springer, 2016. p. 119-137.

ANDRADE, E. M. *et al.* Water as Capital and Its Uses in the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 281-302.

ANSARI, M. A. *et al.* Converting primary forests to cultivated lands: long-term effects on the vertical distribution of soil carbon and biological activity in the foothills of Eastern Himalaya. **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113886, 2022.

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 1, p. 1353-1367, 2018.

ANTUNES, L. F. de S. *et al.* Production and efficiency of organic compost generated by millipede activity. **Ciência Rural**, v. 46, p. 815-819, 2016.

ARAÚJO, H. F. P. *et al.* Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18440, 2023.

ARNAN, X. *et al.* Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 429-438, 2018.

BERG, B. *et al.* Decomposer organisms. *In*: **Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration**. [S. l.]: [s. n.], 2020. p. 45-65.

BOTH, S. *et al.* Land use not litter quality is a stronger driver of decomposition in hyperdiverse tropical forest. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 22, p. 9307-9318, 2017.

CAHENZLI, F. *et al.* The distance between forests and crops affects the abundance of *Drosophila suzukii* during fruit ripening, but not during harvest. **Environmental Entomology**, v. 47, n. 5, p. 1274-1279, 2018.

CARDOSO, K. M. *et al.* Assessing ecological risks and spatial distribution of potentially toxic elements in soils from anthropized environments in a watershed at the caatinga-Atlantic forest ecotone in Brazil. **Environmental Research**, v. 249, p. 118423, 2024.

CARDOSO-JAIME, V.; BRODERICK, N. A.; MAYA-MALDONADO, K. Metal ions in insect reproduction: a crosstalk between reproductive physiology and immunity. **Current Opinion in Insect Science**, v. 52, p. 100924, 2022.

DAUBER, J. *et al.* Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. **Global Ecology and Biogeography**, v. 14, n. 3, p. 213-221, 2005.

DAVID, J. F. Ecology. *In*: MINELLI, A. **Treatise on zoology - anatomy, taxonomy, biology**. Boston: Brill, 2015. p. 303-328.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

ENEJI, A. E. *et al.* Potassium, calcium, and magnesium mineralization in manure-treated soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, n. 11-12, p. 1669-1679, 2003.

FRANCISCO, P. R. M.; MEDEIROS, R. M. de; SANTOS, D. Balanço hídrico climatológico para a capacidade de campo de 100 mm-estado da Paraíba. 2018.

GAVA, C. A. T. *et al.* Land-use change alters the stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in a Haplic Cambisol in the Brazilian semi-arid region. **Soil Use and Management**, v. 38, n. 1, p. 953-963, 2022.

GMACH, M. R. *et al.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 3, p. e20180164, 2019.

GRIFFITHS, H. M. *et al.* The impact of invertebrate decomposers on plants and soil. **New Phytologist**, v. 231, n. 6, p. 2142-2149, 2021.

HAGEN, E. M. *et al.* A meta-analysis of the effects of detritus on primary producers and consumers in marine, freshwater, and terrestrial ecosystems. **Oikos**, v. 121, n. 10, p. 1507-1515, 2012.

HERRERO FERNÁNDEZ, Z. *et al.* Pernambuco Caatinga: relevance of soil chemical composition for biodiversity conservation. **Chemistry and Ecology**, v. 38, n. 2, p. 108-121, 2022.

IBGE. **IBGE Cidades 2010**. [S. l.]: IBGE, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **O que é Zona de Convergência Intertropical? Entenda agora!** Brasília, DF, 16 fev. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/inmet/pt-br/pt-br/noticias/o-que-e-zona-de-convergencia-intertropical-entenda-agora>. Acesso em: 27 set. 2025.

KIME, R. D.; GOLOVATCH, S. I. Millipede (Diplopoda) distributions: A review. **Soil Organisms**, v. 81, n. 3, p. 565-565, 2009.

LASKOWSKI, R. *et al.* Three-phase metal kinetics in terrestrial invertebrates exposed to high metal concentrations. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 18, p. 3794-3802, 2010.

LEAL, I. R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LIU, X.; ZHANG, J.; ZHU, K. Y. Chitin in arthropods: biosynthesis, modification, and metabolism. In: **Targeting Chitin-Containing Organisms**. [S. l.]: [s. n.], 2019. p. 169-207.

LOCK, K. *et al.* Ecotoxicity of cobalt to the springtail *Folsomia candida*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 139, n. 4, p. 195-199, 2004.

- LUCENA, R. L.; PACHECO, C. O Cariri paraibano: aspectos geomorfológicos, climáticos e de vegetação. In: ENCUESTRO DE GEOGRAFOS DE AMÉRICA LATINA-EGAL, 12., 2009. [S. l.: s. n.], 2009.
- MAIER, J. A.; IOTTI, S. The Recurring Word in the Scientific Articles about the Role of Mg in Living Systems Is “Key”. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 24, n. 12, p. 10100, 2023.
- MARTINS, A. F. *et al.* Physical, chemical, and microbiological properties of soil under different plant covers in the Seridó desertification region in the Brazilian semiarid. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, p. e0180162, 2019.
- MENDIETA-MENDOZA, A. *et al.* Chemical degradation of agricultural soil under arid conditions by the accumulation of potentially toxic elements and salts. **Geoderma Regional**, v. 35, p. e00736, 2023.
- MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia**: noções básicas e climas do Brasil. São Paulo: Oficina de textos, 2007.
- MENEZES, R. S. C. *et al.* Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021.
- MIOTLIŃSKI, K. *et al.* Simulated temperatures of forest fires affect water solubility in soil and litter. **Ecological Indicators**, v. 150, p. 110236, 2023.
- NASCIMENTO JÚNIOR, A. L. *et al.* Concentration and variability of soil trace elements in an agricultural area in a semiarid region of the Irecê Plateau, Bahia, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 24, p. e00351, 2021.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL *et al.* **Mineral tolerance of animals**: 2005. National Academies Press, 2006.
- NESSEL, M. P. *et al.* Nitrogen and phosphorus enrichment cause declines in invertebrate populations: a global meta-analysis. **Biological Reviews**, v. 96, n. 6, p. 2617-2637, 2021.
- PRADO, D. E. *et al.* As caatingas da América do Sul. In: **Ecologia e conservação da Caatinga**. [S. l.]: [s. n.], 2003. v. 2, p. 3-74.
- RAJ, A. *et al.* Effect of deforestation and forest fragmentation on ecosystem services. In: **Land degradation neutrality: achieving SDG 15 by forest management**. Singapore: Springer Nature Singapore, 2022. p. 25-41.
- REHMAN, A. *et al.* Sustainable agricultural practices for food security and ecosystem services. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 56, p. 84076-84095, 2022.
- RICKETTS, T. H. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. **Conservation Biology**, v. 18, n. 5, p. 1262-1271, 2004.

SALT, D. E.; BAXTER, I.; LAHNER, B. Ionomics and the study of the plant ionome. **Annual Review of Plant Biology**, v. 59, n. 1, p. 709-733, 2008.

SANTANA, M. S. *et al.* Trophic groups of soil fauna in semiarid: Impacts of land use change, climatic seasonality and environmental variables. **Pedobiologia**, v. 89, p. 150774, 2021.

SANTOS, H. G. *et al.* **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

SHEAR, W. A. The chemical defenses of millipedes (Diplopoda): biochemistry, physiology and ecology. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 61, p. 78-117, 2015.

SILVA, J. J. R. F.; WILLIAMS, R. J. P. **The biological chemistry of the elements: the inorganic chemistry of life**. Oxford University Press, 2001.

SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: understanding the challenges. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 3-19.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 359-368.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Springer, 2017.

SILVA, N. R. da *et al.* The diversity of soil-dwelling arthropods is significantly influenced by land use systems with tree cover in semiarid conditions. **European Journal of Soil Biology**, v. 122, p. 103667, 2024.

SOUSA, S. G. Análise temporal do comportamento da precipitação pluviométrica na Região Metropolitana do Cariri (Ce), **Brasil. Rev. Geog. Amer. Central** [online]., n. 63, p. 273-294, 2019.

SOUZA, N. I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; LIMA, E. R. V. Desertificação e seus efeitos na vegetação e solos do Cariri Paraibano (desertification and its effects over the vegetation and soils of the cariri region of Paraíba–Brazil). **Mercator**, v. 8, n. 16, p. 217-232, 2009.

SOUZA, R. F. de *et al.* Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 975-983, 2006.

SRIDHAR, K. R.; KADAMANNAYA, B. S.; KARAMCHAND, K. S. Nutrient composition of pill millipede manure of the Western Ghats, India. **Journal of Forestry Research**, v. 24, n. 3, p. 539-545, 2013.

STERNER, R. W.; ELSER, J. J. **Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere**. Princeton University Press, 2002.

TANG, R. *et al.* Toxic responses of metabolites, organelles and gut microorganisms of *Eisenia fetida* in a soil with chromium contamination. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 910-920, 2019.

TAPIA-CORAL, S. C. *et al.* Influência da massa e nutrientes da liteira sobre a composição dos macro-invertebrados em plantíos florestais na Amazônia peruana. **Folia Amazônica**, v. 23, n. 2, p. 171-186, 2014.

TEIXEIRA, L. P. *et al.* Quanto da Caatinga está legalmente protegida? Uma análise da cobertura temporal e geográfica das áreas protegidas no semiárido brasileiro. **Acta Botânica Brasileira**, v. 1, p. 473-485, 2021.

TEJNECKÝ, V. *et al.* The influence of land-use on tropical soil chemical characteristics with emphasis on aluminium. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 204, p. 110962, 2020.

TOPRAK, U. *et al.* A journey into the world of insect lipid metabolism. **Archives of Insect Biochemistry and Physiology**, v. 104, n. 2, p. e21682, 2020.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I. de. Desmatamento e desertificação no cariri paraibano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 1, p. 103-116, 2014a.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I. Os negócios da lenha: indústria, desmatamento e desertificação no Cariri paraibano. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 18, n. 2, p. 329-340, 2014b.

UWAH, D. F.; EYO, V. E. Effects of number and rate of goat manure application on soil properties, growth and yield of sweet maize (*Zea mays* L. *saccharata* Strut). **Sustainable Agriculture Research**, v. 3, n. 4, 2014.

VAN GESTEL, C. A. M. *et al.* The influence of soil properties on the toxicity of molybdenum to three species of soil invertebrates. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 1, p. 1-9, 2011.

WANG, G. *et al.* Exploring the bioavailability of nickel in a soil system: physiological and histopathological toxicity study to the earthworms (*Eisenia fetida*). **Journal of Hazardous Materials**, v. 383, p. 121169, 2020.

WÄSCHKE, N. *et al.* Does vegetation complexity affect host plant chemistry, and thus multitrophic interactions, in a human-altered landscape? **Oecologia**, v. 179, n. 1, p. 281-292, 2015.

WEI, X. *et al.* Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. **Scientific Reports**, v. 4, 2014.

XIA, X. *et al.* Toxic responses of microorganisms to nickel exposure in farmland soil in the presence of earthworm (*Eisenia fetida*). **Chemosphere**, v. 192, p. 43-50, 2018.

ZACHARIAH, T. T. Terrestrial invertebrates. In: **Exotic Animal Laboratory Diagnosis**. [S. l.]: [s. n.], 2020. p. 409-428.

ZANOTTO, F. P.; WHEATLY, M. G. Ion regulation in invertebrates: molecular and integrative aspects. **Physiological and Biochemical Zoology**, v. 79, n. 2, p. 357-362, 2006.

Capítulo 2

Mudanças no uso do solo afetam a diversidade de
macroinvertebrados terrestres em paisagens
agrícolas na Caatinga, NE, Brasil

CAPÍTULO 2: MUDANÇAS NO USO DO SOLO AFETAM A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS TERRESTRES EM PAISAGENS AGRÍCOLAS NA CAATINGA, NE, BRASIL

RESUMO

Mudanças no uso da terra afetam a saúde do ecossistema, a produtividade do solo e a resiliência hídrica, energética e alimentar, principalmente na agricultura familiar em paisagens de terras secas. Entender as alterações em mecanismos biológicos e suas respostas à mudança no uso da terra, em fazendas e florestas emparelhadas em diferentes escalas, pode subsidiar melhores práticas de gestão e orientar estratégias para restaurar áreas degradadas. Neste estudo, testamos a hipótese de que a conversão florestal em paisagens agrícolas simplifica a comunidade de macroinvertebrados do solo. O objetivo foi avaliar como as mudanças na paisagem agrícola afetam a diversidade desses organismos. O estudo foi realizado na Caatinga (Nordeste do Brasil), em 14 áreas de estudo, durante 2022 e 2023, comparando áreas agrícolas e fragmentos florestais. Os macroinvertebrados (>2 mm) foram coletados em amostras de solo (0–20 cm), triados e identificados ao nível de ordem. Como preditores locais, consideramos as variáveis químicas e físicas do solo e a unidade de estudo (remanescente florestal e área agrícola). Para os preditores de paisagem, geramos ortomosaicos de alta resolução e estimamos, em escalas de 100 m, 300 m e 500 m, variáveis como a proporção de cobertura natural, a densidade de fragmentos conservados e a heterogeneidade da matriz. A distância (m) entre as unidades de estudo também foi considerada. Com os dados coletados, analisamos a densidade, a diversidade (números de Hill) e a composição (NMDS, PERMANOVA) da comunidade. Por fim, avaliamos a influência das variáveis de solo (via PCA e regressão múltipla), da paisagem (via seleção de modelos com AICc) e da distância (via regressão linear) sobre a diversidade, bem como a diferença geral entre as unidades de estudo (via teste t pareado). Nossos resultados indicam que a conversão de áreas florestais em agrícolas simplifica a comunidade de macroinvertebrados do solo da Caatinga, tanto em escala local quanto de paisagem, confirmando parcialmente nossa hipótese. Observamos que as mudanças mais significativas ocorreram em escala local, uma vez que a matéria orgânica do solo e o tipo de unidade de estudo foram determinantes para as variações na diversidade. Em escala de paisagem, matrizes mais antropizadas apresentaram comunidades mais empobrecidas na área agrícola. No entanto, não encontramos uma associação clara entre esse empobrecimento e o grau de desmatamento, a fragmentação da paisagem ou a distância entre as unidades de estudo estudados.

Palavras-chave: Fauna edáfica, semiárido, segurança alimentar, agricultura familiar.

1 INTRODUÇÃO

As terras áridas e semiáridas tropicais representam ecossistemas globais críticos, essenciais para a manutenção da biodiversidade, regulação do ciclo de nutrientes e provisão de serviços ecossistêmicos (Quintero; Sánchez-Azofeifa, 2010). Essas regiões estão particularmente vulneráveis às transformações antropogênicas, incluindo conversão de florestas em áreas agrícolas, urbanização e pastoreio de gado, que alteram a estrutura do habitat, a disponibilidade de recursos e a conectividade entre populações (Atkinson; Marín-Spiotta, 2014;

Shaver *et al.*, 2015; Hartemink *et al.*, 2008; Ohana-Levi *et al.*, 2019; Schulz *et al.*, 2019; van Oudenhoven *et al.*, 2015).

Nesse contexto, a Caatinga, a maior floresta tropical seca da América do Sul, constitui um exemplo de relevância global. Além de sua biodiversidade única e altos níveis de endemismo, ela enfrenta desafios socioambientais intensos que ilustram padrões universais de degradação de ecossistemas secos (Silva *et al.*, 2017; Antongiovanni *et al.*, 2020). As alterações no uso do solo afetam diretamente os fundamentos ecológicos que sustentam a biodiversidade, conforme previsto por teorias de metacomunidade e de fragmentação de habitats. A fragmentação reduz a conectividade entre populações, altera a distribuição de recursos e limita a dispersão de espécies, afetando tanto a diversidade local (α -diversidade) quanto a diversidade entre habitats (β -diversidade) (Leibold *et al.*, 2004). Além disso, a redução da heterogeneidade estrutural e da matéria orgânica disponível no solo influencia diretamente a composição e abundância da fauna edáfica, um grupo-chave para o funcionamento do ecossistema.

A fauna do solo exerce funções ecológicas essenciais, como decomposição de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, melhoria da estrutura do solo, infiltração de água e controle de pragas (Sharma, 2008; Ouédraogo *et al.*, 2006; Rodríguez-Caballero *et al.*, 2018; Morales-Márquez; Meloni, 2022). Em terras secas, onde recursos hídricos e nutrientes são limitados, esses serviços sustentam tanto a produtividade agrícola quanto a regeneração natural das comunidades vegetais (Silva *et al.*, 2017; Sackett *et al.*, 2010). A teoria da limitação de recursos indica que alterações na disponibilidade de nutrientes e água podem alterar a diversidade funcional da fauna do solo, desencadeando efeitos cascata sobre plantas e ecossistemas (Tilman, 1982; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2019). Além disso, a teoria da resiliência dos ecossistemas sugere que a redução da biodiversidade e da redundância funcional diminui a capacidade de recuperação frente a perturbações antrópicas e climáticas; a complementaridade de nichos e a diversidade funcional permitem que diferentes espécies explorem recursos de forma otimizada, mantendo os processos ecológicos essenciais (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2019).

Apesar da importância da fauna do solo, esses organismos são altamente sensíveis a perturbações antrópicas, podendo sofrer reduções significativas em abundância, diversidade e funções ecológicas (Kudureti *et al.*, 2023). Portanto, investigar como a diversidade e a função desses organismos respondem às mudanças no uso da terra é fundamental para compreender os mecanismos que sustentam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em ecossistemas secos, além de apoiar práticas agrícolas mais sustentáveis (Kumar *et al.*, 2020; Morales-Márquez; Meloni, 2022).

Este estudo teve como objetivo investigar mudanças na diversidade da fauna do solo em ecossistemas de terras secas e suas respostas à mudança no uso da terra em fazendas e florestas vizinhas em diferentes escalas. Especificamente, testamos a hipótese de que a conversão florestal em paisagens agrícolas altera negativamente a comunidade de macroinvertebrados do solo da Caatinga. Como fatores locais, consideramos aspectos edáficos da composição química e física do solo e a dicotomia área agrícola vs. remanescente florestal adjacente em análises pareadas. Como fatores de paisagem, estimamos a quantidade de cobertura florestal remanescente nas paisagens estudadas, o nível de fragmentação da floresta remanescente e o nível de impacto humano na matriz da paisagem, além disso, medimos a distância entre área agrícola e remanescente florestal. Esperamos que as mudanças mais significativas fossem observadas em escala local (i.e., composição do solo e tipo de ecossistema local), já que os animais possuem forte ligação com o solo e a vegetação que o cobre localmente. Porém, também esperamos que paisagens mais desmatadas, fragmentadas e com matriz mais antropizada apresentassem comunidades mais empobrecidas, e que quanto maior a distância entre a área agrícola e o remanescente florestal, menor seria a diversidade dos táxons.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Informações detalhadas sobre a área de estudo estão apresentadas no Tópico 2.1 do Capítulo 1 desta tese. No presente capítulo, as coletas foram realizadas em 14 áreas de estudo: Dani, Edmi, Ema, Fran, Guil, Jang, Lapa, Luci, Marc, Nelq, Niva, Sala, Clod, Manu (Figura 1). Para mais detalhes sobre cada área de estudo, consulte a Tabela 1 do Capítulo 1 desta tese.

