

JULIANA MARIA MEDRADO DE MELO

**ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA NEMATOFAUNA E
QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS RIBEIRINHAS DA CAATINGA**

RECIFE - PE

Junho, 2021

JULIANA MARIA MEDRADO DE MELO

**ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA NEMATOFUNA E
QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS RIBEIRINHAS DA CAATINGA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola na Área de Concentração em Engenharia de Água e Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), como parte do requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola.

Comitê de Orientação

Prof^a Dr^a. Elvira Maria Regis Pedrosa - Orientadora

Dr^a. Thaís Fernanda da Silva Vicente - Coorientadora

RECIFE - PE

Junho, 2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas

L732e Melo, Juliana Maria Medrado de
 Estrutura e distribuição espacial da nematofauna e qualidade do solo
 em áreas ribeirinhas da caatinga / Juliana Maria Medrado de Melo. - 2021.
 200 f. : il.

Orientadora: Elvira Maria Regis Pedrosa.
Coorientadora: Thais Fernanda da Silva Vicente.
Inclui referências.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Recife, 2021.

1. Qualidade do solo. 2. Índices ecológicos de nematoides. 3.
Distribuição espacial. 4. Caatinga. 5. Áreas ripárias. I. Pedrosa, Elvira Maria
Regis, orient. II. Vicente, Thais Fernanda da Silva, coorient. III. Título

CDD 630

JULIANA MARIA MEDRADO DE MELO

Tese apresentada em 30 de junho de 2021 ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor.

**ESTRUTURA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA NEMATOFUNA E
QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS RIBEIRINHAS DA CAATINGA**

COMISSÃO JULGADORA

ORIENTADORA:



Prof.ª. Dr.ª. Elvira Maria Régis Pedrosa (UFRPE)

EXAMINADORES:



Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro
(UFRPE/DEAGRI)



Dr. Diego Arruda Huggins de Sá Leitão (University of Florida, EUA)



Prof.ª. Dr.ª. Lilian Margarete Paes Guimarães (UFRPE)



Prof.ª. Dr.ª. Yirina Valdes Vazquez (UFPB)

Recife- PE

Junho, 2021

*“E esse é o segredo da felicidade e da virtude:
amarmos o que somos obrigados a fazer”.*

*“O maior pecado contra a mente humana é acreditar
em coisas sem evidências. A ciência é somente o
suprassumo do bom-senso – isto é, rigidamente
precisa em sua observação e inimiga da lógica
falaciosa.”*

Aldous Huxley

A toda a minha família, em especial aos meus pais, Maria Medrado e João Romualdo, pelo amor incondicional e motivação para superar todos os desafios.

A meu esposo Iug e minha filha Lise, por todo amor e afeto.

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus e ao meu anjo da guarda por guiarem meus caminhos, oferecendo-me força necessária para seguir minha jornada com saúde física e mental, honestidade, serenidade e compromisso.

A minha filha Lise por me ensinar o amor incondicional e verdadeiro e por me fazer muito mais forte e corajosa, já que ser mãe na pós-graduação foi um sentimento de amor misturado com o medo de não dar conta dos compromissos e prazos.

Aos meus pais, Maria Medrado e João Romualdo, por toda confiança e apoio. Aos meus irmãos, Tiara e Felipe. A minha cunhada, Amanda, e a minha família em Recife Ilka, Livia, Paola e toda “Família Zebra”, Newton e Ida (*in memoriam*) pelo acolhimento e suporte emocional e por todo carinho.

Ao meu querido companheiro Iug Lopes que ajudou a enfrentar, planejar e executar todas as atividades nessa jornada de 4 anos de doutorado, por todo apoio, paciência, incentivo diário e amor de sempre.

A minha querida orientadora Prof^a. Dra. Elvira Maria Régis Pedrosa, por acreditar no meu potencial, pela incrível paciência, pela disponibilidade e pelos sábios conselhos e ensinamentos sempre que a procurei para conversar e por ser grande exemplo e mulher e profissional.

A minha coorientadora Dr^a. Thais Fernanda da Silva Vicente, pela incrível parceria, por sempre acreditar na minha capacidade, pela compreensão, amizade e excepcional orientação;

À Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim/PE e ao seu coordenador Eurico Lustosa, pela hospitalidade e colaboração no experimento;

A toda equipe do laboratório de Fitonematologia pela amizade e pela convivência prazerosa, em especial a minha querida Gabriela, Bruno, Marilene, Mariana, Carolina, Karina, Diego, Carmem, Alessandro, Sabrina, Emerson, Thayná, Daniel, Raquel e Isabela Ferraz.

Aos colegas da Universidade Federal Rural de Pernambuco, em especial, Diego, Raguiara, Diorgenes, Jhon Lennon, José Neto, Alan, Ailton, Breno, Frederico, Juez, José Edson, Keila, Pedro Francisco, Pedro Henrique, Prof^a Laércia, Marcos, Caik, Sirleide entre tantos outros. Foram ótimos os momentos que pude desfrutar e aprender com todos vocês.

Em especial aos meus sogros Maristela e João Batista pelo acolhimento, segurança e auxílio para que eu pudesse executar a fase de escrita da tese com toda tranquilidade necessária mesmo em tempos de pandemia.

AGRADECIMENTOS INSTITUCIONAIS

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), em especial ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrônômica (PGEA), por ser uma segunda casa e pelo fornecimento de toda estrutura física e social necessária à minha formação.

A todos os docentes do PGEA, que nos últimos quatro anos contribuíram para minha formação, para o meu crescimento profissional e para o desenvolvimento desta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e principalmente a Fundação de Amparo à Ciência Tecnologia de Pernambuco (FACEPE), por todo o apoio financeiro para a realização do doutorado.

Melo, Juliana Maria Medrado de. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Junho de 2021. Estrutura e distribuição espacial da nematofauna e qualidade do solo em áreas ribeirinhas da Caatinga. Orientadora: Prof.^a Dr.^a Elvira Maria Régis Pedrosa.

RESUMO GERAL

Estudos que possibilitam conhecer a nematofauna do solo e o aprimoramento do uso desses organismos como indicadores de qualidade ambiental são de grande relevância, pois possibilitam, fornecer informações importantes para a busca de estratégias de manejo que minimizem os prejuízos causados pelo mau uso do solo. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a distribuição espacial e estrutura das comunidades de nematoides, das propriedades do solo e da vegetação nativa em fisionomias locais de Caatinga às margens do rio Brígida, Parnamirim/PE, Brasil. O estudo foi realizado em duas áreas, uma com vegetação nativa e outra com histórico de uso agrícola (modificada). Em cada área, amostras deformadas e indeformadas de solo foram coletadas em malha regular com 35 pontos e dimensões de 60 × 40 m, com espaçamento de 10 m entre os pontos, na camada de 0,0-0,3 m. Simultaneamente, duas linhas de transectos de 150 m de comprimento e 10m de distância entre os pontos foram estabelecidas em cada margem, direita e esquerda, do rio Brígida a montante e a jusante da barragem Alexandria. Foram efetuadas análises de granulometria, densidade de partículas, densidade do solo, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, resistência do solo à penetração, pH, condutividade elétrica do extrato de saturação e da solução do solo, umidade do solo, matéria orgânica do solo, respiração microbiana, densidade e diversidade vegetal da área, e estrutura e diversidade da nematofauna, incluindo-se os índices ecológicos e atividade metabólica dos nematoides. Nas duas áreas, bacteriófagos e parasitos de planta foram dominantes, com destaque para *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus*, os quais mais contribuíram para a composição da comunidade. Na vegetação modificada areia fina, argila e pH do solo influenciaram positivamente as guildas Mi4 e H4, enquanto na vegetação nativa a umidade e matéria orgânica exerceram maior influência nas guildas On4, H5 e B3. Os mapas de krigagem mostraram que na vegetação nativa as variáveis do solo se concentraram mais no centro da área, enquanto na vegetação modificada, às margens da área. As

guildas funcionais na vegetação nativa também não seguiram aumento gradativo às regiões próximas da margem do rio, como foi observado na vegetação modificada. As fisionomias influenciaram a composição da comunidade de nematoides assim como as variáveis do solo. Apenas as espécies vegetais lenhosas baixas exerceram influência direta na composição das guildas funcionais e, mesmo não possuindo histórico de supressão da vegetação natural, as duas fisionomias mostraram graus de distúrbios diferentes, em que a Caatinga arbustiva aberta apresentou uma cadeia alimentar do solo mais estruturada do que uma fisionomia de caatinga arbórea. Entre as espécies vegetais destacaram-se regeneração e espécies herbáceas e arbustivas como a *Alternanthera tenella* e *Herissantia tiubae*. Dentro de uma rede de correlações, os nematoides *Dorylaimus*, *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* apresentaram maiores forças e influência. A espécie arbórea *Sideroxylon obtusifolium* foi a que apresentou maiores correlações positivas com a nematofauna do solo. Dentre todos os nematoides, *Paratylenchus* foi o que apresentou maiores correlações positivas com espécies arbóreas. A umidade, a respiração microbiana e a matéria orgânica foram as variáveis do solo que mais influenciaram positivamente os nematoides e a vegetação local. A cadeia alimentar encontrava-se estruturada e em condições de maturação, mostrando maior assimilação de recursos decorrente dos canais de onívoros e bacteriófagos. Os resultados comprovaram que as comunidades de nematoides apresentam maior diversidade e maturidade em ecossistemas mais conservados, e podem auxiliar futuros estudos sobre a conservação dos solos de áreas ripárias da Caatinga.

Palavras-chaves: Áreas ripárias, Biodiversidade, Indicadores biológicos, índices ecológicos de nematoides, Geoestatística, Semiárido.

Melo, Juliana Maria Medrado de. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Junho de 2021. Structure and spatial distribution of nematode communities and soil quality in Caatinga riparian areas. 2021. Advisor: Prof.^a Dr.^a Elvira Maria Régis Pedrosa.

GENERAL ABSTRACT

Studies enabling knowledge the soil nematode communities and developing their use as ecological indicator of soil health are entirely relevant in providing management strategies information for minimizing improper soil use damage. The aim of the work was evaluating spatial distribution and nematode community structure, soil properties and native vegetation in Caatinga local physiognomies at Brígida River margin, in Parnamirim/PE, Brazil. The study was carried out in two areas, one of them with native vegetation, and the other with agricultural historic usage (modified). In each area, deformed and undeformed soil samples were sampling in 30 points distributed in a regular 10 m-grid, within a 60 × 40 m-square, 0.0-0.3 m-deep. Concurrently, two 150 m-transect-lines in a regular 10 m-grid were established in each river margin, right and left, upstream and downstream of the Alexandria dam. Evaluations consisted in: granulometry analysis, particle density, soil density, total porosity, microporosity, microporosity, soil resistance to penetration, pH, electrical conductivity of soil solution and saturated extract, microbial respiration, soil moisture, organic matter, density and diversity of native vegetation, nematode community structure and diversity, including nematode ecological indices and metabolic activity. In both areas bacterivorous and plant-parasitic nematodes were dominant, with emphasis on *Acrobeles* and *Tylenchorhynchus*, the most contributors to the community composition. In the modified vegetation fine sand, clay and pH positively influenced Mi4 and H4 guilds. In the native vegetation soil moisture and organic matter had greater influence on On4, H5 and B3 guilds. According to kriging maps, the soil variables concentrate in the centre rather than in the marginal area, in contrast to the native vegetation. The functional guilds in native vegetation did not show gradate increase to the riverbank as in the modified vegetation. The physiognomies influenced the nematode community arrangement and soil variables. Only the low woody vegetation species influenced directly on nematode functional guild composition and, despite absence of native vegetation

suppression historical, both physiognomies showed different disturbance grades; in open shrubby Caatinga the soil food web was more structured than in woody Caatinga. Within plant species in regeneration stood out herbaceous and shrubby species such as *Alternanthera tenella* and *Herissantia tiubae*. According to the correlational network, *Dorylaimus*, *Acrobeles*, and *Tylenchorhynchus* showed greater strength and influence. The tree species *Sideroxylon obtusifolium* presented the highest positive correlations with soil nematode community. Within all nematodes, *Paratylenchus* showed the highest positive correlations with tree species. Soil moisture, microbial respiration, and organic matter were the attributes with higher positive influence on soil nematodes and local vegetation. The soil food web was structured and under maturation conditions, presenting the highest resource assimilation through omnivores and bacterivores channels. Our results support that nematode communities bear higher diversity and maturity in more conservative ecosystems and can assist in future studies on soil conservation of Caatinga riparian areas.

Keywords: Riparian areas, Biodiversity, Ecological indicators, Nematode ecological index, Geostatistics, Semiarid.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - Introdução Geral e Revisão Bibliográfica	16
Introdução Geral	17
Revisão Bibliográfica	19
Referências Bibliográficas	40
CAPÍTULO II – Comunidade de nematoides e propriedades do solo em áreas ripárias de Caatinga com vegetação nativa e modificada	60
Resumo	61
Abstract	62
Introdução	63
Material e Métodos	66
Resultados	72
Discussão	77
Conclusões	82
Referências Bibliográficas	82
CAPÍTULO III - Fisionomias vegetacionais da Caatinga e variáveis ambientais influenciam a comunidade de nematoides na região semiárida do Brasil	115
Resumo	116
Abstract	117
Introdução	117
Material e Métodos	119
Resultados	126
Discussão	130
Conclusões	136
Referências Bibliográficas	136
CAPÍTULO IV Respostas ecológicas das comunidades de nematoides do solo às espécies vegetais da Caatinga	164
Resumo	165
Abstract	166
Introdução	167
Material e Métodos	168
Resultados	174
Discussão	177
Conclusões	181
Referências Bibliográficas	181

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

INTRODUÇÃO GERAL

Historicamente, a conversão dos sistemas naturais para o estabelecimento de atividades agropecuárias desenvolvidas no Brasil não considerara os potenciais impactos negativos, gerado danos ambientais e comprometido habitats ainda pouco estudados quanto a sua diversidade e complexidade de funcionamento. Diante disso, nas últimas décadas tem havido uma crescente sensibilização sobre a importância da manutenção e preservação da biodiversidade do planeta (SPIESMAN *et al.*, 2017).

O bioma Caatinga, possui área aproximada de 850 mil km², seu tipo de vegetação recobre a maior parte da área com clima semiárido da região Nordeste do Brasil (GIULIETTI *et al.*, 2002). A importância desse bioma está na particularidade da biodiversidade, com fauna e flora rica e únicas adaptadas a conviver em condições semiáridas (SILVA *et al.*, 2017). Como na maioria dos biomas terrestres, a remoção parcial ou total da cobertura vegetal resulta na redução do estoque da produção de biomassa vegetal e na diminuição da cobertura dos solos (COSTA *et al.*, 2009). No entanto, nesse bioma esses fatores juntamente com as características predominantes de solos rasos e pobres em nutrientes orgânicos podem levar ao aumento da degradação e comprometimento da biodiversidade (COSTA *et al.*, 2009; FREIRE *et al.*, 2018).

A retirada da cobertura vegetal tem como consequência a redução nos processos de ciclagem de nutrientes e aceleração da decomposição da matéria orgânica, possibilitando a modificação de características físicas do solo como densidade, estrutura, porosidade e distribuição de agregados (PORTUGAL *et al.*, 2010). Desse modo há um comprometimento do suprimento de água, da aeração, da disponibilidade de nutrientes, da atividade microbiana e da penetração de raízes, além de outros fatores (BRAIDA *et al.*, 2010).

As áreas ribeirinhas da Caatinga são sistemas ainda mais complexos e altamente dinâmicos, onde o diagnóstico ambiental e entendimento do seu funcionamento pode ser particularmente desafiador (DOMÍNGUEZ, *et al.*, 2017). Nesses ambientes ocorrem inúmeros processos que incluem a infiltração, o armazenamento, a redistribuição e a evapotranspiração da água (CARAPETO, 2016).

As áreas ripárias também servem de abrigo a uma vasta biodiversidade, agindo como reservatórios onde os organismos podem se refugiar e colonizar, especialmente em climas sazonalmente secos (CASTRO-LÓPEZ; GUERRA-COBIÁN; PRAT, 2018) como os de regiões semiáridas e de Caatinga.

A capacidade de um solo para executar suas funções pode ser avaliada por indicadores de suas propriedades químicas, físicas ou biológicas. Nesse contexto, os nematoides são bons indicadores de qualidade ambiental por serem organismos abundantes no solo e sensíveis às alterações ambientais, além disso, são facilmente observáveis e quantificáveis usando técnicas laboratoriais simples (BONGERS, 1990; FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001; FERRIS, 2010). Mudanças na estrutura e composição da comunidade de nematoides podem informar sobre as alterações na qualidade e na função dos solos, como também fornecer diagnóstico da cadeia alimentar do solo (FERRIS, 2010; HODSON *et al.*, 2014).

Os nematoides se alimentam de uma ampla variedade de organismos do solo e se movimentam através de filme de água aderido às partículas do solo, suas atividades são amplamente controladas pela umidade e pelas condições físicas, químicas e biológicas do solo, podendo esses fatores serem considerados limitantes no estabelecimento e deslocamento desses organismos no solo (WALLACE, 1968; SALAME; GLAZER, 2015). Conhecer a estrutura das comunidades de nematoides em áreas ribeirinhas de Caatinga sob diferentes fisionomias e entender a distribuição espacial dessas comunidades será relevante no aprimoramento do uso de nematoides como indicadores de qualidade ambiental da Caatinga e na contribuição para desenvolvimento de sistemas agrícolas mais sustentáveis, incluindo melhores estratégias para o controle biológico e supressão de doenças de planta provocadas por nematoide.

REVISÃO DE LITERATURA

SEMIÁRIDO BRASILEIRO E BIOMA CAATINGA

O Semiárido brasileiro é constituído por diversos ecossistemas naturais que possuem particularidades quanto as topografias, aos solos, às precipitações pluviométricas e as suas pluriatividades distintas. Essas condições conferem à região uma vasta diversidade dotada de grandes riquezas biológicas quando comparadas a outras regiões semiáridas do mundo (PEREZ-MARIN *et al.*, 2013). Essa heterogeneidade paisagística possibilitou uma classificação ou divisão espacial do Semiárido, baseada em fatores físicos e na cobertura vegetal, são elas: Caatinga, Agreste, Carrasco, Seridó, Cariris-Velhos, Curimataú, Serras e Sertão (DUQUE, 2004).

A Caatinga é o bioma que maior caracteriza a região semiárida, com aproximadamente 80% de toda sua extensão, possuindo uma área de aproximadamente 844.453 km² (BRASIL, 2017b). Esse bioma é considerado de grande importância biológica por ser exclusivamente brasileiro, o que significa que parte do seu patrimônio biológico não é encontrado em nenhum outro lugar do mundo (SAMPAIO, 2010). Entre as regiões semiáridas, a caatinga é a mais populosa e tem passado por um rápido processo de alteração e deterioração ambiental. Além do mais, a Caatinga é o terceiro ecossistema do Brasil mais ameaçado, sendo atualmente um dos seis com maior vulnerabilidade intrínseca à variabilidade climática, como também o menos estudado e compreendido do território nacional (OVERBECK *et al.*, 2015; SEDDON *et al.*, 2016; OLIVEIRA; BERNARD, 2017).

A Caatinga é geralmente caracterizada por extensas superfícies planas com altitude variando de 300 a 500 m, é marcada por irregularidade de massa de ar, com temperaturas média em torno de 28 °C e por ocorrência de precipitações escassas e irregulares, onde as chuvas se concentram nas estações de verão e outono (GARIGLIO *et al.*, 2010; FREIRE *et al.*, 2018). A vegetação é adaptada às condições de seca e estiagem, com plantas que possuem sistema radicular, em sua maioria, pouco profundos para se adaptar aos solos rasos (PINHEIRO; COSTA; ARAÚJO, 2013).

O Bioma Caatinga apresenta paisagens distintas com grande heterogeneidade quanto à densidade e porte de sua vegetação (SILVA *et al.*, 2017). As mudanças nos tipos de paisagem e vegetação influenciam a fauna do solo, diminuindo ou aumentando a sua densidade e diversidade de acordo com a temperatura do ar, a umidade do solo e a disponibilidade de material orgânico nestes solos (HOFFMANN *et al.*, 2009; BARETTA *et al.*, 2014). É a diversidade microbiana e de espécies da fauna edáfica que permite decompor estruturalmente e quimicamente os tecidos complexos de uma planta ou restos de animais (LIMA *et al.*, 2018), sendo assim, parte integrante dos ecossistemas do solo, mediando ciclos biogeoquímicos nas paisagens terrestres.

As regiões do semiárido brasileiro estão previstas para se tornarem mais secas nos próximos 20 anos (CARVALHO, *et al.*, 2020), com aumento da duração e intensidade de secas de número de dias secos, além de diminuição na ocorrência de extremos úmidos (NÓBREGA; SANTIAGO; SOARES, 2016, CARVALHO, *et al.*, 2020). No geral, biota do solo é significativamente sensível a mudanças nas variáveis hidrológicas, sugerindo que regimes de precipitação alterados podem ter impactos significativos abaixo da superfície do solo. A microfauna do solo e, composta de organismos, incluindo nematoides, que dependem do conteúdo, fluxo e movimento de água no solo para deslocamento, desenvolvimento e alimentação (VANDEGEHUCHTE *et al.*, 2015).

MOVIMENTO DE ÁGUA NO SOLO

O solo é constituído por um sistema trifásico muito heterogêneo, dividindo-se em: i) fase sólida (sólidos minerais e orgânicos), também chamada de matriz do solo; ii) fase líquida, chamada de solução do solo, que corresponde a água do solo onde também estão dissolvidos os mais diversos tipos de substâncias; iii) fase gasosa que é a atmosfera do solo (LIER, 2010).

As fases líquidas (água e nutrientes) e gasosa constituem a fração volumétrica do solo. Essas composições podem variar tanto no tempo quanto no espaço podendo inclusive estarem ausentes em determinadas condições (LIER, 2010). A fração volumétrica do solo corresponde às cavidades de diferentes formas e tamanhos, delimitados pelo arranjo das partículas sólidas, ou seja, um meio poroso que pode ser ocupado por água e/ou ar (KIEHL, 1979;

LAL; SHUKLA, 2004; RESENDE *et al.*, 2014). A estrutura física do solo é extremamente importante visto que a quantidade de espaços porosos influencia o crescimento de raízes, a disponibilidade de oxigênio, a absorção a infiltração e a capacidade de retenção da água (TRAN; CHANG; CHO, 2019)

O meio mais comum de umedecimento do solo é a partir da ocorrência de precipitações, das mais variadas intensidades (TUCCI, 2013). A partir disso, ocorre o processo de infiltração que é muito complexo, mesmo quando é assumido que o solo é um meio homogêneo com conteúdo inicial de umidade uniforme (SANTOS *et al.*, 2014). O decorrer de eventos de precipitação existe um período inicial durante o qual toda a precipitação se infiltra no solo. No entanto, nem toda a água que chega à superfície do solo infiltra, estando o solo já saturado, parte pode fluir através da superfície para drenos e cursos d'água (escoamento superficial), uma porção dessa água no solo evapora na superfície, enquanto a outra é absorvida pelas raízes das plantas e evaporada ou transpirada para a atmosfera através de suas folhas (DURAES; MAGALHAES, 2008; TUCCI, 2013).

Essa circulação da água da atmosfera para o solo e seu retorno à atmosfera compreende o ciclo hidrológico. A retenção e toda dinâmica da água em movimento no solo durante o ciclo hidrológico, desde a absorção e translocação nas plantas, e sua perda para a atmosfera são fenômenos relacionados à energia gerada em função do gradiente de seu potencial entre dois pontos quaisquer do solo (DURAES; MAGALHAES, 2008). Considera-se, na verdade, que dois tipos de energia estão envolvidos: energia potencial e cinética. O movimento da água nos solos é tão lento que o componente da energia cinética pode ser desprezado (ANDRADE *et al.*, 2008). Por tanto, a energia potencial é a mais importante na determinação do estado e movimento da água no solo.

O potencial total da água no solo (ψT) representa o somatório (Eq. 1) de todos os trabalhos realizados para levar a água do estado em que se encontra no sistema em consideração, isotérmica e isobaricamente, até o estado que caracteriza a água pura e livre (LIBARDI, 1995), fazendo com que água se movimente da região de maior para a de menor potencial.

$$\psi T = \psi g + \psi p + \psi os + \psi m \quad (\text{Eq. 1})$$

Sendo: ψ_g = componente gravitacional, que é a energia exercida devido à presença do campo gravitacional terrestre; ψ_p = componente de pressão, que refere-se aos trabalhos realizados contra pressões diferentes da pressão do estado padrão; ψ_m = componente matricial, que é a soma de todos os outros trabalhos que envolvem a interação entre a matriz sólida do solo e a água; e o ψ_{os} = componente osmótica, que é adquirida considerando os íons e outros solutos encontrados na água do solo (LIBARDI, 1995).

Dependendo das condições de umidade de um solo, a água pode ocupar a maior parte ou a totalidade dos vazios do solo e quando submetida a diferenças de potenciais, ela se desloca no seu interior. A dinâmica da água no solo é um processo contínuo, que controla o movimento dos elementos químicos que intervêm nos processos de formação e evolução dos solos, na disponibilidade de nutrientes para as plantas e no forrageamento e distribuição de microrganismos (VILARINHO *et.al.*, 2013; POMPEO *et al.*, 2016).

MOVIMENTO DE NEMATOIDES NO SOLO

Os nematoides são organismos semiaquáticos que habitam o filme de água do solo. Todo o ciclo de vida de nematoides de vida livre e parte do ciclo de vida dos nematoides parasitos de planta se desenvolve no perfil do solo (FAJARDO; ABALLAY; CASANOVA, 2011). Esses organismos do solo (tipicamente de 0,40 mm a 1,0 mm de comprimento) são classificados como microfauna ou mesofauna e devido às condições de forma e tamanho são incapazes de remodelar o solo e, portanto, utilizam os espaços de poros e cavidades de água já existentes para locomoção dentro do solo (ROBINSON; PERRY, 2006; NEHER, 2010).

No solo, a água está sempre em movimento, principalmente devido a uma tendência no fluxo de água influenciada pela precipitação, evaporação e transpiração. O movimento da solução do solo ocasionado pelo fluxo de água, favorece a passagem de nematoides que se movem através dos filmes de água que cobrem as partículas do solo (NEHER, 2010; BURR; ROBINSON, 2004; BARROS *et al.*, 2016). Esse movimento dentro dos espaços formados entre as partículas, ocorre através da propulsão ondulatória (YUAN; RAIZEN; BAU, 2015), acionada por ondas de flexão que aplicam forças a objetos ou fluidos

externos à medida que o corpo passa. O entendimento desse mecanismo de locomoção ocorre em dois níveis: os mecanismos neuromusculares, que geram as ondas de flexão (produto de eventos de contração e relaxamento dos músculos dorsoventrais presentes no corpo dos nematoides), e a relação entre eles e o corpo formando as forças externas que impulsionam o nematoide para a frente (GRAY, 1953; GART; VELLA; JUNG, 2011; BILBAO *et al.*, 2013). Nesse processo, os nematoides utilizam a região cefálica para abrir caminho entre os grãos do solo (WALLACE, 1958).

Os tamanhos de poros e/ou interstícios do solo maiores permitem maior dinamismo na movimentação dos nematoides, e, apenas quando eles são de diâmetro maiores que o corpo dos nematoides, funcionam, com auxílio da água presente, como canais por onde esses organismos movimentam-se no solo (Wallace, 1968). Como há pouca perturbação das partículas, exceto em solos saturados de água, não é possível a movimentação em poros com diâmetro menores que a circunferência do corpo dos nematoides, ocorrendo o confinamento à geometria do solo existente.

Além disso, a granulometria influencia a porosidade do solo e sua capacidade de retenção de água (REICHARDT; TIMM, 2004), estas características interferem no comportamento e no potencial de dano dos nematoides parasitos a plantas hospedeiras. A ocorrência de populações de nematoides é mais favorecida em solos arenosos com aeração usualmente mais adequada do que solos mais argilosos (ROCHA *et al.*, 2006).

Além dos fatores edáficos e das relações hídricas do solo, no caso de nematoides parasitos de planta, os atributos das plantas hospedeiras também interferem no deslocamento de nematoides no solo. Esses organismos são atraídos por sinais emitidos pelas raízes de planta hospedeiras na forma de compostos orgânicos como exsudatos, secreções e mucilagens (COOMANS, 1979; PROT, 1980).

Nesse processo de reconhecimento e direcionamento do nematoide até a planta hospedeira, o conteúdo de água e o ar contidos nos poros do solo são os meios transportadores que carregam as substâncias produzidas pelas raízes, para que sejam reconhecidas pelos nematoides (STEINER, 1925) e os órgãos sensoriais presentes nesses organismos, ao entrarem em contato com essas

substâncias levam ao reconhecimento e localização da planta hospedeira (RASMANN *et al.*, 2012). Os exsudatos radiculares solúveis em água são estímulos para a quimiotaxia de curto alcance, enquanto as substâncias voláteis (CO₂) e temperatura são estímulos para a quimiotaxia de maior alcance (PROT, 1980). Oliveira *et al.* (2020), observou que alguns nematoides do gênero *Meloidogyne* foi capaz de migrar mais de 13 cm em direção à planta hospedeira.

Segundo Fujimoto *et al.* (2010), além da textura e do fluxo de água no solo, podem ser citados muitos outros fatores do solo envolvidos com o movimento e sobrevivência de nematoides, como por exemplo, temperatura, oxigênio, concentração de dióxido de carbono e pH, mostrando a importância das condições do solo na estratégia de vida dos nematoides.

NEMATOIDES COMO INDICADORES DE QUALIDADE DE SOLO

Devido à presença de micro biomas frequentemente grandes e complexos, os solos podem ser considerados como importantes ecossistemas para a biodiversidade microbiana na Terra. A falta de conhecimento da complexidade dos processos que ocorrem nas suas infinidades de funções, faz com que os solos sejam geralmente negligenciados e omitidos durante as decisões sobre o seu manejo e tipo de uso (KOCH *et al.*, 2013).

Os solos atualmente encontram-se altamente ameaçados por atividades que priorizem e garantam as necessidades da crescente demanda da população humana. Além disso as mudanças climáticas induzem não apenas um aumento na temperatura a longo prazo, mas também está associada ao aumento da frequência de eventos climáticos extremos, como períodos prolongados de seca ou inundações intensas que afetam diretamente os ecossistemas do solo (CARVALHO, *et al.*, 2020).

Nas últimas décadas as crescentes preocupações com a conservação dos solos, com a sustentabilidade desse tipo de ecossistema e com a ocorrência de incidentes ambientais nocivos, impulsionaram estudos que abordassem o desenvolvimento de indicadores de qualidade ambiental cientificamente sólidos, eficazes para avaliar o estado desses ambientes, estimar tendências ambientais e informar a tomada de decisões políticas (ZHANG *et al.*, 2018).