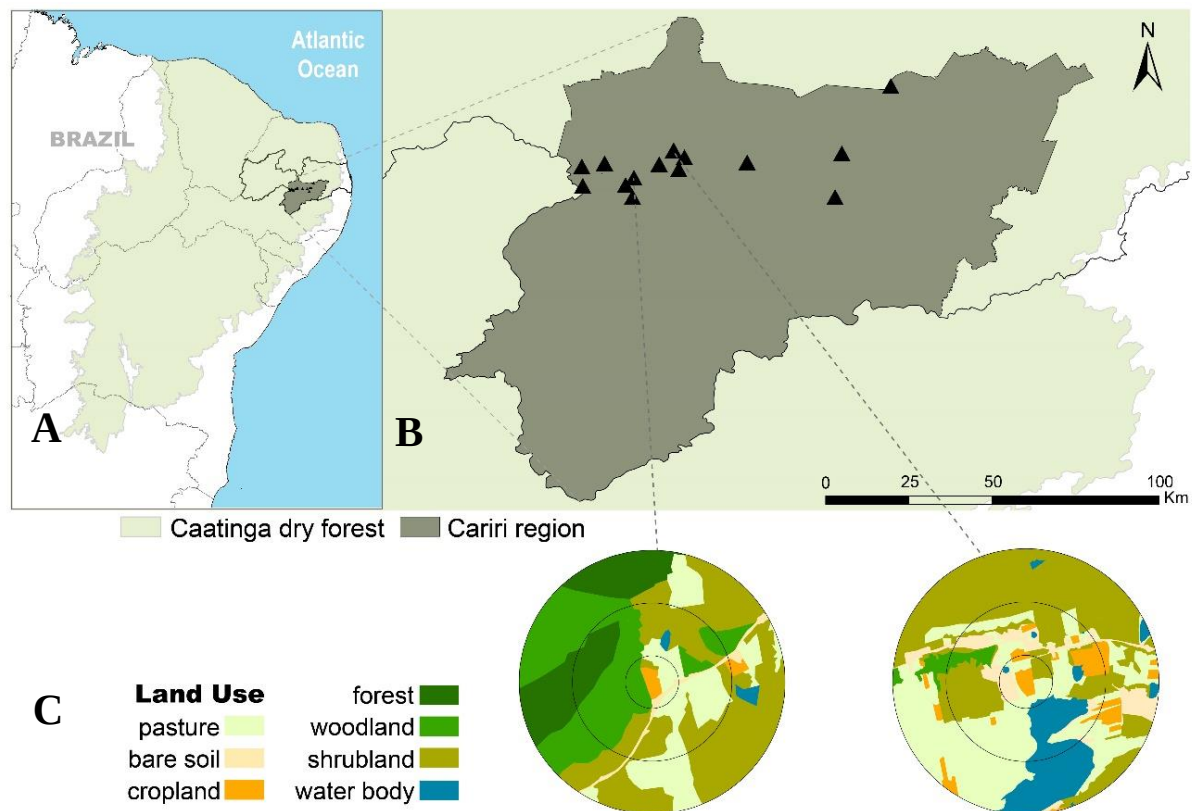


FIGURA 1 - (A) Área de estudo, localizada no Cariri, sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. (B) Distribuição das 14 paisagens antrópicas analisadas na região. (C) Exemplo de *buffers* da paisagem no raio de 500 m (delimitações em círculos para 300 m e 100 m) e usos do solo avaliados.

2.2 AMOSTRAGEM DE MACROINVERTEBRADOS EDÁFICOS

A amostragem em cada unidade de estudo foi realizada ao longo de um transecto com cinco pontos, distanciados 10 metros entre si (totalizando 10 amostras por área de estudo) (Figura 2A). Para a coleta, utilizamos uma sonda cilíndrica (20 cm de altura e 7,5 cm de diâmetro; 44,17 cm² de área), que foi inserida no solo até a profundidade de 20 cm com o auxílio de uma marreta (Figuras 2B e 2C). O cilindro de solo, incluindo a serrapilheira superficial, foi então retirado para a triagem manual dos macroinvertebrados edáficos em bandejas brancas, realizada em até 24 horas (Figura 2D). Este método amostrou predominantemente a macrofauna (organismos entre 2 e 20 mm). Para evitar a subamostragem de táxons menores, os grupos Acari e Collembola foram excluídos das análises.

Após a coleta em campo, os macroinvertebrados foram acondicionados em frascos plásticos contendo álcool a 70% para preservação. Posteriormente, o material foi encaminhado ao Laboratório de Termitologia da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) para triagem, contagem e identificação ao nível de ordem, com o uso de chaves taxonômicas (Reynolds, 1994;

Adis, 2002; Rafael *et al.*, 2024). Indivíduos em estágio juvenil foram agrupados na categoria "imatuross". Para as análises, agrupamos as cinco amostras de cada unidade de estudo e combinamos os dados obtidos nos dois anos de estudo.

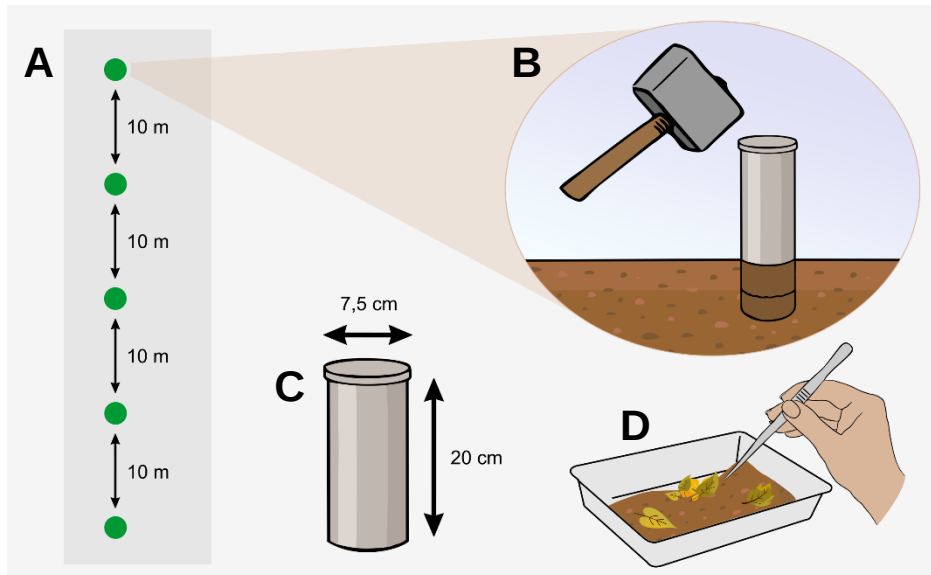


FIGURA 2 - Procedimentos de amostragem de macroinvertebrados edáficos em áreas agrícolas e remanescentes florestais na Caatinga. (A) Esquema do transecto com cinco pontos de coleta, espaçados em 10 metros; (B–C) inserção da sonda cilíndrica (20 cm de profundidade × 7,5 cm de diâmetro; 44,17 cm²) no solo com auxílio de marreta; (D) triagem dos macroinvertebrados edáficos em bandejas brancas.

2.3 DESCRITORES DE SOLO

Variáveis químicas e físicas do solo foram mensuradas e usadas como preditores locais. A análise química incluiu a avaliação dos teores de Matéria Orgânica do Solo (MOS), pH, fósforo (P), potássio (K⁺), sódio (Na⁺), hidrogênio (H⁺), alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), Soma de Bases (SB), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e nitrogênio (N). A análise física, por sua vez, considerou as proporções de areia, silte e argila. Todas as análises seguiram os procedimentos descritos no manual da Embrapa (2017) e foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba (Tabela 1).

Para a coleta das amostras, foi estabelecido em cada local um transecto de 40 metros de extensão. Ao longo desse transecto, cinco subamostras de solo foram coletadas a intervalos de 10 metros, utilizando uma sonda metálica com 20 cm de comprimento e 7,5 cm de diâmetro. As subamostras foram misturadas para formar uma amostra composta para cada unidade de estudo. As análises de solo foram realizadas apenas no primeiro ano de coleta.

TABELA 1 - Características químicas e físicas do solo nas áreas agrícolas e remanescentes florestais amostradas. São apresentados os valores de pH (em H₂O, 1:2,5), fósforo (P), potássio (K⁺) e sódio (Na) em mg/dm³, acidez potencial (H⁺ + Al³⁺), alumínio trocável (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺) em cmolc/dm³, soma de bases (S.B.), capacidade de troca catiônica (C.T.C.), teor de nitrogênio total (N), matéria orgânica do solo (MOS) em g/kg, e percentuais de areia, silte e argila. A classe textural foi determinada com base na composição granulométrica.

Área de estudo	Unidade de estudo	Descritores de Solo															Classe Textural
		pH	P	K ⁺	Na	H ⁺ + Al ³⁺	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S.B.	C.T.C.	N	MOS	Areia	Silte	Argila	
		H ₂ O (1:2,5)	mg/dm ³				cmolc/dm ³					g/kg	g/kg-1		g/kg		
CLOD	A. Agrícola	6,4	4,44	330,45	0,08	0,1	0,05	4,03	1,09	6,04	6,14	0,49	18,66	857	117	26	Areia Franca
DANI	A. Agrícola	6,6	25,23	553,54	0,2	0,59	0,05	7,96	3,32	12,9	13,49	0,67	24,36	575	266	159	Franco Arenosa
EDMI	A. Agrícola	7,9	23,73	615,76	0,13	0	0	6,4	2,23	10,34	10,34	0,41	21,77	767	192	41	Areia Franca
EMA	A. Agrícola	7,7	54,32	439,08	0,06	0	0,05	4,17	2,35	7,71	7,71	0,25	15,71	841	106	53	Areia Franca
FRAN	A. Agrícola	5,7	4,8	546,87	0,1	0,61	0,15	1,79	0,77	4,07	4,68	0,2	12,23	841	106	53	Areia Franca
GUIL	A. Agrícola	7,2	82,36	764,67	0,18	0	0,05	5,74	3,66	11,54	11,54	0,87	28,62	729	142	129	Franco Arenosa
JANG	A. Agrícola	7,4	35,38	373,05	0,08	0	0,05	3,65	0,82	5,51	5,51	0,43	15,87	836	136	28	Areia Franca
LAPA	A. Agrícola	7,3	87,08	895,79	0,12	0	0,05	4,39	1,41	8,21	8,21	0,36	17	826	112	62	Areia Franca
LUCI	A. Agrícola	6,3	7,65	870,23	8,22	0,36	0,05	3,28	1,06	14,79	15,15	0,78	27,64	851	99	50	Areia Franca
MANU	A. Agrícola	7	32,59	249,39	0,07	0	0,05	2,53	0,7	3,94	3,94	0,34	16,6	838	112	50	Areia Franca
MARC	A. Agrícola	7,4	87,93	615,76	0,09	0	0,05	4,23	2,13	8,03	8,03	0,35	15,69	774	163	63	Areia Franca
NELQ	A. Agrícola	7,7	81,5	647,99	0,35	0	0,05	5,8	3	10,81	10,81	0,52	18,92	737	211	52	Areia Franca
NIVA	A. Agrícola	7,8	123,5 2	585,76	0,12	0	0	4,72	1,1	7,44	7,44	0,56	19,05	876	97	27	Areia Franca
RICO	A. Agrícola	5,7	3,01	140,92	0,18	1,78	0,1	3,71	2,03	6,28	8,06	0,45	23,04	789	105	106	Franco Arenosa
SALA	A. Agrícola	6,5	95,22	589,1	0,37	0,4	0,05	8,38	4,34	14,6	14,99	0,64	37,46	671	165	164	Franco Arenosa
CLOD	R. Florestal	5,8	4,94	687,99	0,14	1,62	0,05	5,65	1,9	9,45	11,07	0,91	35,66	741	150	109	Franco Arenosa
DANI	R. Florestal	4,5	4,51	465,75	0,13	2,36	0,15	2,95	1,13	5,4	7,76	0,83	28,4	790	157	53	Areia Franca
EDMI	R. Florestal	6,6	38,46	1064,6 9	0,15	0,53	0,05	6,51	3,37	14,74	15,27	0,84	48,32	634	209	157	Franco Arenosa
EMA	R. Florestal	6,7	40,6	289,34	0,16	0,02	0,05	4,94	1,75	7,6	7,61	3,77	24,4	800	125	75	Areia Franca
FRAN	R. Florestal	6,4	16,44	1008,0 2	0,16	1,5	0,05	7,87	3,65	14,26	15,76	1,71	44,07	675	163	162	Franco Arenosa
GUIL	R. Florestal	5,2	9,37	228,49	0,19	1,72	0,35	1,37	1,05	3,19	4,91	0,52	14,31	794	154	52	Areia Franca
JANG	R. Florestal	5,7	56,18	199,16	0,27	0,43	0,1	3,29	2,4	6,47	6,9	0,98	21,95	808	128	64	Areia Franca

LAPA	R. Florestal	6	15,23	448,98	0,17	1,53	0,05	4,81	1,09	7,22	8,75	0,81	32,11	755	136	109	Fraco Arenosa
LUCI	R. Florestal	4,6	7,58	306,28	0,31	3,45	0,25	3,07	0,88	5,05	8,5	0,87	34,77	776	145	79	Fraco Arenosa
MANU	R. Florestal	6	2,01	264,94	0,07	0,46	0,05	1,88	0,61	3,24	3,71	0,29	17,81	815	148	37	Areia Franca
MARC	R. Florestal	7	48,46	312,72	0,26	0	0,05	10,37	5,55	16,98	16,98	0,78	35,69	666	231	103	Franco Arenosa
NELQ	R. Florestal	6,4	46,6	657,99	0,09	0,54	0,05	4,48	1,78	8,03	8,58	0,59	30,05	783	136	81	Fraco Arenosa
NIVA	R. Florestal	6,4	6,65	534,65	0,1	0	0,05	3,07	1,68	6,22	6,22	0,52	19,24	817	144	39	Areia Franca
RICO	R. Florestal	5,8	4,08	754,66	0,1	1,65	0,1	3,63	0,81	6,47	8,12	0,73	27,35	815	119	66	Areia Franca
SALA	R. Florestal	6,3	79,36	704,66	0,15	1,98	0,05	8,18	1,41	11,55	13,53	1,76	53,02	728	204	68	Franco Arenosa

2.4 DESCRITORES DE PAISAGEM

Para mensurar as variáveis de paisagem, um ortomosaico para cada área de estudo foi criado, utilizando o ponto central da área agrícola amostrada como o centróide da imagem. Os ortomosaicos foram feitos com fotografias aéreas capturadas por um veículo aéreo não tripulado (drone). Entre 500 e 600 fotos foram capturadas em cada paisagem, com uma largura de sensor de câmera de 17,3 milímetros, uma distância focal de câmera de 12,3 milímetros e uma altura de voo de 100 metros. Cada fotografia abrangeu uma área de 141 x 105 metros no solo, com uma Distância de Amostragem do Solo (GSD) de 2,66 centímetros/pixel, resultando em imagens de alta resolução. O ortomosaico de cada paisagem engloba uma extensão de aproximadamente 144 hectares (1200 x 1200m) e foi construído utilizando o Agisoft Metashape Professional (versão 1.8.3), seguindo as etapas de (1) alinhamento de fotos, (2) construção de nuvem densa, (3) construção de malha, (4) texturização e (5) construção de ortomosaico.

Identificamos sete tipos de cobertura do solo (Figura 1C): (1) *pasture*: terras cobertas com gramíneas e/ou arbustos, adequadas para pastar animais, especialmente gado; (2) *bare soil*: áreas compostas em sua maioria por solo exposto; (3) *cropland*: áreas de produção agrícola; (4) *forest*: áreas majoritariamente cobertas por árvores altas (5 a 14 m de altura); (5) *woodland*: áreas cobertas por uma mistura de árvores (de 2 a 5 m de altura) e arbustos; (6) *shrubland*: matagais, áreas compostas majoritariamente por arbustos e solo descoberto; (7) *water surface*: representada por pequenas represas utilizadas para acumular água do período chuvoso (adaptado de Araujo *et al.* 2021).

Após determinação dos tipos de cobertura do solo em cada paisagem, estimamos as variáveis preditores em escala de paisagem: (1) porcentagem de cobertura natural (PLAND = soma de *forest* e *woodland*), como medida de composição da paisagem; (2) densidade de fragmentos conservados (PD = mensurada a partir do número total de fragmentos dividido pela área total do *buffer*), como medida de configuração da paisagem e; (3) heterogeneidade de uso da matriz (SHDI = avaliado pelo Índice de Shannon e mensura a diversidade de tipos de cobertura antrópica do solo: *pasture*, *bare soil*, *cropland*, *shrubland* e *water surface*).

Antes da seleção de modelos, analisamos as variáveis em três escalas de paisagem (100 m, 300 m e 500 m; Figura 1C); avaliações em diferentes escalas são recomendáveis para compreender a relação entre a variável resposta e a capacidade explicativa (métrica da paisagem), pois permitem identificar a escala de efeito, ou seja, o tamanho da paisagem na qual a variável paisagem exerce maior impacto na variável resposta. Essa identificação é crucial para inferências mais confiáveis sobre o efeito da paisagem na biodiversidade, fornecendo *insights*

sobre os padrões, processos e mecanismos que influenciam a diversidade em paisagens antrópicas (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2019).

A distância entre as unidades de estudo foi medida utilizando a ferramenta de medição do *Google Earth*. Para isso, usamos o ponto médio do transecto (3º ponto do transecto) de amostragem da fauna de solo (vide item 2.2) da área agrícola, e do remanescente florestal. A distância entre esses pontos foi registrada em metros para cada uma das 14 áreas de estudo analisadas.

2.5 ANÁLISE DE DADOS

Para calcular a densidade de indivíduos por metro quadrado, os indivíduos coletados nas cinco sondas de cada unidade de estudo, em cada área, foram somados e divididos pela área total amostrada (0,0221 m²). Isso resultou em um valor de densidade para cada unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) em cada uma das 14 áreas de estudo. A partir desses valores, foram calculadas a média e o desvio padrão da densidade/m² para os dois tipos de uso do solo: área agrícola e remanescente florestal.

Para comparar a abundância média e a densidade de invertebrados edáficos entre áreas agrícolas e remanescentes florestais, utilizamos o teste t pareado, aplicando transformação logarítmica para atender aos pressupostos de normalidade. A normalidade das variáveis foi verificada e atendido pelo teste de Shapiro-Wilk de forma separada para cada ambiente.

Para avaliar a dissimilaridade na composição das comunidades de táxons entre as unidades de estudo realizamos uma análise *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS) usando a função *metaMDS* do pacote *vegan*, e a distância de Gower como medida de dissimilaridade; uma análise de variância permutacional (PERMANOVA) foi feita para verificar a diferença de composição das comunidades entre as unidades de estudo, usando a função *adonis2* também do pacote *vegan*. Além disso, aplicamos o teste de dispersão beta (*Betadisper*) para avaliar a homogeneidade das dispersões dentro dos grupos.

Para determinar a diversidade de macroinvertebrados edáficos utilizamos as ordens de diversidade de Hill (1973). A equação geral para o cálculo depende apenas do valor de q e da abundância relativa dos táxons:

$$qD = (\sum_{i=1}^S p_i^q)^{1/(1-q)}$$

Onde: q é um parâmetro conhecido como ordem da diversidade e é usado para dar peso aos táxons comuns ou raros. Deste modo, $q = 0$ (0D) não considera a frequência das espécies e representa a riqueza observada de táxons, $q = 1$ (1D) equivale a transformação do

índice de Shannon-Wiener (i.e. $\exp(H')$) e atribui pesos aos táxons mais comuns, e, $q = 2$ (2D) equivale à transformação do índice de Gini-Simpson (i.e. $1/(1-D)$) e atribui peso aos táxons raros. Os cálculos foram realizados usando os pacotes *iNEXT* e *hillR*.

Para investigar se as variáveis do solo influenciam as variáveis resposta (0D , 1D e 2D) inicialmente, foi calculada a matriz de correlação de Pearson entre todas as variáveis edáficas, com o objetivo de identificar pares altamente correlacionados ($r > 0.8$). Variáveis com alta colinearidade foram removidas para evitar redundância nos modelos subsequentes. Nestes casos, foi realizada a exclusão manual das variáveis correlacionadas com base nas perguntas de pesquisa e critérios ecológicos. Com os dados filtrados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando duas abordagens complementares: *prcomp*, para visualização da contribuição das variáveis, e o pacote *FactoMineR*, que permitiu uma avaliação mais aprofundada dos componentes principais. A partir da função *dimdesc*, foram identificadas as variáveis que mais explicaram a variância nos três primeiros eixos da PCA, considerando um nível de significância de 5% ($p < 0.05$). As variáveis estatisticamente significativas do primeiro componente foram utilizadas como preditoras em modelos de regressão linear múltipla para explicar a diversidade de macroinvertebrados edáficos, representada pelos índices de Hill nas ordens 0D , 1D e 2D . Cada modelo cheio foi ajustado separadamente para cada índice de diversidade, e o diagnóstico dos modelos foi avaliado por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), para checar a presença de multicolinearidade residual. Em seguida, modelos simples foram ajustados com as variáveis significativas identificadas nos modelos cheios, e apenas a significância desses modelos simples foi considerada. Além disso, as análises foram também realizadas de forma estratificada por unidade de estudo. Para cada unidade seguiu-se o mesmo protocolo: exclusão de variáveis altamente correlacionadas, PCA, seleção de variáveis com *dimdesc*, regressão linear múltipla e VIF.

Para avaliar se a diferença entre as unidades de estudo afeta as ordens de diversidade, aplicamos o teste t pareado, considerando os pares de pontos amostrais entre a área agrícola e o remanescente florestal. Antes do teste, verificamos o pressuposto de normalidade das diferenças utilizando o teste de Shapiro-Wilk e a inspeção visual por meio de QQ plots. A normalidade das diferenças foi observada nos QQ plots, indicando distribuição aproximadamente normal para os três índices. No entanto, pelo teste de Shapiro-Wilk, a normalidade foi confirmada apenas para os índices 0D ($p = 0,73$) e 2D ($p = 0,31$), enquanto o índice 1D apresentou violação ($p = 0,03$). Apesar disso, como o teste t pareado é considerado robusto mesmo com moderada violação da normalidade, optamos por prosseguir a análise para os três índices.

Para testar se o aumento do desmatamento (PLAND), da fragmentação (PD) e do nível de antropização da matriz (SHDI) ao redor das áreas agrícolas causaram uma diminuição na diversidade de macroinvertebrados edáficos, utilizamos as ordens de diversidade, considerando apenas os dados provenientes nas áreas agrícolas. Primeiro, identificamos a escala espacial em que cada descritor da paisagem (PLAND, PD e SHDI) exerceu maior efeito sobre as variáveis de resposta. Para isso, construímos modelos simples univariados em cada escala espacial e os comparamos a partir dos valores de AIC (Burnham; Anderson, 2002). A escala que apresentou o menor valor de AIC foi selecionada para a etapa seguinte, que correspondeu à construção de um modelo múltiplo completo contendo os três descritores da paisagem (PLAND, PD e SHDI) com as escalas de menor AIC como variáveis preditoras do modelo, e 0D , 1D , 2D como variáveis de resposta. Ajustamos os modelos completos com o pacote *lme4* e calculamos o VIF de cada variável com o pacote *car* (Zuur *et al.*, 2009). Os valores de VIF foram inferiores a 1,2 em todos os casos, indicando que não houve multicolinearidade entre os preditores PLAND, PD e SHDI. Como os preditores foram mensurados e expressos de maneira diferente, os modelos foram ajustados com dados padronizados calculados com a função *scale* do R base. O modelo para 0D usou a família *poisson* pois são dados de contagem, enquanto 1D e 2D usaram *gamma*, pois são dados contínuos.

Para cada modelo completo, aplicamos um procedimento de seleção de modelos com base no Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) (Burnham; Anderson, 2002), disponível no pacote *MuMIn*. Modelos com $\Delta AICc < 2$ foram considerados igualmente plausíveis e submetidos à análise de seus pressupostos no pacote *DHARMA* (i.e., homogeneidade de variância, ausência de outliers e de sobredispersão). Todos os pressupostos foram atendidos com distribuição gaussiana e função de ligação *identity*. Para 2D apenas um modelo apresentou $\Delta AICc < 2$ em relação aos demais, sendo, portanto, o único considerado. Já para 0D e 1D , como mais de um modelo foi igualmente plausível ($\Delta AICc < 2$), aplicamos a abordagem de modelo médio (*multimodel averaging approach*) para interpretar adequadamente os resultados.

Para testar se a distância entre as unidades de estudo tem influência na diversidade de macroinvertebrados, utilizamos uma análise de regressão linear, com base nos pacotes *ggplot2*, *dplyr*, *readxl*, *car*, *lmtest* e *vegan*. Um modelo de regressão linear foi ajustado para cada uma das variáveis dependentes (0D , 1D e 2D), com a variável independente sendo a distância entre as unidades de estudo, considerando as 14 áreas de estudo. Os pressupostos dos modelos foram atendidos, testados com o pacote *DHARMA* (i.e., homogeneidade de variância, ausência de

outliers e de sobredispersão). Todas as análises mencionadas nessa seção foram realizadas no software R (versão 4.2.2; R Core Team, 2022).

3 RESULTADOS

3.4 DADOS DESCRITIVOS, DENSIDADE E COMPOSIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS

A densidade média de macroinvertebrados foi de $753,41 \pm 1.328,58$ ind/m² na área agrícola e $1.341,91 \pm 1.148,34$ ind/m² no remanescente florestal, apresentando diferença significativa (log; $t = -3,23$, $dF = 13$, $p = 0,0066$). O remanescente florestal também apresentou maior abundância relativa, com 415 indivíduos (64,05%) em comparação à área agrícola, que apresentou 233 indivíduos (35,95%). A média de abundância foi significativamente maior no remanescente florestal ($29,6 \pm 25,4$) do que na área agrícola ($16,6 \pm 29,3$) (log; $t = -3,12$, $dF = 13$, $p = 0,0081$).

Um total de 648 indivíduos, distribuídos entre 17 táxons, foi registrado nas 14 áreas de estudo amostradas, sendo 16 táxons identificados no remanescente florestal e 14 na área agrícola (Tabela 2). Os táxons mais representativos nos remanescentes florestais foram Blattodea ($n = 162$; 39%), Hymenoptera ($n = 105$; 25%) e formas imaturas ($n = 48$; 12%); na área agrícola, destacaram-se Hymenoptera ($n = 147$; 63%), formas imaturas ($n = 28$; 12%) e Blattodea ($n = 17$; 7%). Pseudoscorpiones, Embioptera e Archiognatha foram exclusivos do remanescente florestal, enquanto Ephemeroptera ocorreu apenas na área agrícola (Figura 3).

TABELA 2 - Abundância de macroinvertebrados edáficos registrados nas 14 áreas de estudo amostrados nas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) no Cariri paraibano, Brasil.

TÁXONS	ÁREAS ¹														TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
ÁREA AGRÍCOLA															
Arachnida															
Araneae							2	1		1	1				5
Insecta															
Blattodea		11					1				5				17
Coleoptera				1	1	2	2	1	2			3	1		13
Diptera													1		1
Ephemeroptera							1								1
Hemiptera								1				1		2	4
Hymenoptera	1	3				4	23	8	2		1	102	2	1	147
Psocoptera										1					1
Imaturo		1	2	3	2	2	4	2	1		1	7		3	28
Oligochaeta															
Haplotaxida		1	3					3			4	1			12
Diplopoda															
Julida	1														1
Polydesmida							1								1

Spirobolida		1														1
Chilopoda																
Scolopendromorpha		1														1
Total	2	18	5	4	3	8	34	16	5	2	12	114	4	6		233
REMANESCENTE FLORESTAL																
Arachnida																
Araneae		1			1	3	2				1		1	1		10
Pseudoscorpiones													1			1
Archaeognatha																
Archioignata									1							1
Insecta																
Blattodea		14		37	2			74	3			10	22			162
Coleoptera	1				3	6	4	2	17	1				1		35
Diptera														1		1
Embioptera								1	2							3
Hemiptera				1		1	1	2	2		1		2			10
Hymenoptera		11	1	1			10	1	18	4	1	40	13	5		105
Psocoptera										1						1
Imaturo	1	1	3	3	2	3	4	2	17	1	2	2	4	3		48
Oligochaeta																
Haplotaxida	9		1			2		3	1			1				17
Diplopoda																
Julida		2		4		1	1				2		1			11
Polydesmida		1		2			1			1	1					6
Spirobolida		1							1							2
Chilopoda																
Scolopendromorpha								2								2
Total	11	31	5	48	8	16	23	87	62	8	8	53	44	11		415
Total Geral	13	49	10	52	11	24	57	103	67	10	20	167	48	17		648

¹ Áreas: 1 = Dani; 2 = Edmi; 3 = Ema; 4 = Fran; 5 = Guil; 6 = Jang; 7 = Lapa; 8 = Luci; 9 = Marc; 10 = Nelq; 11 = Niva; 12 = Sala; 13 = Clod; 14 = Manu.

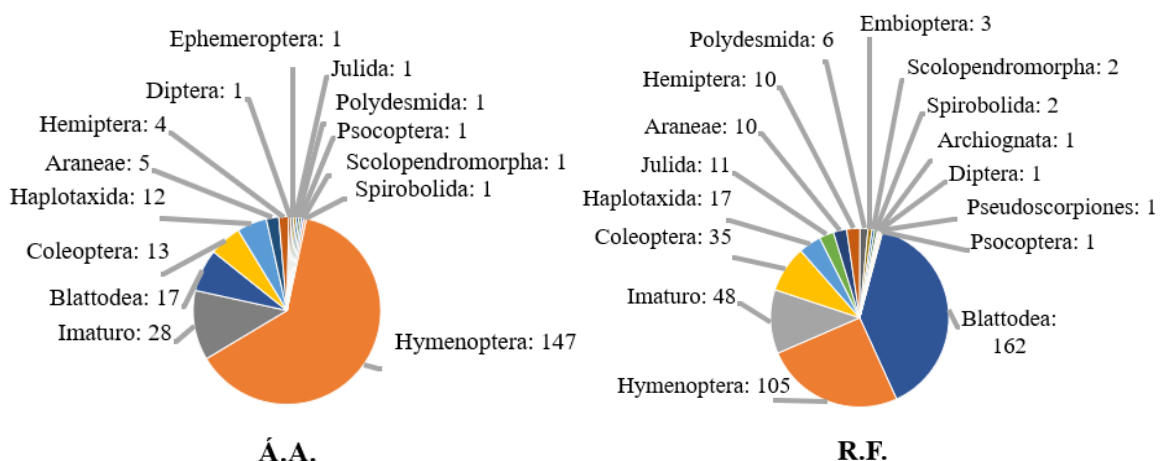


FIGURA 3 - Abundância dos 14 táxons coletados na área agrícola (Á.A.) e 16 táxons coletados no remanescente florestal (R.F.) das 14 áreas de estudo do Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil.

Os resultados da PERMANOVA mostraram que não há diferença significativa na composição média das comunidades entre as unidades de estudo (Figura 4; $F_c = 0,99$; $R^2 =$

0,03; $p = 0,4$). Contudo, a dispersão dos táxons em torno do centróide difere significativamente entre a área agrícola e o remanescente florestal, conforme indicado pelo teste de dispersão beta ($Fd = 5,42$; $p = 0,03$). As comunidades do remanescente florestal apresentaram uma distância média ao centróide maior do que aquelas do cultivo, o que indica maior variabilidade interna e, portanto, maior heterogeneidade na composição das amostras.

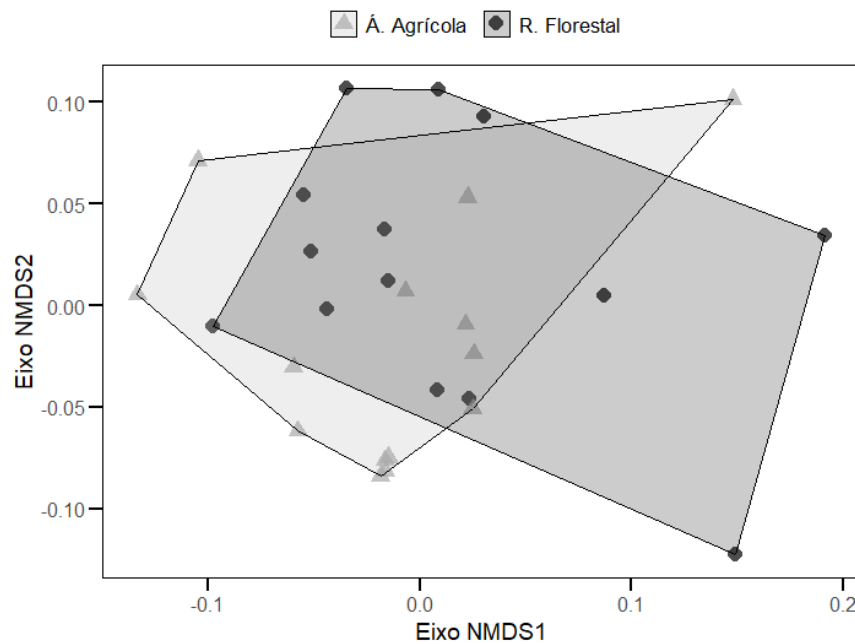


FIGURA 4 - Ordenação da comunidade de macroinvertebrados edáficos capturados nas 14 áreas de estudo, no remanescente florestal e área agrícola, em uma sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. A ordenação foi realizada por meio de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).

3.5 EFEITOS DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

A PCA revelou que a Dimensão 1 explicou 34,05% da variância total dos dados (Figura 5A), sendo fortemente influenciada positivamente por CTC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , MOS, SB, K e P, e negativamente por Al^{3+} e areia. No entanto, as regressões lineares múltiplas realizadas entre essas variáveis e os índices de diversidade (0D , 1D e 2D) não identificaram associações estatisticamente significativas nos modelos cheios. Ao analisar as unidades de estudo separadamente, observou-se que, na área agrícola, a Dimensão 1 da PCA explicou 32,58% da variância, sendo positivamente influenciada por CTC, MOS, Mg^{2+} , N e Ca^{2+} , e negativamente por Areia (Figura 5B); contudo, não houve associação com os índices de diversidade nos modelos.

No remanescente florestal, a Dimensão 1 explicou 33,58% da variância, sendo positivamente influenciada por MOS, K, Mg^{2+} , e P, e negativamente por Al^3 e Areia (Figura

5C). Nessa área, 0D apresentou associação positiva com MOS ($p = 0,02$), e negativa com K ($p = 0,02$) e P ($p = 0,04$) no modelo cheio, contudo, as regressões em modelos simples individuais mostraram apenas a correlação positiva significativa entre MOS e 0D (Tabela 3; Figura 6). Para os índices de diversidade 1D e 2D , não foram observadas relações significativas em nenhuma das unidades de estudo avaliadas.

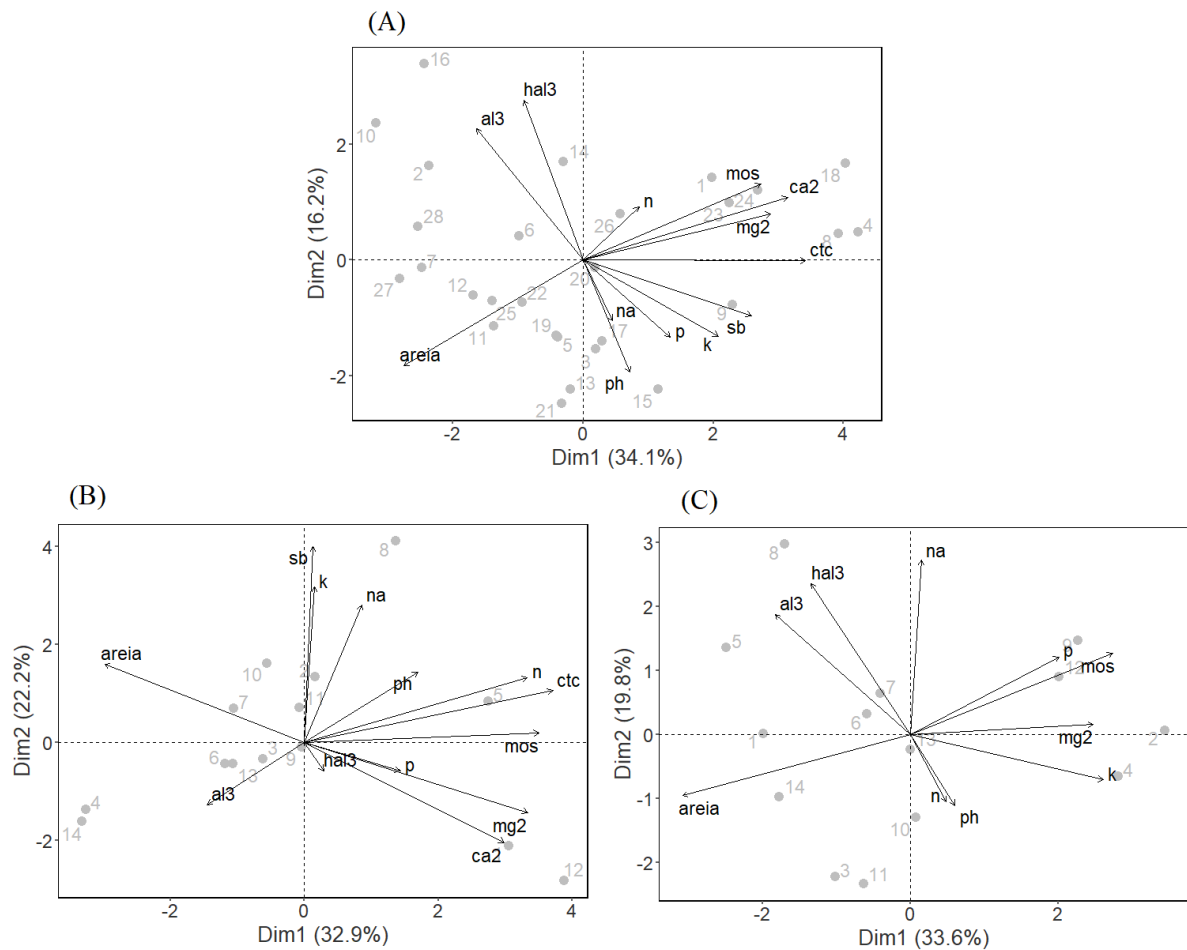


FIGURA 5 - Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas variáveis químicas e físicas do solo nas áreas amostradas no Cariri paraibano. (A) PCA considerando todas as amostras das duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal). (B) PCA para as amostras da área agrícola. (C) PCA para o remanescente florestal.

TABELA 3 - Resultados dos modelos de regressão linear múltipla (modelo cheio) e regressões simples entre os descritores químicos e físicos do solo: matéria orgânica do solo (MOS) e alumínio trocável (Al^{3+}) em g/kg e magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), fósforo (P), em cmolc/dm³, e o índice de diversidade taxonômica 0D em remanescentes florestais no Cariri paraibano, Brasil.

MODELO CHEIO (0D)				
Variável	Estimativa	Erro Padrão	t-valor	p-valor
(Intercepto)	20.47	14.36	1.425	0.1972
MOS	0.001248	0.0004447	2.806	0.0263 *
Mg^{2+}	0.0007343	0.004313	0.170	0.8696
K	-0.00006631	0.00002229	-2.975	0.0207 *

P	-0.0004912	0.0002052	-2.393	0.0479 *
Al ³⁺	-0.05294	0.04255	-1.244	0.2535
Areia	-0.01781	0.01645	-1.083	0.3148
MODELOS SIMPLES (⁰D)				
MOS	0.0006506	0.0002780	2.34	0.037376 *
K	7.340×10^{-6}	1.861×10^{-5}	0.394	0.700150
P	0.0001223	0.0002122	0.577	0.575

***P < 0,001 **P < 0,01 *P < 0,05 •P < 0,1

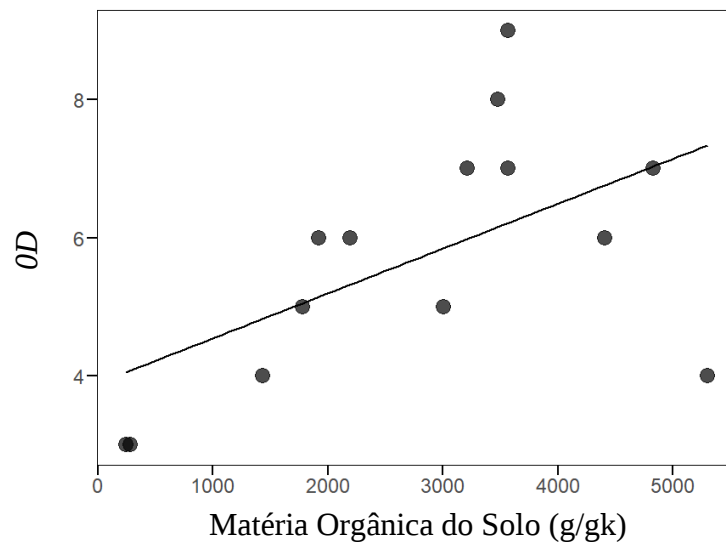


FIGURA 6 - Regressão linear simples entre o índice de diversidade ⁰D e o teor de MOS (g/kg) em áreas de remanescente florestal no Cariri paraibano, Brasil.

3.6 EFEITOS DO TIPO DE ECOSISTEMA SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

Descobrimos que, entre as unidades de estudo, o remanescente florestal apresentou maior diversidade para todos os números de Hill (⁰D, $p = 0,0009$; ¹D, $p = 0,008$; ²D, $p = 0,02$), em detrimento dos sistemas de área agrícola (Figura 7).