A capacidade de um solo em executar suas funções pode ser avaliada, além dos indicadores das propriedades químicas e físicas, por indicadores de suas propriedades biológicas, já que estão ligados diretamente a processos relacionados a cadeia alimentar do solo e com isso são responsáveis por uma grande quantidade da dinâmica funcional relacionada a qualidade desses solos (GALLARDO *et al.*, 2015). A abundância e a diversidade da microfauna do solo dos ecossistemas e dos agrossistemas podem ser afetadas rapidamente por serem sensíveis e reagir a mudanças edáficas (temperatura do solo, pH, matéria orgânica, umidade e estrutura), climáticas (precipitação fluvial, temperatura do ar, vento, umidade relativa do ar), topográficas (posição fisiográfica, inclinação) e históricas (por ações antrópicas e também fenômenos geológicos) o que os torna bons indicadores (RITZ; TRUDGILL, 1999; NEHER, 2010; GRIFFITHS *et al.*, 2016).

Atualmente diversos estudos reportam que os nematoides são bons indicadores de qualidade ambiental (VEGA-ÁVILA *et al.*, 2018; MUÑOZ-ROJAS *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2018), por serem organismos abundantes no solo (em qualquer estação) e que são sensíveis às alterações ambientais e a uma série de reações a poluentes e outros distúrbios nos solos, além disso, existem muitos registros de espécies específicas de nematoides que mostram preferência por certos fatores ambientais, como alguns nematoides da família Cephalobidae que são encontrados em ambientes pobres em recursos e em condições desfavoráveis de temperatura, características comuns de regiões extremamente secas e são facilmente observáveis e quantificáveis usando técnicas laboratoriais simples (STURHAN, 1989; BONGERS, 1990; FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001; FERRIS, 2010; NIELSEN *et al.*, 2014) .

Nesse contexto, baseado em estudos anteriores que utilizavam organismos do solo para classificar o estado ecológico do solo, Bongers (1990) definiu que os nematoides fossem alocados em uma classificação colonizador-persistente (c-p) de acordo com sua estratégia de vida (ciclo de vida, habilidade de colonização e tolerância a distúrbios ambientais). Sendo os colonizadores equivalentes aos estrategistas “R”, que são nematoides que aumentam rapidamente em número quando em condições favoráveis, possuem um curto ciclo de vida, uma alta habilidade de colonização e tolerância a distúrbios

ambientais. Geralmente são numericamente dominantes em amostras, com altas flutuações nas densidades populacionais, têm gônadas volumosas e em geral vivem em habitats efêmeros (BONGERS, 1990).

E sendo os persistentes equivalentes aos estrategistas “K”, que são nematoides que possuem baixa taxa de reprodução, longo ciclo de vida, uma baixa capacidade de colonização e são sensíveis a distúrbios ambientais. Os persistentes nunca pertencem às espécies dominantes em uma amostra e possuem pequenas gônadas o que resulta em pequena prole, no entanto, produzem grandes ovos. Geralmente os persistentes vivem em habitats com uma longa estabilidade de duração (BONGERS, 1990).

A escala c-p surgiu na sequência desse sistema de classificação. Bongers (1990), definiu que os nematoides fossem alocados em uma escala colonizador-persistente (c-p), que varia de 1 (c) a 5 (p). Através dos estudos de Bonger e Bongers (1998), cada unidade dessa escala colonizador-persistente (c-p) pôde ser distinguida como descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição de cada unidade da escala colonizador-persistente (c-p) segundo Bongers e Bongers (1998).

Escala c-p	Descrição
cp-1	Nematoides com curto ciclo de vida, em condições ambientais favoráveis (condições ricas em alimento). São capazes de produzir muitos ovos pequenos, resultando em um crescimento populacional explosivo. São relativamente tolerantes ao estresse induzido pela poluição. Tem uma alta atividade metabólica quando existem alta atividade de organismos oportunistas como bactérias. Formam <i>dauer larvae</i> à medida que diminui a atividade microbiana.
cp-2	Nematoides com ciclo de vida curto e expressiva taxa de reprodução, mas não formam <i>dauer larvae</i> . Ocorrem sob condições tanto ricas quanto pobres em alimentos e são nematoides muito tolerantes a poluentes e outros distúrbios.
cp-3	Estes nematoides apresentam características intermediárias aos grupos 2 e 4; possuem ciclo de vida mais longo que os grupos anteriores e apresentam maiores sensibilidades a distúrbios ambientais

cp-4	Esses nematoides são caracterizados por um longo ciclo de vida, possuem cutícula permeável e conseqüentemente alta sensibilidade a poluentes. Os nematoides não predadores presentes nesse grupo são relativamente sésseis, enquanto os predadores possuem movimentação bastante ativa.
cp-5	Nematoides grandes com um longo ciclo de vida e baixa taxa de reprodução (produzem poucos ovos, porém grandes); possuem também baixa atividade metabólica e baixa motilidade. Também possuem uma cutícula semipermeável e são muito sensíveis a poluentes e outros distúrbios no ecossistema.

Yeates *et al.* (1993) estudaram e determinaram os hábitos alimentares dos nematoides e separaram os indivíduos que fazem parte de uma mesma comunidade, com base nas mesmas características alimentares, nos chamados “grupos tróficos”. Essa atribuição de nematoides a grupos de alimentação teve como objetivo condensar informações para melhor entendimento do papel dos nematoides nos processos do ecossistema (ciclagem de nutrientes, controle biológico e perdas econômicas de colheita). Os autores definiram os oitos grupos tróficos listados abaixo:

1. Parasitos de plantas: são nematoides que através do estilete estomatoestilo (*Tylenchidae*) ou por meio do odontoestilo (*Dorylaimidae*) alimentam-se de raízes de plantas vasculares. Os locais de alimentação podem ser pelos radiculares, epidérmicos, corticais ou vasculares. O grupo pode ser subdividido nos seguintes grupos: endoparasitos, nematoides que depositam os ovos no interior da raiz, podendo migrar para o solo ou permanecer dentro da mesma para alimentação e reprodução (*Pratylenchus*, *Xiphinema*, *Helicotylenchus*, *Rotylenchulus*) e ectoparasitos, nematoides que permanecem no solo fora do hospedeiro e o penetram apenas com o estilete e pequena parte anterior de seus corpos nos tecidos das plantas para alimentação (por exemplo, *Paratylenchidae*, *Trichodoridae*, *Longidoridae*);

2. Micófagos: Alimentam-se de hifas fúngicas com o auxílio de um estilete (Odontoestilete ou estomatoestilete) para sucção e ingestão do alimento como por exemplo: *Aphelenchus*, *Aphelenchoides*, *Nothotylenchus*;

3. Bacteriófagos: Nematoides que por uma cavidade bucal estreita, como nos *Rhabditis*, ou larga, como nos *Diplogaster*, se alimentam de qualquer fonte de alimento procariótica, em essencial fontes ricas em células bacterianas. Os bacteriófagos de cavidade bucal larga podem ingerir outros tipos de alimentos;

4. Ingestores de substratos: Nematoides que obtêm seu alimento de substratos do solo, na ingestão do substrato permite mais do que uma fonte pura de alimento do solo possa ser ingerida. É possível que essa ingestão do substrato possa ser acidental à alimentação bacteriana ou predação já que não há evidências disponíveis de que a digestão de substratos orgânicos complexos ocorra no intestino dos nematoides do solo;

5. Predadores: Nematoides que se alimentam de invertebrados, como rotíferos, protozoários e até mesmo outros nematoides. São exemplos desse grupo *Mononchus*, *Nygolaimus* e *Labronema*;

6. Nematoides que se alimentam de algas: Alimentam-se de diatomáceas ou outras algas e têm como fonte alimentar esporos de fungos e células de levedura integral;

7. Parasitos de animais: São nematoides que parasitam animais e podem ocorrer no solo em algum dos estádios de desenvolvimento. Nesse grupo os autores incluem os nematoides entomopatogênicos que fazem controle de algumas espécies de insetos e ácaro do solo, e

8. Onívoro: Nematoides que se alimentam de uma variedade maior de alimentos incluindo parasitos de plantas até parasitos de animais, mas principalmente em uma combinação de micófagos e predadores. Nesses grupos estão os *Dorylaimus*.

As guildas funcionais de nematoides foram desenvolvidas por Bongers; Bongres (1998) por observar que tanto a classificação do grupo de alimentação quanto o agrupamento de c-p ocultavam informações relevantes nos estudos ecológicos do solo através de índices com base em nematoides. Fez-se então um estudo de integração das classificações de grupo trófico (considerando os cinco principais grupos parasitos de planta, micófagos, bacteriófagos, predadores e onívoros) e divisão em grupos c-p, resultando em uma classificação de guildas com interações relativamente fortes dentro de grupos e

interações mais fracas entre grupos. A combinação de agrupamentos é dada na Tabela 2.

Tabela 2. Diagrama funcional com possíveis combinações entre os grupos tróficos (parasitos de planta, micófagos, bacteriófagos, predadores e onívoros) e a estratégia de vida (representados pelos números de 1 a 5 da escala c-p) segundo Bongers; Bongres (1998).

	cp-1	cp-2	cp-3	cp-4	cp-5
Parasitos de planta(H)	-	H2	H3	H4	H5
Bacteriófagos (Ba)	Ba1	Ba2	Ba3	Ba4	-
Micófagos (Mi)	-	Fu2	Fu3	Fu4	-
Predadores (Pr)	-	-	Pr3	Pr4	Pr5
Onívoros (On)	-	-	-	On4	On5

Tabela adaptada de Bongers e Bongers (1998).

Nos estudos de Bongers e Bongers (1998), cada uma das guildas funcionais foram identificadas e foram indicados os nematoides associados a cada uma delas. Ferris; Bongers; De Goede (2001), confirmaram e complementaram as informações (Tabela 2). Ferris; Bongers; De Goede (2001), afirmaram que nematoides que pertencem a mesma guilda além de possuir atributos biológicos semelhantes, compõe um grupo de taxa que respondem semelhantemente às alterações das condições ambientais.

Diante disso, descreveram inicialmente três condições qualitativas das redes alimentares para posteriormente identificar as guildas que melhor respondem a estas condições ambientais. São elas: A condição enriquecida onde mudanças favoráveis ao ambiente ou aumento da disponibilidade de recursos (como a adição de resíduos ricos em matéria orgânica, ou por adubação na agricultura); A condição basal quando existe um processo de redução das atividades da cadeia alimentar do solo por algum tipo de estresse no ambiente (limitações nos recursos alimentares, condições ambientais adversas ou recente contaminação); A condição estruturada onde os recursos alimentares passam a se tornar mais abundantes, a cadeia alimentar do solo ou encontra-se em processo de recuperação de uma situação de estresse ou está recuperada.

Tabela 3. Características e condições ambientais de cada guilda funcional de acordo com Bongers e Bongres (1998) e Ferris; Bongers; De Goede (2001), respectivamente.

GF	Características	Condições ambientais	Exemplos de Nematoides
Ba1	Possuem um ciclo de vida curto, são relativamente pequenos, se reproduzem muito rápido e em curto tempo, possuem alta taxa metabólica, ocorrem em todos os habitats, são chamados de oportunistas de enriquecimento por estarem presentes em ambiente com alta disponibilidade de alimento como a matéria orgânica (vegetais e animais em decomposição), se alimentam de bactérias decompositoras, formam <i>dauer larvae</i> como estratégia de sobrevivência, e são relativamente tolerantes a perturbações no ambiente por poluição.	Enriquecida	Rhabditidae, Panagrolaimidae e Diplogasteridae
Ba2	Possuem um ciclo de vida curto, são pequenos, no entanto, maiores que os nematoides da guilda Ba1, ocorrem nas demais classes da cadeia alimentar, em todos os habitats, mesmo os mais estressados (com baixos recursos alimentares, ou que passam por algum tipo de poluição), onde geralmente são bem representados, são conhecidos como oportunistas generalistas, não formam <i>dauer larvae</i> e são bastante tolerantes a contaminantes no solo como metais.	Basal	Família Cephalobidae
Ba3	Ciclo de vida mais longo e menor população do que os nematoides do	Estruturada	Família Prismatolaimidae

	grupo cp-2. Possuem fecundidade mais baixa. São relativamente mais sensíveis a distúrbios ambientais.		
Ba4	Possuem ciclo de vida mais longo, possuem maiores conexões na cadeia alimentar do solo são mais sensíveis aos poluentes e distúrbios no ecossistema.	Estruturada	Família Alaimidae
Fu2	Embora possuam um ciclo de vida curto sobrevivem em tempo maior que os nematoides da guilda Ba1, possuem alta taxa de reprodução. Assim como na guilda Ba2 são conhecidos como oportunistas generalistas. Ocorrem em ambientes rico em matéria orgânica mais complexas (em um estágio secundário de degradação seja por processos naturais ou antropogênicos), geralmente se estabelecem após o material ser inicialmente colonizado por Ba-1 e Ba-2. Não formam <i>dauer larvae</i> e são tolerantes aos distúrbios ambientais.	Basal/ Enriquecida	<i>Aphelenchus</i> , Aphelenchidae
Fu3	Ciclo de vida mais longo que nematoides do grupo cp-2. São relativamente mais sensíveis a distúrbios ambientais.	Estruturada	Família Diphtherophoridae
Fu4	Possuem longo ciclo de vida e são sensíveis a poluentes e distúrbios no ecossistema principalmente por possuírem cutícula semipermeável.	Estruturada	Família Leptonchidae
Pr3	Possuem ciclo de vida mais longo que os nematoides do grupo cp-2 e são mais sensíveis aos distúrbios no ecossistema.	Estruturada	Família Trypilidae
Pr4	Possuem longo ciclo de vida e são sensíveis a poluentes e distúrbios no	Estruturada	Família Mononchidae

	ecossistema principalmente por possuírem cutícula semipermeável.		
Pr5	Possuem ciclo de vida longo, baixa taxa de reprodução, são maiores e produzem ovos grandes. Possuem atividade metabólica e baixa mobilidade, são muito sensíveis aos poluentes químicos e distúrbios no ecossistema, principalmente por possuir cutícula semipermeável. Estão presentes em ambientes com maior estabilidade ambiental.	Estruturada	Família Discolaimidae e Aporcelaimidae
On4	Possuem longo ciclo de vida e são sensíveis poluentes e distúrbios no ecossistema principalmente por possuírem cutícula semipermeável.	Estruturada	Pequenos nematoides da família Dorylaimidae
On5	Possuem ciclo de vida longo, baixa taxa de reprodução, são maiores e produzem ovos grandes. Possuem atividade metabólica e baixa mobilidade, são muito sensíveis aos poluentes químicos e distúrbios no ecossistema, principalmente por possuir cutícula semipermeável. Estão presentes em ambientes com maior estabilidade ambiental.	Estruturada	Grandes nematoides da família Dorylaimidae
H2	Possuem ciclo de vida curto, alta taxa de reprodução, podem ocorrer em todos os tipos de ambientes com alta ou com baixa atividade microbiana. Não formam <i>dauer larvae</i> são muito tolerantes a poluentes e outros distúrbios que correm no ecossistema.	Estruturada	Família Tylenchidae e <i>Paratylenchus</i> ;
H3	Possuem ciclo de vida mais longo que os nematoides do grupo cp-2, apresentam	Estruturada	Ectoparasitos <i>Tylenchorhynchus</i> <i>Helicotylenchus</i> ,

	maiores sensibilidades aos distúrbios no ecossistema.		Endoparasito <i>Pratylenchus</i> e <i>Meloidogyne</i> .
H4	Possuem longo ciclo de vida e são sensíveis poluentes e distúrbios no ecossistema principalmente por possuírem cutícula semipermeável.	Estruturada	Ectoparasitos <i>Trichodorus</i> e <i>Paratrichodorus</i>
H5	Possuem ciclo de vida longo, baixa taxa de reprodução, são maiores e produzem ovos grandes. Possuem atividade metabólica e baixa mobilidade, são muito sensíveis aos poluentes químicos e distúrbios no ecossistema, principalmente por possuir cutícula semipermeável. Estão presentes em ambientes com maior estabilidade ambiental.	Estruturada	Ectoparasito <i>Xiphinema</i>

Os efeitos das ações antrópicas na estrutura e composição da comunidade de nematoides podem provocar, por consequência, um desequilíbrio nas funções ecológicas nas quais estão envolvidos. O desequilíbrio na distribuição da fauna do solo altera a disponibilidade de recurso alimentar, modificando as interações ecológicas (MELO *et al.*, 2009; LEMANCEAU *et al.*, 2014; LIMA *et al.*, 2017). Essas mudanças podem informar não só sobre o diagnóstico da cadeia alimentar do solo, mas também, fornece informações sobre as alterações na qualidade e na função dos solos (HODSON *et al.*, 2014; GRIFFITHS *et al.*, 2018).

Embora possam causar doenças ao parasitarem espécies vegetais, inclusive aquelas de importância econômica, os nematoides do solo participam benéficamente de diversos processos edáficos (NEHER, 2010; FIGUEIRA *et al.*, 2011). Avanços significativos foram realizados nas últimas décadas para entender a importância dos nematoides na complexa rede de cadeia alimentar do solo e na influência da abundância e diversidade na sua própria comunidade e na de outros organismos do solo (BONGERS; FERRIS, 1999; FERRIS;

BONGERS; DE GOEDE, 2001; YEATES, 2003; BORGES *et al.*, 2003; MULDER *et al.*, 2005; RITZINGER; FANCELLI; RITZINGER, 2010).

Através de interações com fungos e bactérias, os nematoides interferem na ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, no balanço de carbono (C) e na disponibilidade de nutrientes minerais como N-mineral e fósforo e reagem também rapidamente a alterações na disponibilidade e qualidade de recursos exógenos (FERRIS; VENETTE; SCOW, 2004; ITO *et al.*, 2015; SONG *et al.*, 2016). Além disso, os nematoides são muito sensíveis e de resposta rápida a mudanças ambientais como: ações de manejo do solo e presença de contaminantes, como também possuem um processo de identificação taxonômica bem definido, o que os torna bons indicadores da qualidade e da estabilidade desse habitat (CHEN *et al.*, 2010; ZHAO; NEHER, 2013; LEI *et al.*, 2015).

Para avaliar a qualidade ambiental e a estrutura da cadeia trófica do solo, foram desenvolvidos e implementados índices baseados na abundância e diversidade de nematoides (SHANNON; WEAVER, 1949; SIMPSON, 1949; MAGURRAN, 1988) e índices ecológicos na abundância relativa de suas guildas estruturais e funcionais (BONGERS, 1990; YEATES *et al.*, 1993; BONGERS E BONGERS 1998; FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001). Índices ecológicos adicionais foram desenvolvidos considerando as comunidades de nematoides como: o índice maturidade (IM) e o índice de nematoides parasitos de plantas (IPP) (BONGERS, 1990; BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991). Da mesma forma são utilizados índices que diagnosticam a cadeia alimentar do solo, como o índice de enriquecimento (IE), índice de estrutura (IS) e índice de canal (IC) (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001).

Bongers (1990) desenvolveu o índice de maturidade dos nematoides (IM) como um método para avaliar mudanças na qualidade do solo após distúrbios ambientais. Essa métrica baseia-se nas características funcionais dos nematoides ao nível de gênero ou ao nível de família e classifica a qualidade do solo em três estados: estruturado, basal e enriquecido (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001). Para isso, utiliza a escala c-p vai de 1(um) a 5(cinco) onde os baixos valores indicam um maior distúrbio ambiental e maiores valores característica de menor distúrbio. Um solo não perturbado é tipicamente

estruturado com espécies com maiores tamanhos corporais e uma alta diversidade de grupos tróficos (dominância da escala c-p 3 e 5). Após a perturbação, observa-se um estado basal, onde um grande número de pequenas espécies, micófitos e bacteriófitos (escala c-p 2), domina após a perda de predadores. Com o enriquecimento de nutrientes, a comunidade se torna quase exclusivamente espécies de bacteriófitos de corpo pequeno (escala cp 1).

O índice de maturidade 2-5 (IM 2-5), difere do IM por excluir os nematoides com valor c-p = 1 e o índice de nematoides parasitos de plantas (IPP), considera apenas os fitoparasitos utilizando uma escala c-p de 2 a 5 (BONGERS, 1990; YEATES, 1994). O IM, o IPP e o IM2-5 são calculados pela mesma fórmula sendo:

$$IM = \sum(vi) \times f(i) \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde: $v(i)$ = valor c-p de cada táxon; e

$f(i)$ é a frequência daquele táxon na amostra

O índice de enriquecimento (IE) possui ênfase em nematoides bacteriófitos e micófitos de crescimento rápido com valores c-p 1 e 2, pois indicam a resposta dos organismos decompositores primários aos recursos disponíveis (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001). IE é calculado da de acordo com a seguinte equação:

$$IE = 100 \times (e / (e + b)) \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde: $e = K_e \times N_e$, sendo, K_e = peso atribuído ao grupo [Ba1 (Rhabditidae, Panagrolaimidae e Diplogastridae) e Fu2 (como, Aphelenchoididae, Aphelenchidae e Anguinidae)] e N_e = abundância destes grupos e, $b = K_b \times N_b$, sendo, N_b = peso atribuído ao grupo [Ba2 (Cephalobidae) e Fu2 (Aphelenchodidae, Aphelenchidae e Anguinidae)], sendo K_b = peso atribuído aos grupos e, N_b = abundância destes grupos.

O índice estrutural (IS) possui ênfase nas populações de nematoides onívoros e predadores que são de crescimento lento, necessitando assim de muito mais tempo para se estabelecer que os nematoides bacteriófitos e micófitos, e apresentam baixa reprodução. Possuem valores c-p 3, 4 e 5, pois sugerem status da cadeia trófica afetada por estresse ou distúrbio (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001; PAVAO-ZUCKERMAN; SOOKHDEO, 2017). O (IS) é calculado da seguinte forma:

$$IS = 100 \times (s / (s + b)) \quad (\text{Eq. 4})$$

O índice de canal (IC) é um indicador da via de decomposição da matéria orgânica por fungos ou bactérias predominantes no solo. Este índice é calculado por:

$$IC = 100 \times (0,8 Fu_2 / (3,2 Ba_1 + 0,8 Fu_2)) \quad (\text{Eq. 5})$$

O índice de maturidade (IM) surgiu através da criação de um quadro conceitual (Figura 1) que permite o diagnóstico da cadeia alimentar proposto por Ferris; Bongers; de Goede (2001), no qual foram combinados a escala c-p e os hábitos alimentares. No quadro também aparecem as guildas funcionais dos nematoides que direcionam ao índice de ao enriquecimento (EI) e ao um índice de estrutura (SI), tornando-se como base as trajetórias de enriquecimento e estrutura na cadeia trófica (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001; FERRIS; VENETTE; SCOW, 2004).

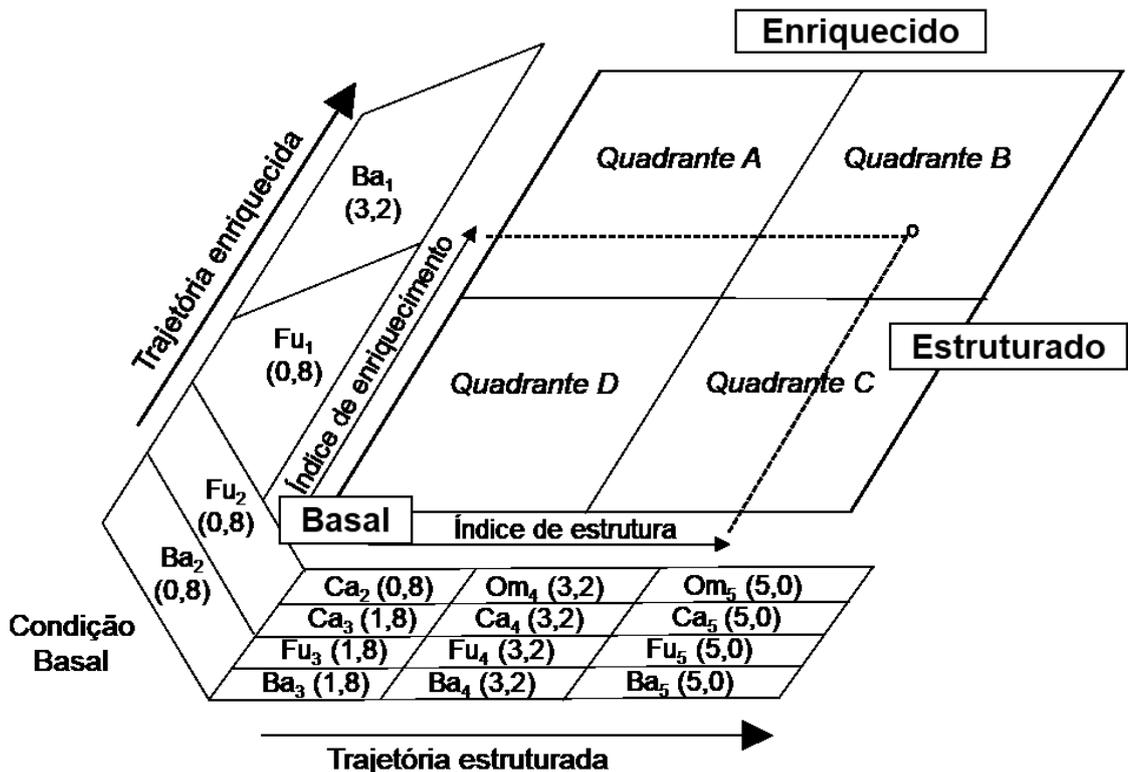


Figura 1. Quadro que representa a análise por guildas indicadoras da condição da cadeia alimentar do solo, sendo enriquecida, mas desestruturada (Quadrante A), enriquecida e estruturada (Quadrante B), limitada de recursos e estruturada (Quadrante C) ou com recursos esgotados e com estrutura mínima (Quadrante D) (Adaptado de FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001).

RELAÇÕES ENTRE PROPRIEDADES DO SOLO E NEMATÓIDES EM REGIÕES ÁRIDAS E SEMIÁRIDAS

O solo é habitat de vasta biodiversidade, meio onde ocorrem grandes ciclos biogeoquímicos, é fonte de matérias-primas, filtra e transforma resíduos e atua como reservatório de águas (ZUFFO; AGUILERA, 2018). Os solos também hospedam uma rede complexa de organismos que pode influenciar a evolução e propriedades físicas e químicas específicas do solo, e as atividades microbianas do solo, dependem e estão interconectadas com as propriedades físicas e químicas do solo (TAUK, 1990; DELGADO; GÓMEZ, 2016; DELGADO; GÓMEZ, 2016; FREIRE *et al.*, 2018).

Na Caatinga, os solos variam consideravelmente em função da localização, composição da rocha-mãe, clima, topografia e da biosfera composta por plantas, animais e microrganismos (JACOMINE, 1996; FERREIRA *et al.*, 2016). Essa heterogeneidade proporciona efeitos na variação espacial das suas propriedades físicas e químicas, bem como na vegetação e fauna edáfica do solo. As variações podem ser tanto espaciais quanto temporais (mudanças sazonais), estando relacionadas à dinâmica da água e nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera (DALY; PORPORATO, 2005).

Em solos de regiões áridas e semiáridas existentes no planeta, a umidade é um fator limitante para estabelecimento, distribuição e desenvolvimento de organismos vivos (GUIMARÃES *et al.*, 2016), incluindo os nematoides do solo. Nesses ecossistemas há ausência e/ou baixa cobertura da vegetação natural, principalmente devido aos longos períodos de estiagem, provocando acentuada degradação do solo. Essa carência na cobertura dos solos permite elevado tempo de exposição à ação dos agentes climáticos, reduzindo, conseqüentemente, seu potencial produtivo (WANG *et al.*, 2008; WANG *et al.*, 2011; CUI *et al.*, 2019).

A umidade do solo é extremamente importante para a manutenção das plantas e dos organismos edáficos, pois em conjunto com a temperatura do solo comanda a atividade metabólica e determina a intensidade e a distribuição dos períodos de maior atividade desses organismos (WARDLE, 1998). Estudos sobre a relação entre o teor de umidade no solo e o crescimento e desenvolvimento da vegetação local, dos microrganismos e da fauna do solo

indicam que a umidade regula as flutuações populacionais dos microrganismos, onde os extremos de umidade limitam o desenvolvimento dos organismos (POFF; ZIMMERMAN, 2010; FERREIRA; STONE; MARTIN-DIDONET, 2017). Solos secos e aquecidos diminuem a riqueza e a densidade de nematoides do solo (BAKONYI *et al.*, 2007). Segundo Briar *et al.* (2012), a abundância de nematoides é maior nos solos mais próximos à margem de riacho (ambiente mais úmidos) do que nos solos mais áridos distantes da margem.

Para alguns organismos pertencentes à microfauna, as condições de seca são ainda mais nocivas, pois, por possuírem uma baixa mobilidade são fortemente dependentes da umidade do solo para eficácia da sua capacidade de forrageamento (ARAÚJO *et al.*, 2009; POMPEU *et al.*, 2016). A dinâmica da nematofauna do solo sofre grande influência da umidade solo, considerando que o conteúdo de água existente no solo pode afetar a mobilidade e a densidade populacional dos nematoides (GRIFFITHS; CAUL, 1993, VICENTE *et al.*, 2015).

Além dessas, outras características físicas e químicas do solo são importantes determinantes das comunidades microbianas do solo. A textura do solo define aspectos como aeração, capacidade de retenção de água e topologia do sistema radicular e com isso afetam a distribuição espacial das espécies de nematoides do solo (RUAMPS *et al.*, 2011; CARRILLO; HALLEM; 2014). O estabelecimento e a capacidade de locomoção dos nematoides sofrem grande influência da estrutura do solo, o meio poroso (macro e microporos) e, aliados à umidade presente nesses espaços, podem auxiliar ou impedir a locomoção e o estabelecimento de comunidades de nematoide no solo (YOUNG *et al.*, 1998).

O solo possui espaços suficiente para servirem de “caminhos”, mas se os poros forem muito menores que o diâmetro do corpo dos nematoides, estes podem encontrar resistência a sua livre movimentação (ROBINSON; PERRY, 2006). Por isso, o tamanho dos agregados do solo é determinante para a locomoção dos nematoides e quanto mais bem estruturado o solo melhor a livre mobilidade desses organismos (BURR; ROBINSON, 2004). Solos de textura consideravelmente fina conseguem basicamente abrigar nematoides com tamanho corporal menores (NAVEED *et al.*, 2016; SECHI *et al.*, 2018)

Outra propriedade do solo que interfere nas atividades e comunidades da nematofauna é o pH. Rätty e Huhta (2003) comprovaram que com a diminuição

do pH do solo, a população de fungos pode aumentar consideravelmente, reduzindo a população de bactérias. Com isso, nematoides micófagos tendem a ser beneficiados enquanto os bacteriófagos passam a ser afetados já que bactérias e fungos são os principais recursos nutricionais dos nematoides bacteriófagos e micófagos. Estes, por sua vez, são as presas dos nematoides predadores que conseqüentemente também são afetados (QUIST *et al.*, 2019).

Além disso, segundo Korthals *et al.* (1996), as alterações no pH do solo podem levar a efeitos diretos na comunidade de nematoides, pois estes regulam sua pressão osmótica trocando vários íons através da cutícula. Os autores acreditam que a acidificação do solo pode levar ao aumento das concentrações de íons na água dos poros do solo, a tal ponto que nematoides podem ter problemas na regulação osmótica.