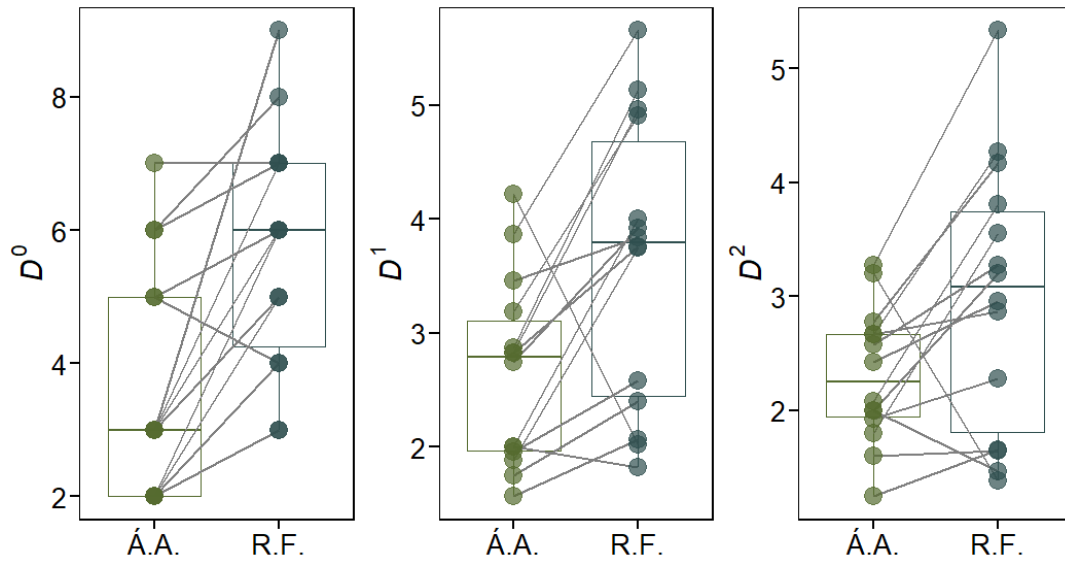


FIGURA 7 - Boxplots comparando os índices de diversidade de Hill (0D , 1D , 2D) entre área agrícola (Á.A.) e remanescente florestal (R.F.) em 14 paisagens da sub-região do Cariri paraibano, Caatinga, Nordeste do Brasil. As comparações foram realizadas com teste t pareado.

3.7 EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

O aumento da porcentagem de cobertura florestal (PLAND) não influenciou a diversidade de ordem 0D ($p = 0,08$; 500m), 1D ($p = 0,2$; 500m) e 2D ($p = 0,5$; 100m). Já a heterogeneidade de uso da matriz (SHDI) afetou negativamente a diversidade de ordem 1D ($p = 0,007$) e 2D ($p = 0,001$) na escala de 300m, mas não 0D ($p = 0,8$; 100m). A densidade de fragmentos conservados (PD) não causou efeito para 0D ($p = 0,5$; 300m) 1D ($p = 0,1$; 500m) e 2D ($p = 0,2$; 100m) (Tabela 4; Figura 8).

TABELA 4 - Modelos lineares avaliando os efeitos de métricas de paisagem: densidade de fragmentos conservados (PD), porcentagem de cobertura natural (PLAND) e heterogeneidade de uso da matriz (SHDI), sobre os índices de diversidade de Hill, em diferentes escalas espaciais (100 m, 300 m e 500 m). Os modelos foram selecionados com base no critério de informação corrigido de Akaike (AICc), sendo apresentados os melhores modelos ($\Delta AICc < 2$) e o modelo médio para cada índice.

MODELO	INTERCEPTO	PD 300 m	PLAND 500 m	SHDI 100 m	GL	AICc	$\Delta AICc$	PESO
0D (Riqueza observada de táxons)								
3	1.257		0.275		2	55.3	0.00	0.376
1	1.293				1	56.3	0.96	0.233
Modelo médio	< 0,001		0.08 •					
1D (Diversidade de táxons comuns)								
		PD 500 m	PLAND 500 m	SHDI 300 m				

MODELO	INTERCEPTO	PD 300 m	PLAND 500 m	SHDI 100 m	GL	AICc	Δ AICc	PESO
5	2.657			-0.5648	3	33.0	0.00	0.520
6	2.657	0.2533		-0.6038	4	34.4	1.41	0.257
Modelo médio	< 0,001	0.60307 ^{ns}		0.00276 **				
		PD 500 m	PLAND 500 m	SHDI 300 m				

²D (Diversidade de táxons raros)

5	2.301			-0.4512	3	20.4	0.00	0.653
Modelo	< 0,001			0,00158 **				

***P < 0,001; **P < 0,01; *P < 0,05; •P < 0,1 ^{ns} = Não significativo

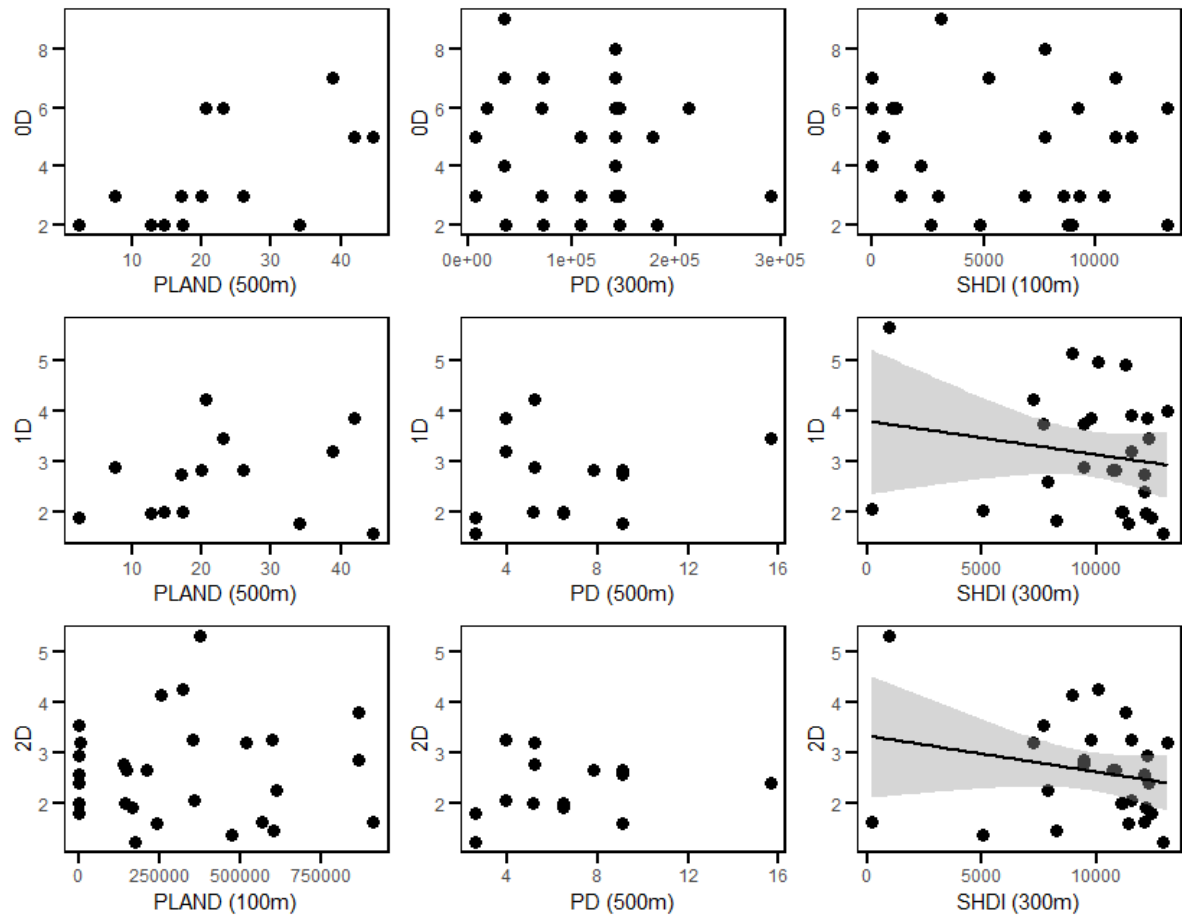


FIGURA 8 - Relações entre os índices de diversidade de macroinvertebrados édáficos (⁰D, ¹D, ²D) e PLAND, PD e SHDI, a partir dos melhores modelos lineares ajustados para cada variável, nas escalas espaciais mais apropriadas, em 14 paisagens de uma sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. A presença da linha de regressão indica uma associação estatisticamente significativa entre as variáveis.

3.8 EFEITOS DA DISTÂNCIA ENTRE UNIDADES DE ESTUDO SOBRE A DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

A análise de regressão linear não indicou efeito da proximidade do remanescente florestal sobre a diversidade de macroinvertebrados na área agrícola, considerando os índices 0D ($p = 0,2$), 1D ($p = 0,7$) e 2D ($p = 0,9$) (Figura 9).

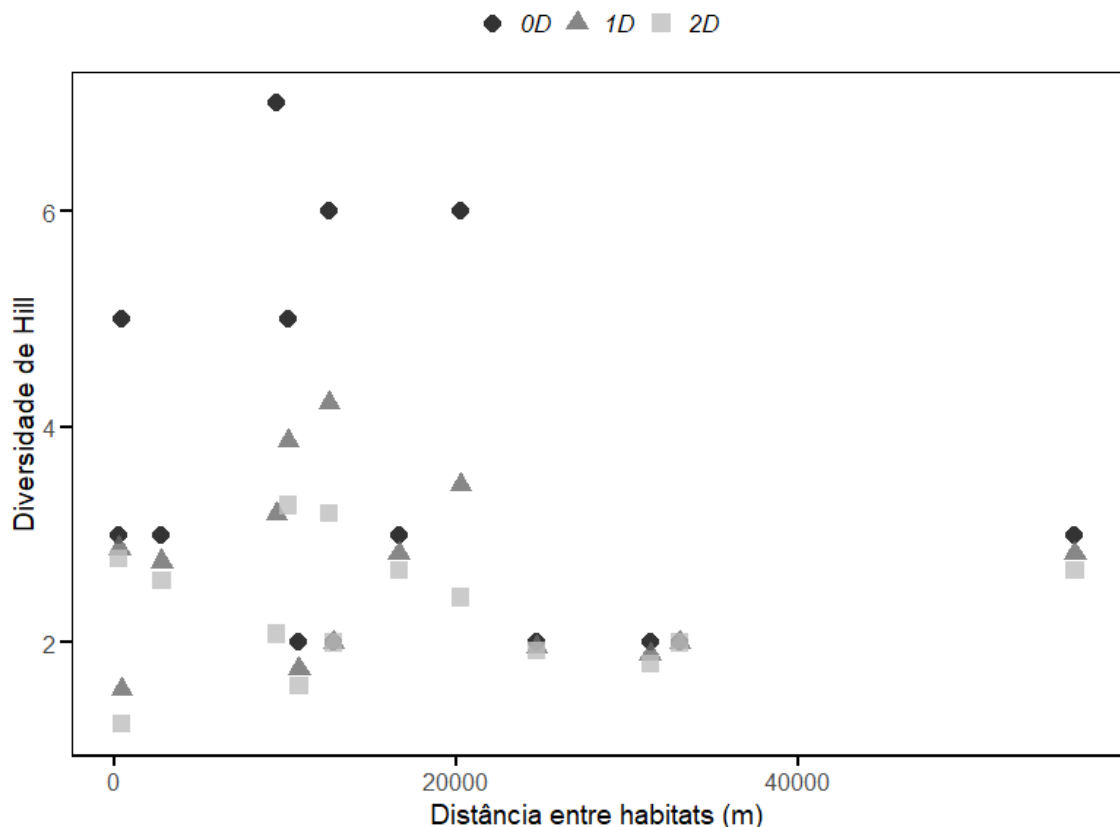


FIGURA 9 - Relação entre a diversidade (0D , 1D , 2D) da fauna de solo e a distância entre unidades de estudo (em metros), de 14 paisagens de uma sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. A linhas de regressão estão presentes apenas em caráter didático, não indicando associação estatisticamente significativa entre as variáveis.

4 DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam de forma consistente que a conversão de áreas florestais em agrícolas altera negativamente a comunidade de macroinvertebrados do solo da Caatinga, tanto em escala local quanto de paisagem, confirmando parcialmente nossa hipótese. Observamos que as mudanças mais significativas ocorreram em escala local, uma vez que a MOS e o tipo de ecossistema local foram determinantes para as variações na diversidade. Esse resultado era esperado, considerando a baixa mobilidade dos macroinvertebrados edáficos, que possuem uma

forte ligação com o solo e com a vegetação que o recobre localmente. Em escala de paisagem, matrizes mais antropizadas apresentaram comunidades mais empobrecidas na área agrícola, conforme o esperado. No entanto, não encontramos uma associação clara entre o empobrecimento das comunidades na área agrícola e o grau de desmatamento ou fragmentação das paisagens, bem como em relação a distância entre as unidades de estudo estudadas.

FATORES LOCAIS E SUAS INFLUÊNCIAS SOBRE A DIVERSIDADE EDÁFICA

A média de abundância e densidade de indivíduos por m² foi maior no remanescente florestal do que na área agrícola. Padrões semelhantes foram observados em áreas de mata nativa da Caatinga (Lima; Almeida, 2017) e do Cerrado (Silva *et al.*, 2019) quando comparadas a ambientes degradados. Além disso, a expressividade dos grupos encontrados nesse estudo, no remanescente florestal (Blattodea: 39%; Hymenoptera: 25%; formas imaturas: 12%), foi relatado de forma semelhante em outras pesquisas na Caatinga (Isoptera: 57,8; Formicidae: 17,2%; larvas de Coleoptera: 7,3%; Araújo; Bandeira; Vasconcellos, 2010).

Nossos resultados indicaram que a composição (NMDS) das comunidades de artrópodes edáficos não diferiu entre as unidades de estudo. Um padrão comparável foi descrito por Santana *et al.* (2021) na Caatinga, onde a composição da fauna do solo foi semelhante entre mata nativa e pastagem, ou seja, dois ambientes que dependem da precipitação natural. Em contraste, a agricultura irrigada apresentou composição distinta no estudo. Esse achado reforça a premissa de que a disponibilidade hídrica pode ser um fator determinante para diferenciar a composição média das comunidades de táxons entre as unidades de estudo. Neste estudo, tanto o remanescente florestal quanto a área agrícola de sequeiro são dependentes da chuva, o que pode explicar a similaridade observada na composição comunitária, apesar das diferenças em abundância e densidade. Além disso, o nível taxonômico considerado também pode influenciar essa percepção, já que padrões de similaridade tendem a ser mais evidentes em níveis taxonômicos mais agregados, mesmo quando há diferenças entre espécies individuais.

O teste de homogeneidade da dispersão multivariada revelou diferenças significativas na variabilidade interna das comunidades. Especificamente, as amostras do remanescente florestal apresentaram uma dispersão significativamente maior em relação à mediana do grupo (0,12228) do que as da área agrícola (0,05923), indicando maior heterogeneidade na composição taxonômica florestal. Dessa forma, a maior abundância, densidade e heterogeneidade observadas nas áreas florestais reforçam a existência de interações locais que contribuem para o empobrecimento das comunidades em áreas agrícolas, possivelmente relacionadas às perturbações de origem antrópica.

Ao analisar a influência do solo na diversidade edáfica nos remanescentes florestais, verificamos que a MOS foi positivamente associada à diversidade de ordem 0D , o que era esperado, considerando que a MOS atua como fonte primária de alimento e energia para macroinvertebrados edáficos, além de fornecer habitat e microambientes favoráveis à sua sobrevivência. A MOS sustenta a atividade biológica ao longo do perfil do solo, promovendo a diversidade e o funcionamento das comunidades de decompositores, que são fundamentais para os processos de ciclagem de nutrientes e manutenção da estrutura do solo (Mohammadi *et al.*, 2011). Além disso, regiões de terras secas possuem geralmente baixa MOS (Plaza *et al.*, 2018; Quoreishi *et al.*, 2022), com esses organismos tendendo a responder de forma particularmente sensível às variações na disponibilidade de recursos orgânicos, refletindo rapidamente mudanças no manejo do solo e nas condições ambientais. Um estudo realizado em uma área florestal da mesma sub-região da Caatinga apresentou resultados semelhantes, evidenciando que a MOS influencia positivamente a abundância e a riqueza de macroartrópodes edáficos (Araújo; Bandeira; Vasconcellos, 2010).

Dessa forma, reforçamos que os remanescentes florestais permitem um aporte de MOS capaz de promover maior riqueza de táxons edáficos. Esse aspecto é especialmente relevante considerando que, por estarem adjacentes a áreas agrícolas, esses remanescentes podem favorecer interações ecológicas que auxiliam na manutenção da produtividade agroecossistêmica e, ao mesmo tempo, promovem a estabilidade dos ecossistemas naturais. Assim como já apontado em outros estudos, a conservação de fragmentos florestais é essencial para a manutenção da diversidade de organismos edáficos (Xu *et al.*, 2017; Eckert *et al.*, 2022; Horňák *et al.*, 2023). No entanto, na área agrícola, a MOS e demais variáveis edáficas analisadas não se mostraram fatores determinantes para a diversidade. Além disso, não foi identificada associação entre as variáveis do solo e as diversidades de ordem 1 e 2, tanto de forma geral quanto entre as unidades de estudo analisadas.

Ao avaliar a diversidade das comunidades edáficas entre as duas unidades de estudo, verificamos que os remanescentes florestais apresentaram maior diversidade de artrópodes edáficos em todos os índices de Hill, quando comparados às áreas agrícolas. Esse resultado é reforçado por uma combinação de evidências observadas nesse estudo: maior abundância e densidade de indivíduos no remanescente florestal, maior heterogeneidade na composição taxonômica das comunidades e a influência positiva da MOS sobre a riqueza de táxons nos remanescentes florestais. Contudo, outros fatores também podem explicar esse padrão. A maioria dos táxons registrados neste estudo se alimenta predominantemente de necromassa vegetal e animal (Coleman; Geisen; Wall, 2024), recurso notoriamente mais abundante em

ambientes florestais. Além disso, esses organismos são sensíveis a variações nas condições microambientais, como temperatura, umidade e porosidade do solo (Baretta *et al.*, 2011). Em ambientes agrícolas, os solos tendem a ser mais compactados e apresentam condições de temperatura e umidade menos favoráveis, em função dos distúrbios mecânicos decorrentes do manejo (Bhatt; Giri; Napari, 2024), especialmente em áreas de clima mais seco (Melo *et al.*, 2008). Kudureti *et al.* (2023) argumentam que a seca reduz a porosidade e a capacidade de retenção de água do solo, o que compromete a abundância e modifica a composição da fauna edáfica; a redução da cobertura vegetal e as alterações no microclima da superfície do solo, causadas pela seca, também contribuem indiretamente para a diminuição da fauna.

Padrões semelhantes de maior diversidade em habitats florestais em detrimento de agrícolas foram visualizados em outras pesquisas na caatinga (Nunes; Araújo Filho; Menezes, 2009) ou em terras áridas e semi-áridas de modo geral (Muvengwi *et al.*, 2017; Meloni *et al.*, 2020). Nossa investigação apoia a ideia de que os remanescentes florestais atuam como refúgios para a comunidade de macroinvertebrados edáficos, com a riqueza e diversidade dessa fauna sendo modulada por variáveis locais bióticas e abióticas presentes nesses ecossistemas. Esses fragmentos atuam como verdadeiras áreas de resgate para a fauna do solo, possibilitando a manutenção e o fluxo de táxons que, ao interagirem com as áreas agrícolas adjacentes, promovem interações ecológicas benéficas, com potencial para contribuir com serviços ecossistêmicos relevantes à produção agrícola.

FATORES DE PAISAGEM E SUAS INFLUÊNCIAS SOBRE A DIVERSIDADE EDÁFICA

Ao analisar a influência de variáveis de paisagem, não verificamos uma relação significativa entre a proporção de cobertura florestal de Caatinga e a riqueza de macroinvertebrados em áreas agrícolas para 0D , 1D e 2D . Na mesma sub-região de Caatinga deste estudo, Estupinan-Mojica *et al.* (2022) obtiveram resultados contrastantes aos dessa pesquisa, ao relatarem modelos com relação positiva significativa entre a cobertura florestal e a riqueza (0D) de espécies de besouros rola-bosta. Em paisagens antrópicas de ambientes áridos e semiáridos, os remanescentes florestais desempenham papel basal na manutenção de comunidades de artrópodes edáficos (Lingbeek *et al.*, 2017; Meloni *et al.*, 2020). Diversos fatores bióticos e abióticos podem modular a distribuição e abundância de organismos nos ecossistemas terrestres. Em particular, os remanescentes florestais fornecem melhores recursos, como alimento, habitat para nidificação e microclimas favoráveis. Esses recursos são importantes para macroinvertebrados do solo, uma vez que fatores como matéria orgânica, umidade e temperatura do solo são preditores importantes para a abundância e riqueza (Araújo;

Bandeira; Vasconcellos, 2010), além de produção e qualidade de serrapilheira e raízes, como fatores relacionados a abundância de vários grupos (Doblas-Miranda; Sánchez-Piñero; González-Megías, 2009), em ecossistemas áridos e semiáridos.