Quanto aos teores de matéria orgânica no solo, estudos de Treonis *et al.* (2019) no Vale da Morte, na Califórnia, onde geralmente as temperaturas são maiores que 50 °C, comprovaram que o conteúdo de matéria orgânica pode ser a única variável medida correlacionada à abundância de nematoides. Conseqüentemente, o crescimento e senescência de plantas perenes e anuais, das quais a maioria das matérias orgânicas é derivada, tem um impacto significativo nos nematoides do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, C. L. T.; BORGES JUNIOR, J. C. F.; COUTO, L. Características Físico-hídricas e dinâmica de água no solo. In: ALBUQUERQUE, P.E.P.; DURÃES, F. O. M. **Uso e manejo de irrigação**, Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, 2008. p.71-149.

ARAÚJO, K. D.; PARENTE, H. N.; CORREIA, K. G.; RODRIGUES, M. Q.; DANTAS, R. T.; ANDRADE, A. P.; SOUTO, J. S. Influência da precipitação pluvial sobre a mesofauna invertebrada do solo em área de caatinga no semiárido da Paraíba. **Revista Geoambiente**, v. 12, n. 12, p. 1-12, 2009.

APAC. **AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA**. Bacias hidrográficas: Bacia do Rio Brígida. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=13>. Acesso em: 03 jul. 2019.

BAKONYI, G.; NAGY, P.; KOVÁCS-LÁNG, E.; KOVÁCS, E.; BARABÁS, S.; RÉPÁSI, V.; SERES, A. Soil nematode community structure as affected by temperature and moisture in a temperate semiarid shrubland. **Applied Soil Ecology**, v. 37(1-2), p. 31–40, 2007.

BARROS, P. A.; PEDROSA, E. M. R.; SILVA, E. F. F.; MIRANDA, J. H.; ROLIM, M. M.; DAVID, M. F. L. Dinâmica populacional de fitonematoides sob regimes de fluxo de água em colunas de solo. **Nematropica** v. 46, n. 2, p. 244-260, 2016

BARETTA, D.; BARTZ, M. L. C.; FACHINI, I.; ANSELMINI, R.; ZORTÉA, T.; BARETTA, C. R. D. M. Soil fauna and its relationship with environmental variables in soil management systems. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p. 871-879, 2014.

BILBAO, A.; WAJNRYB, E.; VANAPALLI, S.; BLAWZDZIEWICZ, J. Nematode

locomotion in unconfined and confined fluids. **Physics of Fluids**, v. 25, n. 8, p. 1-15, 2013.

BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, n. 83, v. 1, p. 14-19, 1990.

BONGERS, T.; ALKEMADE, R.; YEATES, G.W. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series*, v. 76, p. 135–142, 1991.

BONGERS, T.; BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, n.10, p. 239-251, 1998.

BONGERS, T.; FERRIS, H. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. **Trends in Ecology & Evolution**, n. 14, v. 6, p. 224-228, 1999.

BORGES, A. L.; FANCELLI, M.; RITZINGER, C. H. S. P. Aspectos gerais da produção orgânica de frutas. 2003. In: STRINGHETA, P. C.; MUNIZ, J. N. **Alimentos orgânicos: produção, tecnologia e certificação**. Viçosa: UFV, 2003. p. 235-288.

BURR, A. H. J.; ROBINSON, A. F. Locomotion behaviour. In: GAUGLER, R.; BILGRAMI, A. L. (Eds.). **Nematode behaviour**. Wallingford: CAB International, 2004. p. 25-62.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; VEIGA, M. D. Teor de carbono orgânico e a susceptibilidade à compactação de um Nitossolo e um Argissolo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14. n. 2, p. 131-139, 2010.

BRASIL. **Conselho Deliberativo da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste**. Resolução no 107, de 27 jul. 2017. Estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para revisão de sua abrangência. Brasília, 2017a.

BRASIL. **Conselho Deliberativo da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste**. Resolução no 115, de 23 nov. 2017. Aprova a Proposição nº 113/2017, que acrescenta municípios a relação aprovada pela Resolução CONDEL nº 107, e 27 de julho de 2017b. Brasília, 2017.

BRIAR, S. S.; CULMAN, S. W.; YOUNG-MATHEWS, A.; JACKSON, L. E.; FERRIS, H. Nematode community responses to a moisture gradient and grazing along a restored riparian corridor. **European Journal of Soil Biology**, v. 50, p. 32–38, 2012.

CARAPETO, C. **Ecosistemas de transição**. São Paulo: Leya, 2016.

CARRILLO, M. A.; HALLEM, E. A. Gas Sensing in Nematodes. **Molecular Neurobiology**, v. 51(3), p. 919–931, 2014.

CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A. ; SILVA, H. P. ; LOPES, I. ; MORAIS, J. E. F. ; SILVA, T. G. F. . Trends on pluvial rainfall and temperature in Northeast Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, p. 15-23, 2020.

CASTRO-LÓPEZ, D.; GUERRA-COBIÁN, V.; PRAT, N. The role of riparian vegetation in the evaluation of ecosystem health: The case of semiarid conditions in Northern Mexico. **River Research and Applications**. p. 1-12, 2018.

CUI, Y.; FANG, L.; GUO, X.; HAN, F.; JU, W.; YE, L.; WANG, X.; TAN, W.; ZHANG, X. Natural grassland as the optimal pattern of vegetation restoration in

arid and semi-arid regions: Evidence from nutrient limitation of soil microbes. **Science of The Total Environment**, v. 648, p. 388–397, 2019.

CHEN, X. Y.; DANIELL, T. J.; NEILSON, R.; O'FLAHERTY, V.; GRIFFITHS, B.S. A comparison of molecular methods for monitoring soil nematodes and their use as biological indicators. **European Journal of Soil Biology**, n. 46, p. 319-324, 2010.

COOLEN, W.A.; D'HERDE, C.J. **A method for the quantitative extraction of nematodes from plant tissue**. Ghent: State Agricultural Research Center, 1972. 77 p.

COOMANS, A. The anterior sensilla of nematodes. **Revue NémaLOi.**, v. 2, p. 259-283, 1979.

COSTA, T. C. C.; OLIVEIRA, M. A. J.; ACCIOLY, L.J. O.; SILVA, F. H. B. B. Análise da degradação da caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p. 961-974, 2009.

DALY, E.; PORPORATO, A. A review of soil moisture dynamics: From rainfall infiltration to ecosystem response. **Environmental Engineering Science**, n. 22, p. 9-24, 2005.

DAYKIN, M.E.; HUSSEY, R.S. Staining and histopathological techniques in nematology. In: Barker, K.R.; Carter, C.C.; Sasser, J.N. (ed). **An advanced treatise on Meloidogyne**. Raleigh: North Carolina State University Graphics, 1985. p. 39-48.

DELGADO, A.; GOMEZ, J. A. The soil. Physical, chemical and biological properties, in: Villalobos, J. F.; Fereres, E. (Eds.), **Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture**, Springer International Publishing, p. 15–26, 2016.

DEUTSCH, C.V.; JOURNEL, A.G. GSLIB: **Geostatistical Software Library and User's Guide**. (2. ed.). New York: Oxford University Press, 1998. 369 p.

DOMÍNGUEZ, M. T.; ALEGRE, J. M.; MADEJÓN, P.; MADEJÓN, E.; BURGOS, P.; CABRERA, F.; MURILLO, J. M. Riverbanks and channels as hotspots of soil pollution after large-scale remediation of a river basin. **Geoderma**, v. 261, p. 133-140, 2017.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B. de; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. (Org.). **Manual de métodos de análise do solo**. 2.ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, Wisconsin: **Soil Science Society American**, p. 3-21, 1996

DUQUE, J. G. **Perspectivas nordestinas**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 606 p., 2004.

DURAES, F. O. M.; MAGALHAES, P. C. Transporte de água no sistema solo-planta-atmosfera; movimento de água e solutos nas plantas. In: ALBUQUERQUE, P. E. P. de; DURÃES, F. O. M. (Ed.). **Uso e manejo de irrigação**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo. 2008. p. 169-224.

EO, J.; NAKAMOTO, T.; OTOBE, K.; MIZUKUBO, T. The role of pore size on the migration of *Meloidogyne incognita* juveniles under diferente tillage systems. **Nematology**, v.9, p. 751-758, 2007.

FAJARDO, P. M.; ABALLAY, E. E.; CASANOVA, P. M. Soil Properties Influencing Phytoparasitic Nematode Population on Chilean Vineyards. **Chilean Journal of Agricultural Research**., v.71 (2), p. 240-248, 2011.

FERREIRA, A. C. C.; LEITE, L. F. C.; DE ARAÚJO, A. S. F.; EISENHAUER, N. Land-Use Type Effects on Soil Organic Carbon and Microbial Properties in a Semi-arid Region of Northeast Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 27(2), p. 171–178, 2014.

FERREIRA, E. P. B.; STONE, L. F.; MARTIN-DIDONET, C. C. G. População e atividade microbiana do solo em sistema agroecológico de produção. **Revista Ciência Agronômica**, n. 48, v. 1, p. 22-31, 2017.

FERREIRA, R. L. C.; SILVA, S. O.; SILVA, J. A. A.; LIRA, M. A.; ALVES JUNIOR, F. T.; NASCIMENTO, L. M. Richness and diversity of Caatinga areas in different successional stages in northeastern Brazil. **Scientia Forestalis**, n. 44, v. 112, p. 799-810, 2016.

FERRIS, H. Contribution of nematodes to the structure and function of the soil food web. **Journal of Nematology**, n. 42, v. 1, p. 63-67, 2010.

FERRIS, H.; BONGERS, T.; GOEDE, R. G. M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology*, n. 18, v. 1, p. 13-29, 2001.

FERRIS, H.; MATUTE, M. M. Structural and functional succession in the nematode fauna of a soil food web. **Applied Soil Ecology**, n. 23, v. 2, p. 93-110, 2003.

FERRIS, H.; VENETTE, R. C.; SCOW, K. M. Soil management to enhance bacterivore and fungivore nematode populations and their nitrogen mineralization function. **Applied Soil Ecology**, n. 24, v. 1, p. 19-35, 2004.

FIGUEIRA, A. F.; BERBARA, R. L. L.; PIMENTEL, J. P. Estrutura da população de nematoides do solo em uma unidade de produção agroecológica no Estado

do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum Agronomy**, n. 33, v. 2, p. 223-229, 2011.

FREIRE, N. C. F.; MOURA, D.; SILVA, J. B.; SOBREIRA, A.; MELO, J. I. M.; PACHÊCO, A. P. **Atlas das Caatingas**. 1. ed. Recife: Editora Massangana, 2018, 200p.

FUJIMOTO, T; HASEGAWA, S.; OTOBE, K; MIZUKUBO, T. The effect of soil water flow end soil proprieties on the motility of second-stage juveniles of the root-knot nematode (*Meloidogyne incognita*). **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1065-1072, 2010.

GALLARDO, A. L. C. F.; CAVALHIERI, C. P.; CAMPOS, S. J. A. M.; BITAR, O. Y. Improving effectiveness of mitigation measures in EIA follow-up. Manag. **Journal of Environmental Quality**, v. 26(4), p. 518–537, 2015.

GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: MMA: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p.

GART, S.; VELLA, D.; JUNG, S. The collective motion of nematodes in a thin liquid layer. **Soft Matter**, v. 7, n. 6, p. 2444-2448, 2011.

GEFEN, D.; STRAUB, D.W.; BOUDREAU, M.C. Structural equation modeling and regression: Guidelines for research practice. **Commun AIS**, v. 4, p. 1-77, 2000.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; BARBOSA, M. R. V.; BOCAGE NETA, A. L.; FIGUEIREDO, M. A. Espécies endêmicas da Caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. (Ed.). **Vegetação e flora da Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2002, p. 103-105.

GRAY, J. Undulatory propulsion. **Quarterly Journal of Microscopical Science**, v. 94, p. 551–578, 1953.

GRIFFITHS, B. S.; CAUL, S. Migration of bacterial-feeding nematodes, but not protozoa, to decomposing grass residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 15(3), p. 201–207, 1993.

GRIFFITHS, B. S.; RÖMBKE, J.; SCHMELZ, R. M.; SCHEFFCZYK, A.; FABER, J. H.; BLOEM, J.; STONE, D. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 213-223, 2016.

GRIFFITHS, B. S., DE GROOT, G. A., LAROS, I., STONE, D., GEISEN, S. The need for standardisation: Exemplified by a description of the diversity, community structure and ecological indices of soil nematodes. **Ecological Indicators**, v. 87, p. 43–46, 2018.

GRÍSI, B.M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. **Revista Ciência e Cultura**, v.30, p. 82-88, 1978.

GUIMARÃES, S. O.; COSTA, A. A.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. C.; SILVA, E. M.; SALES, D. C.; ARAÚJO JÚNIOR, L. M.; SOUZA, S. G. Projeções de Mudanças Climáticas sobre o Nordeste Brasileiro dos Modelos do CMIP5 e do CORDEX. **Revista Brasileira de Meteorologia**, n. 3, v. 31, p. 337-365, 2016.

HAPCA, S.; CRAWFORD, J. W.; MACMILLAN, K.; WILSON, M. J.; YOUNG, I. M. Modelling nematode movement using time-fractional dynamics. **Journal of Theoretical Biology**, v. 248(1), p. 212–224, 2007.

HOFFMANN, R. B.; NASCIMENTO, M. S. V.; DINIZ, A. A.; ARAÚJO, L. H. A.; SOUTO, J.S. Diversidade da mesofauna edáfica como bioindicadora para o manejo do solo em Areia, Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 22, p. 121-125, 2009.

HODSON, A. K.; FERRIS, H.; HOLLANDER, A. D.; JACKSON, L. E. Nematode food webs associated with native perennial plant species and soil nutrient pools in California riparian oak woodlands. **Geoderma**, v. 228-229, p. 182–191, 2014.

HUSSEY R.S.; BARKER K.R. A comparison of methods collecting inocula of *Meloidogyne* spp. including a new technique. **Plant Disease Reporter**, v. 57, p. 1025-1028, 1973.

ITO, T.; ARAKI, M.; HIGASHI, T.; KOMATSUZAKI, M.; KANEKO, N.; OHTA, H. Responses of soil nematode community structure to soil carbon changes due to different tillage and cover crop management practices over a nine-year period in Kanto, Japan. **Applied Soil Ecology**, v. 89, p. 50-58, 2015.

IKRAM, N.; DAWAR, S. Effect of *Prosopis juliflora* (sw.) dc. in the control of root rot fungi of cowpea (*Vigna unguiculata* L.) and mung bean [*Vigna radiata* (L.) Wilczek]. *Pakistan Journal of Botany*, v. 45, p. 649-54, 2013.

JACOMINE, P.K.T. Solos sob caatinga: Características e uso agrícola. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.F.; FONTES, M.P.F., eds. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa/MG, SBCS/UFV/DPS, 1996. p.95-111.

JENKINS, W. R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Reporter**, v. 48, p. 692-708, 1964.

JOURNEL, A.G.; HUIJBREGTS, Ch.J. **Mining geostatistics**. London, Academic Press, 1978. 600p

KOCH, A.; McBRATNEY, A.; ADAMS, M.; FIELD, D.; HILL, R.; CRAWFORD, J.; MINASNY, B.; LAL, R.; ABBOTT, L.; O'DONNELL, A.; ANGERS, D.; BALDOCK, J.; BARBIER, E.; BINKLEY, D.; PARTON, W.; WALL, D.H.; BIRD, M.; BOUMA, J.; CHENU, C.; FLORA, C.B.; GOULDING, K.; GRUNWALD, S.;

HEMPEL, J.; JASTROW, J.; LEHMANN, J.; LORENZ, K.; MORGAN, C.L.; RICE, C.W.; WHITEHEAD, D.; YOUNG, I.; ZIMMERMANN, M. Soil security: solving the global soil crisis. **Global Policy**, v. 4, p. 434–441, 2013.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Ceres, 1979. 262p.

KORTHALS, G. W.; BONGERS, T.; KAMMENGA, J. E.; ALEXIEV, A. D.; LEXMOND, T. M. Long-term effects of copper and ph on the nematode community in an agroecosystem. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.15(6), p. 979–985, 1996.

LAL, R.; SHUKLA M. K. **Principles of soil physics**, Handbook, The Ohio State University Columbus, Ohio, USA, 2004, 699p.

LAUGHLIN, C. W.; LORDELLO, L. G. E. Sistemas de manejo de nematoides: relações entre a densidade de população e os danos à planta. **Nematologia Brasileira**, Piracicaba, v.2, p.15-24, 1977.

LEI, Y. B.; ZHOU, J.; XIAO, H. F.; DUAN, B. L.; WU, Y. H.; KORPELAINEN, H.; LI, C. Y. Soil nematode assemblages as bioindicators of primary succession along a 120-year-old chronosequence on the Hailuogou glacier forefield. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 88, p. 362-371, 2015.

LEMANCEAU, P.; MARON, P. A.; MAZURIER, S.; MOUGEL, C.; PIVATO, B.; PLASSART, P.; RANJARD, L.; REVELLIN C; TARDY, V.; WIPF, D. Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 1, p. 67-81, 2014.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. DFM-ESALQ/USP, Piracicaba, 1995. 497 p.

LIER, J. Q. **Física do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. 298p.

LIMA, K. D. R. D.; CAMARA, R.; CHAER, G. M.; PEREIRA, M. G.; RESENDE, A. S. D. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the Caatinga Biome. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 2, p. 401-411, 2017.

LIMA, M. L. P.; SILVA, F. C.; SANTANA, Í. J.; MARTINS, R. D.; LEMES, N. M.; RIETJENS, A. R. Quantificação da microbiota e diversidade ecológica da meso e macrofauna do solo sob diferentes usos no município de Urutaí (região Sudeste Goiano). **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 4, p. 12-18, 2018.

MAI, W. F.; MULLIN, P.G. **Plant-parasitic nematodes: a pictorial key to genera**. Ithaca: Cornell University, 1996. 271p.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. University Press, Cambridge, UK. 179 p. 1988.

MELO, F. V.; BROWN, G. G.; CONSTANTINO, R.; LOUZADA, J. N. C.; LUIZÃO, F. J.; MORAIS, J. W. de; ZANETTI, R. A. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. **Boletim Informativo da SBCS**, v. 1, p. 38-43, 2009.

MORI, S.A.; MATTOS-SILVA, L.A.; LISBOA, G.; CORADIN, L. **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. 2ª ed. CEPLAC/CEPEC, Ilhéus. 1958. 104p.

MOURA, M. M. S.; COSTA, G. B. R.; PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO NETO, J. R.; BRASIL, J. B. Produção de serapilheira e suas frações em área da Caatinga no Semiárido Tropical. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 3, n. 5, p. 199-208, 2016.

MOURA, M. S. B.; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B. DE.; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. Clima e água de chuva no Semiárido. In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de.; GAMA, G. F. B. (Ed.). **Potencialidades da água de chuva no Semi-Árido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007. p. 37-59.

MULDER, C.; SCHOUTENA, A.J.; HUND-RINKEB, K.; BREUREA, A.M. The use of nematodes in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and Environmental Safety** v. 62, p. 278–289, 2005.

MUÑOZ-ROJAS, M.; ERICKSON, T. E.; DIXON, K. W.; MERRITT, D. J. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 43-52, 2016.

NAVEED, M.; HERATH, L.; MOLDRUP, P.; ARTHUR, E.; NICOLAISEN, M.; NORGAARD, T.; FERRÉ, T.P.A.; DE JONGE, L.W. Spatial variability of microbial richness and diversity and relationships with soil organic carbon, texture and structure across an agricultural field. **Applied Soil Ecology**, v. 103, p. 44–55, 2016.

NEHER, D.A. Role of nematode in soil health and their use as indicator. **Journal of Nematology**, v. 33(4), p.161-168. 2001.

NEHER, D. A. Ecology of Plant and Free-Living Nematodes in Natural and Agricultural Soil. **Annual Review of Phytopathology**, v. 48, n. 1, p. 371-394, 2010.

NEHER, D. A., PECK, S. L.; RAWLINGS, J. O.; CAMPBELL, C. L. Measures of nematode community structure for an agroecosystem monitoring program and sources of variability among and within agricultural fields. **Plant and Soil**, v. 170, p.167–181, 1995.

NÓBREGA, R. S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; SOARES, D. B. Tendências do controle climático oceânico sob a variabilidade temporal da precipitação no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 18, p. 276-292, 2016.

NOVICK, K. A.; MINIAT, C. F.; VOSE, J. M. Drought limitations to leaf-level gas exchange: Results from a model linking stomatal optimization and cohesion tension theory. **Plant Cell Environmental**, v. 39, p. 583-596, 2016.

OLIVEIRA, A. P. C.; BERNARD, E. The financial needs vs. the realities of in situ conservation: an analysis of federal funding for protected areas in Brazil's Caatinga. **Biotropica**, v. 49, p. 745-752, 2017.

OLIVEIRA, A.K.S., PEDROSA, E.M.R., DICKSON, D.W., SILVIA, J.S.S.V., LEITÃO, D.A.H.S., SILVA, E.F.F. Migration and penetration of *Meloidogyne enterolobii* and *M. incognita* in soil columns with tomato and marigold. **European journal of plant pathology**, v.158, p. 591–598, 2020.

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F. R.; LEWINSOHN, T. M.; FONSECA, C. R.; MEYER, S. T.; MULLER, S. C.; CEOTTO, P.; DADALT, L.; DURIGAN, G.; GANADE, G.; GOSSNER, M. M.; GUADAGNIN, D. L.; LORENZEN, K.; JACOBI, C. M.; WEISSER, W. W.; PILLAR, V. D. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, p. 1455-1460, 2015.

PAVAO-ZUCKERMAN, M. A.; SOOKHDEO, C. Nematode Community Response to Green Infrastructure Design in a Semiarid City. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 3, 687-694, 2017.

PAZ-FERREIRO, J; FU, S. Biological indices for soil quality evaluation: perspectives and limitations. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 1, p. 14-25, 2016.

PEREZ-MARIN, A. M.; SANTOS, A. P. S.; ULLOA, L. F.; MOREIRA, J. M.; MEDEIROS, A. M.; LIMA, R. C. S.; BEZERRA, H. A.; BEZERRA, B. G.; SILVA, L. L. **O Semiárido brasileiro: riquezas, diversidades e saberes**. 1. ed. Campina Grande, Paraíba: Instituto Nacional do Semiárido, 2013. 76p.

PINHEIRO, E. A. R.; COSTA, C. A. G.; ARAÚJO, J. C. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, v. 89, p. 1-4, 2013.

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 194-205, 2010.

POMPEO, P. N.; SANTOS, M. A. B.; BIASI, J. P.; SIQUEIRA, S. F.; ROSA, M. G.; BARRETA, C. R. D. M.; BARRETA, D. Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina – Brasil. **Revista Scientia Agraria**, v. 17, n. 1, p. 42-51, 2016.

PORTUGAL, A. F.; JUNCKSH, I.; SCHAEFER, C. E. R. G.; NEVES, J. C. L. Estabilidade de agregados em Argissolo sob diferentes usos, comparado com mata. **Revista Ceres**, v. 57, n. 4, p. 545-553, 2010.

PROT, J.C. Migration of plant-parasitic nematodes towards plant roots. **Revue Nematol.** v. 3, p. 305-318, 1980.

PRUSKI, F. F.; RODRIGUES, L. N.; SILVA, D. D. Modelo hidrológico para estimativa do escoamento superficial em áreas agrícolas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.2, p.301-307, 2001

QUIST, C. W.; GORTC, G.; MOOIJMANA, P.; BRUSC, D. J.; ELSENA, S. V. D.; KOSTENKOB, O.; VERVOORTA, M.; BAKKERA, J.; PUTTENA, W. H. V. D.; HELDERA, J. Spatial distribution of soil nematodes relates to soil organic matter and life strategy. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 136, p. 1-11, 2019.

RASMANN, S.; ALI, J. G.; HELDER, J.; VAN DER PUTTEN, W. H. Ecology and Evolution of Soil Nematode Chemotaxis. **Journal of Chemical Ecology**, v. 38(6), p. 615–628, 2012.

RÄTY, M.; HUHTA, V. Earthworms and pH affect communities of nematodes and enchytraeids in forest soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38(1), p. 52–58. 2003.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORREA, G.F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 6. ed. Lavras: Editora da UFLA, 2014. 378 p.

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2004. 478p

REYNOLDS, A. M.; DUTTA, T. K.; CURTIS, R. H. C.; POWERS, S. J.; GAUR, H. S.; KERRY, B. R. Chemotaxis can take plant-parasitic nematodes to the source of a chemo-attractant via the shortest possible routes. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 8, n. 57, p. 568-577, 2011.

RIBEIRO, E. M. S., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., SANTOS, B. A., TABARELLI, M. & LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 611-620. 2015.

RITZ, K.; TRUDGILL, D. L. Utility of nematode community analysis as an integrated measure of the functional state of soils: perspectives and challenges. **Plant Soil**, v. 212, p. 1–11, 1999.

RITZINGER, C. H. S. P.; FANCELLI, M.; RITZINGER, R. Nematoides: bioindicadores de sustentabilidade e mudanças edafoclimáticas. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 32, n. 4, 1289-1296, 2010.

ROBINSON; A. F.; PERRY, R. N. Behaviour and sensory perception. In: PERRY, R. N.; MOENS, M. (Eds.). **Plant Nematology**. Wallingford: CAB International, 2006. p. 210-233.

ROCHA, M.R.; CARVALHO, Y.; CORRÊA, G. C.; CATTINI, G.P.; RAGAGNIN, O. Efeito da textura dosolo sobre População de Heterodera glycines. **Nematologia Brasileira**, v. 30(1), p. 11-15, 2006.

RUAMPS, L. S.; NUNAN, N.; CHENU, C. Microbial biogeography at the soil pore scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43(2), p. 280–286, 2011.

SALAME, L., & GLAZER, I. Stress avoidance: vertical movement of entomopathogenic nematodes in response to soil moisture gradient. **Phytoparasitica**, v. 43(5), p. 647–655, 2015.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do Bioma Caatinga: Características e Potencialidades. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 27-47.

SANTOS, M. A. N.; PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B. Water infiltration in an ultisol after cultivation of common bean. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1612-1620, 2014.

SECHI, V.; DE GOEDE, R. G. M.; RUTGERS, M.; BRUSSAARD, L.; MULDER, C. Functional diversity in nematode communities across terrestrial ecosystems. **Basic and Applied Ecology**, v. 30, p. 76-86, 2018.

SEDDON, A. W. R.; MACIAS-FAURIA, M.; LONG, P. R.; BENZ, D.; WILLIS, K. J. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, v. 531, p. 229-232, 2016.

SHAW, E. A.; BOOT, C. M.; MOORE, J. C.; WALL, D. H.; BARON, J. S. Long-term nitrogen addition shifts the soil nematode community to bacterivore-dominated and reduces its ecological maturity in a subalpine forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 130, p. 177-184, 2019.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of information**. Urbana: University of Illinois Press, 1949.

SIERIEBRIENNIKOV, A. B.; FERRIS, H.; DE GOEDE, R.G.M. NINJA: na automated calculation system for nematode-based biological monitoring. **European Journal of Soil Biology**, v. 61, p. 90-93, 2014.

SILVA, K. S. T.; ALMEIDA, A. M.; SILVA, T. S. F. Influência de Determinantes Ambientais na Vegetação da Caatinga. **Sociedade e Território**, v. 29, n. 1, p. 183-198, 2017.

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

SIMPSON, E. H. Measurements of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688-688, 1949

SONG, M.; LI, X.; JING, S.; LEI, L.; WANG, J.; WAN, S. Responses of soil nematodes to water and nitrogen additions in an old-field grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 102, p. 53-60, 2016.

SPIESMAN, B. J.; BENNETT, A.; ISAACS, R.; GRATTON, C. Bumble bee colony growth and reproduction depend on local flower dominance and natural habitat area in the surrounding landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 217-223, 2017.

STEINER, G. The problem of host selection and host specialization of certain plant infesting nemas and its application in the study of nemic pests. **Phytopathology**, v.15, p.499-534, 1925.

TAUK, S.M. Biodegradação de resíduos orgânicos do solo. **Revista Brasileira de Geociência**, v.20, n.1, p.299-301, 1990.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa Solos, Brasília, 3. ed. rev. e ampl. 2017. 573p.

TRAN, A. T. P.; CHANG I.; CHO, G. C. Soil water retention and vegetation survivability improvement using microbialbiopolymers in drylands. **Geomechanics and Engineering**, v. 17 (5), p. 475-483, 2019

TREONIS, A. M.; SUTTON, K. A.; UNANGST, S. K.; WREN, J. E.; DRAGAN, E. S.; MCQUEEN, J. P. Soil organic matter determines the distribution and abundance of nematodes on alluvial fans in Death Valley, California. **Ecosphere**, v. 10(4), p. 1-13, 2019.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia – Ciência e Aplicação**. Editora da UFRGS/ Coleção ABRH Volume 4, 4º Edição, 5º reimp. 2013. 943 p.

VANDEGEHUCHTE, M. L.; SYLVAIN, Z. A.; REICHMANN, L. G.; DE TOMASEL, C. M.; NIELSEN, U. N.; WALL, D. H.; SALA, O. E. Responses of a desert nematode community to changes in water availability. **Ecosphere**, v. 6(3), p. 1-15, 2015.

VEGA-ÁVILA, A.; MEDINA, E.; PAROLDI, H.; TORO, M.; BAIGORI, M.; VÁZQUEZ, F. Bioindicators of soil quality of open shrubland and vineyards. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 18, n. 4, p. 1065-1079, 2018.

VILARINHO, M. C. K.; KOETZ, M.; SCHLICHTING, A. F.; SILVA, M. C.; SILVA, E. M. B. DETERMINAÇÃO DA TAXA DE INFILTRAÇÃO ESTÁVEL DE ÁGUA EM SOLO DE CERRADO NATIVO. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.7 (1), p. 17 - 26, 2013.

VICENTE, T. F. S.; PEDROSA, E. M. R. ; SILVA, L. M. A. ; ROLIM, M.M. ; CASTRO, D. B. ; LEITAO, D. A. H. S. . Dinâmica temporal da comunidade de nematoides em cana-de-açúcar em condição de baixa umidade do solo.

Nematropica, v. 46, p. 235-243, 2016

WALLACE, H. R. Movement of eelworms. 1. The influence of pore size and moisture content of the soil on the migration of larvae of the beeteelworm, *Heterodera schachtii* Schimdt. **Annals of Applied Biology**, v.46, p. 74-85, 1958.

WALLACE, H. R. The dynamics of nematode movement. **Annual Review of Phytopathology**, v. 6, p. 91-114, 1968.

WANG, L.; WANG, Q.; WEI, S.; SHAO, M.; LI, Y. Soil desiccation for loess soils on natural and regrown areas. **Forest Ecology and Management** v. 255 (7), p. 2467–2477, 2008.

WANG, Y.; SHAO, M.; ZHU, Y.; LIU, Z. Impacts of land use and plant characteristics on dried soil layers in different climatic regions on the Loess Plateau of China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 151 (4), p. 437–448, 2011.

WARDLE, D. A. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 13, p. 1627-1637, 1998.