Nesse estudo, observamos que a ausência da relação da porcentagem de cobertura florestal com os índices de diversidade, pode indicar que, mesmo com a proximidade de áreas florestais, o grau de conversão da paisagem para usos agrícolas pode ter ultrapassado o limiar a partir do qual esses fragmentos deixam de ser eficazes para a manutenção da diversidade de macroinvertebrados do solo, levando à sua exclusão ou redução drástica do sistema agrícola, ou outros fatores são responsáveis por essa variação. Essa conversão, portanto, pode resultar na perda de habitat para esses táxons, ao passo em que os serviços ecossistêmicos associados a esses organismos podem ser reduzidos ou ausentes no ambiente agrícola.

Contudo, esse efeito pode não refletir necessariamente a manutenção da diversidade de macroinvertebrados do solo, mas sim a predominância de táxons comuns que mascaram diferenças em espécies menos abundantes. Mesmo com a proximidade de áreas florestais, o grau de conversão da paisagem para usos agrícolas pode limitar a presença de táxons mais sensíveis ou dominantes, enquanto os táxons gerais permanecem nos ambientes agrícolas. Essa conversão pode, portanto, reduzir a diversidade funcional e os serviços ecossistêmicos associados, mesmo que a composição aparente da comunidade se mantenha relativamente similar.

Diante desse cenário, torna-se ainda mais evidente a importância da preservação de remanescentes florestais no entorno dos sistemas agrícolas, devido aos serviços ecossistêmicos prestados por estas comunidades (Losey; Vaughan, 2006), principalmente ciclagem de nutrientes, melhorias na estrutura do solo e controle biológico. Estes serviços podem desempenhar um papel valioso na produtividade dos sistemas agrícolas (Losey; Vaughan, 2006), ao passo em que mantem a sustentabilidade e funcionalidade de paisagens antrópicas (Araujo *et al.*, 2021).

Verificamos que a heterogeneidade de uso da matriz atuou como um fator negativo para a diversidade de táxons comuns e raros (1D e 2D) na escala de 300 m, ou seja, quanto maior a diversidade de tipos de cobertura antrópica do solo, como pastagem, solo exposto, áreas agrícolas, vegetação arbustiva e corpos d'água, menor foi a diversidade desses organismos. Esse resultado confirma nossa hipótese e reforça a necessidade de compreender como diferentes formas de uso do solo impactam a biodiversidade, especialmente em contextos de paisagens fragmentadas e de maior tamanho espacial (300 m). Esses achados se somam a uma crescente literatura que aponta a simplificação das comunidades de invertebrados edáficos frente ao

aumento do impacto antrópico, especialmente em ambientes de Caatinga (Nunes; Araújo Filho; Menezes, 2009; Siqueira; Silva; Paz-Ferreiro, 2014; Araújo *et al.*, 2015; Aman *et al.*, 2018; Santana *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024). Assim, nossas evidências destacam a importância de estratégias de conservação que considerem não apenas os remanescentes naturais, mas também a qualidade ecológica da matriz e sua influência sobre comunidades locais.

Contrariando nossas hipóteses iniciais, a análise da configuração espacial do habitat revelou que a densidade de fragmentos conservados não influenciou significativamente a diversidade de táxons de artrópodes edáficos. Ou seja, maiores valores de PD não foram suficientes para promover uma resposta clara da comunidade do solo. De acordo com Salazar *et al.* (2021), mesmo em paisagens altamente fragmentadas da Caatinga, ainda existem fragmentos capazes de manter conectividade funcional para diversas espécies. Para os autores, os impactos da fragmentação variam conforme a capacidade de dispersão dos organismos, um aspecto especialmente relevante para a fauna edáfica, caracterizada por baixa mobilidade. Assim, a qualidade, a disposição espacial e a conectividade entre os fragmentos são elementos-chave para garantir a persistência da biodiversidade em paisagens agrícolas. Nesse contexto, Fischer e Lindenmayer (2006) e Wintle *et al.* (2019) oferecem uma visão mais ampla e integrada da conservação em paisagens fragmentadas, destacando que o tamanho dos fragmentos, por si só, não é o único fator determinante. Eles argumentam que a conservação eficaz deve considerar a qualidade do habitat, os efeitos de borda e o grau de isolamento, sendo que fragmentos menores, quando estrategicamente localizados, podem contribuir substancialmente para a conectividade e resiliência ecológica da paisagem. Complementarmente, Salazar *et al.* (2021) reforçam essa perspectiva ao identificar áreas prioritárias para restauração ecológica na Caatinga, as quais funcionam como elos estratégicos na malha de conectividade e podem apoiar a funcionalidade do ecossistema frente ao avanço agrícola.

É importante reconhecer que fragmentos pequenos e isolados não são isentos de vulnerabilidades. Arasa-Gisbert, Arroyo-Rodríguez e Andresan (2021) apontam que tais fragmentos estão mais suscetíveis a perturbações externas, como alterações microclimáticas, incêndios e exploração antrópica, o que pode comprometer sua integridade ecológica. De forma semelhante, Antongiovanni, Venticinque e Fonseca (2018) mostraram que, embora a Caatinga ainda apresente boa conectividade para espécies com maior capacidade de dispersão, a maior parte de sua vegetação remanescente está exposta a pressões humanas intensas. Assim, a ausência de efeito da densidade de fragmentos observada neste estudo pode refletir não a irrelevância da fragmentação em si, mas a predominância de outros fatores como qualidade do

habitat e conectividade funcional, que moldam de maneira mais decisiva a estrutura das comunidades de artrópodes edáficos.

Ainda, ao contrário do que esperávamos, a distância entre unidades de estudo não foi um fator determinante para a diversidade de macroinvertebrados edáficos na área agrícola. Esse resultado contrasta com achados de diversos estudos realizados com abelhas (Ricketts, 2004; Bailey *et al.*, 2014; Sritongchuay *et al.*, 2019; Devkota; Santos; Blochtein, 2020; Halinski *et al.*, 2020; Rahimi; Barghjelveh; Dong, 2022), e também moscas (Cahenzli *et al.*, 2018) e aranhas (Asih; Yaherwandi; Efendi, 2023), ou seja, grupos com maior capacidade de dispersão. Isso nos leva a considerar que a mobilidade dos macroinvertebrados edáficos desempenha um papel crucial na forma como respondem à heterogeneidade espacial da paisagem.

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Constatamos que a conversão de ecossistemas naturais em áreas agrícolas impacta negativamente a biodiversidade edáfica em regiões de clima seco. Observamos que variáveis em escala local exerceram maior influência sobre a estrutura das comunidades do solo do que os fatores em escala de paisagem. Embora estudos realizados em outras regiões já tenham apontado a predominância de efeitos locais sobre a fauna edáfica (Eckert *et al.*, 2022), este é, até onde sabemos, o primeiro trabalho a evidenciar esse padrão na Caatinga, ao comparar variáveis locais e de paisagem em relação à fauna do solo de forma abrangente. No entanto, é importante destacar que a intensificação do uso da terra e a consequente antropização da matriz na paisagem também se mostraram fatores negativos diretos para a diversidade, indicando que, embora a resposta da fauna edáfica seja moldada por condições locais, os efeitos da paisagem não devem ser desconsiderados.

As áreas naturais remanescentes contribuem para a biodiversidade do solo regional (Eckert *et al.*, 2022). Os fragmentos de floresta, mesmo aqueles que não fazem parte da rede ecológica formal, podem sustentar a diversidade de macroinvertebrados do solo em paisagens agrícolas (Hornák *et al.*, 2023). Contudo, nosso estudo reforça não apenas a importância da conservação de remanescentes florestais, mas também da gestão criteriosa da matriz agrícola, com foco na melhoria da qualidade ambiental do entorno. A remoção da vegetação da Caatinga seguida por práticas agrícolas e subsequente abandono da terra promove mudanças significativas nas propriedades do solo e no microclima, o que pode contribuir para o avanço da desertificação e afetar as atividades agrícolas na região semiárida brasileira (Travassos; Souza, 2014; Silva *et al.*, 2021), ameaçando a segurança alimentar, hídrica e energética das populações locais.

Dessa forma, torna-se urgente que a biodiversidade do solo e suas funções ecossistêmicas sejam consideradas de maneira explícita na definição de prioridades de conservação, na formulação de políticas ambientais e no planejamento de novas paisagens agrícolas sustentáveis (Guerra *et al.*, 2021). A continuidade de estudos voltados à biodiversidade do solo é igualmente essencial, especialmente diante da crescente expansão agrícola e das mudanças climáticas, que afetam ecossistemas secos e comprometem serviços ecossistêmicos fundamentais à vida humana e à integridade dos sistemas naturais.

Para além da conservação de remanescentes florestais, nossas descobertas indicam a necessidade de estratégias de restauração em paisagens agrícolas degradadas, especialmente em regiões semiáridas. Tais ações podem incluir a inserção de corredores verdes e fragmentos de vegetação nativa, a adubação orgânica e cobertura do solo para aumentar a matéria orgânica e a umidade, e o uso de práticas agrícolas conservacionistas, como plantio direto, rotação de culturas e sistemas agroflorestais, que contribuem para a manutenção da fauna edáfica e dos serviços ecossistêmicos associados. A aplicação dessas medidas pode não apenas restaurar a biodiversidade do solo, mas também melhorar a produtividade agrícola e a resiliência das paisagens semiáridas frente à variabilidade climática.

REFERÊNCIAS

ADIS, J. **Amazonian Arachnida and Myriapoda**: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species. Pensoft publishers, 2002.

ANDRADE, E. M. *et al.* Water as Capital and Its Uses in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Suíça: Springer, 2017. p. 281-302.

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, 2020.

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353-1367, 2018.

ARASA-GISBERT, R.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ANDRESEN, E. El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias. **Ecosistemas**, v. 30, n. 3, p. 2156-2156, 2021.

ARAÚJO, A. S. F. *et al.* Soil surface-active fauna in degraded and restored lands of northeast Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p. 1-8, 2015.

ARAÚJO, V. F. P.; BANDEIRA, A. G.; VASCONCELLOS, A. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 737-746, 2010.

ARNAN, X. *et al.* Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 429-438, 2018.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos: Una revisión teórica. *In: La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. [S. l.]: Springer, 2019. p. 65-111.

ASIH, U. S.; YAHERWANDI, Y.; EFENDI, S. The Influence of Distance Between Oil Palm Plantations and Forest Ecosystems on Spider Diversity. **Journal of Applied Agricultural Science and Technology**, v. 7, n. 3, p. 286-299, 2023.

ATKINSON, E. E.; MARÍN-SIOTTA, E. Land use legacy effects on structure and composition of subtropical dry forests in St. Croix, U.S. Virgin Islands. **Forest Ecology and Management**, v. 335, p. 270-280, 2014.

BAILEY, S. *et al.* Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 4, p. 370-380, 2014.

BARETTA, D. *et al.* Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 119-170, 2011.

BHATT, P.; GIRI, P. R.; NAPARI, B. Soil Compaction And Its Impact On Soil Properties, Microbiome, Greenhouse Gas Emission And Plant Root Growth. **Big Data In Agriculture (BDA)**, v. 6, n. 1, p. 66-69, 2024.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. (Ed.). **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. New York, NY: Springer New York, 2002.

CAHENZLI, F. *et al.* The distance between forests and crops affects the abundance of *Drosophila suzukii* during fruit ripening, but not during harvest. **Environmental Entomology**, v. 47, n. 5, p. 1274-1279, 2018.

COLEMAN, D. C.; GEISEN, S.; WALL, D. H. Soil fauna: Occurrence, biodiversity, and roles in ecosystem function. *In: Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Elsevier, 2024. p. 131-159.

DEVKOTA, K.; SANTOS, C. F.; BLOCHTEIN, B. Mustard plants distant from forest fragments receive a lower diversity of flower-visiting insects. **Basic and Applied Ecology**, v. 47, p. 35-43, 2020.

DOBLAS-MIRANDA, E.; SÁNCHEZ-PIÑERO, F.; GONZÁLEZ-MEGÍAS, A. Different microhabitats affect soil macroinvertebrate assemblages in a Mediterranean arid ecosystem. **Applied Soil Ecology**, v. 41, n. 3, p. 329-335, 2009.

ECKERT, M. *et al.* Conservation of complementary habitat types and small-scale spatial heterogeneity enhance soil arthropod diversity. **Journal of Environmental Management**, v. 317, p. 115482, 2022.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

ESTUPINAN-MOJICA, A. *et al.* Landscape attributes shape dung beetle diversity at multiple spatial scales in agricultural drylands. **Basic and Applied Ecology**, v. 63, p. 139-151, 2022.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. **Oikos**, v. 112, n. 2, p. 473-480, 2006.

GUERRA, C. A. *et al.* Tracking, targeting, and conserving soil biodiversity. **Science**, v. 371, n. 6526, p. 239-241, 2021.

HALINSKI, R. *et al.* Forest fragments and natural vegetation patches within crop fields contribute to higher oilseed rape yields in Brazil. **Agricultural Systems**, v. 180, p. 102768, 2020.

HARTEMINK, A. E.; VELDKAMP, T.; BAI, Z. Land cover change and Soil fertility decline in tropical regions. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 32, n. 3, p. 195–213, 2008.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.

HORŇÁK, O. *et al.* Characteristics of fragments of woodland and their influence on the distribution of soil fauna in agricultural landscape. **Diversity**, v. 15, n. 4, p. 488, 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **O que é Zona de Convergência Intertropical? Entenda agora!** Brasília, DF, 16 fev. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/inmet/pt-br/pt-br/noticias/o-que-e-zona-de-convergencia-intertropical-entenda-agora>. Acesso em: 27 set. 2025.

KUDURETI, A. *et al.* Responses of soil fauna community under changing environmental conditions. **Journal of Arid Land**, v. 15, n. 5, p. 620-636, 2023.

KUMAR, N. G.; AMMAGARAHALLI, B.; GOPALKRISHNA, H. R. Soil fauna and sustainable agriculture. *In: Innovative Pest Management Approaches for the 21st Century: Harnessing Automated Unmanned Technologies*. [S. l.]: [s. n.], 2020.

LEAL, I. R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LEIBOLD, M. A. *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LIMA, F. S.; ALMEIDA, N. V. Dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal na Área de Proteção Ambiental (APA) do Cariri, Paraíba-PB, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 3, p. 699-721, 2017.

LINGBEEK, B. J. *et al.* Arthropod diversity and assemblage structure response to deforestation and desertification in the Sahel of western Senegal. **Global Ecology and Conservation**, v. 11, p. 165-176, 2017.

LOSEY, J. E.; VAUGHAN, M. The economic value of ecological services provided by insects. **Bioscience**, v. 56, n. 4, p. 311-323, 2006.

MELO, R. O. *et al.* Susceptibilidade à compactação e correlação entre as propriedades físicas de um Neossolo sob vegetação de caatinga. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 5, 2008.

MELONI, F. *et al.* Vegetation pattern modulates ground arthropod diversity in semi-arid mediterranean steppes. **Insects**, v. 11, n. 1, p. 59, 2020.

MOHAMMADI, K. *et al.* Soil management, microorganisms and organic matter interactions: A review. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 86, p. 19840, 2011.

MORALES-MÁRQUEZ, J.; MELONI, F. Soil fauna and its potential use in the ecological restoration of dryland ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 6, 2022.

MUVENGWI, J. *et al.* Termite diversity along a land use intensification gradient in a semi-arid savanna. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 5, p. 801-812, 2017.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A. de; MENEZES, R. de Q. Diversity of the fauna in soils submited of differents systems managements in the semi-arid northeastern of Brazil. 2009.

OHANA-LEVI, N. *et al.* Time series analysis of vegetation-cover response to environmental factors and residential development in a dryland region. **GIScience and Remote Sensing**, v. 56, n. 3, p. 362–387, 2019.

OUÉDRAOGO, E.; MANDO, A.; BRUSSAARD, L. Soil macrofauna affect crop nitrogen and water use efficiencies in semi-arid West Africa. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, supl. 1, 2006.

PLAZA, C. *et al.* Soil resources and element stocks in drylands to face global issues. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 13788, 2018.

PORTILLO-QUINTERO, C. A.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p. 144-155, 2010.

PRADO, D. E. *et al.* As caatingas da América do Sul. *In: Ecologia e conservação da Caatinga*. [S. l.]: [s. n.], 2003. v. 2, p. 3-74.

QUORESHI, A. M. *et al.* Soils and vegetation in desert and arid regions: Soil system processes, biodiversity and ecosystem functioning, and restoration. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 962905, 2022.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Versão 4.2.2 – "Innocent and Trusting". Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <https://www.r-project.org>.

RAFAEL, J. A. *et al.* **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. 2. ed. Manaus: Editora INPA, 2024.

RAHIMI, E.; BARGHJELVEH, S.; DONG, P. Amount, distance-dependent and structural effects of forest patches on bees in agricultural landscapes. **Agriculture & Food Security**, v. 11, n. 1, p. 10, 2022.

REYNOLDS, J. W. Earthworms of the world. **Global Biodiversity**, v. 4, n. 1, p. 11-16, 1994.

RICKETTS, T. H. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. **Conservation Biology**, v. 18, n. 5, p. 1262-1271, 2004.

RODRÍGUEZ-CABALLERO, E. *et al.* Ecosystem services provided by biocrusts: From ecosystem functions to social values. **Journal of Arid Environments**, v. 159, p. 45–53, 2018.

SACKETT, T. E.; CLASSEN, A. T.; SANDERS, N. J. Linking soil food web structure to above- and belowground ecosystem processes: A meta-analysis. **Oikos**, v. 119, n. 12, p. 1984–1992, 2010.

SALAZAR, A. A. *et al.* Restoration and conservation of priority areas of Caatinga's semi-arid forest remnants can support connectivity within an agricultural landscape. **Land**, v. 10, n. 6, p. 550, 2021.

SANTANA, M. S. *et al.* Trophic groups of soil fauna in semiarid: Impacts of land use change, climatic seasonality and environmental variables. **Pedobiologia**, v. 89, p. 150774, 2021.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing reduces plant species diversity of Caatinga dry forests in northeastern Brazil. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 2, p. 348–359, 2019.

SHARMA, B. M. Functional roles of soil arthropods in forest ecosystem. In: **Biotechnology: Research, Technology and Applications**. [S. l.]: [s. n.], 2008.

SHAVER, I. *et al.* Coupled social and ecological outcomes of agricultural intensification in Costa Rica and the future of biodiversity conservation in tropical agricultural regions. **Global Environmental Change**, v. 32, p. 74–86, 2015.

SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: Understanding the challenges. In: **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**. [S. l.]: Springer, 2017. p. 3–19.

SILVA, N. R. da *et al.* The diversity of soil-dwelling arthropods is significantly influenced by land use systems with tree cover in semiarid conditions. **European Journal of Soil Biology**, v. 122, p. 103667, 2024.

SILVA, R. A. *et al.* Diversity of edaphic fauna in different soil occupation systems. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 3, p. 647-657, 2019.

SILVA, T. G. F. *et al.* Soil properties and microclimate of two predominant landscapes in the Brazilian semiarid region: Comparison between a seasonally dry tropical forest and a deforested area. **Soil and Tillage Research**, v. 207, p. 104852, 2021.

SIQUEIRA, G. M.; SILVA, E. F. F.; PAZ-FERREIRO, J. Land use intensification effects in soil arthropod community of an Entisol in Pernambuco state, Brazil. **The Scientific World Journal**, v. 2014, n. 1, p. 625856, 2014.

SOUSA, S. G. Análise temporal do comportamento da precipitação pluviométrica na Região Metropolitana do Cariri (Ce), **Brasil. Rev. Geog. Amer. Central** [online]., n. 63, p. 273-294, 2019.

SOUZA, N. I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; LIMA, E. R. V. Desertificação e seus efeitos na vegetação e solos do Cariri Paraibano (desertification and its effects over the vegetation and soils of the cariri region of Paraíba–Brazil). **Mercator**, v. 8, n. 16, p. 217-232, 2009.

SRITONGCHUAY, T. *et al.* Forest proximity and lowland mosaic increase robustness of tropical pollination networks in mixed fruit orchards. **Landscape and Urban Planning**, v. 192, p. 103646, 2019.

TILMAN, D. **Resource competition and community structure**. Princeton: Princeton University Press, 1982.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I. de. Desmatamento e desertificação no cariri paraibano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 1, p. 103-116, 2014.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E. *et al.* Effects of different management regimes on soil erosion and surface runoff in semi-arid to sub-humid rangelands. **Journal of Arid Environments**, v. 121, p. 100–111, 2015.

WINTLE, B. A. *et al.* Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 3, p. 909-914, 2019.

XAVIER, R. B. *et al.* Padrões de relevo da área de proteção ambiental do cariri paraibano: uma contribuição à cartografia geomorfológica semiárida. **Revista Ciência Geográfica**, v. 26, n. 1, p. 34-50, 2022.

XU, G. *et al.* Shifting mechanisms of elevational diversity and biomass patterns in soil invertebrates at treeline. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 113, p. 80-88, 2017.

ZUUR, A. F. *et al.* GLM and GAM for count data. In: ZUUR, A. F. *et al.* **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer New York, 2009. p. 209-243.

Capítulo 3

Mudanças no uso da terra alteram a decomposição
da serrapilheira em paisagens tropicais secas

CAPÍTULO 3: MUDANÇAS NO USO DA TERRA ALTERAM A DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM PAISAGENS TROPICAIS SECAS

RESUMO

A intensificação do uso da terra tem comprometido funções ecológicas essenciais em regiões secas como a Caatinga, ao reduzir a cobertura vegetal nativa e afetar a biodiversidade do solo. Diante desse cenário, este estudo investiga como a conversão de florestas em áreas agrícolas influencia a decomposição da serrapilheira, buscando compreender como as variações locais e de paisagem afetam esse processo-chave para a manutenção da fertilidade e da produtividade dos ecossistemas. O estudo foi realizado na Caatinga (Nordeste do Brasil), em 13 áreas, comparando áreas agrícolas e remanescentes florestais. Foram utilizadas bolsas de serrapilheira (*litterbags*) de 20 cm x 20 cm para medir a decomposição, preenchidas com folhas secas de *Croton blanchetianus* e expostas por 60 dias durante o ciclo de cultivo de milho e feijão. Metade das bolsas continha naftalina para inibir a ação de macroinvertebrados, enquanto a outra metade serviu como controle. Foram realizadas análises estatísticas para comparar as taxas entre os tratamentos e unidades de estudo e para investigar a influência de variáveis do solo e da paisagem no processo. Os resultados mostram que as mudanças no uso do solo impactaram significativamente a decomposição, com efeitos mais evidentes na escala local. As taxas de decomposição foram mais altas nos remanescentes florestais e na presença de macroinvertebrados. A matéria orgânica do solo apresentou uma relação positiva geral com a decomposição. Em escala de paisagem, a cobertura florestal em um raio de 300 metros ao redor das áreas agrícolas aumentou a decomposição, enquanto a densidade de fragmentos, a heterogeneidade da matriz e a distância entre as unidades de estudo não influenciaram o processo. Conclui-se que a preservação de fragmentos florestais e da fauna do solo é essencial para a sustentabilidade ecológica em sistemas agrícolas do semiárido.

Palavras-chave: Caatinga, macroinvertebrados decompositores, agricultura familiar.

1 INTRODUÇÃO

A simplificação de paisagens naturais, em particular a partir da conversão de florestas em áreas agrícolas, resulta na redução da diversidade de habitats e na modificação dos fluxos de energia e nutrientes nos ecossistemas (Raj *et al.*, 2022; Rehman *et al.*, 2022). O risco ecológico é especialmente crítico em regiões áridas e semiáridas devido à fragilidade natural dos ecossistemas, à escassez hídrica e à baixa capacidade de autorregulação, que as tornam altamente sensíveis às mudanças climáticas e ao uso intensivo da terra (Gong *et al.*, 2024; Hu *et al.*, 2025). Nesses ambientes, mesmo atividades humanas moderadas, como expansão agrícola, urbanização ou extração excessiva de água, podem desencadear degradação e salinização do solo, erosão e perda de biodiversidade, intensificando a vulnerabilidade socioecológica (Wang *et al.*, 2024). A alta densidade populacional agrava os riscos ambientais

nesses locais, uma vez que a demanda ampliada por recursos naturais se soma à dependência das comunidades locais para sua subsistência, pressionando ecossistemas já caracterizados por baixa resiliência (Hu *et al.*, 2025).

A conversão de áreas naturais em agrícolas não apenas intensifica a vulnerabilidade socioecológica, mas também compromete a funcionalidade dos ecossistemas ao impactar populações de organismos decompositores, fundamentais para processos-chave como a decomposição da serrapilheira (Stoate *et al.*, 2009; Sünemann *et al.*, 2023; Qu *et al.*, 2024). Esse processo é responsável pela liberação de nutrientes no solo por meio da fragmentação física e da transformação química da necromassa vegetal (Chapin; Matson; Vitousek, 2011), reciclando grande parte da produtividade primária líquida que retorna ao sistema. Dessa forma, a decomposição da serrapilheira contribui para a fertilidade do solo, o crescimento das plantas e a estrutura da vegetação (García-Palacios *et al.*, 2013; Kulka *et al.*, 2024), além de evitar o acúmulo de detritos, desempenhando um papel central na ciclagem de nutrientes e na regulação da dinâmica do carbono em escala global, sendo altamente sensível tanto às mudanças climáticas quanto às transformações no uso da terra (Chapin; Matson; Vitousek, 2011).

Em regiões áridas e semiáridas, a presença de vegetação natural na paisagem é fundamental para a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais à produtividade agrícola, incluindo a decomposição da serrapilheira. Pesquisas recentes mostram que a cobertura florestal influencia a produtividade dos ecossistemas de maneira significativa, muitas vezes superando até a influência da precipitação, em ecossistemas semiáridos (Araujo *et al.*, 2021, 2023). Nesses ambientes, a cobertura vegetal natural é determinante, pois as taxas de decomposição e mineralização da serrapilheira tendem a ser lentas e frequentemente são afetadas por distúrbios crônicos, como a conversão de áreas nativas em agrícolas (Kulka *et al.*, 2024). Além de fornecer fontes contínuas de nutrientes para os organismos decompositores (Zhao *et al.*, 2011), maiores proporções de cobertura vegetal natural contribuem com elevada diversidade de espécies vegetais, melhorando a qualidade da serrapilheira (Hättenschwiler, 2005), enriquecendo a comunidade decompositora do solo e aumentando a eficiência do processo de decomposição nesses habitats (Throop; Archer, 2009). Esse contexto de paisagem, portanto, sustenta a provisão de serviços ecossistêmicos aos sistemas de produção agrícola, em especial os familiares, ao mesmo tempo em que favorece a estabilidade ecológica e a resiliência frente a perturbações ambientais.

Neste estudo, avaliamos como a decomposição da serrapilheira em ecossistemas de terras secas tropicais responde às mudanças no uso da terra, com e sem supressão da fauna edáfica, considerando áreas agrícolas e remanescentes florestais vizinhos em diferentes escalas.

Como fatores locais, consideramos aspectos edáficos da composição química e física do solo e a dicotomia área agrícola vs. remanescente florestal adjacente em análises pareadas. Como fatores de paisagem, estimamos a quantidade de cobertura florestal remanescente nas paisagens estudadas, o nível de fragmentação da floresta remanescente e o nível de impacto humano na matriz da paisagem, além da distância entre área agrícola e remanescente florestal. Em escala local, esperávamos que as taxas de decomposição fossem maiores em áreas florestais e com a presença da fauna edáfica, e que também fossem influenciadas pela composição química e física do solo. Em escala de paisagem, esperávamos que paisagens mais desmatadas, fragmentadas e com matriz mais antropizada apresentassem menores taxas de decomposição da serrapilheira, e que quanto maior a distância entre a área agrícola e remanescente florestal, menor seria a taxa de decomposição.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Informações detalhadas sobre a área de estudo estão apresentadas no Tópico 2.1 do Capítulo 1 desta tese. No presente capítulo, as coletas foram realizadas em 13 áreas de estudo: Dani, Edmi, Guil, Jang, Lapa, Rico, Luci, Marc, Nelq, Niva, Sala, Clod, Manu (Figura 1). Para mais detalhes sobre cada área de estudo, consulte a Tabela 1 do Capítulo 1 desta tese.

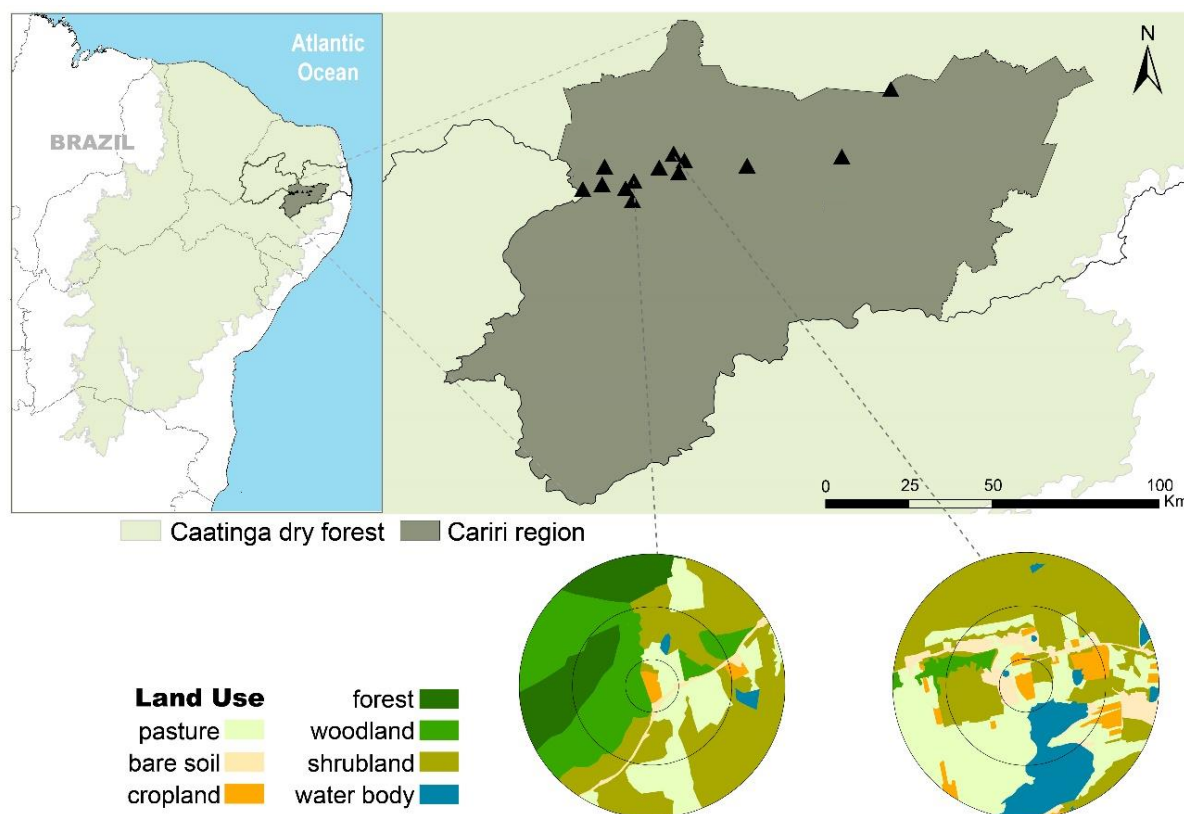


FIGURA 1 - (A) Área de estudo, localizada no Cariri, sub-região da Caatinga, Nordeste do Brasil. (B) Distribuição das 14 paisagens antrópicas analisadas na região. (C) Exemplo de *buffers* da paisagem no raio de 500 m (delimitações em círculos para 300 m e 100 m) e usos do solo avaliados.

2.2 AMOSTRAGEM DA TAXA DE DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA

Para determinação da decomposição da serrapilheira foram usadas bolsas de serrapilheira (*litterbags*) de 20 cm x 20 cm, confeccionadas com material de nylon não degradável e malha de 1,5 mm (Figura 2). Essa abertura de malha evita a colonização da serrapilheira por invertebrados da macrofauna, e alguns da mesofauna, como Acari e Collembola de corpo maior (Bradford *et al.*, 2002; Bernaschini *et al.*, 2016).

Três perfurações de 1 cm² foram feitas nos dois lados de todas as bolsas para facilitar o acesso de macroinvertebrados, totalizando 6 perfurações por bolsa (Vasconcelos; Laurance, 2005). Para avaliar o efeito de invertebrados na decomposição da serrapilheira, foram adicionados ~33,5 g (adaptado de Wall *et al.* 2008) de naftalina em metade das bolsas. A naftalina propicia uma estimativa conservadora da contribuição dos invertebrados edáficos na decomposição da serrapilheira (Wall *et al.*, 2008; Powers *et al.*, 2009; Cotrufo *et al.*, 2014; Leitner *et al.*, 2018).

As bolsas de decomposição foram preenchidas com $10 \pm 0,5$ g de folhas secas de *Croton blanchetianus* Baill, que foram retiradas verdes e previamente secas em estufa à 65°C até peso constante. Esta espécie foi selecionada devido à sua dominância entre as plantas arbustivas nas regiões estudadas (Araujo *et al.*, 2010; Lacerda *et al.*, 2018; Marinho *et al.*, 2019).

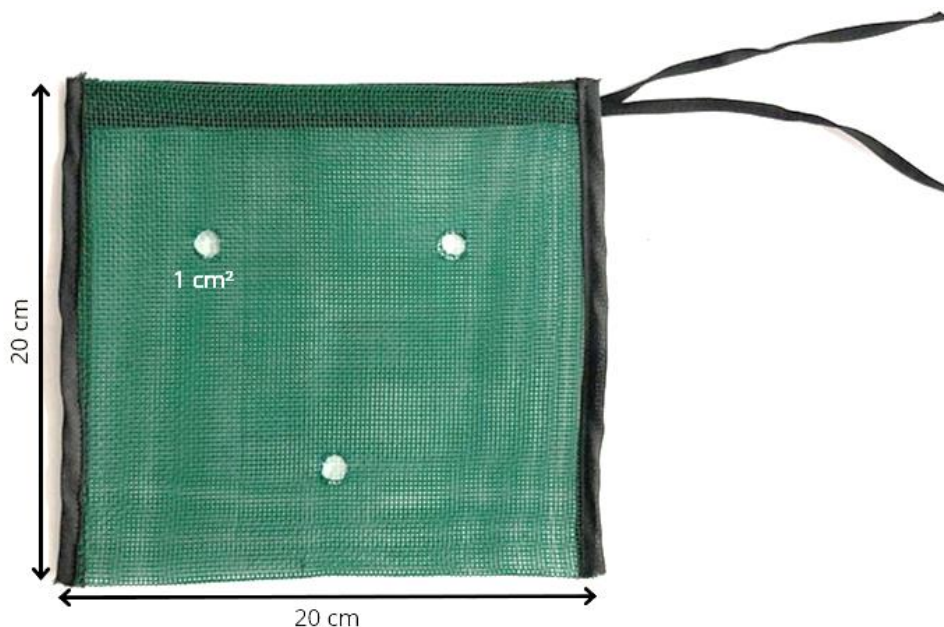


FIGURA 2 - Exemplo de *litterbag* usada para determinação da decomposição da serrapilheira na caatinga, Nordeste do Brasil.

Foram utilizadas 260 bolsas de decomposição no total, sendo 130 referentes ao tratamento com adição de naftalina (CNAF) e 130 relacionados ao tratamento sem adição de naftalina (SNAF), em cada ano. Foram feitos dois transectos para cada unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal), onde no primeiro transecto havia 5 bolsas com naftalina e no segundo 5 bolsas sem naftalina (10 m de distância entre as bolsas), estando os transectos à 2 m de distância um do outro (Figura 3).

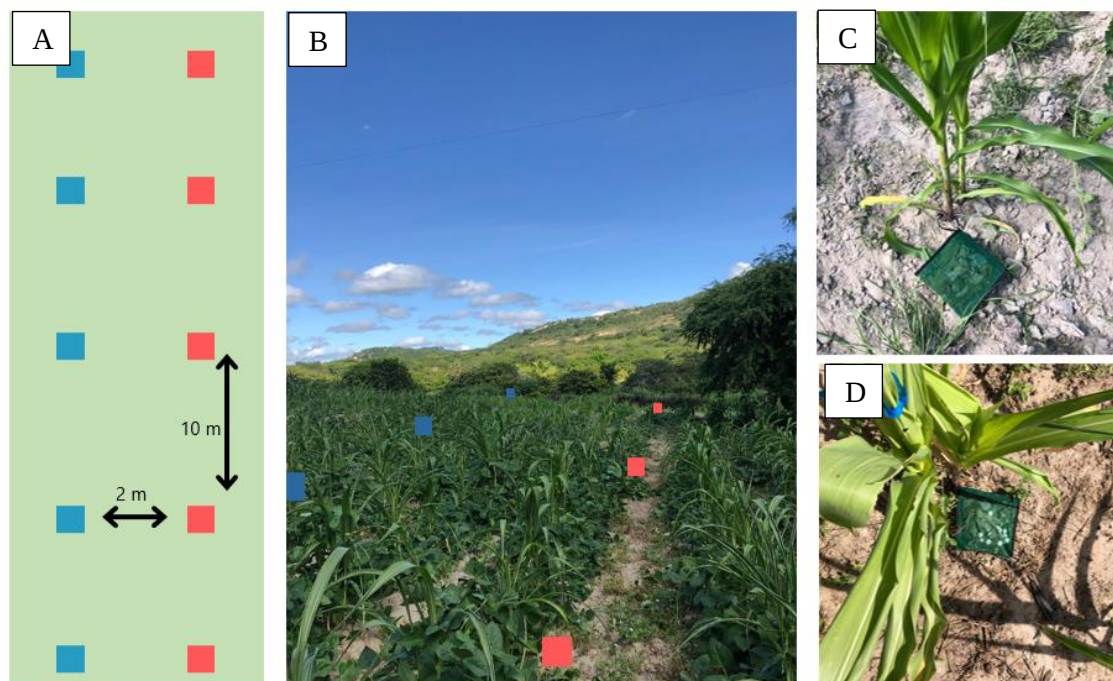


FIGURA 3 - Exemplo de disposição das *litterbags* com e sem supressão de macroinvertebrados (naftalina) em uma área agrícola na Caatinga, Nordeste, Brasil. A mesma disposição foi realizada nas duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal). A: figura representativa de um transecto (*litterbags* com naftalina em azul, e sem naftalina em vermelho); B: esquema do transecto em um exemplo real de área agrícola; C: exemplo de *litterbag* sem naftalina na área agrícola; D: exemplo de *litterbag* com naftalina na área agrícola.

As bolsas permaneceram em campo durante os dois últimos meses do ciclo do cultivo do milho em consórcio com feijão (60 dias). Após a coleta (fim do ciclo das culturas), as amostras foram levadas para o Laboratório de Termitologia da UFPB (LabTermes), onde foram secas a uma temperatura de 65 °C até peso constante, e pesadas em balança analítica de precisão, com duas casas decimais, para determinar a massa remanescente de serrapilheira.

Para estimar a taxa de decomposição da serrapilheira foi utilizada a equação proposta por Olson (1963), cuja constante de decomposição é calculada através da equação:

$$k = \frac{\ln \left(\frac{M_t}{M_0} \right)}{t}$$

Onde M_t representa a massa seca remanescente da serrapilheira após o tempo t , M_0 é a massa seca inicial e t é o tempo em número de dias em que as *litterbags* ficaram em campo. Dessa forma, a constante k expressa a taxa de decomposição da serrapilheira por unidade de tempo (dia^{-1}). A equação nos mostra que a taxa de decomposição é calculada com base no logaritmo natural da proporção da massa restante em relação à massa inicial. Isso significa que, ao longo do tempo, a quantidade de material que se decompõe é proporcional à quantidade que

ainda permanece. Em outras palavras, se a massa inicial for maior, haverá mais material para decompor, e a taxa de decomposição k reflete essa proporção de maneira contínua.

2.3 DESCRITORES DE SOLO

As características químicas e físicas do solo estão detalhadamente descritas no Tópico 2.3 do Capítulo 2 desta tese.