YEATES, G. W. Modification and qualification of the nematode maturity index. **Pedobiologia**, v. 38, n. 22, p. 97-101, 1994.

YEATES, G. W. Nematodes as soil indicators: functional and biodiversity aspects. **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p. 1999-2010, 2003.

YEATES, G. W.; BONGERS, T.; DE GOEDE, R. G. M.; FRECKMAN, D. W.; GEORGIEVA, S. S. Feeding habits in soil nematode families and genera—an outline for soil ecologists. **Journal of Nematology**, v. 25, p. 315-331, 1993.

YOUNG, I. M.; GRIFFITHS, B. S.; ROBERTSON, W. M.; McNICOL, J. W. Nematode (*Caenorhabditis elegans*) movement in sand as affected by particle size, moisture and the presence of bacteria (*Escherichia coli*). **European Journal of Soil Science**, v. 49, p. 237-241, 1998.

YU, B.; STOTT, P.; DI, X. Y.; YU, H. X. Assessment Of Land Cover Changes And Their Effect On Soil Organic Carbon And Soil Total Nitrogen In Daqing Prefecture, China. **Land Degradation & Development**, v. 25(6), p. 520–531, 2013.

YUAN, J.; RAIZEN, D. M.; BAU, H. H. A hydrodynamic mechanism for attraction of undulatory microswimmers to surfaces (border taxis). **Journal of The Royal Society**, v. 12, e1118606.

ZHAO, J.; NEHER, D.A. Soil nematode genera that predict specific types of disturbance. **Applied Soil Ecology**, v. 64, p.135-141, 2013.

ZHANG, T. Q. Z. M.; ZHENG, R.; LAL, Z. Q.; LIN, A. N.; SHARPLEY, A. L.; SHOBER, D.; SMITH, C. S.; TAN, P. Environmental indicator principles with case references to agricultural soil, water, and air qualities and model-derived indicators. **Journal of Environmental Quality**, v. 47, p. 191-202, 2018.

ZUFFO, A. M.; AGUILERA, J. G. **Solos nos biomas brasileiros** 3. 1. ed. Ponta Grossa: Editora Atena, 2018. 181p.

CAPÍTULO 2

Artigo 1: Comunidades de nematoides e propriedades do solo em áreas ripárias de Caatinga com vegetação nativa e modificada.

*A ser submetido à Geoderma Regional

COMUNIDADES DE NEMATOIDES E PROPRIEDADES DO SOLO EM ÁREAS RIPÁRIAS DE CAATINGA COM VEGETAÇÃO NATIVA E MODIFICADA

Resumo: O interesse na pesquisa sobre a nematofauna e suas relações ecológicas nos solos de ecossistemas únicos e complexos, como áreas ripárias do bioma Caatinga, aumentou mundialmente nos últimos anos. Os nematoides são representantes da biota do solo com elevado potencial para traduzir e compreender a saúde do solo através do diagnóstico da sua cadeia alimentar em diversos tipos de ambientes. O objetivo do estudo foi analisar a distribuição espacial e dinâmica das comunidades de nematoides e propriedades do solo em duas áreas ripárias no Bioma Caatinga, uma com vegetação nativa e outra com histórico de uso agrícola (modificada). O estudo foi desenvolvido no semiárido em Parnamirim – PE, Brasil. Para ambas as áreas foram adotadas malhas de amostragens de 60 m × 40 m para obtenção da umidade, matéria orgânica, granulometria, condutividade elétrica e pH do solo, atividade metabólica e índices ecológicos das comunidades de nematoides. A nematofauna dos solos ribeirinhos com vegetação nativa apresentou maior abundância e diversidade quando comparada à vegetação modificada, que possui histórico de uso agrícola e dominância de espécies exóticas e invasoras. Nas duas áreas, bacteriófagos e parasitos de planta foram dominantes, com destaque para *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* que mais contribuíram para a composição da comunidade. Na vegetação modificada areia fina, argila e pH do solo influenciaram positivamente as guildas Mi4 e H4, enquanto na vegetação nativa a umidade e matéria orgânica exerceram maior influência nas guildas On4, H5 e B3. Os mapas de krigagem mostraram que na vegetação nativa as variáveis do solo se concentraram mais no centro da área, enquanto na vegetação modificada, às margens da área. Na vegetação nativa, as guildas funcionais também não seguiram aumento gradativo às regiões próximas da margem rio como foi observado na vegetação modificada. A presença de parasitos de planta nas áreas estudadas, principalmente do gênero *Tylenchorhynchus*, sinaliza maior atenção no manejo.

Palavras-chave: Indicadores biológicos, Krigagem, Qualidade de solo, Semiárido.

NEMATODES COMMUNITIES AND SOIL PROPERTIES IN RIPARIAN AREAS OF CAATINGA WITH NATIVE AND MODIFIED VEGETATION

Abstract: The interest in researching soil nematode communities and their ecological relationships in unique and complex ecosystems, such as riparian areas of the Caatinga, has increased worldwide in recent years. Nematodes are representatives of soil biota with high potential to translate and understand soil health through the diagnosis of their food chain status in different types of environments. Thus, we aimed to analyse the changes in the nematode community, the relationships with soil properties and spatial distribution of variables in two riparian areas in the Caatinga Biome, one with native vegetation and the other with a history of agricultural use (modified). The study was carried out in the semiarid region of Parnamirim - PE, Brazil. For both areas, 60 x 40-m sampling grids were adopted and soil moisture, organic matter, granulometry, electrical conductivity, pH, and nematode communities, in addition to nematode ecological indices and metabolic activity, were evaluated. The nematode community abundance and diversity of riverside soils with native vegetation was greater than the modified vegetation, which has dominance of exotic and invasive species. In both areas bacterivorous and plant-parasitic nematodes were dominant, with emphasis on *Acrobeles* and *Tylenchorhynchus*, the greatest contributors to the community composition. In the modified vegetation fine sand and, clay contents and soil pH positively influenced Mi4 and H4 guilds. In the native vegetation soil moisture and organic matter had greater influence on On4, H5 and B3 guilds. According to kriging maps, the soil variables concentrate in the centre of the area in native vegetation in contrast to the modified vegetation, where the variables concentrated at the margins of the area. The functional guilds of native vegetation did not show gradual increase to the riverbank as in the modified vegetation. The plant-parasitic nematodes in these studied areas, mainly the genus *Tylenchorhynchus*, indicate caution on crop management.

Keywords: Biological indicators, Kriging maps, Soil quality, Semiarid

INTRODUÇÃO

A Caatinga é o bioma que compreende, em quase sua totalidade, a região semiárida do Brasil, sendo considerado de grande importância biológica por ser único no mundo, ou seja, parte do seu patrimônio biológico não é encontrado em nenhum outro país (SAMPAIO, 2010). As principais características climáticas são temperaturas que variam em torno de 28 °C e com ocorrência de precipitações escassas, variando de 500 a 800 mm, com alta variabilidade espacial e temporal (GARIGLIO *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2016; FREIRE *et al.*, 2018). Esse bioma tem previsão para se tornarem mais secas nos próximos 20 anos, com aumento da duração e intensidade de secas e uma diminuição na ocorrência de extremos úmidos (NÓBREGA; SANTIAGO; SOARES, 2016; CARVALHO, *et al.*, 2020).

Atividades antrópicas têm sido destaque nas alterações das qualidades ambientais da vegetação de Caatinga, a exemplo das retiradas e queimadas de árvores nativas, além da criação extensiva e de alta densidade de rebanhos de caprinos e bovinos, acarretando perdas significativas na biodiversidade do solo (BARNES *et al.*, 2017; NIELSEN; Ball, 2015; RITO *et al.*, 2017).

As áreas ripárias, regiões que funcionam como buffer de proteção dos corpos hídricos, abrigam rica biodiversidade edáfica e desempenham o papel de reservatórios, nos quais os organismos podem se refugiar e colonizar, especialmente em climas sazonalmente secos, também estão sendo demasiadamente suprimidas (BENGTSSON *et al.*, 2003; HODSON *et al.*, 2014; LOPES e MONTENEGRO, 2019).

Tais áreas, como margens de rios efêmeros em ambiente semiárido, por apresentarem uma maior disponibilidade hídrica são preferíveis para realização de atividades agrícolas, e após períodos de estiagem tornam-se áreas com baixa aptidão agrícola, constituindo nichos modificados e desgastados por intenso uso. Com os solos desnudos são criadas condições para a dominância e estabelecimento de vegetação exótica, a exemplo da Algaroba (*Prosopis juliflora*), que fisiologicamente sobrevive em condições de severa limitação hídrica (NASCIMENTO *et al.*, 2014).

Ecossistemas invadidos por espécies vegetais exóticas muitas vezes diferem dos que possuem vegetação nativa, principalmente em relação as

propriedades físicas e químicas do solo, ocasionando mudanças na composição dos organismos devido a interações com número limitado de espécies de plantas (FITOUSSI, *et al.*, 2016). Tais variações na biodiversidade do solo são cruciais para determinar as respostas ecológicas e evolutivas dos ecossistemas terrestres às mudanças ambientais atuais e futuras (BARDGETT; VAN DER PUTTEN, 2014).

O tipo de solo, manejo, cobertura, composição, idade, nutrição e profundidade da serapilheira, refletem na capacidade de um ecossistema do solo em suportar funções como ciclagem de nutrientes, controle de temperatura e transferência de energia, fatores importantes para a estrutura e maturação da cadeia alimentar do solo, bem como a distribuição e abundância dos nematoides no espaço e no tempo nos ecossistemas nativos/florestais (HODSON *et al.*, 2014; VANDEGEHUCHTE *et al.*, 2015; SEGAT *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2019; KHAN, 2020).

Nesse contexto, os nematoides constituem-se bons indicadores de qualidade ambiental pois são organismos abundantes no solo, combinam um conjunto de características diferentes, incluindo espécies com diferentes estratégias de vida, possuem as mais diversas preferências tróficas cobrindo todas as etapas da teia alimentar do solo e são sensíveis às alterações ambientais e facilmente observáveis e quantificáveis usando técnicas laboratoriais simples (BONGERS, 1990; FERRIS *et al.*, 2001; FERRIS, 2010a).

Todas as informações sobre as características dos taxa de nematoide são obtidas com base na identificação morfológica, e foi o que levou a criação de classificações que fornecem informações sobre hábitos alimentares e estratégia de vida dos nematoides (guildas funcionais) e posteriormente de índices ecológicos bem estabelecidos (BONGERS, 1990; FERRIS *et al.*, 2001; FERRIS, 2010a).

Índices ecológicos foram desenvolvidos considerando as comunidades de nematoides, tais como: o índice de maturidade (IM) e o índice de nematoides parasitos de plantas (IPP) (BONGERS, 1990; BONGERS; ALKEMADE; YEATES 1991). Existem também índices que permitem inferências sobre a cadeia alimentar do solo, como o índice de enriquecimento (IE), índice de estrutura (IS) e índice de canal (IC) (FERRIS *et al.*, 2001). Esses índices oferecem informações

complementares e quando usados em conjunto revelam informações descritivas e quantitativas sobre a comunidade de nematoide do solo e as condições dos sistemas naturais ou impactados por atividades agrícolas (FERRIS *et al.*, 2001).

Os índices de atividade metabólica permitem estimar vários serviços e funções do nematoide e suas contribuições no ecossistema, sendo: A atividade metabólica de enriquecimento que está relacionada a respostas dos nematoides ao enriquecimento de recursos alimentares; A atividade metabólica de estrutura que fornece indicativos da abundância de organismos de funções semelhantes; Atividades metabólicas de parasitos de planta, bactérias e fungos que são baseadas nos indicadores de energia (Carbono) que entram na cadeia alimentar do solo através de seus respectivos canais e a atividade metabólica composta que considera um conjunto completo de nematoides, independentemente do papel trófico ou função do ecossistema (FERRIS, 2010b).

É de grande importância o estudo de comunidade de nematoides, suas relações com o ambiente edáfico e também verificar como os índices de nematoides amplamente usados para esse fim respondem a variações no clima, vegetação e tipo de manejo e perturbação do solo (NEHER, 2001, 2010; NIELSEN e WALL, 2013). A necessidade da compreensão da nematofauna e suas relações ecológicas nos solos áridos e semiáridos no mundo tem se tornado mais evidente (THAKUR *et al.*, 2017; MA *et al.*, 2018; MEJÍA-MADRID, 2018).

No Brasil, no entanto, há pouca informação do quanto as áreas ribeirinhas são degradadas e devem sofrer recuperação imediata (IORI *et al.*, 2019). No Bioma Caatinga são mais ainda limitados os conhecimentos das comunidades de nematoides do solo, incluindo os nematoides de vida livre. As transformações antrópicas vêm afetando negativamente a comunidade de nematoides nos diversos ecossistemas presente neste bioma, reduzindo a abundância total e diversidade desses organismos (VICENTE *et al.* 2015; SILVA *et al.* 2020).

Diante do exposto, as hipóteses propostas para o estudo são: i. Na vegetação nativa a cadeia alimentar do solo possui condição estruturada com base na comunidade de nematoides; ii. As relações entre a comunidade de nematoides e atributos do solo variam conforme as diferentes condições de vegetação na caatinga; iii. A distribuição espacial das guildas funcionais de

nematoides divergem entre as vegetações nativa e modificada próximas às margens do rio Brígida. Desta forma, o objetivo é analisar as modificações da comunidade de nematoides, suas relações com as propriedades do solo e a distribuição espacial das variáveis em duas áreas ripárias no Bioma da Caatinga, uma com vegetação nativa e outra com histórico de uso agrícola (modificada).

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DE SOLO

O estudo foi conduzido em duas áreas, uma com vegetação nativa (VN) e outra com vegetação modificada (VM), localizadas na bacia hidrográfica do rio Brígida, no município de Parnamirim, alto Sertão do estado de Pernambuco, Brasil (Figura 1). O clima da região é BSw^h' (classificação Köppen), caracterizada como tropical semiárido, com temperatura e precipitações médias anuais em torno de 26° C e 569 mm, respectivamente e evapotranspiração potencial de aproximadamente 1600 mm. O relevo é plano, com elevações discretas e predominância de geologia cristalina. A vegetação do local é classificada como Caatinga hiperxerófila, com trechos de Floresta Caducifólia e apresenta uma fisionomia predominantemente arbustivo-arbórea, com presença representativa das herbáceas na estação chuvosa (RIBEIRO *et al.*, 2015).

A área com vegetação nativa (VN) está localizada na Fazenda Alexandria, próximo a barragem Alexandria (8° 7'45.08"S e 39°38'17.45"O), apresenta solo com classificação textural franco-arenosa e terreno menos acidentado comuns em áreas de planície de inundação ou várzea. A vegetação encontrada nessa área não tem histórico de supressão, ou seja, nunca foi substituída por produção agrícola ou outra atividade, uma vegetação arbórea, arbustiva e herbácea natural de Caatinga, que através de levantamento florístico e consulta à chaves taxonômicas, com auxílio de especialistas, e através de comparações com as exsiccatas disponíveis na coleções do herbário Dárdano de Andrade Lima da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA foram identificadas como sendo: *Myracrodruon urudeuva* Allem., *Schinopsis brasiliensis* Engl., *Herissantia tiubae* (K. Schum) Brizicky, *Sideroxylon obtusifolium* (Humb. Ex Roem. & Schult.), *Parapiptadenia zehntneri* (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima,

Libidibia férrea (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz, *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz, *Aspidosperma pyriforme* Mart., *Ziziphus joazeiro* Mart., *Maytenus rígida* Mart. e *Alternanthera tenella* Colla, entre outras espécies, que por não estarem em estágio férteis (presença de for e frutos) não foram coletadas para identificação.

A área com trecho de vegetação modificada (VM) está localizada na Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim que pertence a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), próximo a barragem do Fomento (8° 4'53.87"S e 39°34'36.28"O) em um trecho com terreno em declive acentuado com solo de classificação textural franco-argilo-arenosa. A vegetação natural local foi inteiramente, ao longo de anos, suprimida para o estabelecimento de atividades como produção de hortaliças e criação extensiva de caprinos, e após abandono dessas atividades desenvolveu-se uma vegetação arbórea em sua expressiva maioria formada pela espécie vegetal exótica e invasora *Prosopis juliflora* (Sw) DC (Algaroba). Nesse caso, não foi necessário levantamento florístico pois além da algaroba, existiam apenas dois indivíduos de *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir.

Os pontos foram demarcados no solo a jusante das barragens do Fomento e de Alexandria, em malha regular com 35 pontos e dimensões de 60 × 40 m, com espaçamento de 10 m entre os pontos. Amostras de solo deformadas foram coletadas em cada ponto, na camada de 0,0-0,3 m, totalizando 70 amostras. Após a amostragem, o material foi devidamente armazenado e encaminhado para análises físicas, químicas e biológicas.

ANÁLISE DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

O solo coletado foi colocado para secar ao ar, e posteriormente destorroado, e processado em peneira de 2 mm para as análises de solo. A umidade do solo foi determinada pelo método gravimétrico, a condutividade elétrica (CE) e o pH através do extrato de saturação do solo em pasta saturada e leitura com auxílio de condutivímetro e peagâmetro, respectivamente (TEIXEIRA *et al.*, 2017). As frações granulométricas de areia, silte e argila foram estabelecidas pelo método do hidrômetro utilizando um agitador mecânico como

dispersante físico e hexametáfosfato de sódio como dispersante químico, segundo metodologias proposta por Donagema *et al.* (2011).

A matéria orgânica do solo (MO) foi determinada multiplicando o carbono orgânico total do solo pelo fator de Van Bemmelen 1,724 (100/58), considerando que, em média a MO, representa 58% do carbono orgânico total (COT). Este último por sua vez, foi determinado por digestão úmida com a mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico, sob aquecimento externo, e titulado com sulfato ferroso amoniacal na presença do indicador Ferroin, segundo metodologia adaptada de Yeomans; Bremner (1988).

ANÁLISE DOS NEMATOIDES

Para a extração dos nematoides do solo foram coletadas amostras de 300 cm³ de solo. No laboratório as amostras foram homogeneizadas e com o auxílio de peneiras de 60 e 400 mesh foram processadas para extração dos nematoides, utilizando o método da flotação centrífuga (JENKINS, 1964). As suspensões obtidas foram colocadas em frascos e acondicionadas em geladeira por no máximo três dias até a contagem e identificação.

A estimativa populacional foi obtida através de contagem de 1 mL da suspensão na lâmina de Peters com o auxílio de um microscópio óptico 20× em duas réplicas. Os resultados foram computados em número de espécimes por 300 cm³ de solo. Os nematoides foram identificados a nível de gênero ou família no microscópio óptico com objetivas de 40 e 100 x.

Análise da estrutura da comunidade de nematoides

Para o estudo da estrutura trófica, todos os nematoides foram classificados quanto ao hábito alimentar em cinco grupos tróficos (parasitos de planta, bacteriófagos, micófagos, predadores e onívoros), baseado na morfologia do estoma e esôfago (YEATES *et al.*, 1993). Os nematoides parasitos de planta foram identificados a nível de gênero (MAI *et al.*, 1996) e os nematoides de vida livre a nível de gênero e família conforme a chave de identificação de Tarjan *et al.* (1977).

Os nematoides também foram classificados em guildas funcionais com base nos hábitos alimentares e nos grupos c-p (colonizador - persistentes), que

representam as características da história de vida e a sensibilidade à perturbação ambiental e, portanto, as condições do ambiente circundante, variando de um (1) para colonizadores (estrategistas-r) a cinco (5) para persistentes (estrategistas-K) (BONGERS, 1990; BONGERS e BONGERS, 1998).

Índices ecológicos de nematoides

Baseados na comunidade de nematoides os índices calculados foram: Índice de Maturidade (MI) para nematoides de vida livre utiliza a média ponderada dos valores cp individuais ($MI = \sum v_i \times f_i$, onde v_i é o valor cp de i-táxon, e f_i é a frequência do i-táxon). Índice de Maturidade 2-5 (MI 2-5), que é semelhante ao MI excluindo neste índice são os nematoides com valor cp1 e o Índice de Parasitos de Plantas (IPP) calculado os nematoides parasitos de planta, mas que também é baseado na média ponderada dos valores cp individuais (BONGERS, 1990; YEATES, 1994).

Usados para descrever a cadeia trófica do solo através dos grupos funcionais de nematoides como indicadores, foram calculados os índices de enriquecimento (IE) e estrutura (IS), IE foi calculado da seguinte maneira [$IE = 100 \times (e / (e+b))$] onde, $e = K_e \times N_e$, sendo, K_e = peso atribuído ao grupo [Ba1(Rhabditidae e *Rhabditis*) e Fu2 (*Aphelenchus Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*)] e N_e = abundância destes grupos e, $b = K_b \times N_b$ [Ba2 (Cephalobidae, *Acrobeles* e *Wilsonema*) e Fu2 (*Aphelenchus Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*)], sendo K_b = peso atribuído aos grupos e, N_b = abundância destes grupos; o (IS) é calculado como, $IS = 100 \times (s / (s+b))$ sendo os grupos Ba3-5 (*Prismatolaimus*), Fu 3-5 (*Dorylaimodes*), On 3-5 (*Dorylaimidae*, *Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*) e Pr 2-5 (*Mononchus* e *Mononchulus*), o índice Canal (IC), indicador da via de decomposição predominante no solo, foi calculado como $IC = 100 \times (0,8 Fu2 / (3,2 Ba1+ 0,8 Fu2))$ e o índice Basal (IB) que avalia uma cadeia alimentar submetida a condições de estresse, limitação de recursos, foi calculado por $IB = 100 \times b/(e+s+b)$ (FERRIS *et al.*, 2001).

Foram determinados também a atividade metabólica, parâmetro que estima os vários serviços e funções do nematoide e suas contribuições no ecossistema, segundo Ferris (2010b), são eles: A atividade metabólica de

enriquecimento (AME) está relacionada com nematoides que respondem mais rapidamente ao enriquecimento de recursos alimentares; A atividade metabólica de estrutura (AMS) podem ter uma função reguladora na teia alimentar do solo e fornece indicativos da abundância de organismos de funções semelhantes. Atividades metabólicas de parasitos de planta, bacteriófagos, micrófagos e predadores (AMPP, AMB, AMM e AMP) são baseadas nos indicadores de energia (Carbono) que entram na cadeia alimentar do solo através de seus respectivos canais e a atividade metabólica composta (AMC) que considera um conjunto completo de nematoides, independentemente do papel trófico ou função do ecossistema. Sendo calculada com base no número de nematoides em cada táxon (N_t), no peso estimado dos nematoides em μg (W_t) e na classificação cp do táxon t e através da formulação: $F = \sum(N_t (0,1(W_t/M_t) + 0,273(W_t^{0,75})))$.

Tanto os atributos ecofisiológicos dos nematoides, reunidos em nível de gênero e família, quanto os cálculos de todos os índices utilizados, foram obtidos no programa NINJA –Indicador de análise conjunta de nematoides (SIERIEBRIENNIKOV *et al.*, 2014) pelo site Nemaplex (<http://plpnemweb.ucdavis.edu/nemaplex/>).

ANÁLISE ESTATÍSTICAS

Os dados foram submetidos à estatística descritiva (média, mediana, valores máximos e mínimos, variância, desvio padrão, coeficientes de assimetria, curtose e de variação). Em seguida foi utilizado o teste Kolmogorov-Smirnov a 5% de significância para avaliar a normalidade dos dados. Os dados não normais foram transformados para $\log(x + 1)$. A análise de variância (ANOVA) foi aplicada a todos os conjuntos de dados para avaliar a diferença significativa das variáveis entre áreas estudadas. Foi realizado a análise radial permitindo uma visualização quantitativa das atividades metabólicas, reduzindo assim complexidade e destacando a relatividade das mudanças desses índices em cada área estudada.

A análise de redundância (RDA) foi utilizada para verificar as relações entre os nematoides e as propriedades do solo, constitui-se uma das muitas técnicas de análise multivariada, que por meio das análises de componentes

principais e de regressão múltipla estudam as relações entre matriz de dados Y (variáveis resposta) e matriz de dados X (variáveis explicativas) para verificar, nesse caso, que atributos do solo explicam a maior parte das variações na comunidade de nematoides (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2011). Para avaliar o modelo, foi utilizado o teste de Permutação com 999 permutações ($\alpha=0,05$). Para seleção das propriedades do solo, após a análise de redundância, foi efetuada a seleção por forward.

Para determinar diferenças na composição taxonômica da comunidade de nematoides dos solos entre as áreas foi realizada, por cluster, a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e análise de similaridade (AMOSIM) com base na medida de distância de Dice-Sorensen. A análise da porcentagem de similaridade (SIMPER) com um corte de 50% foi realizada para apoiar a ANOSIM, indicando quais taxa de nematoides explicam as diferenças entre os grupos. A medida de similaridade Bray-Curtis (multiplicada por 100) é mais comumente usada com SIMPER (Hammer et al., 2001). As análises de ANOSIM e SIMPER foram realizadas usando PAST versão 4.04 (HAMMER *et al.*, 2001) e as demais análises utilizando o programa R, versão 4.0.3 (R Core Team 2020) com o auxílio dos pacotes ggplot2 (WICKHAN, 2016), corrplot (WEI e SIMKO, 2017) e vegan (OKSANEN et al., 2020).

A análise de variabilidade espacial foi realizada por meio de técnica geoestatística, através do ajuste do semivariograma clássico (JOURNEL, 1989). Com base na pressuposição de estacionariedade foi calculada a semivariância $\gamma(h)$ pela Eq. 5, conforme Matheron (1963):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (Z(x+h) - Z(x))^2 \text{ Eq. (5)}$$

em que:

h - espaçamento entre amostras

N(h) - número de pares

Z(x+h) e Z(x) - valores da propriedade de interesse nas locações (x+h) e (x)

Foram testados os modelos esférico, exponencial e gaussiano, de acordo com Deutsch et al. (1998). Através do ajuste do modelo matemático aos valores calculados, foram estimados os coeficientes do modelo teórico para o semivariograma: o efeito pepita (C0); o patamar (C0+C1); e o alcance (a).

O grau de dependência espacial (GDE) foi classificado de acordo com Cambardella *et al.* (1994), que é dado por $GDE = C/[C+C_0]$ e sugere dependência forte < 25%; dependência moderada entre 25 e 75%; e dependência fraca > 75%.

Os modelos esférico, exponencial e gaussiano ajustados aos semivariogramas foram submetidos ao processo de validação cruzada “jack-knifing” (VAUCLIN *et al.*, 1983), considerando os valores da média próximo a zero e do desvio padrão próximo a um. Também foram avaliados os valores de R². Em seguida foi efetuada elaboração de mapas a partir de estimativa dos dados em locais não amostrados pelo método da krigagem. Os mapas foram confeccionados utilizando o Software *SURFER*®, versão 13.0.

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A umidade (p <0,05), MO (p <0,01), argila (p <0,01), silte (p <0,01) e o pH (p <0,01) do solo apresentaram diferenças significativas entre as áreas de vegetação modificada (VM) e áreas de vegetação nativa (VN) (Tabela 1). A menor média de umidade (14,96%), argila (13,08%) e pH (6,27) do solo foram obtidos na VN, onde a MO (3,85%) e o silte (22,64%) apresentaram maiores médias (Tabela 1e 2).

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE NEMATOIDES

Ao todo foram identificados 24 taxa, entre eles, 21 ao nível de gênero de 3 ao nível de família. Na área de VM foram encontrados 18 taxa (15 ao nível gênero e 3 famílias) na área de VN foram encontrados 17 taxa (15 ao nível de gênero e 2 famílias) (Tabela 3). Apesar das duas áreas possuírem o mesmo número de gêneros de nematoides seis gêneros (*Rhabditis*, *Dorylaimodes*, *Scutellonema*, *Xiphodorus*, *Trichodorus* e *Pratylenchus*) e uma família (Dorylaimidae) foram identificados apenas na área de VM e seis gêneros (*Mononchus*, *Mononchulus*, *Mesodorylaimus*, *Helicotylenchus*, *Rotylenchulus*, *Paratylenchus*) foram identificados apenas na área de VN. 11 taxa foram comuns as duas áreas, entre eles *Tylenchorhynchus* e *Xiphinema* foram os únicos parasitos de planta presentes nas duas condições avaliadas (Tabela 3).

Os grupos tróficos dominantes nas áreas foram os bacteriófagos seguidos por parasitos de planta (Tabela 3). Na área VM foram identificados: bacteriófagos (6 Taxa), micófagos (4 gêneros), onívoros (2 Taxa), e parasitos de planta (6 gêneros) a exceção de predadores. No entanto, na área de VN foram identificados representantes de todos os grupos tróficos encontrados no estudo: bacteriófagos (5 Taxa), micófagos (3 gêneros), predadores (2 gêneros) e onívoros (2 gêneros), e parasitos de planta (5 gêneros) (Tabela 3). Apenas bacteriófagos e onívoros não diferiram significativamente entre as condições de estudo ($p < 0,05$), já, o número total ($p < 0,01$) e a diversidade ($p < 0,01$) de nematoides, obtiveram as maiores médias na área de VN (Tabela 1).

Entre as guildas funcionais de nematoides de vida livre, Ba2 e H3 foram dominantes nas duas áreas estudadas com valores de 40,6% e 25,8%, respectivamente, para área de VM e 32,1% e 30,8%, respectivamente, para área de VN. Seguidos por On4 (15,1%) e Ba1 (13,3%) na VM e Ba1 (11,7%) e Mi2 (7,9%) na VN (Tabela 3 e Figura 2). Todavia, apenas as guildas Ba3, Mi2, H3 e H5 diferiram significativamente ($p < 0,01$) entre as condições estudadas, apresentado maiores médias na VN (Tabela 1).

A composição taxonômica da comunidade de nematoides foi diferente entre os tipos de vegetação de Caatinga, com diferenciação média geral de 56,8% (PERMANOVA: todos $P = 0,001$) (Figura 3). Sendo *Acrobeles* (22,12%) e *Tylenchorhynchus* (20,2%) os que mais contribuíram para as diferenças na composição taxonômica da comunidade de nematoides (responsáveis por 42,3 % da dissimilaridade) entre as duas áreas de estudo (Tabela 4). Esses nematoides foram os dominantes tanto na área de VM quanto na área de VN, embora em diferentes níveis de abundância (Tabela 4).

ÍNDICES DE NEMATOIDES

O IPP ($p < 0,01$) foi o único índice ecológico que apresentou diferença significativa entre as áreas VM e VN (Tabela 1), demonstrando maior média na área de VN. Mesmo o IE e o IS não apresentando diferença entre as áreas (Tabela 1), foi possível visualizar através da análise faunística que a VM e a VN se caracterizam por baixa relação C/N, cadeia alimentar se encontra em

processo de maturação, são solos enriquecidos em nitrogênio e a via de decomposição da matéria orgânica ocorre por meio de bactérias (Figura 4).

Entre os índices de atividade metabólica apenas AMPP e AMM diferiram significativamente entre as áreas, com valores médios de 14,63 e 2,46, respectivamente para VM e 114,8 e 9,2, respectivamente, para VN (Tabela 1 e 5). Esses índices apresentaram, entre os índices de atividade metabólica, os menores valores nas duas áreas, no entanto, o AMPP apresentou maior amplitude entre os dois índices. Os valores médios para AME, AMS, AMO e AMB foram próximos (menor amplitude de valores para as duas áreas (Figura 5).

RELAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E COMUNIDADE DE NEMATOIDES EM DIFERENTES CONDIÇÕES NA CAATINGA

Na RDA que relaciona as guildas funcionais, variáveis ambientais e os tipos de vegetação, as variáveis ambientais responderam por 56,74% da variação total das guildas de nematoides nos tipos de vegetação. Os primeiros dois eixos foram responsáveis por 41,5% da variância total. As guildas de nematoides na VM estão associadas aos maiores conteúdos de umidade no solo, ao pH do solo, argila e areia (em todas as suas frações) e CE. Já na VN, guildas de nematoides estão associadas aos valores de MO do solo e silte (Figura 6A). As condições ambientais encontradas na área de VN favoreceram as guildas funcionais Ba3, H5, Mi2, Pr4 e On5. Enquanto, na área de VM as condições ambientais foram mais favoráveis para as guildas H4, Mi4, Ba1 e On4 (Figura 6A). As guildas Ba2 e H3 apresentaram relações com condições ambientais que foram favorecidas por ambas as áreas (VM e VN).

É possível observar relações positivas das guildas Ba3, H5, Pr4, On5 com a MO. As guildas Ba1, Ba2 e On4 apresentaram relações positivas com a umidade e a CE do solo. As guildas H4 e Mi4 foram guildas encontradas apenas na VM (Tabela 3), isso pôde ser visível no gráfico da RDA. Essas guildas apresentaram relações positivas com atributos relacionados a menores porosidades e maiores densidades do solo, refletidos por maiores frações granulométricas de argila e silte, e também com o pH do solo. As guildas Ba2 e H3 apresentaram relações positivas com a umidade, AG, CE, MO e com a umidade do solo.

Na RDA que relaciona os índices de atividade metabólicas de nematoides do solo, as variáveis ambientais e os tipos de vegetação, os dois primeiros eixos explicaram 42,586 % do total da variância. Os índices de atividade metabólicas AMM, AMP e AMPP apresentaram maiores relações com a MO e com a área de VN, enquanto os índices de atividade metabólica AMO, AMC, AMB, AMS e AMF apresentaram relações com ambas as áreas e foram mais bem correlacionados com a areia total, a areia grossa e com umidade do solo (Figura 6B).

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DAS GUILDAS FUNCIONAIS DE NEMATOIDES

Foram ajustados os modelos esféricos, gaussiano e exponencial, validados de acordo com o critério de Jack-Knifing. Os valores de alcance (A0) para as variáveis que apresentaram dependência espacial variaram de 12 a 76 m, com dependência espacial entre fraca a moderada. Esses valores de alcance de dependência foram menores na VN.

Na área de VM os parâmetros de semivariogramas das variáveis ambientais mostraram que apenas o Silte e a CE apresentaram efeito pepita pura (EPP), ou seja, não houve dependência espacial para essas variáveis na distância adotada (Tabela 6). A umidade (modelo gaussiano, $r^2 = 0,999$), a argila (modelo exponencial, $r^2 = 0,786$) e a pH (modelo gaussiano, $r^2 = 0,980$) apresentaram grau de dependência espacial (GDE) moderado, enquanto a MO (modelo esférico, $r^2 = 0,826$), a AT (modelo exponencial, $r^2 = 0,994$), a AF (modelo esférico, $r^2 = 0,992$) e a AG (modelo esférico, $r^2 = 0,974$) apresentaram uma fraca dependência espacial. As variáveis umidade, argila e pH do solo apresentaram altos valores de alcance (Tabela 6).

Na área de VN apenas umidade (modelo exponencial, $r^2 = 0,810$), MO (modelo exponencial, $r^2 = 0,874$), AF (modelo exponencial, $r^2 = 0,821$), AG (modelo gaussiano, $r^2 = 0,776$) e CE (modelo exponencial, $r^2 = 0,652$) apresentaram dependência espacial. Destas apenas a AF apresentou GDE moderado as demais apresentaram GDE fraco (Tabela 6).

As cinco guildas funcionais mais presentes na VM apresentaram dependência espacial. As guildas On4 (modelo gaussiano, $r^2 = 0,881$) e H3 (modelo gaussiano, $r^2 = 0,962$) apresentaram uma dependência espacial

moderada, as guildas Ba1 (modelo esférico, $r^2 = 0,986$), Ba2 (modelo gaussiano, $r^2 = 1$) e Mi2 (modelo exponencial, $r^2 = 0,952$) apresentaram fraca dependência espacial. Na área de VN apenas Ba1 (modelo exponencial, $r^2 = 0,841$), Mi2 (modelo gaussiano, $r^2 = 0,988$) e H3 (modelo exponencial, $r^2 = 0,77$), apresentaram fraco GDE, Ba2 e On4 apresentaram efeito pepita pura (Tabela 6).

Os mapas de krigagem da umidade do solo, na VM, apresentou maiores valores na parte superior do mapa a esquerda, na faixa de área próxima as margens do rio Brígida (Figura 7A). A MO do solo apresentou menores valores em regiões mais afastadas do rio (parte inferior do mapa) e na região central do mapa (Figura 7B). A AT e as frações de areia (AF e AG) apresentaram maiores valores na lateral direita e região central-inferior do mapa (Figura 7C, 7D e 7E), em contrapartida a argila apresentou maiores valores na região esquerda do mapa (Figura 7F). A região superior-central do mapa apresentou os maiores valores para o pH do solo (Figura 7G).

As guildas funcionais de nematoides da VM apresentaram maiores valores a medida que região aproxima-se das margens do rio (Figura 8), exceto pela guilda Mi2 (Figura 8C) que obteve maiores valores nas regiões centrais e laterais do mapa de krigagem.

Na VN as variáveis ambientais apresentaram uma distribuição mais aleatória (Figura 9). A umidade do solo não seguiu o mesmo padrão de distribuição observado na VM. A umidade, a MO e a CE apresentaram menores valores em uma faixa de área na lateral esquerda do mapa (Figura 9A, 9B e 11E). A AF apresentou menores valores na região central do mapa (Figura 9C) onde os valores de AG foram maiores (Figura 9D).

Os mapas de krigagem para as guildas funcionais na área de VN, mostraram que o comportamento dessas variáveis com relação a distribuição espacial dos valores máximos e mínimos foram semelhantes, principalmente quando comparadas as guildas Ba1 (Figura 10A) e H3 (Figura 10B). A guilda Mi2 (Figura 10C) apresentou uma maior variação, com valores máximos atingindo uma região maior no mapa quando comparada as guildas Ba1 e H3. As guildas também não seguiram um aumento gradativo às regiões próximas da margem

rio (que nesse caso localiza-se na parte inferior do mapa) como foi observado na VM.

DISCUSSÃO

O histórico de uso e os diferentes tipos de vegetação das áreas estudadas apresentaram diferentes características edáficas como umidade e disponibilidade de material orgânico, porcentagem de argila e pH presentes nestes solos, o que conseqüentemente pode também influenciar a fauna do solo diminuindo ou aumentando a sua densidade e diversidade.

Os solos, quando perdem a sua vegetação natural e são submetidos a intensos sistemas de cultivo agrícola, tendem a manifestar um novo estado de equilíbrio, principalmente por apresentarem alterações nos atributos físico-químicos e biológicos (STEFANOSKI *et al.*, 2013). E essa nova condição pode refletir um estado desfavorável à conservação da capacidade produtiva destes solos.

Assim como encontrado por Silva *et al.* (2020), o histórico de uso agrícola responsável por provocar modificações da vegetação natural de Caatinga afetou negativamente a comunidade de nematoides reduzindo a abundância total e a diversidades desses organismos. A ausência de nematoides predadores, assim como os números significativamente menores de micófagos e de parasitos de planta na área com vegetação modificada podem estar relacionados, entre outros fatores, com a maior diversidade de espécies vegetais na VM.

O que pode se justificar por esses grupos se beneficiarem por uma transferência de insumos mais diversificados de plantas para o sistema de solo, conseqüentemente uma presença maior e mais diversificada de matéria orgânica em decomposição na camada superficial do solo, e aumento da heterogeneidade de micro habitats em assembleias de plantas complexas (EISENHAUER *et al.*, 2011a, 2011b; LI *et al.*, 2015). A conservação de espécies de plantas e da diversidade vegetal é necessária para manter a estrutura da comunidade subterrânea e a função do ecossistema.

Cesarz *et al.* (2017) e Wilschut e Geisen (2020), abordam em seus estudos que a maior diversidade de espécies vegetais sustenta níveis tróficos mais altos das comunidades de nematoides (como os predadores) e indicam

solos com cadeia alimentar mais estruturadas. Níveis tróficos mais baixos de biota do solo, como parasitos de plantas, mostram-se mais responsivos a mudanças na diversidade e composição de espécies de plantas do que organismos de níveis tróficos mais altos na rede alimentar do solo (THAKUR *et al.*, 2017).

Além de maior diversidade vegetal, a área com vegetação nativa abrigava quantidade maior de plântulas e comunidade de espécies herbáceas e arbustivas que na área com vegetação modificada, favorecendo maior abundância de nematoides parasitos de planta. A algaroba (*P. juliflora*), espécie vegetal invasora e dominante na área de vegetação modificada, reduz o crescimento de espécies herbáceas e de plântulas nativas da Caatinga (NASCIMENTO *et al.*, 2014). Segundo Howland *et al.* (2014), o aumento de biomassa de raízes finas (mais comum em espécies herbáceas e arbustivas) favorece o aparecimento de nematoides parasitos de planta.

Os nematoides micófagos, dentro da estrutura da cadeia alimentar do solo, estão diretamente associados a fungos do solo e estes formam uma ampla simbiose com plantas na natureza. Segundo os estudos de Tedersoo *et al.* (2015), Steinauer, *et al.* (2016) e Navrátilová *et al.* (2018), a diversidade de árvores tem geralmente influência na riqueza taxonômica de fungos no solo. Além disso, Ikram e Shahnaz (2013), observaram a redução de fungos infectantes de raízes devido a ação da substância chamada juliflorine, que é de um composto ativo antimicrobiano extraído da algaroba (*P. juliflora*), presente na vegetação modificada. O que pode favorecer os menores valores observados de micófagos na área em comparação com a VN.

A área modificada, apesar de ter o histórico de intenso uso agrícola, pode ter tido o efeito de degradação do solo amenizado pelo estabelecimento da vegetação invasora de algaroba (*P. juliflora*) no local. Já que apresentou, assim como na área de vegetação nativa, uma condição de maturação segundo a análise das condições de cadeia alimentar do solo. Nesse mesmo contexto, resultados divergentes foram encontrados por Peralta *et al.* (2019), em estudo sobre a comunidades de nematoides do solo à expansão de plantas lenhosas nativas e não nativas, onde os autores encontraram que a estrutura geral da comunidade de nematoides do solo respondeu de forma diferente as essas duas

condições, em uma sucessão de angiospermas nativas, a comunidade de nematoides refletiu as condições de enriquecimento crescente, enquanto sob uma expansão de espécie invasiva, a comunidade de nematoides tornou-se menos madura, tendo uma teia alimentar mais basal e simplificada.

Nos nossos estudos, a espécie invasora e exótica, *P. juliflora*, pode ter restabelecimento, em partes, a regeneração de um ecossistema que foi degradado já que trata-se de uma espécie vegetal que pode sobreviver em áreas com baixa pluviosidade e períodos secos, e que além de reduzir a lixiviação comum em áreas ribeirinhas, através da extensão de suas raízes no solo, consegue, mesmo em condições de seca, manter uma extensa e densa copa onde se estabelece o acúmulo de C orgânico e nutrientes no solo, pela concentração de matéria orgânica provenientes da serapilheira, frutos, goma, sementes e exsudatos de raiz (VALLEJO *et al.*, 2012).

Silva *et al.* (2020) encontraram abundância significativamente maior de nematoide em floresta secundária, em regeneração após o abandono da agricultura de corte e queima, quando comparada a floresta natural de Caatinga. Esses autores atribuíram esses resultados a um indicador importante de recuperação do solo da Caatinga.

Não houve diferença significativa entre a área de vegetação nativa e a área de vegetação modificada, de acordo com os índices IB, IE, IS e IC, sugerindo que não há mudanças consideráveis no funcionamento da teia alimentar do solo entre essas áreas (FERRIS, *et al.*, 2001; CESARZ *et al.*, 2017), resultado contrário a hipótese original, que propõe que a VN se encontra em condição estruturada. No entanto, maiores valores IE e menores IC indicam maior atividade bacteriana na decomposição da matéria orgânica do solo em ambas as áreas, porém os altos valores do IE foram impulsionados pela grande dominância do gênero *Acrobeles*, pertencente a guilda Ba2 que caracteriza teias alimentares basais e que estão presentes sob todas as condições ambientais do solo (FERRIS, *et al.*, 2001).

Além disso, Nielsen *et al.* (2014) relataram que apesar de famílias poderem ser representadas por espécies diferentes em locais diferentes, nematoides da família Cephalobidae podem, no geral, ser encontrados em diversos ecossistemas, principalmente habitats com condições adversas e

oportunidades limitadas para colonização. Assim, essa família não é particularmente indicadora do nível de decomposição bacteriana.

Neste estudo, houve diferença significativa para o índice de atividade metabólica de micófagos (AMM) refletida pela maior presença de nematoides micófagos na área de vegetação nativa, sugerindo que há maior fluxo de recursos através dos canais fúngicos, quando comparada a área de vegetação modificada. (FERRIS, 2010b).

Os valores observados para o índice de parasitos de plantas (IPP) na vegetação nativa não necessariamente indicam que há maior distúrbio neste ambiente (Bongers, 1990). Já que este resultado foi basicamente impulsionado pela dominância do gênero *Tylenchorhynchus*, parasita de planta comum em diversos ambientes. Seja, causando danos em várias culturas (ZHANG *et al.*, 2018; SIMON *et al.*, 2020) ou, por viver em ambientes sem intervenção agrícola (LIN *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2020; KAVITHA *et al.*, 2020).

Considerando a alta dominância do *Tylenchorhynchus* em áreas de Caatinga é importante entender o seu papel nos solos desse bioma. Khan (2020), em estudos sobre ameaça potencial da infestação de nematoides para as florestas indianas, enfatizou as consequências que podemos enfrentar por negligenciar pesquisas sobre a infestação de nematoides no âmbito florestal. O autor aborda a necessidade de estudos que traduzam a real vulnerabilidade desses ambientes naturais a infestação de nematoides parasitos de planta.

Assim como para o IPP, a maior abundância de nematoides parasitos de plantas na VN, influenciou na diferença entre as áreas para o índice AMPP indicando, maior fluxo de recursos para a teia alimentar por meio de canais herbívoros em áreas com maior diversidade de plantas.

A umidade e a MO foram as variáveis ambientais que mais influenciaram a distribuição das guildas de nematoides em solos ribeirinhos da Caatinga, como relatado em diversos estudos (ZHANG *et al.*, 2016; THAKUR *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2020). A matéria orgânica do solo em regiões semiáridas como encontrada na área de VN está relacionada com a morte das raízes finas, principalmente do estrato herbáceo que não suporta o déficit hídrico e às perdas das folhagens de espécies de plantas arbustivo e arbórea adaptadas a condições de estiagem (comportamento sazonal nas áreas da caatinga) (SILVA *et al.*, 2020).

Segundo Treonis *et al.* (2019), essas características comuns de ecossistemas áridos e semiáridas tem um impacto significativo nos nematoides do solo já que, em seus estudos, o conteúdo de matéria orgânica foi a única variável medida correlacionada à abundância de nematoides. Eles também sugeriram que à medida que o clima continua a mudar, os impactos na distribuição das plantas nesses ambientes extremos também afetam os nematoides do solo.

A VN por possuir um sistema de floresta natural de Caatinga sem histórico de uso agrícola, tende a possuir uma maior quantidade de serapilheira acumulada no solo, já que apresentou maiores valores de MO, do que sistemas encontrados na VM que apresentava histórico de uso agrícolas e uma vegetação arbustiva com grade dominância de espécie exótica invasora (Algaroba) (LIMA *et al.*, 2011).

As guildas Ba3, Mi2, On5, Pr4 e H5 apresentaram correlações positivas com a MO do solo devido ao aumento de matéria orgânica ser responsável por melhorar a fertilidade e melhorar a agregação do solo, favorecendo as atividades e condições de forrageamento das comunidades microbiana como as de fungos e bactérias, e conseqüentemente, aumentando a base alimentar de nematoides de vida livre, bacteriófagos e micófitos e por fim, onívoros e predadores (BRIAR *et al.*, 2007; HOLTKAMP *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2016; JIANG *et al.*, 2017).

As guildas Ba1, Ba2 e On4 foram relacionadas com a areia grossa e a areia total do solo, isso em razão do tamanho das partículas influenciar a mobilidade dos nematoides, pois se movem melhor em poros com diâmetros muito maiores do que a largura de seu corpo (JONES *et al.*, 1969). Os onívoros encontrados nas áreas, representados pela família Dorylaimidae, são nematoides grandes que necessitam de maior espaço entre as partículas do solo para se locomoverem (FERRIS, 2010a).

Os mapas apresentados indicaram que na área com VM a inclinação gradual do terreno, onde a altitude é mais baixa à medida que se aproxima das margens do rio, favoreceu a relação da umidade com a maioria dos nematoides, e conseqüentemente, das guildas. É importante destacar que a forma topográfica do terreno da área pode ter beneficiado as relações espaciais encontradas. Em um evento de alta ou média precipitação tem um efeito

marcante na umidade do solo ocorrendo infiltração em profundidades maiores, em todo o perfil do solo, podendo ocorrer lixiviação carreando assim os nutrientes e organismos do solo (NIELSEN; BALL, 2015). Na área de vegetação modificada (VM) a inclinação do terreno, e conseqüentemente, o gradiente de umidade formado podem ter favorecido com que não só a umidade, mais também a MO e guildas Ba1, Ba2, Ba3, On4 e H3 apresentassem maiores valores e concentrações à medida que aproxima das margens do rio.

Já na área de VN por possuir um terreno mais plano (como são características de planícies de inundação) a umidade do solo se manteve mais distribuída, o que foi comprovado pelos menores valores de alcance e menor grau de dependência quando comparada a VM. No entanto, é possível observar nos mapas de distribuição espacial que assim como na VM as guildas Ba1, Mi2 e H3 tiveram sua distribuição espacial influenciada pela umidade e a matéria orgânica do solo, pois essas variáveis apresentam maiores valores em regiões coincidentes no mapa.

CONCLUSÃO

A nematofauna de solos ribeirinhos foi substancialmente afetada quando submetida à supressão da vegetação natural e dominada por espécies exóticas e invasoras. A menor diversidade de nematoides e a ausência de nematoides predadores na área de VM corroboram o distúrbio sofrido. Os bacteriófagos e os parasitos de planta foram os grupos com maior dominância nas duas áreas estudadas, com destaque para *Acróbeles* e *Tylenchorhynchus*. Apesar da área com VN possuir maior diversidade de espécies vegetais, a cadeia alimentar das duas áreas estudadas se encontra em fase de maturação. As variáveis do solo: umidade, areia, CE, MO e silte exerceram influência sobre a maior parte das guildas na área de VN e a argila, pH e AF influenciam apenas Mi4 e H4 na VM, indicando maior influência das variáveis ambientais sobre as guildas na VN.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APAC. **AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA**. Bacias hidrográficas: Bacia do Rio Brígida.

<http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=13> Acesso 03 jan.2021.

BARDGETT, R.; VAN DER PUTTEN, W.H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, p. 505–511, 2014. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13855>.

BARNES, A. D.; ALLEN, K.; KREFT, H.; CORRE, M. D.; JOCHUM, M.; VELDKAMP, E.; CLOUGH, Y.; DANIEL, R.; DARRAS, K.; DENMEAD, L. H.; HANEDA, N. F.; HERTEL, D.; KNOHL, A.; KOTOWSKA, M. M.; KURNIAWAN, S.; MEIJIDE, A.; REMBOLD, K.; PRABOWO, W. E.; SCHNEIDER, D.; TSCHARNTKE, T.; BROSE, U. Direct and cascading impacts of tropical land-use change on multi-trophic biodiversity. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1 (10), p. 1511–1519, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-275-7>.

BENGTSSON, J.; ANGELSTAM, P.; ELMQVIST, T.; EMANUELSSON, U.; FOLKE, C.; IHSE, M.; MOBERG, F.; NYSTROM, M. Reserves, resilience and dynamic landscapes. **Ambio: a Journal of Human Environment**, v. 32, p. 389–396, 2003. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-32.6.389>.

BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, v. 83, p. 14–19, 1990. <https://doi.org/10.1007/BF00324627>.

BONGERS, T.; BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, v. 10, p. 239–251, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00123-1).

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. Numerical Ecology with R. **Springer**. New York. 2011. ISBN 978-1-4419-7975-9, Doi 10,1007/978-1-4419-7976-6.

BRIAR, S.S.; GREWAL, P.S.; SOMASEKHAR, N.; STINNER, D.; MILLER, S.A. Soil nematode community, organic matter, microbial biomass and nitrogen dynamics in field plots transitioning from conventional to organic management. *Applied Soil Ecology*, v. 37, p. 256–266, 2007. [https://doi:10.1016/j.apsoil.2007.08.004](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.08.004)

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; NOVAK, J. M.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 58, p. 1501, 1994. [https://doi:10.2136/sssaj1994.0361599500580005003](https://doi.org/10.2136/sssaj1994.0361599500580005003)

CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, H. P.; LOPES, I.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, T. G. F. Trends on pluvial rainfall and temperature in Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 24, p. 15-23, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v24n1p15-23>.

CESARZ, S.; CIOBANU, M.; WRIGHT, A. J.; EBELING, A.; VOGEL, A.; WEISSER, W. W. Eisenhauer, N. Plant species richness sustains higher trophic levels of soil nematode communities after consecutive environmental perturbations. *Oecologia*, v. 184(3), p. 715–728, 2017. [https://doi:10.1007/s00442-017-3893-5](https://doi.org/10.1007/s00442-017-3893-5)

DEUTSCH, C. V.; JOURNEL, A. G. **GSLIB Geostatistical Software Library and User's Guide**. 2.ed, Oxford University Press. New York, 1998.

DOMÍNGUEZ, M. T.; ALEGRE, J. M.; MADEJÓN, P.; MADEJÓN, E.; BURGOS, P., CABRERA, F.; MURILLO, J. M. Riverbanks and channels as hotspots of soil pollution after large-scale remediation of a river basin. *Geoderma*, v. 261, p. 133–140, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.008>.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B.; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; MOREIRA, J.H.M., (Org.). **Manual de métodos de análise do solo**. 2.ed. rev. Embrapa Solos. Rio de Janeiro-RJ, 2011.

FERRIS, H.; BONGERS, T.; DE GOEDE, R.G.M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. **Applied Soil Ecology**, v. 18, p. 13–29, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(01\)00152-4](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00152-4).

FERRIS, H. Contribution of nematodes to the structure and function of the soil food web. **Journal of Nematology**, v. 42, p. 63-67, 2010a.

FERRIS, H. Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. **European Journal of Soil Biology**, v. 46, p. 97–104, 2010b. [https://doi: 10.1016/j.ejsobi.2010.01.003](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.01.003).

EISENHAUER, N.; MIGUNOVA, V.D.; ACKERMANN, M.; RUESS, L.; SCHEU, S. Changes in Plant Species Richness Induce Functional Shifts in Soil Nematode Communities in Experimental Grassland. **PLoS ONE**, v. 6, e24087. 2011a. [https://doi: 10.1371/journal.pone.0024087](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024087).

EISENHAUER, N.; MILCU, A.; SABAI, A.C.W.; BESSLER, H.; BRENNER, J.; ENGELS, C.; KLARNER, B.; MARAUN, M.; PARTSCH, S.; ROSCHER, C.; SCHONERT, F.; TEMPERTON, V.M.; THOMISCH, K.; WEIGELT, A.; WEISSER, W.W.; SCHEU, S. Plant diversity surpasses plant functional groups and plant productivity as driver of soil biota in the long term. **PLoS ONE** 6: e16055, 2011b. [https://doi: 10.1371/journal.pone.0016055](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0016055).

FITOUSSI, N.; PEN-MOURATOV, S.; STEINBERGER, Y. Soil free-living nematodes as bio-indicators for assaying the invasive effect of the alien plant *Heterotheca subaxillaris* in a coastal dune ecosystem. **Applied Soil Ecology**, v. 102, p. 1–9, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.02.005>

FREIRE, N.C.F.; MOURA, D.; SILVA, J.B.; SOBREIRA, A.; MELO, J.I.M.; PACHÊCO, A.P. **Atlas das Caatingas**. 1. ed. Massangana, Recife-PE, 2018.

GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. 2 ed. MMA: Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF, 2010.

GRIFFITHS, B. S., DE GROOT, G. A., LAROS, I., STONE, D., GEISEN, S. The need for standardisation: Exemplified by a description of the diversity, community structure and ecological indices of soil nematodes. **Ecological Indicators**, v. 87, p. 43–46, 2018. [https://doi: 10.1016/j.ecolind.2017.12.002](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.002).

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaentologia Eletronica**, v. 4, p. 1–9, 2001.

HODSON, A. K.; FERRIS, H.; HOLLANDER, A. D.; JACKSON, L. E. Nematode food webs associated with native perennial plant species and soil nutrient pools in California riparian oak woodlands. **Geoderma**, v. 228-229, p. 182–191, 2014. [https://doi: 10.1016/j.geoderma.2013.07.021](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.021).

HOLTKAMP, R., KARDOL, P., VAN DER WAL, A., DEKKER, S.C., VAN DER PUTTEN, W.H., RUITER, P.C. Soil food web structure during ecosystem development after land abandonment. **Applied Soil Ecology**, v.39, p. 23–34, 2008. [https://doi: 10.1016/j.apsoil.2007.11.002](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.11.002).

HOWLAND, A.D.; SCHREINER, R.P.; AND ZASADA, I. A. Spatial distribution of plant-parasitic nematodes in semi-arid *Vitis vinifera* vineyards in Washington. **Journal of Nematology**, v. 46, p. 321–330, 2014.

IORI, P.; SILVA, R. B. D.; JUNIOR, M. D. S. D.; NAKAMURA, R.; FERREIRA DE ALMEIDA, L. C. Soil quality analysis in riparian areas for soil and water resource management. **Archives of Agronomy and Soil Science**, p. 1–14, 2019. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1630822>.

IKRAM, N.; SHAHNAZ, D. Effect of *Prosopis juliflora* (Sw.) Dc. in the control of root rot fungi of cowpea (*Vigna unguiculata* L.) and mung bean [*Vigna radiata* (L.) wilczek]. **Pakistan Journal of Botany**, v. 48(9), p. 692, 1964.

JENKINS, W. R. A. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Reporter**, v. 48, 692 p., 1964.

JIANG, Y.; LIU, M.; ZHANG, J.; CHEN, Y.; CHEN, X.; CHEN, L.; LI, H.; ZHANG, X.-X.; SUN, B. Nematode grazing promotes bacterial community dynamics in soil at the aggregate level. **The ISME Journal**, v. 11, p. 2705–2717, 2017. <https://doi:10.1038/ismej.2017.120>.

JONES, F.G.W.; LARBAY, D.W.; PARROTT, D.M. The influence of soil structure and moisture on nematodes, especially *Xiphinema*, *Longidorus*, *Trichodorus* and *Heterodera* spp. **Soil Biol. Biochem**, v.1, p. 153–158, 1969.

JOURNEL, A.G. **Fundamentals of Geostatistics in Five Lessons**. 8.ed. Short Courses in Geology, Washington, 1989.

KAVITHA, P.G.; SUDHA, A.; DEVI, P.A. Exploration and biodiversity of nematode in Nilgiri forest ecosystem. **Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry**, v. 9, p. 1722-1727, 2020. <http://dx.doi.org/10.22271/phyto>.

KHAN, M. R. Nematode infestation, a potential threat to Indian forests. **Indian Phytopathology**, v. 73, p. 397–414, 2020. <http://doi.org/10.1007/s42360-020-00228-9>

LI, Y., YANG, G., NEHER, D.A., XU, C.-Y., WU, J. Status of soil nematode communities during natural regeneration of a subtropical forest in southwestern China. **Nematology**, v. 17, p. 79–90, 2015. <http://doi:10.1163/15685411-00002853>.

LIMA, S. S.; LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; COSTA, D.B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em argissolo vermelho-amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. Ver. **Árvore**, v. 35, p. 51–60, 2011. <http://doi:10.1590/s0100-67622011000100006>.

LIN, L.F.; LIU, C.G.; WANG, C.M.; LUO, Q.Y.; LIU, Y.H.; HU, X.Q. 2017. Preliminary identification of parasitic nematodes in forest soils in Jinping County, Yunnan Province. **Journal of South China Agricultural**, v. 30, p.1808-1813.

LOPES, I.; MONTENEGRO, A. A. A. Spatialization of electrical conductivity and physical hydraulic parameters of soils under different uses in an alluvial valley. **Revista Caatinga**, v. 32, p. 222-233, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252019v32n122rc>.

MA, Q.; YU, H.; LIU, X.; XU, Z.; ZHOU, G.; SHI, Y. Climatic warming shifts the soil nematode community in a desert steppe. **Climatic Change**, v. 150, p. 243–258, 2018. <http://doi:10.1007/s10584-018-2277-0>.

MAI, W. F.; MULLIN, P. G.; LYON, H. H., LOEFFLE, K. **Plant-parasitic nematodes: a pictorial key to genera**. 4ed Ithaca: Cornell University Press. 277p, 1996.

MATHERON, G. Principles of Geostatistics. **Economic Geology**, v. 58, p. 1246-1266, 1963.

MEJÍA-MADRID, H. H. Soil nematode abundance and diversity from four vegetation types in Central Mexico. **Nematology**, v. 20, p. 15–32, 2018. <http://doi:10.1163/15685411-00003119>.

NASCIMENTO, C.E.S.; TABARELLI, M.; SILVA, CA.D.; LEAL, I R.; TAVARES, W.S.; SERRÃO, J. E.; ZANUNCIO, J. C. The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga

vegetation. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 108–113, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.019>.

NIELSEN, U.N.; AYRES, E.; WALL, D.H.; LI, G.; BARDGETT, R.D.; WU, T.; GAREY, J.R. Global-scale patterns of assemblage structure of soil nematodes in relation to climate and ecosystem properties. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 968–978, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12177>

NIELSEN U.N.; WALL D.H. The future of soil invertebrate communities in polar regions: different climate change responses in the Arctic and Antarctic? **Ecology Letters**, v. 16, p. 409–419, 2013. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12058>.

NIELSEN, U. N.; BALL, B. A. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. *Global Change Biology*, v. 21, p. 1407–1421, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcb.12789>.

NÓBREGA, R. S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; SOARES, D. B. Tendências do controle climático oceânico sob a variabilidade temporal da precipitação no Nordeste do Brasil. **Revista brasileira de climatologia**, v. 18, p. 276-292, 2016. <https://doi.org/10.5380/abclima.v18i0.43657>.