2.4 DESCRITORES DE PAISAGEM

Os descritores de paisagem utilizados neste estudo estão detalhados no Tópico 2.4 do Capítulo 2 desta tese

2.5 ANÁLISE DE DADOS

Para a obtenção das estatísticas descritivas, as taxas de decomposição foram previamente calculadas com base na equação de Olson (1963), sendo posteriormente agrupadas para o cálculo das médias e desvios padrão segundo as unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) e tratamento (Com naftalina: CNAF; Sem naftalina: SNAF). A média geral, bem como os valores agrupados por unidade de estudo e tratamento, foi obtida por meio da função *group_by()* seguida de *summarise()*, considerando a média e o desvio padrão. Para comparações descritivas entre unidades de estudo, foi utilizada a razão entre as médias das taxas de decomposição.

Para testar se a diferença entre os ambientes e tratamentos afeta a taxa de decomposição da serrapilheira, aplicamos o teste t pareado, considerando os pares de pontos amostrais distribuídos entre a área agrícola e o remanescente florestal. O mesmo teste foi utilizado para comparações dentro de cada tratamento experimental (CNAF e SNAF), bem como entre os tratamentos dentro de cada unidade de estudo. A normalidade foi testada com o teste de Shapiro-Wilk. Para avaliar a existência de interação entre a unidade de estudo e tratamento experimental, ajustamos um modelo linear seguido de análise de variância (ANOVA de dois fatores). As análises foram realizadas com auxílio dos pacotes *tidyverse*, *ggpubr* e *readxl*.

Para investigar a influência das variáveis químicas e físicas do solo na decomposição da serrapilheira, inicialmente foi realizada uma análise de colinearidade entre as variáveis ($|r| >$

0,8), com posterior exclusão daquelas altamente correlacionadas. Nestes casos, foi realizada a exclusão manual das variáveis correlacionadas com base nas perguntas de pesquisa e critérios ecológicos. Com os dados filtrados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando duas abordagens complementares: *prcomp*, para visualização da contribuição das variáveis, e o pacote *FactoMineR*, que permitiu uma avaliação mais aprofundada dos componentes principais. A partir da função *dimdesc*, foram identificadas as variáveis que mais explicaram a variância nos três primeiros eixos da PCA, considerando um nível de significância de 5% ($p < 0.05$). As variáveis mais explicativas da Dimensão 1 foram usadas como preditoras em modelos de regressão linear múltipla para avaliar suas relações com a taxa de decomposição da serrapilheira (média de k). O diagnóstico dos modelos cheios foi avaliado por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), para checar a presença de multicolinearidade residual. Em seguida, modelos simples foram ajustados com as variáveis significativas identificadas no modelo cheio, e apenas a significância desse modelo simples foi considerada. Além disso, as análises foram também realizadas de forma estratificada por unidade de estudo. Para cada unidade seguiu-se o mesmo protocolo: exclusão de variáveis altamente correlacionadas, PCA, seleção de variáveis com *dimdesc*, regressão linear múltipla (modelo cheio), VIF e regressão linear simples.

Para investigar a influência da distância entre unidades de estudo sobre a taxa de decomposição da serrapilheira, foi ajustado um modelo de regressão linear simples, considerando os dados da área agrícola. As premissas do modelo foram avaliadas por meio do teste de normalidade de Shapiro-Wilk e do teste de homocedasticidade de Breusch-Pagan. A relação entre as variáveis foi visualizada com gráficos de dispersão contendo ajustes lineares. As análises utilizando os pacotes *ggplot2*, *car*, *lmtest*, *dplyr* e *tidyverse*.

Para investigar a influência da distância entre unidades de estudo sobre a taxa de decomposição da serrapilheira, foi ajustado um modelo de regressão linear simples utilizando os dados da área agrícola. O modelo de regressão linear foi ajustado com *media_k* (taxa de decomposição) como variável dependente e distância como variável independente. As premissas do modelo foram avaliadas através de gráficos de diagnóstico. Para os tratamentos CNAF e SNAF, modelos de regressão semelhantes foram ajustados e as premissas foram verificadas de maneira idêntica. As análises foram realizadas utilizando os pacotes *ggplot2*, *dplyr*, *readr*, *lmtest*, *car* e *gridExtra*.

Para investigar a influência da paisagem sobre a taxa de decomposição da serrapilheira em áreas agrícolas, inicialmente testamos o efeito de três métricas da paisagem (PLAND, PD e SHDI) em três escalas espaciais (100, 300 e 500 metros) por meio de modelos lineares

generalizados (GLMs) univariados. As escalas com menor valor de AIC para cada métrica foram selecionadas para análises subsequentes. Em seguida, ajustamos um modelo múltiplo contendo as três variáveis na melhor escala, com a taxa de decomposição como variável resposta. As métricas foram padronizadas com a função *scale()* para permitir comparabilidade entre os coeficientes. Verificamos a presença de multicolinearidade entre os preditores por meio do Fator de Inflação da Variância (VIF), utilizando o pacote *car*. A seleção do modelo final foi realizada com base no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc), com auxílio da função *dredge()* do pacote *MuMIn*. Modelos com $\Delta\text{AICc} < 2$ foram considerados igualmente plausíveis e, nesses casos, aplicamos a abordagem de modelo médio (*multimodel averaging*) para uma interpretação mais robusta. Os pressupostos dos modelos foram avaliados com o pacote *DHARMA*, considerando homogeneidade de variância, normalidade dos resíduos, ausência de outliers e de sobredispersão. Todas as análises mencionadas nessa seção foram realizadas no software R (versão 4.2.2; R Core Team, 2022).

3 RESULTADOS

3.1 RESULTADOS DESCRITIVOS

A taxa média geral de decomposição (k) foi de $0,0032 \pm 0,0013 \text{ dia}^{-1}$. Quando separados por unidade de estudo, a área agrícola apresentou uma taxa média de $0,0023 \pm 0,0011 \text{ dia}^{-1}$, enquanto no remanescente florestal a taxa foi de $0,0040 \pm 0,0010 \text{ dia}^{-1}$. A decomposição no remanescente florestal foi, portanto, 1,72 vezes maior do que na área agrícola. Considerando os tratamentos, o uso de naftalina (CNAF) resultou em uma taxa média de decomposição de $0,0028 \pm 0,0012 \text{ dia}^{-1}$, enquanto sem a aplicação de naftalina (SNAF), a taxa foi de $0,0036 \pm 0,0014 \text{ dia}^{-1}$ (Tabela 1).

Analizando a relação entre unidade de estudo e tratamento, observou-se que a menor taxa de decomposição ocorreu na área agrícola sob tratamento com naftalina (CNAF), com $0,0019 \pm 0,0011 \text{ dia}^{-1}$. Na mesma unidade, sem a aplicação de naftalina (SNAF), a taxa foi de $0,0028 \pm 0,0011 \text{ dia}^{-1}$. No remanescente florestal, o tratamento CNAF resultou em uma taxa de $0,0036 \pm 0,0006 \text{ dia}^{-1}$, enquanto o SNAF apresentou a maior taxa entre todos os grupos, com $0,0044 \pm 0,0011 \text{ dia}^{-1}$.

Com relação à perda de massa vegetal ao longo do experimento, a perda média geral foi de $16,85\% \pm 9,3\%$, o que corresponde a uma perda absoluta de $1.688,14 \text{ g} \pm 0,931,57 \text{ g}$. A menor perda foi registrada na área agrícola com naftalina ($11,6\% \pm 8,88\%$; $1.163 \pm 0,891$),

seguida pela área agrícola sem naftalina ($15\% \pm 8,81\%$; $1.504 \pm 0,883$). No remanescente florestal, as perdas foram mais elevadas: $18,9\% \pm 7,07\%$ ($1.889 \pm 0,709$) com naftalina, e $22,4\% \pm 8,71\%$ ($2.246 \pm 0,873$) sem naftalina.

TABELA 1 - Médias de taxa e perdas de decomposição (k) geral, por unidade de estudo e tratamentos, de 13 áreas de estudo do Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil.

CATEGORIA	UNIDADE DE ESTUDO	TRATAMENTO	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
k geral	—	—	0.0032	0.0013
k por unidade de estudo	Área agrícola	—	0.0023	0.0011
	Remanescente florestal	—	0.0040	0.0010
K por tratamento	—	CNAF	0.0028	0.0012
	—	SNAF	0.0036	0.0014
k por unidade de estudo e tratamento	Área agrícola	CNAF	0.0019	0.0011
	Remanescente florestal	CNAF	0.0036	0.0006
	Área agrícola	SNAF	0.0028	0.0011
	Remanescente florestal	SNAF	0.0044	0.0011
Perda de massa geral	—	—	1.688,14 g	931,57 g
Perda de massa por unidade de estudo e tratamento	Área agrícola	CNAF	1.163 g	891 g
	Remanescente florestal	CNAF	1.889 g	0,907 g
	Área agrícola	SNAF	1.504 g	0,883 g
	Remanescente florestal	SNAF	2.246 g	0,873 g

CNAF = Com naftalina; SNAF = Sem naftalina.

3.2 EFEITOS DO TIPO DE UNIDADE DE ESTUDO E TRATAMENTO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO

Considerando a média das áreas de modo geral, a decomposição da serrapilheira foi significativamente maior no remanescente florestal, tanto na análise geral ($t = 8,20$, $p = 1,484 \times 10^{-8}$; Figura 4A), quanto nos tratamentos individuais com ($t = 5,846$, $p = 7,886 \times 10^{-5}$) e sem ($t = 5,530$, $p = 1,298 \times 10^{-4}$) a supressão de invertebrados do solo com naftalina (Figura 4B e 4C, respectivamente).

Ao comparar os tratamentos dentro de cada unidade de estudo, observou-se que a exclusão de fauna edáfica por naftalina resultou em uma redução significativa na taxa de decomposição, tanto no remanescente florestal ($t = -3,619$, $p = 0,0035$; Figura 4D) quanto na área agrícola ($t = -4,901$, $p = 0,0004$; Figura 4E). Não foi observada uma interação significativa entre o tipo de unidade de estudo e o tratamento experimental na determinação da taxa de decomposição da serrapilheira ($F = 0,0011$; $p = 0,9736$).

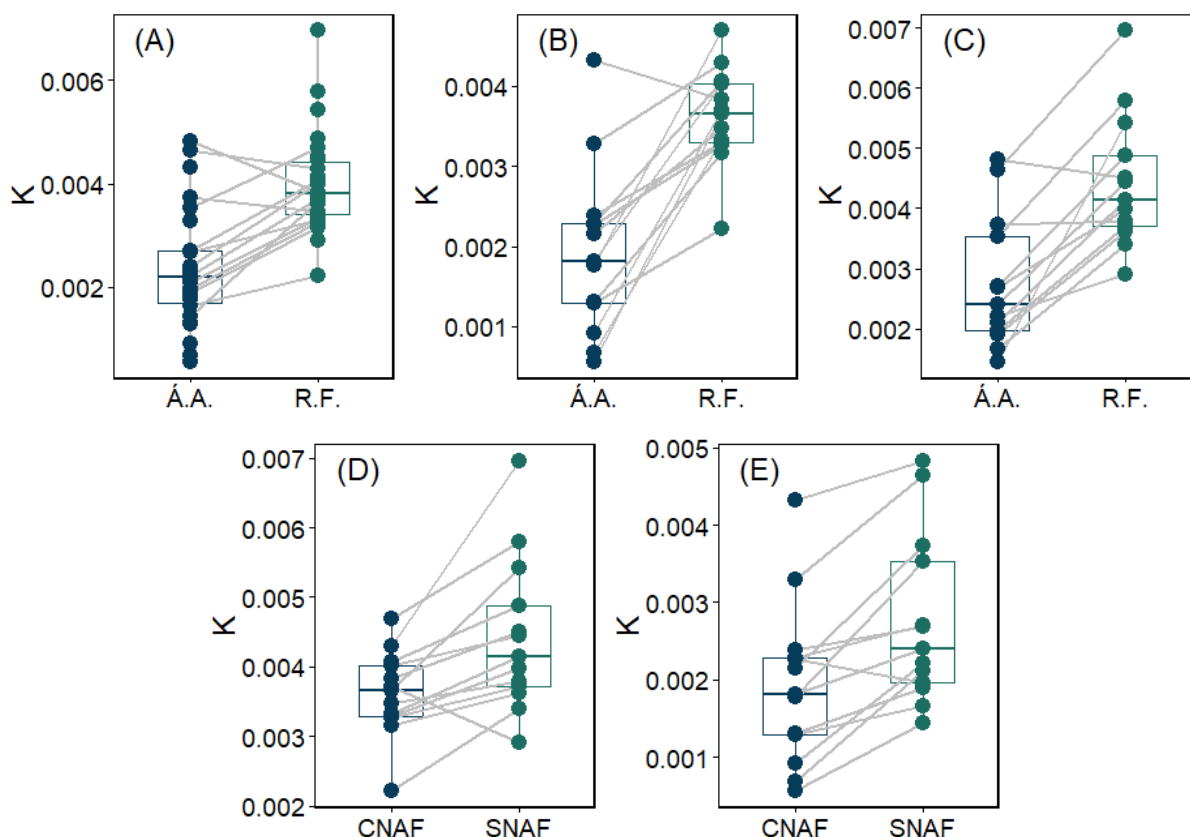


FIGURA 4 - Gráficos pareados ilustrando a decomposição (K) entre Área Agrícola (Á.A.) e Remanescente Florestal (R.F.) para os tratamentos Com Naftalina (CNAF) e Sem Naftalina (SNAF), registrada nas 13 áreas de estudo amostrados nos dois tipos de unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) no Caatinga, Brasil. As comparações foram realizadas utilizando o teste t pareado: (A) comparação geral entre as unidades de estudo Á.A. e R.F., (B) comparação do tratamento CNAF entre Á.A. e R.F., (C) comparação do tratamento SNAF entre Á.A. e R.F., (D) comparação dos tratamentos CNAF vs SNAF dentro de Á.A., e (E) comparação dos tratamentos CNAF vs SNAF dentro de R.F.

3.3 EFEITOS DO SOLO SOBRE A DECOMPOSIÇÃO

A PCA realizada considerando conjuntamente as duas unidades de estudo explicou 35,1% da variação no primeiro eixo (Figura 5A). Entre as variáveis químicas e físicas do solo avaliadas, apenas o teor de matéria orgânica do solo (MOS) apresentou relação estatisticamente significativa com a taxa de decomposição da serrapilheira ($p = 0,02$), independentemente do unidade de estudo ou do tratamento (Figura 6). Quando as unidades de estudo foram analisadas separadamente, a PCA da área agrícola indicou que o eixo 1 explicou 34,6% da variação (Figura 5B), porém nenhuma variável apresentou associação significativa com a taxa de decomposição, conforme indicado pela regressão linear. Já no remanescente florestal, o primeiro eixo explicou 48,5% da variação (Figura 5C), e, da mesma forma, a regressão linear não evidenciou uma associação positiva significativa entre as variáveis e a taxa de decomposição.

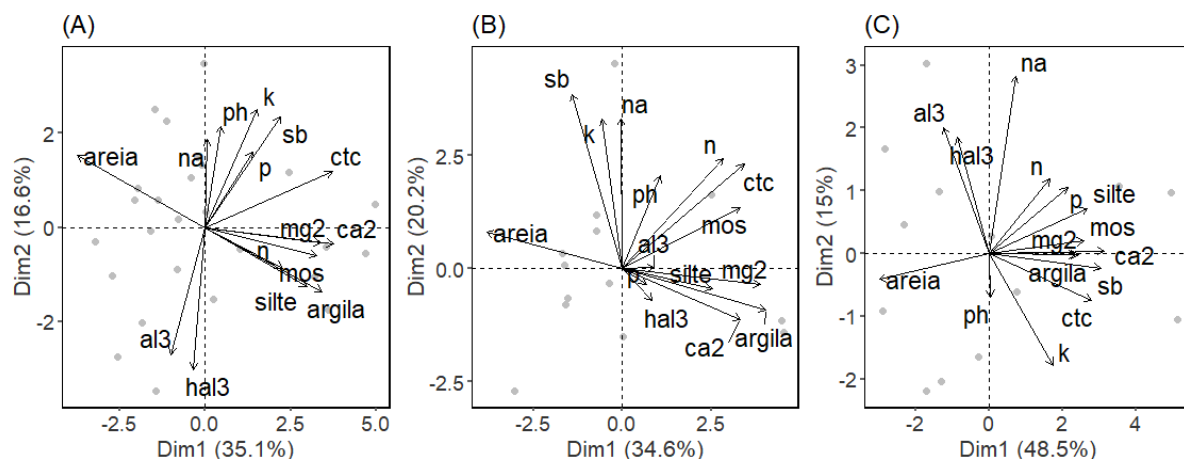


FIGURA 5 - Relação entre a decomposição da serrapilheira (k) e os atributos químicos e físicos do solo a partir da PCA, com dados obtidos em 13 áreas de estudo nos dois tipos de unidade de estudo (área agrícola e remanescente florestal) na Cattinga, Brasil. (A) PCA geral, considerando todos os pontos amostrais das duas unidades de estudo. (B) PCA restrita à área agrícola. (C) PCA restrita ao remanescente florestal. As setas indicam a direção e a contribuição das variáveis para a ordenação, enquanto os pontos representam os pontos amostrados.

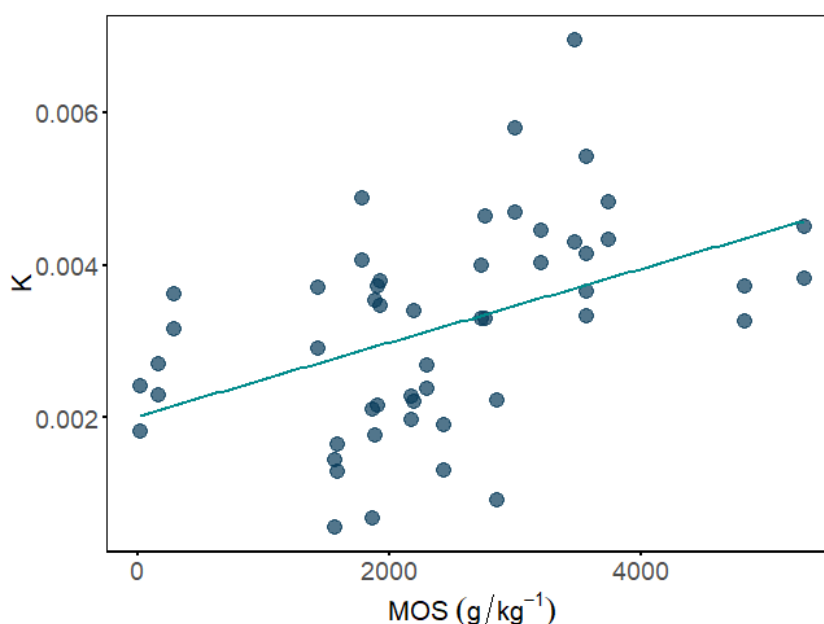


FIGURA 6 - Relação entre a média da decomposição da serrapilheira (k) e o teor de Matéria Orgânica do Solo (MOS) em g/kg^{-1} , considerando todos os pontos amostrais das duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) na Caatinga, Brasil. A linha representa o ajuste da regressão linear simples ($p = 0,02$), indicando associação estatisticamente significativa entre as variáveis.

3.4 EFEITOS DA DISTÂNCIA ENTRE UNIDADES DE ESTUDO NA DECOMPOSIÇÃO

A regressão linear entre a distância entre unidades de estudo e a taxa de decomposição da serrapilheira não foi significativa no modelo geral (coef. = $-2,32 \times 10^{-8}$; $R^2 = 0,098$; $p = 0,120$), conforme indicado também pelo teste de ANOVA ($p = 0,120$) (Figura 7A). O modelo apresentou baixo poder explicativo, uma vez que apenas cerca de 9,8% da variação na taxa de

decomposição foi explicada pela distância, sugerindo uma relação fraca entre as variáveis. Esse mesmo padrão foi observado quando os tratamentos foram analisados separadamente. Para o tratamento CNAF, observou-se uma inclinação negativa (coef. = $-3,18 \times 10^{-8}$), com $R^2 = 0,22$ e $p = 0,105$ (Figura 7B), indicando que, embora o modelo explique cerca de 22% da variação, a relação não foi estatisticamente significativa. Já no tratamento SNAF, o coeficiente estimado foi ainda menor ($-1,46 \times 10^{-8}$), com $R^2 = 0,043$ e $p = 0,496$ (Figura 7C), evidenciando que apenas 4,3% da variação foi explicada e confirmando a ausência de associação entre a distância e a taxa de decomposição nesse caso.

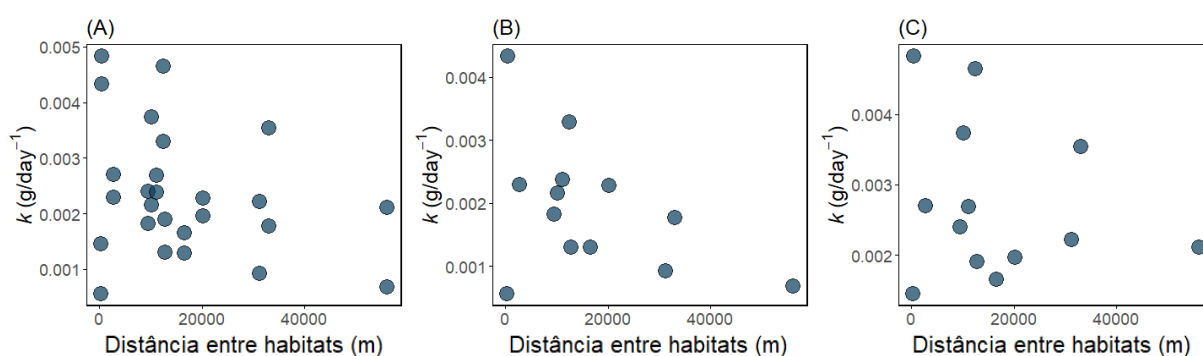


FIGURA 7 – Regressão linear mostrando a relação entre a distância entre unidades de estudo (m) e a taxa de decomposição da serrapilheira (k) para os tratamentos Com Naftalina (CNAF) e Sem Naftalina (SNAF), registrada nas 13 áreas de estudo amostradas nas duas unidades de estudo (área agrícola e remanescente florestal) no Caatinga, Brasil. (A) Gráfico geral da regressão linear, mostrando a relação entre a distância e a taxa de decomposição; (B) Tratamento CNAF; (C) Tratamento SNAF.

3.5 EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE A DECOMPOSIÇÃO

Considerando os dados de modo geral, independente dos tratamentos, o modelo médio relevou que apenas a porcentagem de cobertura florestal apresentou efeito significativo sobre a taxa de decomposição da serrapilheira, com influência positiva na escala de 300 metros ($p = 0,001$) (Figura 8A). As demais variáveis (SHDI: $p = 0,60$; PD: $p = 0,28$) não apresentaram efeitos significativos em suas melhores escalas de efeito (500m e 100m, respectivamente) (Figura 8B e 8C, respectivamente). Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas na taxa de decomposição quando os tratamentos CNAF e SNAF foram analisados separadamente. Em ambos os modelos, todos os preditores apresentaram valores de p elevados ($p > 0,48$), indicando ausência de efeito das métricas de paisagem testadas nas respectivas escalas espaciais selecionadas.

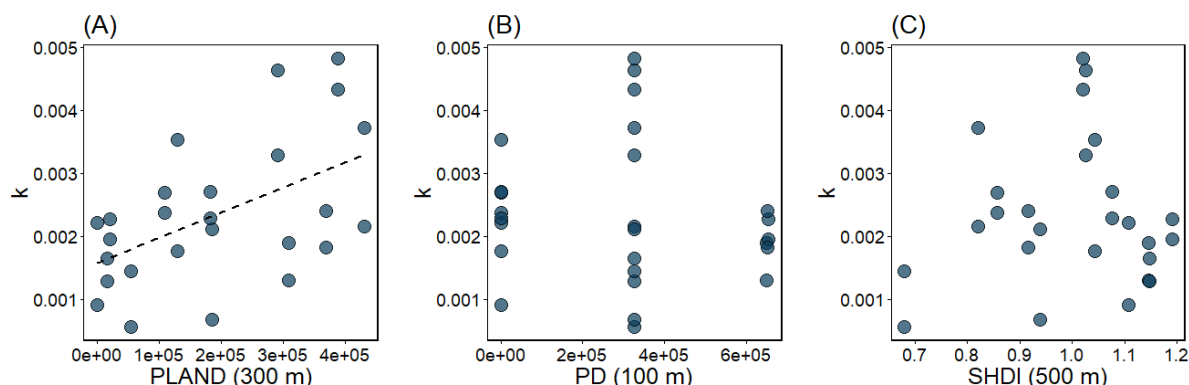


FIGURA 8 - Modelo linear generalizado (GLM) mostrando a relação entre a taxa de decomposição da serrapilheira (k) e métricas de paisagem em diferentes escalas espaciais, registradas em 13 áreas agrícolas na Caatinga, Brasil. (A) porcentagem de cobertura natural (PLAND, 500 m), (B) densidade de fragmentos conservados (PD, 100 m), e (C) heterogeneidade de uso da matriz (SHDI) em 500 m. A linha de regressão indica uma relação significativa ($p < 0.05$).

4 DISCUSSÃO

4.1 Efeitos do uso da terra na decomposição local

A perda de massa observada nos primeiros 60 dias (16,9%) sugere que nosso experimento capturou principalmente a fase inicial de decomposição, correspondente à fração lábil da serrapilheira, similar ao padrão de picos iniciais reportados em florestas regeneradas da Caatinga (Kulka *et al.*, 2024). A taxa média de decomposição ($k = 0,003 \text{ g/dia}^{-1}$) é consistente com valores de decaimento observados em outro estudo na mesma região ($0,003 \text{ dia}^{-1}$) (Ribeiro *et al.*, 2022).

Em contraste, o valor de k obtido em nosso estudo foi mais baixo do que as taxas observadas em outras florestas e plantações tropicais, que variam entre 0,1 e 4,8 g dia^{-1} (León; Osorio, 2014), abrangendo ecossistemas tropicais desde florestas secas em terras baixas até florestas úmidas montanas, assim como em estudos globais de decomposição da serrapilheira, com k variando de 0,032 a 3,734 g dia^{-1} , desde a tundra ártica até a floresta tropical úmida após cinco anos de monitoramento (Gholz *et al.*, 2000). Esses resultados indicam que nossa área de estudo apresenta taxas relativamente lentas de decomposição e mineralização da serrapilheira, tornando este ecossistema particularmente vulnerável a perturbações antrópicas (Kulka *et al.*, 2024).

Nossas descobertas têm importantes implicações para o manejo sustentável do uso do solo em nível local, em regiões semiáridas. Os remanescentes florestais das nossas áreas de estudo apresentaram maiores valores de k , mostrando notavelmente que a transformação desse

ambiente em áreas agrícolas afeta o processo de decomposição. A redução da cobertura vegetal decorrente dessa transformação expõe o solo à radiação solar, elevando a temperatura (Fernandes *et al.*, 2021) e diminuindo a umidade, o que aumenta a pressão de vapor e o déficit hídrico, alterando o microclima local, como observado em áreas desmatadas em comparação à Caatinga conservada (Silva *et al.*, 2021).

Entretanto, um dos mecanismos mais determinantes é a redução da fauna edáfica decompositora, responsável por intensificar fortemente a fragmentação física da serrapilheira e, conseqüentemente, favorecer a atividade microbiana e a mineralização da matéria orgânica (Chapin; Matson; Vitousek, 2011). Essa evidência é corroborada por nossos resultados, nos quais a supressão da fauna edáfica reduziu significativamente a decomposição da serrapilheira nos remanescentes florestais e áreas agrícolas, constituindo evidência direta da contribuição funcional desses organismos. Esse efeito é consistente com padrões recentes observados em diferentes usos do solo na mesma região: na floresta nativa de Caatinga, a supressão da fauna reduziu a taxa de decomposição (k) de 0,0018 para 0,0011 g g^{-1} ; no cultivo perene de cacau, de 0,0038 para 0,0017 g g^{-1} ; e no cultivo convencional de milho, de 0,0028 para 0,0019 g g^{-1} , sempre acompanhada por um aumento no tempo de meia-vida da serrapilheira (Pereira *et al.*, 2025).

Nossos achados também convergem com padrões observados em escala global, em ecossistemas tropicais e temperados, nos quais a inclusão de macroinvertebrados ($\geq 2 \text{ mm}$) e microinvertebrados ($< 2 \text{ mm}$) promoveu um aumento de 20% e 19% na decomposição, respectivamente (McCary; Schmitz, 2021). De forma semelhante, a exclusão da fauna do solo com naftalina em experimentos conduzidos em sete ecossistemas distintos, incluindo florestas tropicais secas e úmidas, florestas temperadas, agroecossistemas e pastagens, reduziu em média 35% a perda de massa da serrapilheira (García-Palacios *et al.*, 2013).

A importância funcional desses organismos decorre de sua atividade alimentar, que converte grandes quantidades de serrapilheira em fezes com menores proporções de C:N e concentrações de taninos, além de maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido e nitrogênio total dissolvido (Joly *et al.*, 2020). Esse material processado apresenta ainda maior área superficial para colonização microbiana (Chapin; Matson; Vitousek, 2011) e favorece a mineralização de N por meio de interações com microrganismos (David, 2014). O fato de o padrão também ter se mantido no ambiente agrícola reforça que esse serviço ecossistêmico é provido pela fauna edáfica mesmo em sistemas antropizados.

Esse papel torna-se ainda mais relevante quando considerado o contexto da Caatinga, um bioma caracterizado por fortes variações sazonais e longos períodos de escassez hídrica

(Silva; Leal; Tabarelli, 2017). A região já enfrentou eventos de seca extrema, como em 1877, 1914, 1932, 1982 e 1993, fortemente associados à atuação combinada do El Niño (ENSO) e do aquecimento anômalo das temperaturas da superfície do mar no Atlântico Norte (Pereira *et al.*, 2020). Além disso, o regime hidroclimático da Caatinga, marcado por chuvas imprevisíveis, elevada evapotranspiração e predominância de rios efêmeros, impõe severas limitações à manutenção da umidade do solo (Andrade, 2017), o que torna a atividade da fauna edáfica ainda mais crucial para sustentar a ciclagem de nutrientes nesse ambiente, especialmente em áreas agrícolas.

Nosso estudo reafirma que esse importante serviço ecossistêmico contribui para uma maior ciclagem de nutrientes, uma vez que, ao combinar todos os dados das diferentes unidades de estudo e tratamentos, a MOS apresentou associação positiva com a taxa de decomposição. Esses resultados têm implicações relevantes para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas terrestres, especialmente em mosaicos de uso da terra com forte gradiente de perturbação. A relação positiva entre matéria orgânica e decomposição ressalta a importância de práticas de manejo diversificadas na criação de condições ambientais favoráveis aos fatores responsáveis pela decomposição, essencialmente: fauna e biota decompositora, qualidade da serrapilheira e microclima (Chapin; Matson; Vitousek, 2011), que, em última análise, beneficiam a produtividade agrícola. Isso ressalta o papel estratégico da manutenção dos processos ecológicos que sustentam a fertilidade do solo para a segurança alimentar, uma vez que influenciam a capacidade das populações de produzir alimentos de forma sustentável diante das mudanças ambientais.

4.2 Efeitos do uso da terra na decomposição em escala de paisagem

Embora a influência local predomine, nossos achados indicam que a estrutura da paisagem também modula a decomposição da serrapilheira. Em áreas agrícolas em nosso estudo, uma maior cobertura florestal nos arredores está associada a taxas mais altas de decomposição, reforçando que blocos florestais podem manter heterogeneidade ambiental, regular microclimas e fornecer recursos variados. Esses padrões corroboram estudos anteriores que mostram reduções na decomposição em paisagens com perturbações antropogênicas crônicas na Caatinga (Silva *et al.*, 2019; Kulka *et al.*, 2024) e destacam que os processos de serrapilheira funcionam como indicadores sensíveis do grau de regeneração ou degradação dos ecossistemas. Além disso, a presença de remanescentes florestais favorece assembleias de

decompositores mais diversas, sustentando serviços ecossistêmicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes (Semper-Pascual *et al.*, 2021; Estupinan-Mojica *et al.*, 2022).

Por outro lado, a densidade de fragmentos florestais e a heterogeneidade da matriz agrícola não apresentaram efeito significativo sobre a decomposição, sugerindo que, variações mais amplas podem ter pouco impacto em comparação com fatores locais. A cobertura florestal ao redor das áreas agrícolas foi o principal *driver*, possivelmente por favorecer uma maior chegada de fauna decompositora e a manutenção de microclimas adequados. A complexidade desses processos destaca a necessidade de considerar múltiplas escalas e variáveis ao avaliar a funcionalidade dos ecossistemas agrícolas.

Além disso, a distância da floresta em relação às áreas agrícolas não se mostrou determinante pontualmente, embora estudos em ecossistemas temperados sugiram que uma conectividade intermediária pode favorecer a chegada de microrganismos decompositores (Mitchell; Bennett; Gonzalez, 2014). Em ecossistemas de terras secas, nossos resultados indicam que a composição da paisagem é mais relevante para a manutenção da decomposição do que a distância pontual entre floresta e áreas agrícolas, embora efeitos espaciais intrínsecos estejam contemplados na escala de análise. Isso reforça a importância da estrutura da paisagem para a provisão de serviços ecossistêmicos. Ainda assim, são necessários mais estudos em ambientes tropicais secos para compreender os mecanismos de conectividade e composição da paisagem sobre os processos de decomposição.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo demonstra que mudanças antrópicas no uso da terra reduzem a taxa de decomposição da serrapilheira em ecossistemas de terras secas tropicais. Mostramos que a fauna edáfica exerce papel fundamental na regulação desse processo, tanto em ambientes conservados quanto em áreas agrícolas, reforçando sua importância para a manutenção do funcionamento do solo. Além disso, nossos resultados indicam que a manutenção de remanescentes florestais próximos às áreas agrícolas aumenta a decomposição da serrapilheira, sugerindo que a conectividade entre unidades de estudo contribui para o funcionamento dos ecossistemas. Também evidenciamos que o teor de matéria orgânica do solo potencializa a decomposição, destacando a relevância de atributos edáficos na dinâmica da ciclagem de nutrientes. De forma geral, nossos achados ressaltam que a conservação da cobertura vegetal nativa e o manejo adequado da paisagem são estratégias essenciais para sustentar os serviços ecossistêmicos associados à decomposição da matéria orgânica. Esses serviços, além de

contribuírem para a manutenção da fertilidade do solo e a ciclagem de nutrientes, também beneficiam diretamente as populações humanas locais, contribuindo para a produtividade agrícola e para a resiliência socioecológica em regiões semiáridas.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. M. A floresta tropical seca, caatinga: As certezas e incertezas das águas. **TRIM: Tordesillas, revista de investigación multidisciplinar**, n. 12, p. 11-20, 2017.
- ARAUJO, H. F. P. *et al.* A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. **Land Use Policy**, v. 100, p. 104913, 2021.
- ARAUJO, H. F. P. *et al.* Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18440, 2023.
- ARAUJO, K. D. *et al.* Levantamento florístico do estrato arbustivo-arbóreo em áreas contíguas de Caatinga no Cariri Paraibano. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 1, p. 63-70, 2010.
- BERNASCHINI, M. L. *et al.* Is litter decomposition influenced by forest size and invertebrate detritivores during the dry season in semiarid Chaco Serrano? **Journal of Arid Environments**, v. 127, p. 154-159, 2016.
- BRADFORD, M. A. *et al.* Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. **Oikos**, v. 99, n. 2, p. 317-323, 2002.
- CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Decomposition and ecosystem carbon budgets. In: CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. 2. ed. New York: Springer, 2011. cap. 7, p. 183-228.
- COTRUFO, M. F. *et al.* Naphthalene addition to soil surfaces: A feasible method to reduce soil micro-arthropods with negligible direct effects on soil C dynamics. **Applied Soil Ecology**, v. 74, p. 21-29, 2014.
- DAVID, J. F. The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: a reappraisal of common views. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 76, p. 109-118, 2014.
- ESTUPINAN-MOJICA, A. *et al.* Landscape attributes shape dung beetle diversity at multiple spatial scales in agricultural drylands. **Basic and Applied Ecology**, v. 63, p. 139-151, 2022.
- FERNANDES, G. S. T. *et al.* Balanço de radiação em áreas de expansão agrícola no Sudoeste do Piauí. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 7, p. 13-20, 2021.
- GARCÍA-PALACIOS, P. *et al.* Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 1045-1053, 2013.

- GHOLZ, H. L. *et al.* Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. **Global Change Biology**, v. 6, n. 7, p. 751-765, 2000.
- GONG, H. *et al.* Trajectories of terrestrial vegetation productivity and its driving factors in China's drylands. **Geophysical Research Letters**, v. 51, e2024GL111391, 2024.
- HÄTTENSCHWILER, S. Effects of tree species diversity on litter quality and decomposition. In: SCHERER-LORENZES, M.; KORNER, C.; SCHULZE, E. D. **Forest diversity and function: Temperate and boreal systems**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2005. p. 149-164.
- HU, Y. *et al.* Multi-scenario spatial optimization for future development in arid and semi-arid regions based on early warning of ecological risk. **Ecological Modelling**, v. 510, p. 111291, 2025.
- JOLY, F. X. *et al.* Detritivore conversion of litter into faeces accelerates organic matter turnover. **Communications Biology**, v. 3, n. 660, 2020.
- KULKA, D. D. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance alters litter decomposition and nutrient concentrations and stocks across a Caatinga dry forest chronosequence. **Forest Ecology and Management**, v. 552, p. 121563, 2024.
- LACERDA, A. V. *et al.* Population Dynamics of *Croton blanchetianus* Baill. in a Caatinga Area in the Brazilian Semi-Arid. **American Journal of Plant Sciences**, v. 9, n. 4, p. 920, 2018.
- LEITNER, M. *et al.* Woody encroachment slows decomposition and termite activity in an African savanna. **Global Change Biology**, v. 24, n. 6, p. 2597-2606, 2018.
- LEÓN, J. D.; OSORIO, N. W. Role of litter turnover in soil quality in tropical degraded lands of Colombia. **The Scientific World Journal**, v. 2014, n. 1, p. 693981, 2014.
- MARINHO, I. V. *et al.* Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, 2019.
- MCCARY, M. A.; SCHMITZ, O. J. Invertebrate functional traits and terrestrial nutrient cycling: Insights from a global meta-analysis. **Journal of Animal Ecology**, v. 90, n. 7, p. 1714-1726, 2021.
- MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 4, p. 909-918, 2014.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.
- PEREIRA, M. P. S. *et al.* Brazilian dry forest (Caatinga) response to multiple ENSO: The role of Atlantic and Pacific Ocean. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135717, 2020.

POWERS, J. S. *et al.* Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 4, p. 801-811, 2009.

QU, X. *et al.* Deforestation impacts soil biodiversity and ecosystem services worldwide. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 121, e2318475121, 2024.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2022.

RAJ, A. *et al.* Effect of deforestation and forest fragmentation on ecosystem services. In: **Land degradation neutrality: achieving SDG 15 by forest management**. Singapore: Springer Nature Singapore, 2022. p. 25-41.

REHMAN, A. *et al.* Sustainable agricultural practices for food security and ecosystem services. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 56, p. 84076-84095, 2022.

RIBEIRO, A. *et al.* Litter dynamics in a seasonally dry forest fragment. 2022.

SEMPER-PASCUAL, A. *et al.* How do habitat amount and habitat fragmentation drive time-delayed responses of biodiversity to land-use change? **Proceedings of the Royal Society B**, v. 288, n. 1942, p. 20202466, 2021.

SILVA, A. C. F. *et al.* Litter Production and Accumulation as an Indicator of Degradation in Caatinga. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 13, 2019.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer, 2017.

SILVA, T. G. F. da *et al.* Soil properties and microclimate of two predominant landscapes in the Brazilian semiarid region: Comparison between a seasonally dry tropical forest and a deforested area. **Soil and Tillage Research**, v. 207, p. 104852, 2021.

STOATE, C. *et al.* Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 1, p. 22-46, 2009.

SÜNNEMANN, M. *et al.* Climate change and cropland management compromise soil integrity and multifunctionality. **Communications Earth & Environment**, v. 4, n. 1, p. 394, 2023.

THROOP, H. L.; ARCHER, S. R. Resolving the dryland decomposition conundrum: some new perspectives on potential drivers. In: **Progress in botany**. Berlin; Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009. p. 171-194.

VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Oecologia**, v. 144, n. 3, p. 456-462, 2005.

WALL, D. H. *et al.* Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. **Global Change Biology**, v. 14, n. 11, p. 2661-2677, 2008.

WANG, Z. *et al.* Sustainable development assessment of ecological vulnerability in arid areas under the influence of multiple indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 436, p. 140629, 2024.

ZHAO, J. *et al.* Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 5, p. 954-960, 2011.