NAVRÁTILOVÁ, D.; TLÁSKALOVÁ, P.; KOHOUT, P.; DŘEVOJAN, P.; FAJMON, K.; CHYTRÝ, M.; BALDRIAN, P. Diversity of fungi and bacteria in species-rich grasslands increases with plant diversity in shoots but not in roots and soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 95(1), 2018. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy208>.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, H. H.; SZOECS, E. E.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2, p. 5-7, 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLIVEIRA P.T.; SANTOS E SILVA, C.M.; LIMA, K.C. Climatology and trend analysis of extreme precipitation in subregions of Northeast Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 12, p. 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1865-z>.

PERALTA, G.; SCHON, N. L.; DICKIE, I. A.; ST. JOHN, M. G.; ORWIN, K. H.; YEATES, G. W.; PELTZER, D. A. Contrasting responses of soil nematode communities to native and non-native woody plant expansion. **Oecologia**, v. 190, p. 891–899, 2019. <https://doi:10.1007/s00442-019-04456-3>

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical** computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. URL <https://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 611-620, 2015. <https://doi:10.1111/1365-664.12420>.

RITO, K. F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; QUEIROZ, R. T.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, p. 828–838, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do Bioma Caatinga: Características e Potencialidades. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, pp. 27-47, 2010.

SEGAT, J.C.; VASCONCELLOS, R. L.F.; SILVA, D.P.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. B. N. Ants as indicators of soil quality in an on-going recovery of riparian forests. **Forest Ecology and Management**, v. 404, p. 338–343, 2017. <https://doi:10.1016/j.foreco.2017.07.038>.

SIERIEBRIENNIKOV, B.; FERRIS, H.; DE GOEDE, R.G.M. NINJA: an automated calculation system for nematode-based biological monitoring. **European Journal of Soil Biology**, v. 61, p. 90–93, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.02.004>.

SILVA, J. V. C. DE L.; HIRSCHFELD, M. N. C.; CARES, J. E.; ESTEVES, A. M. Land use, soil properties and climate variables influence the nematode communities in the Caatinga dry forest. **Applied Soil Ecology**, v. 150, 103474, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103474>.

SIMON, A. C. M.; LOPEZ-NICORA, H. D.; RALSTON, T. I.; RICHER, E. A., NIBLACK, T. L.; PAUL, P. A. First Report of Stunt Nematode (*Tylenchorhynchus annulatus*) on Corn in Ohio. **Plant Disease**, v. 104, 2020. <https://doi.org/10.1094/PDIS-02-20-0429-PDN>.

SCHULZE, E.-D.; ROSCHER, C.; WEIGELT, A.; ALLAN, E.; BEBLER, H.; BONKOWSKI, M.; BUCHMANN, N.; BUSCOT, F.; CLEMENT, L.W.; EBELING, A.; ENGELS, C.; HALLE, S.; KERTSCHER, I.; KLEIN, A.-M.; KOLLER, R.; KO'NIG, S.; KOWALSKI, E.; KUMMER, V.; KUU, A.; LANGE, M.; LAUTERBACH, D.; MIDDELHO, C.; MIGUNOVA, V.D.; MILCU, A.; MU'LLER, R.; PARTSCH, S.; PETERMANN, J.S.; RENKER, C.; ROTTSTOCK, T.; SABAIS, A.; SCHEU, S.; SCHUMACHER, J.; TEMPERTON, V.M.; TSCHARNTKE, T. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. **Nature**, v. 468, p. 553–556, 2010. <https://doi:10.1038/nature09492>

STEINAUER, K.; CHATZINOTAS, A.; EISENHAUER, N. Root exudate cocktails: the link between plant diversity and soil microorganisms? **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 7387–7396, 2016. doi:10.1002/ece3.2454

STEFANOSKI, D.C.; SANTOS, G.G.; MARCHÃO, R.L.; PETTER, F.A.; PACHECO, L.P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade

física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1301–1309, 2013. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662013001200008>

TARJAN, A.C.; ESSER, R.P.; CHANG, S.L. An illustrated key to nematodes found in freshwater. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 49, p. 2318-2337, 1977.

TEDERSOO, L.; BAHRAM, M.; CAJTHAML, T.; PÖLME, S.; HIIESALU, I.; ANSLAN, S.; HAREND, H.; BUEGGER, F.; PRITSCH, K.; KORICHEVA, J.; ABARENKOV, K. Tree diversity and species identity effects on soil fungi, protists and animals are context dependent. **The ISME Journal**, v. 10, p. 346–362, 2015. <https://doi:10.1038/ismej.2015.116>.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G.; **Manual de métodos de análise de solo**. 3.ed. Embrapa Solos, Rio de Janeiro-RJ, 2017.

THAKUR, M.P.; TILMAN, D.; PURSCHKE, O.; CIOBANU, M.; COWLES, J.; ISBELL, F.; WRAGG, P.D.; EISENHAUER, N. Climate warming promotes species diversity, but with greater taxonomic redundancy, in complex environments. **Science Advances**, v.3, e1700866, 2017 <https://doi:10.1126/sciadv.1700866>.

TREONIS, A. M.; SUTTON, K. A.; UNANGST, S. K.; WREN, J. E.; DRAGAN, E. S.; MCQUEEN, J. P. Soil organic matter determines the distribution and abundance of nematodes on alluvial fans in Death Valley, California. **Ecosphere**, v.10, e02659, 2019. <https://doi:10.1002/ecs2.2659>

VANDEGEHUCHTE, M.L.; SYLVAIN, Z.A.; REICHMANN, L.G.; DE TOMASEL, C.M.; NIELSEN, U.N.; WALL, D.H.; SALA, O.E. Responses of a desert nematode community to changes in water availability. **Ecosphere**, v. 6(3), art44, 2015. <https://doi:10.1890/es14-00319.1>.

VAN DEN HOOGEN, J.; GEISEN, S.; ROUTH, D.; FERRIS, H.;
TRAUNSPURGER, W.; WARDLE, D. A.; DE GOEDE, R. G. M.; ADAMS, B. J.;
AHMAD, W.; ANDRIUZZI, W. S.; BARDGETT, R. D.; BONKOWSKI, M.;
CAMPOS-HERRERA, R.; CARES, J. E.; CARUSO, T.; DE BRITO CAIXETA,
L.; CHEN, X.; COSTA, S. R.; CREAMER, R.; CASTRO, M. C.J .; DAM, M.,
DJIGAL, D.; ESCUER, M.; GRIFFITHS, B.S.; GUTIÉRREZ, C.; HOHBERG, K.;
KALINKINA, D.; KARDOL, P.; KERGUNTEUIL, A.; KORTHALS, G.;
KRASHEVSKA, V.; KUDRIN, A.A.; LI, Q.; LIANG, W.; MAGILTON, M.;
MARAIS, M.; MARTÍN, R. J.A.; MATVEEVA, E.; MAYAD, E.H.; MULDER, C.;
MULLIN, P.; NEILSON, R.; NGUYEN, T.A.D.; NIELSEN, U.N.; OKADA, H.;
RIUS, J.E.P.; PAN, K.; PENEVA, V.; PELLISSIER, L.; SILVA, C. P. J.;
PITTELOUD, C.; POWERS, T.O.; POWERS, K.; QUIST, C.W.; RASMANN, S.;
MORENO, S.S.; SCHEU, S.; SETÄLÄ, H.; SUSHCHUK, A.; TIUNOV, A.V.;
TRAP, J.; VAN DER PUTTEN, W.H.; VESTERGÅRD, M.; VILLENAVE, C.;
WAEYENBERGE, L.; WALL, D.H.; WILSCHUT, R.; WRIGHT, D.G.; YANG, J-I.;
CROWTHER, T.W. Soil nematode abundance and functional group composition
at a global scale. **Nature (Lond.)**, v. 572(7768), p. 194-198, 2019..

<https://hdl.handle.net/10.1038/s41586-019-1418-6>

VALLEJO, V. E.; ARBELI, Z.; TERÁN, W.; LORENZ, N.; DICK, R. P.; ROLDAN,
F. Effect of land management and *Prosopis juliflora* (Sw.) DC trees on soil
microbial community and enzymatic activities in intensive silvopastoral systems
of Colombia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 150, p. 139–148,
2012. [https://doi: 10.1016/j.agee.2012.01.022](https://doi:10.1016/j.agee.2012.01.022).

VAUCLIN, M.; VIEIRA, S. R.; VACHAUD, G.; NIELSEN, D. R. The Use of
Cokriging with Limited Field Soil Observations1. **Soil Science Society of
America Journal**. v. 47, p. 175-184, 1983.

<https://doi:10.2136/sssaj1983.0361599500470002000>

VICENTE, T.F.S.; MONTENEGRO, A.A.A.; PEDROSA, E.M.R.; FONTES
JÚNIOR, R.V.P.; SILVA, J.S.; TAVARES, U.E. Community structure and spatial
variability of soil nematodes in an alluvial soil in a semiarid region of

Pernambuco state, Brazil. **Nematoda**, v. 2, e082015, 2015.

<http://dx.doi.org/10.4322/nematoda.08015>

WEI, T., SIMKO, V. R. **package “corrplot”**: Visualization of a Correlation Matrix, 2017. <https://github.com/taiyun/corrplot>

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2016.

WILSCHUT, R.A.; GEISEN, S. Nematodes as Drivers of Plant Performance in Natural Systems. **Trends in Plant Science**, 2020.

<http://doi:10.1016/j.tplants.2020.10.006>

XU, Z.P.; LI, H.X.; LIU, Y.G.; REN, B.C.; NI, C.H.; MA, J.H. First report of a stunt nematode *Tylenchorhynchus zae* on corn in Gansu Province, China. **Journal of Nematology**, v. 52, p. 1-2, 2020. <https://doi.org/10.21307/jofnem-2020-009>

YEATES, G.W.; BONGERS, T.; DE GOEDE, R.G.M.; FRECKMAN, D.W.; GEORGIEVA, S.S. Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. **Journal of Nematology**, v. 25, p. 315-331, 1993.

YEATES, G.W. Modification and qualification of the nematode maturity index. **Pedobiologia**, v. 38, p. 97-101, 1994.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467–1476, 1988.

<https://doi:10.1080/00103628809368027>

ZHANG, J.; CHEN, G.; SUN, H.; ZHOU, S.; ZOU, G. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 876-883, 2016. Doi: 10.1016/j.biortech.2015.11.016

ZHANG, Y.; LU, X.; HUANG, J.; LIU, Z. First Report of a Stunt Nematode (*Tylenchorhynchus agri*) From Pitaya (*Hylocereus polyrhizus*) in Guangxi Province of China. **Plant Disease**, v. 102, 2018. <https://doi.org/10.1094/pdis-02-18-0343-pdn>

ZHANG, B.; XU, Q.; GAO, D.; JIANG, C.; LIU, F.; JIANG, J.; MA, Y. Higher soil capacity of intercepting heavy rainfall in mixed stands than in pure stands in riparian forests. **Science of The Total Environment**, v. 658, p. 1514–1522, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.171>.

Tabela 1. Análise de variância (ANOVA) com os valores de F e para variáveis ambientais, comunidade e índices de nematoides entre áreas de vegetação modificada (VM) e vegetação nativa (VN) na Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim/PE, Brasil.

Variáveis	F	Valores médios		Variáveis	F	Valores médios	
		VM	VN			VM	VN
Variáveis ambientais				Nematoides			
Umidade (%)	0,033*	17,02	14,96	Rhabditidae	0,742 ^{ns}	101,9	144,5
MO (%)	2,0 x 10 ⁻¹⁶ **	1,61	3,85	Acrobeles	0,754 ^{ns}	322,94	341,7
Areia Total	0,865 ^{ns}	63,82	64,28	Dorylaimus	0,069 ^{ns}	57,97	50,2
Areia fina	0,542 ^{ns}	45,16	44,02	Tylenchorhynchus	0,268 ^{ns}	212,9	276,8
Areia Grossa	0,345 ^{ns}	18,68	20,26	Grupos tróficos			
Argila	2,34 x 10 ⁻¹⁰ **	27,04	13,08	Bacteriófago	0,099 ^{ns}	450,07	591,64
Silte	1,67 x 10 ⁻⁹ **	9,13	22,64	Micófago	7,64 x 10 ⁻⁶ **	36,09	98,01
pH	4,54 x 10 ⁻⁴ **	6,80	6,27	Onívoro	0,213 ^{ns}	125,83	94,54
C.E.	0,42 ^{ns}	1,63	1,80	Parasitas de planta	0,001**	218,39	432,89
Guildas Funcionais				Índices ecológicos			
Ba1	0,181 ^{ns}	111,24	144,51	IM	0,614 ^{ns}	2,20	2,17
Ba2	0,353 ^{ns}	337,54	397,70	IM 2-5	0,051 ^{ns}	2,52	2,41
Ba3	1,04 x 10 ⁻⁸ **	1,29	49,43	IPP	2,75 x 10 ⁻⁵ **	3,03	3,19
Mi2	1,3 x 10 ⁻⁶ **	31,01	98,01	IC	0,062 ^{ns}	10,26	18,59
On4	0,090 ^{ns}	125,83	83,91	IB	0,365 ^{ns}	29,29	32,29
H3	0,008**	214,24	380,84	IE	0,91 ^{ns}	53,60	55,13
H5	2,49 x 10 ⁻⁸ **	2,17	51,94	IS	0,157 ^{ns}	55,05	52,17
Índices de atividade metabólicas				Totais			
AMC	0,25 ^{ns}	512,11	814,69	BTN	0,322 ^{ns}	4,01	4,43
AME	0,184 ^{ns}	115,45	154,10	DTN	0,010*	830,4	1.236,9
AMS	0,944 ^{ns}	308,03	394,92	DIVER	7,13 x 10 ⁻⁷ **	7,17	10,4
AMPP	1,41 x 10 ⁻¹¹ **	14,63	114,85				
AMM	6,86 x 10 ⁻⁴ **	2,46	9,20				
AMB	0,205 ^{ns}	172,51	294,71				
AMO	0,942 ^{ns}	308,03	445,75				

C.E.: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, M.O. Matéria Orgânica do solo, *, **, ^{ns}: significativo a 5%, 1% e não significativo, respectivamente, AME: Atividade metabólica de enriquecimento, IM: Índice de Maturidade, IM(2-5): Índice de Maturidade dos nematoides de vida livre com c-p 2 a 5, IPP: Índice de Parasitos de Planta, IC: Índice de Canal, IB: Índice Basal, IE: Índice de Enriquecimento, IS: Índice de Estrutura, AMC: Atividade metabólica composta, AME: Atividade metabólica de enriquecimento, AMS: Atividade metabólica de estrutura, AMPP: Atividade metabólica dos parasitos de planta, AMM: Atividade metabólica dos micófitos, AMB: Atividade metabólica dos bacteriófagos, AMP: Atividade metabólica dos predadores, AMO: Atividade metabólica dos onívoros, BTN: Biomassa total de nematoides, DTN: densidade total de nematoide (número total de nematoides), DIVER: diversidade de nematoides.

Tabela 2. Estatística descritiva das propriedades do solo, grupo tróficos e guildas funcionais de nematoides nas áreas de vegetação modificada e vegetação natural na Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim/PE, Brasil.

	Área de Vegetação modificada										Área de Vegetação Nativa									
	Mín.	Máx.	Méd.	Var	DP	CV(%)	Coef. Curtose	Coef. Assim.	Maior erro	K-S	Mín.	Máx.	Méd.	Var.	DP	CV(%)	Coef. Curtose	Coef. Assim.	Maior erro	K-S
<i>Variáveis Ambientais</i>																				
Umidade	11,74	30,24	17,02	15,69	3,96	23,27	2,99	1,63	0,16		7,37	21,87	14,96	15,99	4,00	26,74	-1,11	-0,10	0,11	
M.O.	0,6	2,729	1,61	0,35	0,59	36,84	-1,22	0,15	0,13		1,96	5,16	3,85	0,37	0,61	15,77	1,18	-0,49	0,09	
Areia total	13,44	84,52	63,82	234,17	15,30	23,98	1,94	-1,40	0,15		54,67	72,4	64,28	17,35	4,17	6,48	-0,49	-0,24	0,10	
Areia fina	13,38	61,88	45,16	89,85	9,48	20,99	2,38	-1,36	0,18		34,83	53,95	44,02	31,21	5,59	12,69	-1,23	0,01	0,13	
Areia grossa	0,06	33,98	18,68	88,59	9,41	50,40	-1,01	-0,27	0,11	0,23	14,6	26,45	20,26	8,65	2,94	14,51	-0,97	0,15	0,10	0,23
Argila	11,34	63,5	27,04	118,56	10,89	40,26	1,47	0,99	0,14		7,01	17,2	13,08	4,92	2,22	16,96	-0,14	-0,11	0,11	
Silte	0,24	48,76	9,13	125,19	11,19	122,51	3,06	1,85	0,21		17,35	29,58	22,64	6,53	2,56	11,29	0,34	0,64	0,12	
pH	5,8	7,8	6,80	0,24	0,49	7,14	-0,47	-0,27	0,13		5	7,6	6,27	0,48	0,69	11,00	-1,07	-0,16	0,14	
C.E.	0,647	4,28	1,63	0,88	0,94	57,51	0,54	1,15	0,15		0,524	3,38	1,80	0,62	0,79	43,94	-1,10	0,29	0,10	
<i>Grupos Tróficos</i>																				
BA	60,00	1991	450,07	168.385,30	410,35	91,17	3,75	1,86	0,20		90,00	1280	591,64	83.786,20	289,46	48,92	-0,47	0,42	0,07	
MI	0,00	126	36,09	1383,01	37,19	103,06	-0,14	1,04	0,17		0,00	210	98,01	4.334,01	65,83	67,17	-1,30	0,32	0,14	
PR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,23	0,00	120	19,83	992,09	31,50	158,85	1,72	1,59	0,31	0,23
ON	0,00	672	125,83	18.299,91	135,28	107,51	5,39	2,14	0,22		0,00	216	94,54	3.337,49	57,77	61,11	-0,90	0,27	0,10	
PP	10,00	1479	218,39	86.507,68	294,12	134,68	7,70	2,69	0,27		44,00	1085	432,89	57.868,81	240,56	55,57	-0,25	0,34	0,07	
<i>Guildas Funcionais</i>																				
Ba1	0,00	382	111,24	10.725,81	103,57	93,10	0,53	1,21	0,14		0,00	360	144,51	10.496,08	102,45	70,89	-0,93	0,55	0,15	
Ba2	0,00	1609	337,54	108.844,30	329,92	97,74	4,13	1,89	0,15		90,00	810	397,70	36.204,50	190,27	47,84	-0,34	0,61	0,15	
Ba3	0,00	24	1,29	21,74	4,66	362,64	13,98	3,73	0,49		0,00	192	49,43	1.887,96	43,45	87,91	1,27	1,16	0,15	
Mi2	0	115,5	31,01	1237,07	35,17	113,41	-0,04	1,09	0,19		0	210	98,01	4.334,01	65,83	67,17	-1,30	0,32	0,14	
Mi4	0	66	5,07	223,86	14,96	295,02	8,30	3,02	0,46	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,23
Pr4	-	-	-	-	-	-	-	-	-		0	120	19,83	992,09	31,50	158,85	1,72	1,59	0,31	
On4	0	672	125,83	18.299,91	135,28	107,51	5,39	2,14	0,22		0	192	83,91	2.523,20	50,23	59,86	-0,52	0,35	0,08	
H3	10	1479,5	214,24	85.977,80	293,22	136,86	7,95	2,74	0,27		0	72	10,63	403,42	20,09	188,97	1,42	1,63	0,42	
H4	0	25	1,97	29,21	5,40	274,12	7,66	2,80	0,47		44	905	380,94	4.6434,70	215,49	56,57	-0,65	0,31	0,06	
H5	0	36	2,17	47,15	6,87	316,21	14,44	3,72	0,45		0	180	51,94	2.134,82	46,20	88,95	-0,03	0,74	0,13	

Min, Máx e Méd: valor mínimo, máximo e médio respectivamente, Var: variância, DP: desvio padrão da média, CV: coeficiente de variação, C.E.: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, M.O. Matéria Orgânica do solo, BA, MI, PR, ON, PP: Bacteriófago, Micófago, Predador, Onívoro e Parasito de Planta respectivamente.

Tabela 3. Abundância, média e dominância dos Taxa de nematoides nas áreas de vegetação modificada e vegetação natural da Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

Grupos tróficos	GF	Massa (µg)	Área de Vegetação modificada			Área de Vegetação Nativa		
			A	Média ± DP	D (%)	A	Média ± DP	D (%)
Vida livre			21420	611,9 ± 539,8	73,7	28141	804,0 ± 379,5	65,01
Bacteriófagos			15753	450,077 ± 410,34	54,2	20708	591,6 ± 289,4	47,85
Rhabditidae ●	Ba ₁	5,03	3566,5	101,9 ± 93,98	12,27	5058	144,5 ± 102,4	11,7
<i>Rhabditis</i>	Ba ₁	7,5	327	9,34 ± 20,76	1,12	0	0,00 ± 0,00	0
<i>Acrobeles</i> ●	Ba ₂	0,6	11303	322,94 ± 312,20	38,89	11963	341,7 ± 165,9	27,63
Cephalobidae ●	Ba ₂	0,41	435	12,42 ± 22,16	1,49	1636	46,4 ± 45,9	3,78
<i>Prismatolaimus</i> ●	Ba ₃	0,41	45	1,28 ± 4,66	0,15	1730	49,4 ± 43,4	4
<i>Wilsonema</i> ●	Ba ₂	0,05	76	2,17 ± 5,73	0,26	321	9,17 ± 15,3	0,74
Micófagos			1263	36,08 ± 37,18	4,34	3431	98,01 ± 65,8	7,92
<i>Aphelenchus</i> ●	Mi ₂	0,23	294,5	8,41 ± 16,90	1,01	270	7,7 ± 18,2	0,62
<i>Aphelenchoides</i> ●	Mi ₂	0,14	781	22,31 ± 31,23	2,69	1453	41,5 ± 44,9	3,35
<i>Dorylaimodes</i>	Mi ₄	1,16	177,5	5,07 ± 14,96	0,61	0	0,00 ± 0,00	0
<i>Nothotylenchus</i> ●	Mi ₂	0,26	10	0,28 ± 1,69	0,03	1707,5	48,8 ± 43,8	3,95
Predadores			0	0,00 ± 0,00	0	694	31,5 ± 19,8	1,6
<i>Mononchus</i>	Pr ₄	3,87	0	0,00 ± 0,00	0	130	3,7 ± 13	0,3
<i>Mononchulus</i>	Pr ₄	0,98	0	0,00 ± 0,00	0	564	16,1 ± 28,2	1,3
Onívoros			4404	125,8 ± 135,28	15,15	3309	94,5 ± 57,7	7,64
Dorylaimidae	On ₄	12,84	2375	67,85 ± 78,31	8,17	0	0,00 ± 0,00	0
<i>Dorylaimus</i> ●	On ₄	39,28	2029	57,97 ± 66,18	6,98	2937	50,2 ± 83,9	6,78
<i>Mesodorylaimus</i>	On ₅	1,31	0	0,00 ± 0,00	0	372	10,6 ± 20,1	0,86
Parasitos de planta			7643,5	218,4 ± 294,1	26,3	15151	432,8 ± 240,5	34,99
<i>Tylenchorhynchus</i> ●	H ₃	0,23	7452	212,9 ± 292,4	25,64	9689	276,8 ± 170,7	22,38
<i>Helicotylenchus</i>	H ₃	0,29	0	0,00 ± 0,00	0	1083	30,9 ± 37,8	2,5
<i>Rotylenchulus</i>	H ₃	1,91	0	0,00 ± 0,00	0	1779	50,8 ± 37,9	4,11
<i>Scutellonema</i>	H ₃	0,51	11,5	0,33 ± 1,35	0,03	0	0,00 ± 0,00	0
<i>Xiphodorus</i>	H ₅	2,59	6	0,17 ± 1,01	0,02	0	0,00 ± 0,00	0
<i>Xiphinema</i> ●	H ₅	5,67	70	2 ± 6,84	0,24	1818	51,9 ± 46,2	4,19
<i>Trichodorus</i>	H ₄	1,03	69	1,97 ± 5,40	0,23	0	0,00 ± 0,00	0
<i>Paratylenchus</i>	H ₃	0,05	0	0,00 ± 0,00	0	782	22,34 ± 28,7	1,81
<i>Pratylenchus</i>	H ₃	0,13	35	1 ± 3,10	0,12	0	0,00 ± 0,00	0

A = abundância de nematoides em 300 cm³ de solo, Média ± SD = Número médio e desvio padrão, D (%): dominância de cada grupo trófico e taxa expresso em percentagem, c-p = escala de colonizadores – persistentes, GF: Guildas funcionais (combinação dos grupos tróficos e da escala de colonizadores – persistentes c-p), ● Taxa comuns as duas condições,

Tabela 4. Resultados da análise SIMPER mostrando os dez taxa de nematoides que mais contribuíram para a dissimilaridade das comunidades de nematoides entre áreas de vegetação modificada e vegetação natural na Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

Nematoide	Contribuição %	Abundância Média	
		Vegetação Modificada	Vegetação nativa
Vegetação: modificada vs nativa (Dissimilaridade média geral: 56,86%)			
<i>Acrobeles</i>	22,12	323	342
<i>Tylenchorhynchus</i>	20,2	213	277
Rhabditidae	9,839	102	145
<i>Dorylaimus</i>	6,534	58	83,9
Dorylaimidae	5,153	67,9	0
<i>Rotylenchulus</i>	4,798	0	50,8
<i>Xiphinema</i>	4,377	2	51,9
<i>Nothotylenchus</i>	4,329	0,286	48,8
Cephalobidae	4,164	12,4	46,7
<i>Prismatolaimus</i>	4,128	1,29	49,4

Tabela 5. Estatística descritiva dos índices ecológicos, biomassa total e índices de atividade metabólica de nematoides nas áreas de vegetação modificada e vegetação natural na Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim/PE, Brasil.

	Área de Vegetação modificada										Área de Vegetação Nativa									
	Mín,	Máx,	Méd,	Var	DP	CV(%)	Coef, Curtose	Coef, Assim,	Maior erro	K-S	Mín,	Máx,	Méd,	Var,	DP	CV(%)	Coef, Curtose	Coef, Assim,	Maior erro	K-S
<i>Índices Ecológicos de Nematoides</i>																				
IM	1,78	2,67	2,20	0,05	0,22	9,91	-0,56	0,04	0,08		1,75	2,47	2,17	0,03	0,18	8,35	-0,44	-0,40	0,08	
IM 2-5	2	3,64	2,52	0,07	0,27	10,82	5,98	1,80	0,14		2	2,75	2,41	0,04	0,19	7,93	-0,59	-0,25	0,11	
IPP	3	3,23	3,03	0,00	0,06	2,09	2,51	1,95	0,37		2,85	3,67	3,19	0,04	0,20	6,41	-0,64	0,42	0,09	
IC	0	100	10,26	362,65	19,04	185,62	12,07	3,36	0,30		0	100	18,59	313,08	17,69	95,17	10,36	2,94	0,21	
IB	1,39	66,67	29,29	154,05	12,41	42,37	1,57	0,75	0,12		18,91	100	32,29	225,15	15,00	46,46	9,50	2,80	0,19	
IE	17,65	98,15	53,60	335,33	18,31	34,17	-0,23	0,13	0,08		0	72,28	55,13	242,57	15,57	28,25	3,80	-1,81	0,17	
IS	0	94,74	55,05	265,64	16,30	29,61	2,51	-0,82	0,12		0	70,98	52,17	316,89	17,80	34,12	1,07	-1,17	0,12	
<i>Índices de Atividade Metabólica</i>																				
AMC	49,42	3061,30	512,11	448209,80	669,48	130,73	2,92	1,69	0,16	0,23	23,71	1989,76	814,69	188979,26	434,72	53,36	-0,29	0,29	0,05	0,23
AME	2,46	580,79	115,45	23994,60	154,90	134,17	0,74	1,26	0,15		0,00	530,40	154,10	22224,24	149,08	96,74	-0,92	0,55	0,14	
AMS	0,00	2369,28	308,03	239939,10	489,84	159,02	4,54	1,99	0,20		0,00	1027,19	394,92	73050,89	270,28	68,44	-0,55	0,35	0,10	
AMPP	1,00	147,69	14,63	954,45	30,89	211,17	5,37	2,28	0,28		4,38	300,79	114,85	4616,02	67,94	59,16	-0,18	0,46	0,05	
AMM	0,00	26,33	2,46	30,17	5,49	223,30	5,90	2,30	0,22		0,00	21,85	9,20	39,42	6,28	68,24	-1,06	0,40	0,10	
AMB	19,02	920,82	172,51	43922,12	209,58	121,49	2,12	1,56	0,15		19,34	687,29	294,71	31168,04	176,54	59,91	-0,83	0,52	0,11	
AMP	-	-	-	-	-	-	-	-	-		0,00	57,18	7,89	197,92	14,07	178,25	3,80	2,08	0,29	
AMO	0,00	2369,28	308,03	239478,60	489,37	158,87	4,59	1,99	0,19		0,00	1019,77	445,75	70804,40	266,09	59,70	-0,55	0,34	0,09	
BTN	0,16	18,63	4,01	15,75	3,97	99,04	3,50	1,79	0,17		0,06	10,8	4,43	6,34	2,52	56,83	-0,37	0,31	0,08	
DTN	108	2,744	830,4	481,954	694,2	83,9	0,7	1,25	0,20		134	2,875	1,236,9	349,637	591,3	47,8	-0,05	0,44	0,058	
DIVER	3	12	7,17	5,49	2,34	34,64	-0,92	0,34	0,12		3	15	10,4	6,71	2,59	24,9	0,10	-0,31	0,10	

Min, Máx e Méd: valor mínimo, máximo e médio respectivamente, Var: variância, DP: desvio padrão da média, CV: coeficiente de variação, IM: Índice de Maturidade, IM(2-5): Índice de Maturidade dos nematoides de vida livre com c-p 2 a 5, IPP: Índice de Parasitos de Planta, IC: Índice de Canal, IB: Índice Basal, IE: Índice de Enriquecimento, IS: Índice de Estrutura, AMC: Atividade metabólica composta, AME: Atividade metabólica de enriquecimento, AMS: Atividade metabólica de estrutura, AMPP: Atividade metabólica dos parasitos de planta, AMM: Atividade metabólica dos micófagos, AMB: Atividade

metabólica dos bacteriófagos, AMP: Atividade metabólica dos predadores, AMO: Atividade metabólica dos onívoros, BTN: Biomassa total de nematoides, DTN : densidade total de nematoide (número total de nematoides), DIVER: diversidade de nematoides.

Tabela 6. Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial para as variáveis ambientais e guildas funcionais de nematoides nas áreas de vegetação modificada e vegetação natural da Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim/PE, Brasil.

Variável	Modelo Ajustado	C0	C +C0	C	A0	r ²	C/[C0+C]	GDE	Jack-Knifing Média	DP
Área de Vegetação Modificada										
<i>Variáveis Ambientais</i>										
Umidade	Gaussiano	5,75	17,88	12,13	51,15	1	0,678	Moderada	-0,01	0,986
M,O,	Esférico	0,02	0,3151	0,295	19,38	0,826	0,936	Fraca	0,006	0,937
Areia total	Exponencial	30,3	259,7	229,4	24,09	0,994	0,883	Fraca	-0,039	0,91
Areia Fina	Esférico	1,9	91,76	89,86	15,42	0,992	0,979	Fraca	-0,041	1,09
Areia Grossa	Esférico	15,6	90,86	75,26	20,49	0,974	0,828	Fraca	-0,022	0,939
Argila	Exponencial	70,0	128,9	58,89	43,05	0,786	0,457	Moderada	-0,005	0,823
Silte						EPP				
pH	Gaussiano	0,13	0,295	0,163	37,01	0,98	0,553	Moderada	0,001	0,976
CE						EPP				
<i>Guildas Funcionais (cinco mais presentes e em comum para as duas áreas estudada)</i>										
Ba1	Esférico	279	15010	12220	42,21	0,986	0,814	Fraca	-0,005	0,829
Ba2	Gaussiano	295	147800	118300	33,93	1	0,800	Fraca	-0,104	1,411
Mi2	Exponencial	113	1295	1182	21,12	0,952	0,913	Fraca	-0,034	0,962
On4	Gaussiano	871	26360	17650	47,70	0,881	0,670	Moderada	-0,115	1,216
H3	Gaussiano	357	122500	86800	76,92	0,962	0,709	Moderada	-0,142	1,292
Área de Vegetação Nativa										
<i>Variáveis Ambientais</i>										
Umidade	Exponencial	0,01	14,96	14,95	17,85	0,81	0,999	Fraca	0,001	1,066
M,O,	Exponencial	0,00	0,341	0,34	21,6	0,874	0,997	Fraca	0,025	1,04
Areia total						EPP				
Areia Fina	Exponencial	20,2	41,6	21,38	46,0	0,821	0,514	Moderada	-0,006	0,879
Areia Grossa	Gaussiano	1,33	9,69	8,36	13,6	0,776	0,863	Fraca	0,01	0,942
Argila						EPP				
Silte						EPP				
pH						EPP				
CE	Exponencial	0,00	0,585	0,584	18,2	0,652	0,998	Fraca	-0,047	1,074
<i>Guildas Funcionais (cinco mais presentes e em comum para as duas áreas estudada)</i>										
Ba1	Exponencial	500	10780	10280	24,72	0,841	0,954	Fraca	0,022	1,02
Ba2						EPP				
Mi2	Gaussiano	10	4006	3996	12,08	0,988	0,998	Fraca	0,039	0,95
On4						EPP				
H3	Exponencial	720	52200	45000	28,34	0,77	0,862	Fraca	0,026	1,017

C0: efeito pepita, C: Patamar, A0: Alcance(m), r²: coeficiente de determinação, GDE: Grau de dependência espacial, DP: desvio padrão, EPP: efeito pepita puro, CE: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo e MO: matéria orgânica do solo.

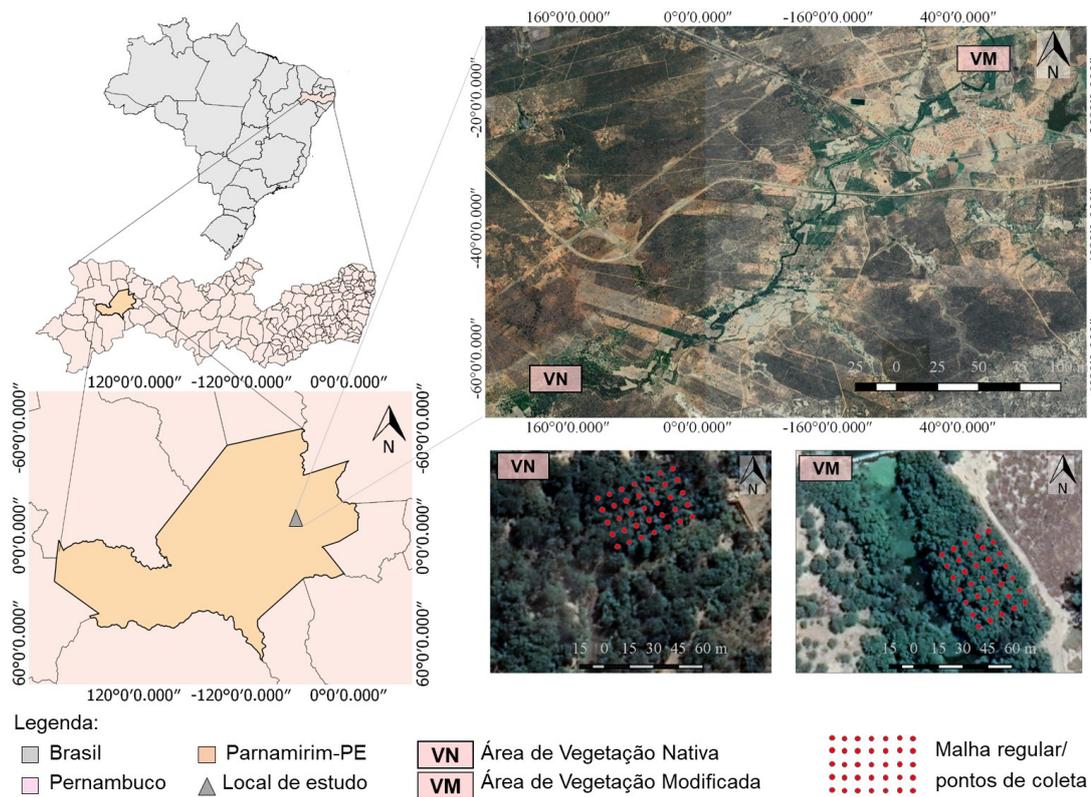


Figura 1. Mapa de localização com detalhes da malha de amostragem.

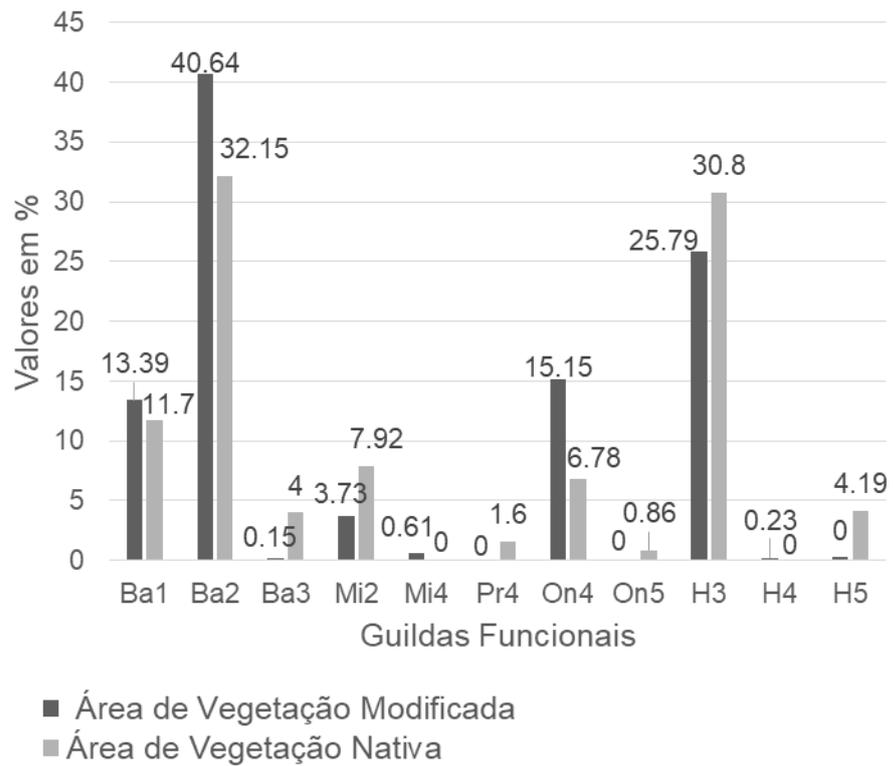


Figura 2. Guildas funcionais de nematoides nas diferentes áreas de Caatinga em Parnamirim/PE, Brasil.

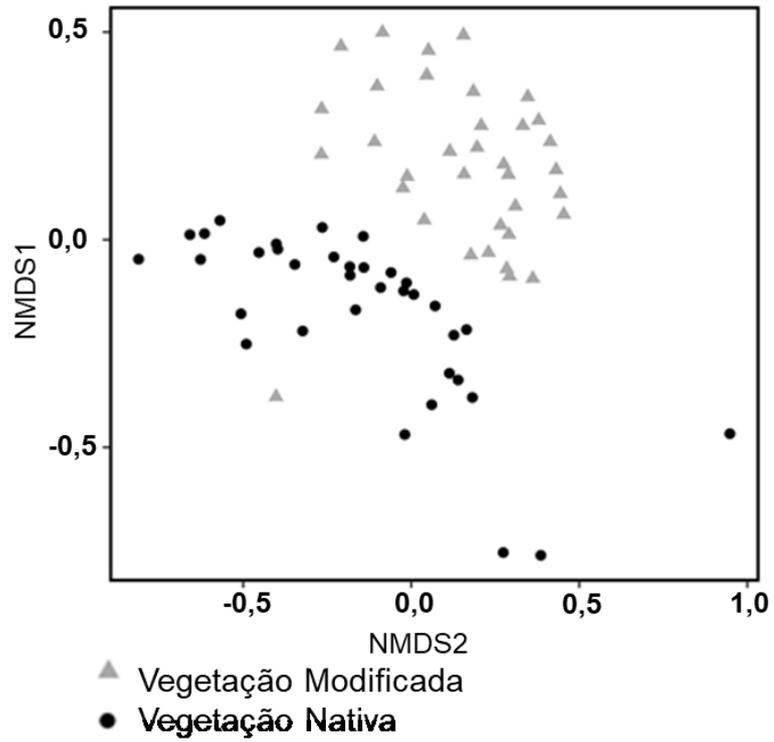


Figura 3. Ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS), baseada no índice de similaridade de Bray-Curtis, mostrando a composição taxonômica da comunidade de nematoides sob a influência das duas áreas: vegetação modificada e vegetação nativa.

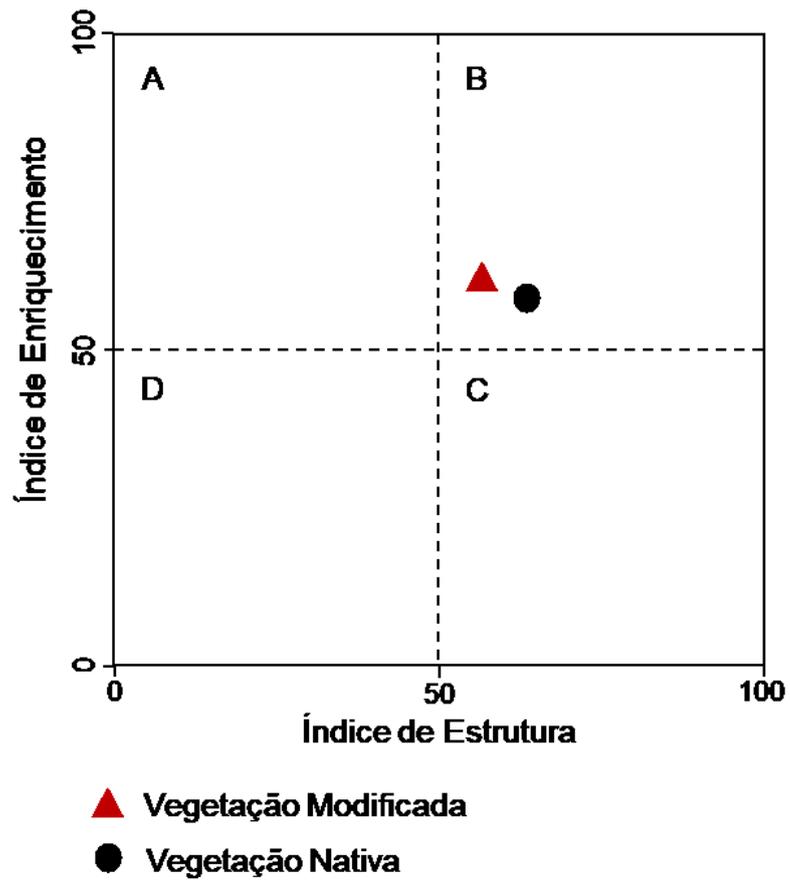


Figura 4. Análise da cadeia alimentar baseada nas comunidades de nematoides com a distribuição das áreas de vegetação modificada e nativa nos quatro quadrantes delimitados pelos índices de enriquecimento (IE) e de estrutura (IS).

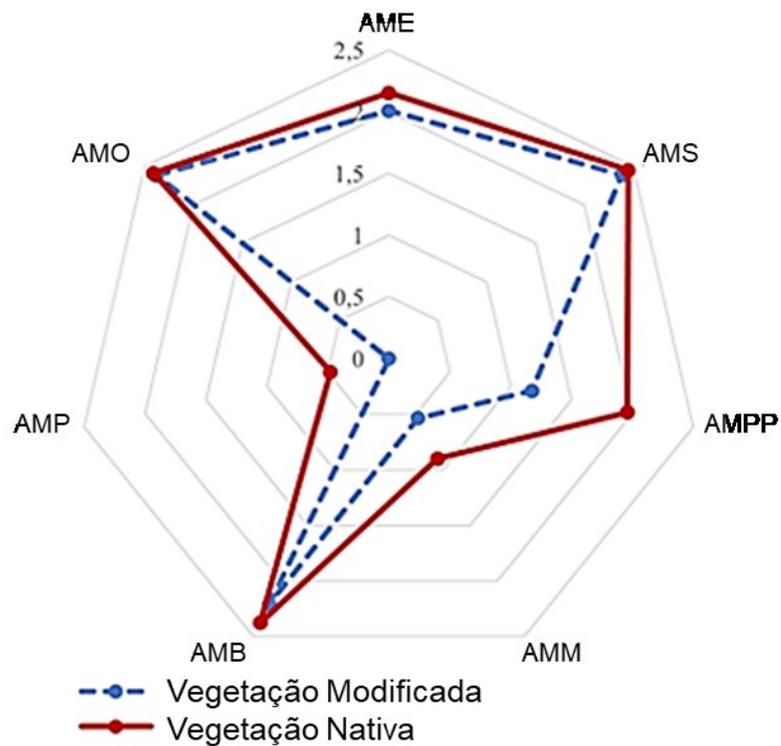


Figura 5. Gráfico radial (Radial plot) para os valores dos índices de atividades metabólicas nas áreas de vegetação modificada e vegetação nativa (valores normalizados pela função $\log(x+1)$). Onde, AME: Atividade metabólica de enriquecimento, AMS: Atividade metabólica de estrutura, AMPP: Atividade metabólica dos parasitos de planta, AMM: Atividade metabólica dos micófitos, AMB: Atividade metabólica dos bacteriófagos, AMP: Atividade metabólica dos predadores, AMO: Atividade metabólica dos onívoros.

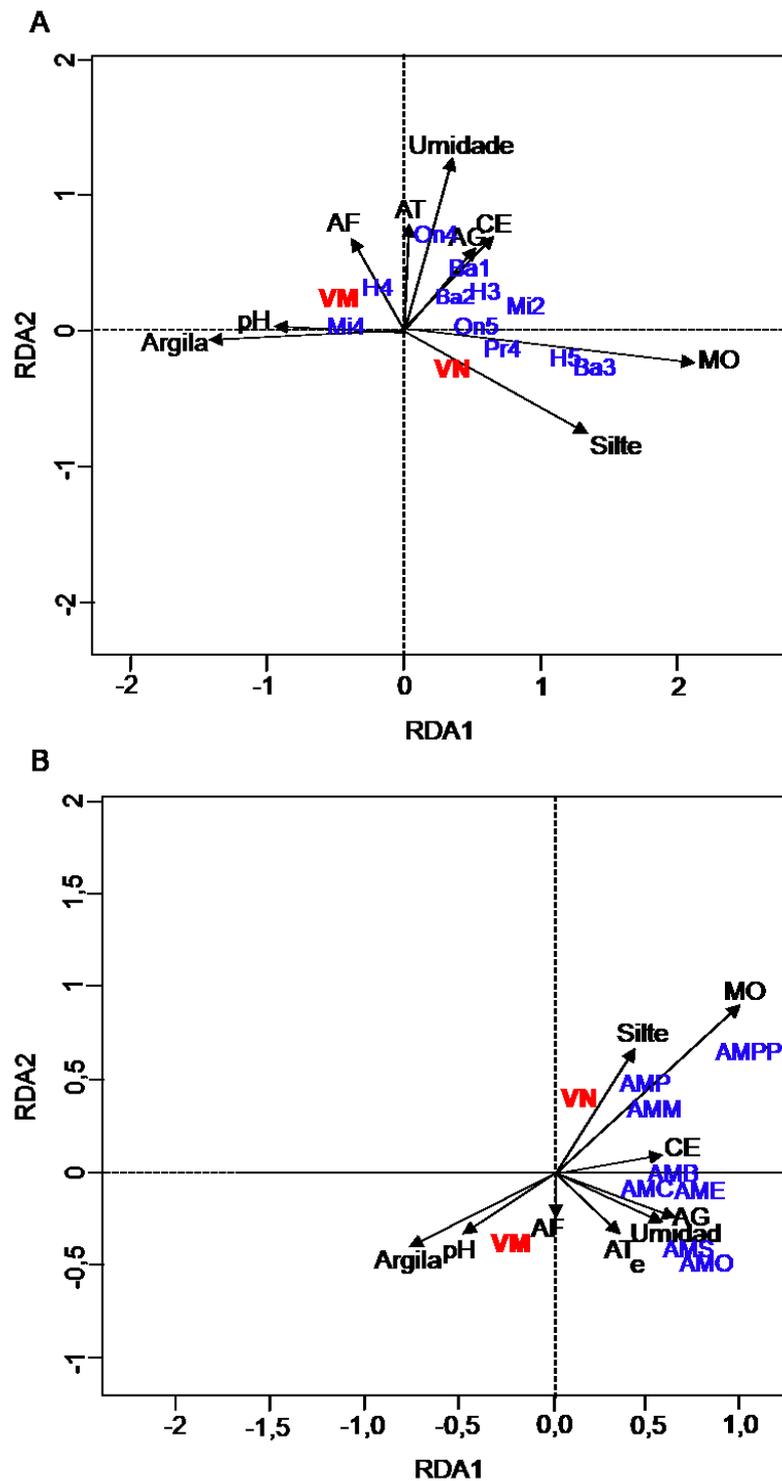


Figura 6. Análise de redundância (RDA) com base na relação entre as guildas de nematoides e as variáveis ambientais (A) e com base na relação entre os índices de atividade metabólica e as variáveis ambientais (B). Onde: VM: Vegetação Modificada, VN: Vegetação Nativa. Variáveis ambientais: AT: areia total, AF: areia fina, AG = areia grossa, CE: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, MO: matéria orgânica do solo, AME: Atividade metabólica de

enriquecimento, AMS: Atividade metabólica de estrutura, AMPP: Atividade metabólica dos parasitos de planta, AMM: Atividade metabólica dos micófagos, AMB: Atividade metabólica dos bacteriófagos, AMP: Atividade metabólica dos predadores, AMO: Atividade metabólica dos onívoros, AT: areia total, AF: areia fina, AG = areia grossa, CE: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo e MO: matéria orgânica do solo.

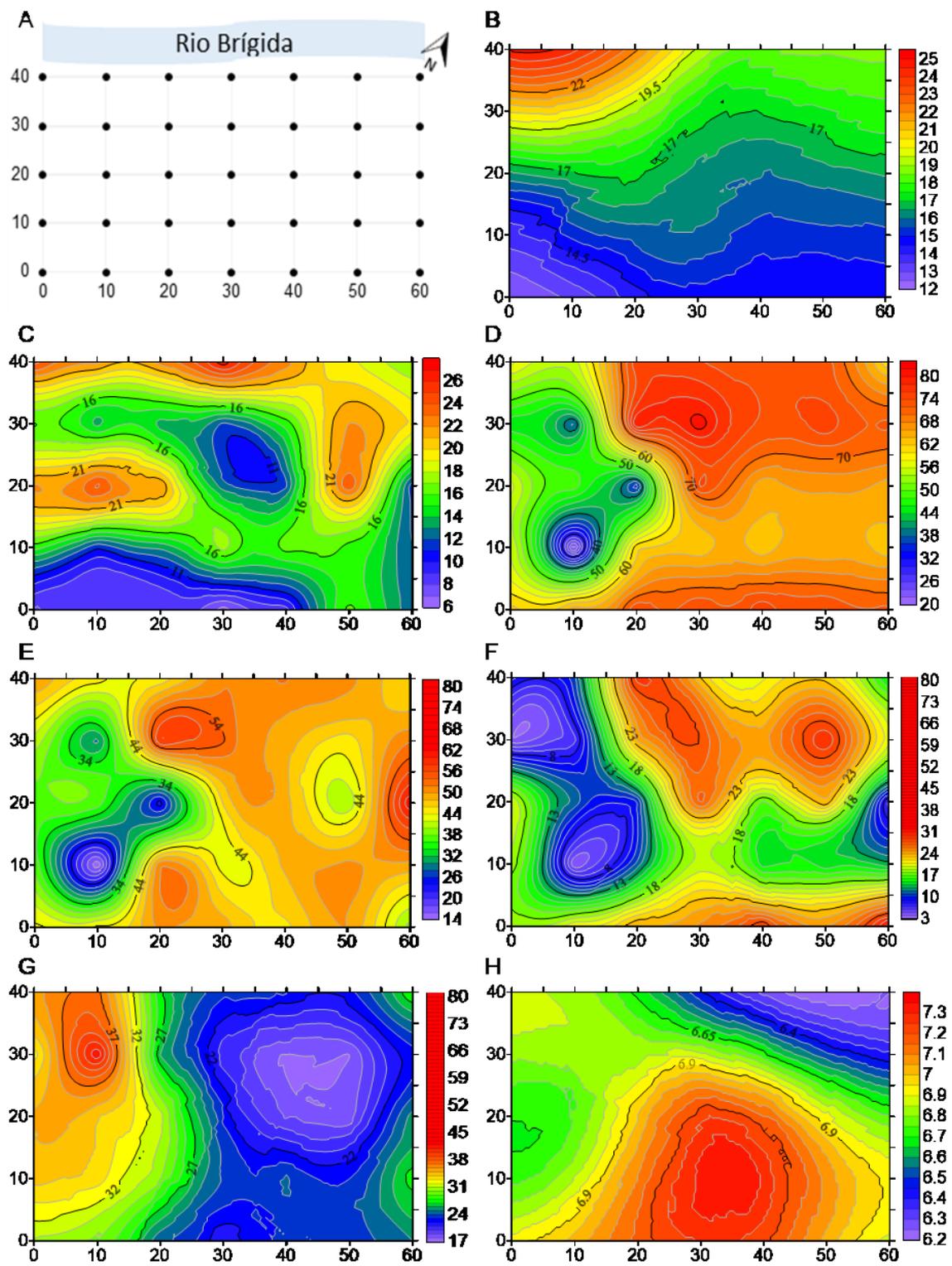


Figura 7. Localização dos pontos amostrais e direção do Rio Brígida (A). Mapas de contorno (krigagem) para a umidade (%) (B), matéria orgânica (%) (C), areia total (%) (D), areia fina (%) (E), areia grossa (%) (F), argila (%) (G) e pH (H) na vegetação modificada (VM) de Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

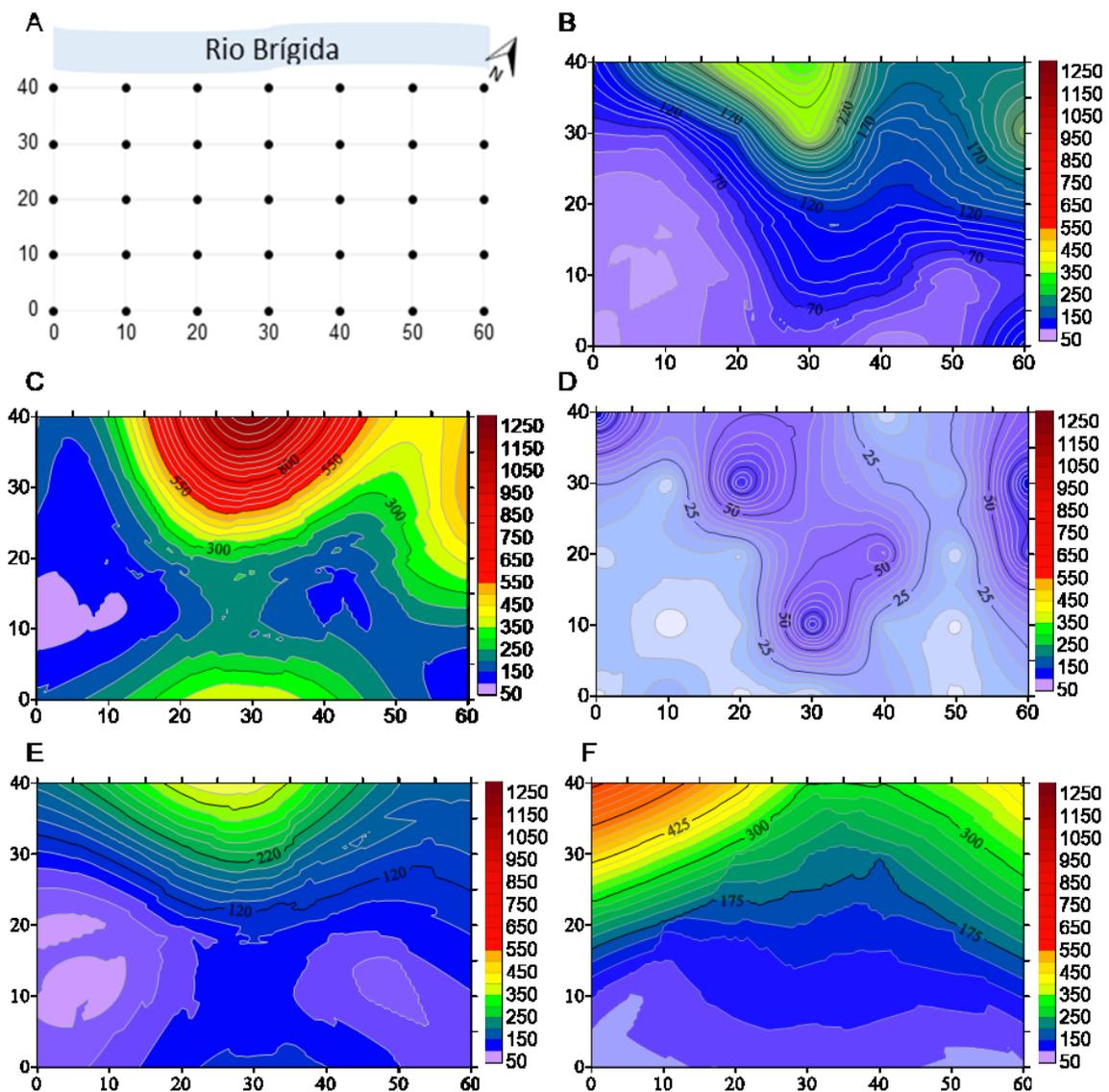


Figura 8. Localização dos pontos amostrais e direção do Rio Brígida (A). Mapas de contorno (krigagem) para guildas funcionais de nematoides: Ba1 (B), Ba2 (C), Mi2 (D), On4 (E), H3 (F) na vegetação modificada (VM) de Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

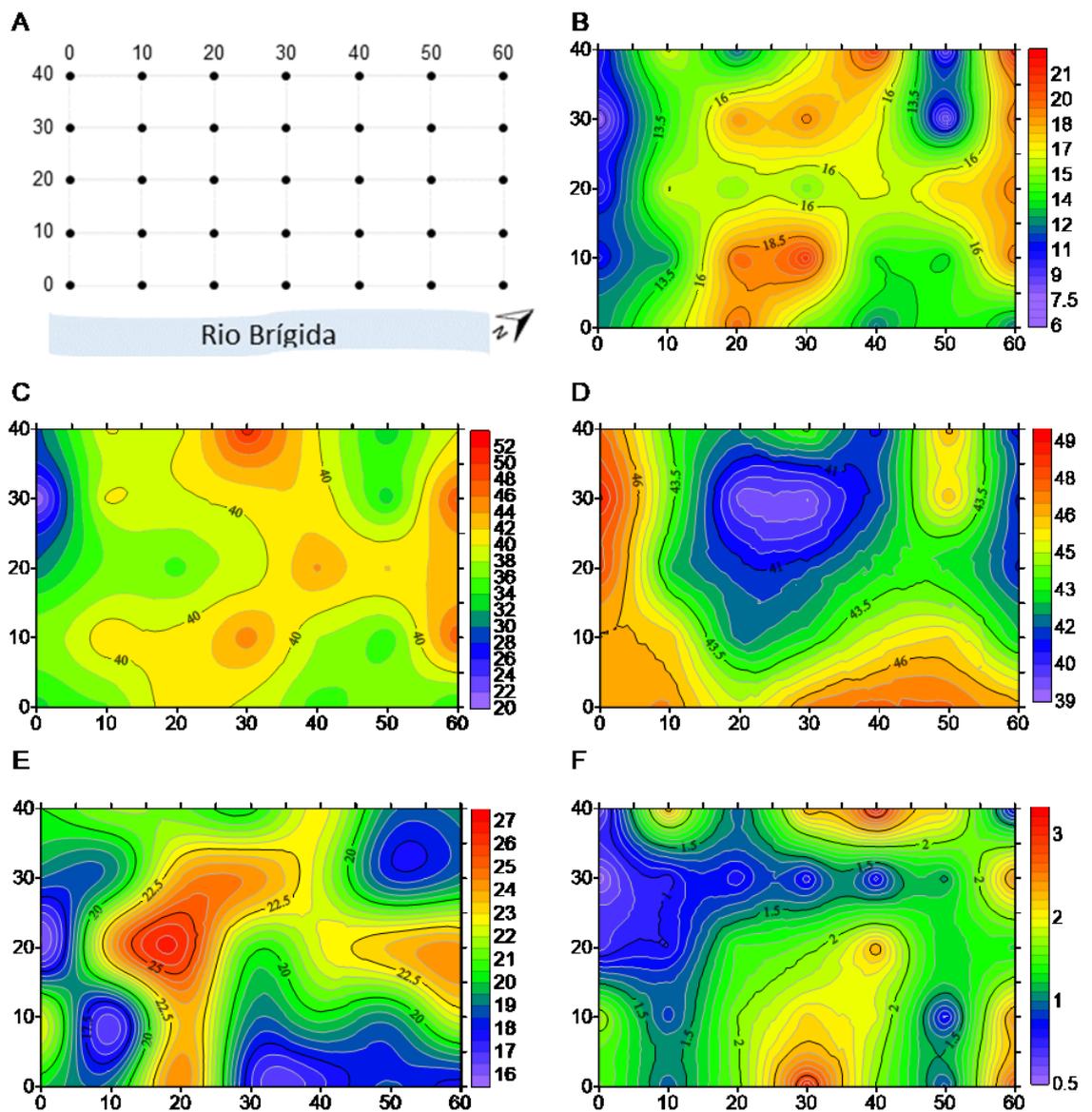


Figura 9. Localização dos pontos amostrais e direção do Rio Brígida (A). Mapas de contorno (krigagem) para a umidade (%) (B), Matéria orgânica (%) (C), areia fina (%) (D), areia grossa (%) (E), e CE,(F) na vegetação natural (VN) de Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

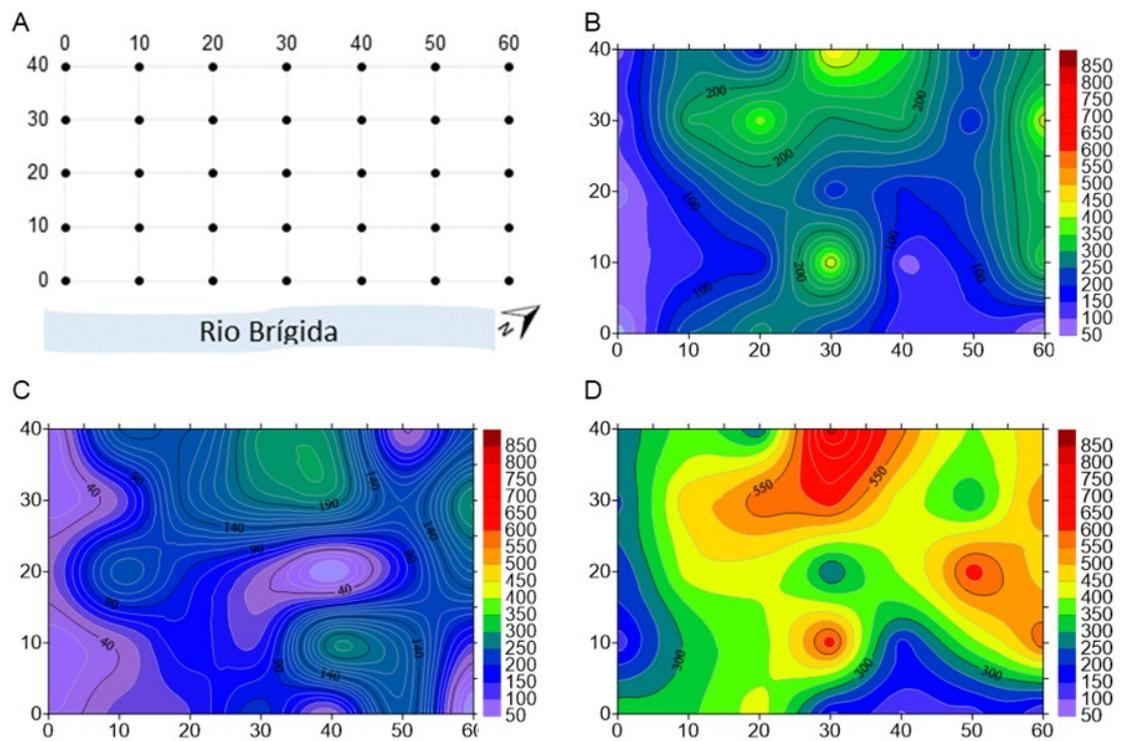


Figura 10. Localização dos pontos amostrais e direção do Rio Brígida (A). Mapas de contorno (krigagem) para guildas funcionais de nematoides: Ba1 (B), Mi2 (C), H3 (D) na vegetação natural (VN) de Caatinga, em fragmentos de mata ciliar Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

CAPÍTULO 3

Artigo 2: Fisionomias vegetacionais da Caatinga e variáveis ambientais influenciam a comunidade de nematoides na região semiárida do Brasil.

*A ser submetido ao Journal of Arid Environments

FISIONOMIAS VEGETACIONAIS DA CAATINGA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS INFLUENCIAM A COMUNIDADE DE NEMATOIDES NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Resumo: O bioma Caatinga é composto por um mosaico de diferentes tipos de vegetação. Porém, as estruturas edáficas que compõem as diferenças fitogeográficas desse bioma ainda são pouco conhecidas. O objetivo do estudo foi investigar a influência das variáveis ambientais e da vegetação na comunidade de nematoides em duas fitofisionomias de vegetação de Caatinga (Caatinga arbórea ribeirinha e Caatinga arbustiva aberta). O estudo foi desenvolvido na região semiárida em Pernambuco, Brasil, onde foram traçados dois transectos de 150 m de comprimento cada, às margens do rio Brígida, à montante e à jusante de uma barragem de água. Foram determinados: umidade, matéria orgânica, conteúdos de areia, silte e argila, condutividade elétrica e pH do solo, respiração microbiana, porte da vegetação e as comunidades de nematoides, além dos índices ecológicos e atividade metabólica dos nematoides. As fisionomias influenciaram a composição da comunidade de nematoides, assim como as variáveis ambientais do solo. Os nematoides bacteriófagos foram dominantes nas duas fisionomias, bem como, *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* foram os nematoides que mais contribuíram para as diferenças entre as duas fisionomias, apenas as espécies vegetais lenhosas baixas exerceram influência direta na composição das guildas funcionais e mesmo não possuindo histórico de supressão da vegetação natural, as duas fisionomias possuem graus de distúrbios diferentes, onde, pela análise faunística, a Caatinga arbustiva aberta apresentou uma cadeia alimentar do solo mais estruturada do que a Caatinga arbórea ribeirinha.

Palavras-chave: Bioindicadores, Cadeia alimentar do solo, Florestas Tropicais Sazonalmente Secas, Modelos estruturais, Nematoides do solo.

CAATINGA VEGETATION CHARACTERISTICS AND ENVIRONMENTAL VARIABLES INFLUENCE THE NEMATODE COMMUNITY IN THE SEMI-ARID REGION OF BRAZIL

Abstract: Caatinga biome comprises a mosaic of different vegetation types. However, the edaphic structures that set up the biome phytogeographic differences are not well understood. The objective of the study was to investigate the influence of environmental variables and vegetation on nematode communities in two Caatinga vegetation physiognomy (riparian arboreal Caatinga and open shrubby Caatinga). The study was carried out in the semiarid region of Pernambuco state, Brazil. For each physiognomy, two 150-m transects with 10-m distance between points, were delimited 150 m from riverbank, at upstream and downstream of the Alexandria dam in Brígida river. Evaluations based on soil moisture, organic matter, contents of sand, silt and clay, electric conductivity and pH, microbial respiration, vegetation port, and nematode communities, ecological indexes, and metabolic footprint. The physiognomies influenced both nematode communities and soil variables. Bacterivorous nematodes were dominant in both studied physiognomies, and *Acrobeles* and *Tylenchorhynchus* were the most contributing for the physiognomy's differences, but only low wood vegetation directly affected functional guilds composition. Even without vegetal suppression history, the physiognomies presented different disturbance level. The soil food web of the open shrubby Caatinga was more structured than the arboreal vegetation.

Keywords: Bioindicators, Soil food web, seasonally dry tropical forest, structural models, Soil nematodes.

INTRODUÇÃO

A Caatinga é um bioma unicamente brasileiro, com vegetação que predomina no Nordeste do Brasil e está inserida no contexto de clima semiárido. Possui vegetação adaptada às condições de seca e estiagem, com grande representatividade de espécies de plantas suculentas e caducifólias e que possuem sistema radicular pouco profundo para se adaptar aos solos rasos (SAMPAIO, 2010; PINHEIRO *et al.*, 2013).

Dentro de um contexto de biomas globais, a Caatinga faz parte de uma classificação denominada Florestas e Arbustais Tropicais Sazonalmente Secos – FATSS, que compreende uma vegetação tropical com um gradiente estrutural, desde florestas que abrigam uma vegetação arbórea com as copas das árvores formando um dossel contínuo, até Arbustais xerófilos que se caracterizam por uma maior densidade arbustiva e uma vegetação com árvores baixas e esparsas (FERNANDES; QUEIROZ, 2018). A caatinga, assim como as demais FATSS, está inserida em regiões de solos férteis e com ocorrência de precipitações menores que 1800 mm/ano e que apresentam períodos de, no mínimo, 5 a 6 meses com precipitações menores que 10mm (MURPHY; LUGO, 1986; GENTRY, 1995; QUEIROZ *et al.*, 2017).

A Caatinga possui uma vasta heterogeneidade quanto à densidade e porte de sua vegetação (SILVA *et al.*, 2017). São diferenças fitogeográficas que por muitas vezes aparecem em escala local, em poucos metros, promovendo alterações visíveis no ambiente (AMORIM *et al.*, 2005). As mudanças na paisagem e vegetação influenciam a fauna do solo, diminuindo ou aumentando a sua densidade e diversidade de acordo com a temperatura do ar, umidade do solo e a disponibilidade de material orgânico presente nos solos (HOFFMANN *et al.*, 2009; BARETTA *et al.*, 2014).

A diversidade microbiana e de espécies da fauna edáfica permite a decomposição estrutural e química dos tecidos complexos de uma planta ou restos de animais (LIMA *et al.*, 2017). Sendo assim, parte integrante dos ecossistemas do solo, mediando ciclos biogeoquímicos nas paisagens terrestres. Diante disso, o uso de indicadores ambientais por meio dos representantes da fauna do solo, como os nematoides, configuram uma estratégia eficiente para medir e avaliar impacto de intervenções antrópicas nos ecossistemas, como também, para determinar, caracterizar e diferenciar ambientes naturais, através dos índices de diversidade, de similaridade, de comparação de comunidades, demais índices ecológicos e de atividades metabólicas, indicando o estado biótico e abiótico dos ecossistemas e dentro das suas variações fitogeográficas (NEHER, 2010; THAKUR *et al.*, 2017; MEJÍA-MADRID, 2018).

Os nematoides são os principais contribuintes para a comunidade do solo, pois participam de diversos níveis tróficos da cadeia alimentar onde influenciam a ciclagem de carbono, nitrogênio e a biomassa vegetal, ocupando um

importante papel na regulação e no desempenho das plantas na rizosfera de sistemas naturais, tanto direta quanto indiretamente, por meio de interações com outros organismos do solo (NEHER 2010; WILSCHUT; GEISEN, 2020). Desta forma, as diferentes fisionomias vegetais, podem alterar a composição e atividade dos microrganismos do solo, e conduzir a mudanças na estrutura e comunidades dos nematoides (SAJ *et al.* 2017; PERALTA *et al.*, 2019; WILSCHUT *et al.*, 2020).

Diante disso, o objetivo do trabalho foi avaliar a influência das variáveis ambientais e da vegetação na ocorrência e abundância de nematoides em duas fitofisionomias de vegetação de Caatinga (Caatinga arbórea ribeirinha-CAR e Caatinga arbustiva aberta-CAA) nativas do bioma Caatinga. Sendo assim, foram testadas três hipóteses: (1) A dominância de nematoides persistentes no meio (onívoros e predadores) é maior em áreas com espécies arbóreas; (2) As guildas funcionais refletem melhor mudanças no ambiente do que os grupos tróficos na Caatinga; (3) O porte da vegetação influencia as variáveis ambientais do solo e as guildas de nematoides.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em duas fisionomias de vegetação nativa da Caatinga, localizadas no município de Parnamirim, pertencente à bacia hidrográfica do rio Brígida, no alto Sertão do estado de Pernambuco entre novembro de 2018 e fevereiro de 2019, localizada entre os paralelos 07° 19' 02" e 08° 36' 32" S, e meridianos 39° 17' 33" e 40° 43' 06" W (Figura 1). O clima do município, de acordo com a classificação de Koppen, é do tipo BSW_h, ou seja, quente e seco do tipo estepe, caracterizado como tropical semiárido, com temperatura média mensal superior a 18°C. A precipitação média anual nos períodos seco e chuvoso e de 431,6 e 1005,1 mm, respectivamente e evapotranspiração potencial de aproximadamente 1600 mm (ARAÚJO *et al.*, 2020). O relevo da região é plano, com elevações discretas e predominância de geologia cristalina (ARAÚJO-FILHO *et al.*, 2000).

CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO CAATINGA

A vegetação do local é classificada como Caatinga Cristalina, que compreende bosques caducifólios e espinhosos ou pequenas florestas que crescem principalmente em terrenos de rocha cristalina expostas, em grande parte composta por planícies suavemente onduladas. Os solos são rasos e muito pedregosos. As plantas lenhosas são compostas principalmente por pequenas árvores e arbustos caducifólios altamente ramificados, muitos dos quais são espinhosos, e as ervas são quase todas terófitas. Neste tipo de Caatinga pode ser encontrada também uma vegetação com dossel contínuo formado por árvores lenhosas em regiões denominadas de matas ciliares, onde os sedimentos se acumulam ao longo dos leitos dos rios e os solos são mais profundos, permitindo que as raízes das árvores penetrem suficiente para o seu estabelecimento e desenvolvimento (RIBEIRO *et al.*, 2015; QUEIROZ *et al.* 2017).

A classificação das fisionomias segue Queiroz *et al.* (2017). Uma possui vegetação em formações abertas (esparsas), dominada por espécimes de arbustos com presença de pequenas árvores e elementos herbáceos, denominada aqui de Caatinga arbustiva aberta (CAA) e outra com vegetação arbórea com dossel contínuo, formada por árvores de espécies típicas das florestas ribeirinhas denominada aqui de Caatinga arbórea ribeirinha (CAR).

AMOSTRAGEM DO SOLO

Duas linhas de transectos foram estabelecidas em cada margem, direita e esquerda, do rio Brígida a montante e a jusante da barragem Alexandria (Figura 1 e 2). Cada amostragem foi composta por transectos de 150 m de comprimento, com 32 pontos cada e 10m de distância entre os pontos. Sendo assim, foram identificadas quatro áreas: transecto 1: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha - montante (CAR-M); transecto 2: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante (CAR-J); transecto 3: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante (CAA-J); transecto 4: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante (CAA-M) (Tabela 1). As amostras foram obtidas em cada ponto das quatro áreas na camada de 0,0-0,3 m, e encaminhadas para as análises de solo.

PARÂMETRO VEGETACIONAL

A amostragem foi estabelecida segundo metodologia proposta por Durigan (2003), que estabelece em campo pequenas unidades amostrais

distribuídas pela área de estudo, possibilitando uma representação adequada da densidade e diversidade local. O tamanho das unidades amostrais, e as divisões dos estratos verticais (porte da vegetação), foram efetuados de acordo a metodologia de Santos *et al.* (2009), onde para cada ponto foram estabelecidas parcelas de 6 m x 6 m para determinação do porte da vegetação: lenhosas altas (alt. > 3 m); lenhosas baixas (50 cm < alt. < 3 m); e regeneração (alt. < 50 cm, incluiu as plântulas e espécies herbáceas) em todos os 36 m² de cada parcela.

ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO SOLO

A umidade do solo foi determinada pelo método gravimétrico, a condutividade elétrica (CE) e o pH através do extrato de saturação do solo em pasta saturada e leitura com auxílio de condutivímetro e peagômetro, respectivamente (TEIXEIRA *et al.*, 2017). A temperatura do solo foi aferida com um termômetro infravermelho (-50°C a + 650°C) com laser duplo modelo CB-817, na profundidade de 0-30 cm. As frações granulométricas de areia, silte e argila foram obtidas pelo método do hidrômetro utilizando um agitador mecânico como dispersante físico e hexametáfosfato de sódio como dispersante químico, segundo metodologias proposta por Donagema *et al.* (2011).

A matéria orgânica do solo (MO) foi determinado segundo metodologia adaptada de Yeomans e Bremner (1988). A partir do valor de CO obtido é possível determinar o teor de matéria orgânica do solo, partindo da premissa de que, em média, a MO possui 58% de C. A atividade microbiana do solo foi avaliada através da evolução C-CO₂ do solo, na qual amostras com 100 g de solo foram mantidas em frascos de vidro hermeticamente fechados e contendo um recipiente com 10 ml de KOH 0,5 N. Após o período de incubação (25±2°C por 15 dias), o CO₂ absorvido foi determinado por titulação com HCL 0,1 N, usando-se fenolftaleína e alaranjado de metila como indicadores (GRISI, 1978).

ANÁLISE DE NEMATOIDES

As amostras foram processadas a partir de 300 cm³ de solo por ponto, homogeneizadas e processadas para extração dos nematoides com o auxílio de peneiras de 60 e 400 mesh, por meio do método flotação centrífuga (JENKINS, 1964). As suspensões obtidas foram acondicionadas em geladeira por no máximo três dias até a contagem e identificação dos espécimes.

A população de nematoides foi estimada através da contagem em lâminas de Peters, com o auxílio de um microscópio óptico 20x, em duas réplicas, cada uma equivalendo a aproximadamente 1 ml, sendo os resultados computados em número de espécimes por 300 cm³ de solo.

ESTRUTURA TRÓFICA DOS NEMATOIDES

Os nematoides foram classificados quanto ao hábito alimentar em cinco grupos tróficos (parasitos de plantas, bacteriófagos, micófagos, predadores e onívoros), baseado na morfologia do estoma e esôfago, segundo Yeates *et al.* (1993). Os nematoides de vida livre foram identificados a nível de gênero e família conforme a chave de identificação de Tarjan *et al.* (1977) e os nematoides parasitas de plantas a nível de gênero segundo a chave de Mai *et al.* (1996).

Os nematoides foram classificados em guildas funcionais que representam as características da história de vida e a sensibilidade à perturbação ambiental e, portanto, as condições do ambiente circundante, variando de um (1) para colonizadores (estrategistas-r) a cinco (5) para persistentes (estrategistas-K) (BONGERS, 1990; BONGERS; BONGERS, 1998). Foram calculadas a abundância de nematoides, que consiste no total de nematoides em cada área e a dominância, que equivale a abundância de cada nematoide pelo total de nematoides.

Baseados na comunidade de nematoides foram calculados os seguintes índices: índice de Maturidade (MI) para nematoides de vida livre utiliza a média ponderada dos valores cp individuais ($MI = \sum v_i \times f_i$, onde v_i é o valor cp de i-táxon, e f_i é a frequência do i-táxon); o índice de Maturidade 2-5 (MI 2-5), utilizando a mesma fórmula do MI excluindo nematoides da classe cp1 e o índice de Parasitos de Plantas (IPP) calculado para os nematoides parasitos de planta, cuja fórmula também se baseia na média ponderada dos valores cp individuais (BONGERS, 1990; YEATES, 1994).

ESTRUTURA DA CADEIA ALIMENTAR E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO SOLO

Para avaliar a condição da teia alimentar do solo, através dos grupos funcionais de nematoides como indicadores, foram calculados os índices de enriquecimento (IE) e estrutura (IS), IE foi calculado da seguinte maneira [$IE = 100 \times (e / (e+b))$], o (IS) é calculado como, $IS = 100 \times (s / (s+b))$, o índice Canal

(IC), indicador da via de decomposição predominante no solo, foi calculado como $IC = 100 \times (0,8 \text{ Mi2} / (3,2 \text{ Ba1} + 0,8 \text{ Mi2}))$ e o índice Basal (IB) que avalia uma cadeia alimentar submetida a condições de estresse e limitação de recursos, foi calculado por $IB = 100 \times b/(e+s+b)$.

Para essas equações, as trajetórias de enriquecimento e estrutura são calculadas independentemente da abundância ponderada de guildas de nematoides representando componentes basais (b), enriquecimento (e) e estrutura (s) da teia alimentar. Onde o componente b é calculado como $b = K_b \times N_b$, onde K_b são os pesos atribuídos às guildas que indicam as características básicas da teia alimentar [Ba_2 (Cephalobidae, *Acrobeles* e *Wilsonema*) e Mi_2 (*Aphelenchus Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*)] e N_b são as abundâncias de nematoides nessas guildas. Os componentes 'e' e 's' são calculados de forma semelhante, usando essas guildas indicando enriquecimento [Ba_1 (Rhabditidae) e Mi_2 (*Aphelenchus Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*)] e estrutura [Ba_{3-5} (*Prismatolaimus*, *Desmolaimus*), Mi_{3-5} (*Dorylaimodes*), On_{3-5} (*Dorylaimidae*, *Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*) e Pr_{2-5} (*Mononchus* e *Mononchulus*)], respectivamente (FERRIS *et al.*, 2001).

Foram calculadas também as atividades metabólicas que segundo Ferris (2010), são estimadores dos vários serviços e funções do nematoide e suas contribuições no ecossistema, são eles: A atividade metabólica de enriquecimento (AME) está relacionada com nematoides que respondem mais rapidamente ao enriquecimento de recursos alimentares; A atividade metabólica de estrutura (AMS) podem ter uma função reguladora na cadeia alimentar do solo e fornece indicativos da abundância de organismos de funções semelhantes. Foram calculadas também as atividades metabólicas de parasitos de planta, bacteriófagos, micrófagos e predadores (AMPP, AMB, AMM e AMP) que são baseadas nos indicadores de energia (Carbono) que entram na cadeia alimentar do solo através de seus respectivos canais e a atividade metabólica composta (AMC) que considera um conjunto completo de nematoides, independentemente do papel trófico ou função do ecossistema. Sendo calculada com base no número de nematoides em cada táxon (N_t), no peso estimado dos nematoides em μg (W_t) e na classificação cp do táxon t e através da formulação: $F = \sum(N_t (0,1(W_t/M_t) + 0,273(W_t^{0,75})))$.

Os atributos ecofisiológicos dos nematoides, reunidos em nível de gênero e família, e os cálculos de todos os índices utilizados, foram obtidos no programa

NINJA –Indicador de análise conjunta de nematoides (SIERIEBRIENNIKOV *et al.*, 2014) pelo site do Nemaplex (<http://plpnemweb.ucdavis.edu/nemaplex/>).

ANÁLISE ESTATÍSTICAS

As variáveis ambientais, e nematológicas foram testadas quanto à normalidade e foram transformadas à escala logarítmica ($\log(x + 1)$) quando necessário. Posteriormente, a análise de variância (ANOVA) foi utilizada para avaliar se houve diferença estatística ($p < 0,01$ e $p < 0,05$) entre as áreas (CAR-M, CAR-J, CAA-J e CAA-M), e o teste t de Tukey ($p < 0.05$), foi aplicado para as áreas que obtiveram diferença significativa entre as médias no teste F.

Para determinar diferenças na composição taxonômica na comunidade e nas guildas funcionais de nematoides entre as áreas, foi realizada inicialmente a análise de agrupamentos pelo método do Grupo de Pares não Ponderados com Média Aritmética, usando o coeficiente de similaridade da Distância de Bray-Curtis com o algoritmo clássico. Em seguida foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e análise de similaridade (ANOSIM), também com base na medida de distância de Bray-Curtis. A análise de similaridade de porcentagem (SIMPER) com um corte de 50% foi realizada para dar auxílio ao ANOSIM, indicando quais taxa de nematoides são responsáveis pelas diferenças (dissimilaridades) entre os grupos (CLARKE, 1993).

Mapas de contorno foram confeccionados para obter o comportamento espacial das variáveis, por meio do Inverso da Distância Ponderada (IDW), que é considerado o método mais simples de interpolação, que atribui peso maior ao ponto mais próximo, diminuindo esse peso com o aumento da distância e em função do coeficiente potência α (BURROUGHS; MCDONNELL, 1998).

$$\hat{Z}(x) = \frac{\sum_{i=1}^n (Z(x_i)) \frac{1}{d_{ij}^\alpha}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{ij}^\alpha}}$$

Onde: z = valores estimados; x = número de amostras; x_i = valores conhecidos; d_i = distâncias entre os valores conhecidos e estimados.

Para verificar que atributos do solo explicam a maior parte das variações na comunidade de nematoides, foi aplicada a análise de redundância (RDA), que é uma das técnicas de análise multivariada utilizadas para verificar as relações entre a matriz de dados Y (variáveis repostas) e matriz de dados X (variáveis

explicativas). A RDA combina as análises de componentes principais e de regressão múltipla (BORCARD, *et al.*, 2011). A validação do modelo foi feita por meio do teste de Permutação com 999 permutações ($\alpha=0,05$) e a seleção das propriedades do solo, foi efetuada pela seleção de forward.

A análise de modelagem estrutural SEM foi utilizada com o intuito de testar hipóteses simultaneamente, por meio de múltiplas equações envolvendo relações de dependência (HAIR *et al.*, 2019). Assim, esta técnica permitiu avaliar o efeito direto e/ou indireto do porte de vegetação nas guildas de nematoides, com base num modelo inicial conceitual (GRACE *et al.*, 2010) cuja hipótese principal é que o tipo da vegetação influencia as variáveis ambientais do solo e também as guildas de nematoides (Figura S1). A análise também permite inferir: i) O porte da vegetação afeta as guildas Ba2 e Ba3 influenciando no recurso basal (matéria orgânica) do solo; ii) As espécies lenhosas altas (Altura > 3m) exercem influência direta na composição dos onívoros e iii) Independentemente do porte da vegetação a temperatura do solo será afetada influenciando principalmente as guildas Ba2, Ba3 e Mi2.

Para validação dos modelos foram utilizados os índices RMSEA, SRMR, CFI, TLI, IFI, pois são mais sensíveis para detectar os erros ocorridos no modelo (Fan *et al.*, 2016):

- i) Erro da raiz média quadrada por aproximação (RMSEA), onde valores <0,05 bom modelo, valores < 0,08 aceitável;
- ii) Raiz quadrada média residual padronizada (SRMR) valores <0,05;
- iii) Índice de ajuste comparativo (CFI) valores > 0,90 ajuste adequado e valores > 0,95 bom;
- iv) Índice de Tucker-Lewis (TLI) valores > 0,90 ajuste adequado e valores > 0,95 bom;
- v) Índice de ajuste incremental (IFI) valores > 0,90 ajuste adequado e valores > 0,95 bom.

As análises de agrupamentos, ANOSIM e SIMPER foram realizadas usando PAST versão 4.04 (HAMMER *et al.*, 2001) e as demais análises utilizando o software R versão 4.0.3 (R CORE TEAM 2020) com o auxílio dos pacotes ggplot2 (WICKHAN, 2016), corrplot (WEI; SIMKO, 2017), lavaan (ROSSEI, 2012), pheatmap (KOLDE, 2015) e vegan (OKSANEN *et al.*, 2020).

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A maioria das variáveis do solo e a densidade da vegetação apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$) entre as fisionomias arbórea ribeirinha (CAR) e arbustiva aberta (CAA), além de mostrarem maiores médias nas áreas de CAR (Tabela 1). A umidade do solo, areia, silte, argila, MO, temperatura do solo e a CE apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$) entre as fisionomias CAR e CAA, no entanto, não foram observadas diferenças significativas entre montante e jusante, a exceção da CE nas áreas CAR-M e CAR-J, apresentando maiores valores a jusante (Tabela 2). Em contraste com as demais variáveis a temperatura do solo apresentou maiores médias nas áreas de CAA. O pH não obteve diferença significativa entre as fisionomias.

Entre as variáveis de densidade vegetacional por porte das espécies as lenhosas altas ($V > 3m$) e as espécies em regeneração ($V > 50\text{ cm}$) apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$) entre as fisionomias CAR e CAA. A primeira variável não obteve diferença significativa entre a montante e a jusante nas duas fisionomias apresentando maiores médias na CAR, enquanto, a segunda diferiu significativamente ($p < 0,01$) nas áreas CAR-M e CAR-J apresentando maiores médias na CAR-M. As espécies lenhosas baixas ($50\text{ cm} < V < 3m$), diferiram significativamente ($p < 0,01$) entre as fisionomias, apresentando maiores médias nas áreas de CAA (Tabela 2).

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE NEMATÓIDES

Foram identificados um total de vinte e um (21) taxa de nematóides nas duas fisionomias de Caatinga a montante e a jusante da barragem (CAR-M, CAR-J, CAA-J e CAA-M), sendo dezenove a nível de gênero e dois a nível de família, dentre eles, dezessete taxa foram comuns às quatro áreas estudadas (Tabela 4). O gênero *Desmolaimus* (bacteriófago) foi identificado apenas em Caatinga arbustiva aberta (CAA-M e CAA-J), já os gêneros *Aphelenchus* (micófago) e *Enchodelus* (onívoro) foram observados apenas na caatinga arbórea ribeirinha a montante da barragem (CAR-M), em contrapartida, esta área foi a única na qual foi registrada a presença do gênero *Pratylenchus* (parasito de planta).

Os nematoides de vida livre foram dominantes nas áreas, com destaque para bacteriófagos (Tabela 4). Os parasitos de planta foram o segundo grupo mais abundantes nas quatro áreas (Tabela 4), seguidos por micófitos, onívoros, e predadores na CAR-M e CAR-J e por onívoros, micófitos e predadores na CAA-M e CAA-J. No entanto apenas, micófitos (Mi) ($p < 0,05$), predadores (Pr) ($p < 0,01$) e parasitos de plantas (PP) ($p < 0,01$) diferiram estatisticamente entre as fisionomias da Caatinga (Tabela 3), sendo as maiores médias de PP encontradas nas áreas de CAR-M e CAR-J. Mi apresentaram diferença entre as montantes CAR-M e CAA-M. Os nematoides Pr não diferiram entre CAR-J, CAA-M e CAA-J, no entanto diferiram estatisticamente de CAR-M.

Embora alguns grupos tróficos de nematoides tenham apresentado diferença significativa entre as fisionomias (CAR e CAA) e a montante e a jusante do rio, o mesmo não foi observado para valores totais (NTN) e diversidade (DTN) de nematoides que apresentaram médias similares quando comparadas entre si (Tabela 3).

A análise de NMDS apresentou distinção entre dois grupos CAR e CAA, no entanto, não há uma separação clara na composição taxonômica da comunidade de nematoides entre as quatro áreas (Figura 3A), sendo possível observar que as elipses geradas (representando intervalos de confiança de 95% em torno do centróide) apresentam sobreposições, o que significa que as áreas apresentam baixa dissimilaridades entre si. O mesmo pôde ser observado na análise de agrupamentos, com correlação cofenética de 0,68 (Figura 3B). A análise de variância permutacional (PERMANOVA) indicou uma separação significativa entre as áreas CAR (CAR-M e CAR-J) e CAA (CAA-J e CAA-M) ($P = 0,002$). Além disso, a análise de semelhanças (ANOSIM) apresentou resultados significativos ($R = 0,096$, $P = 0,001$).

A análise de similaridade de porcentagens (SIMPER) identificou as espécies-chave responsáveis pela formação dos grupos, sendo os nematoides dos gêneros *Acrobeles* (26,33%), *Tylenchorhynchus* (16,92%) e da família Rhabditidae (12,03%) os que mais contribuíram para as diferenças na composição taxonômica da comunidade de nematoides (sendo responsáveis por 55,28 % da dissimilaridade) entre as duas áreas de estudo (Figura 3C). Esses nematoides, foram também, os dominantes nas quatro áreas estudadas, *Acrobeles* e Rhabditidae (bacteriófagos) somados ao *Tylenchorhynchus*

(parasito de planta) obtiveram juntos mais de 60% de dominância da comunidade em todas as áreas (Tabela 3).

ESTRUTURA DA CADEIA ALIMENTAR E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DO SOLO

As guildas de nematoides Ba2, H3 e Ba1 foram respectivamente as mais abundantes nas áreas estudadas, sendo representadas por *Acrobeles*, *Tylenchorhynchus* e Rhabditidae nematoides dominantes nas guildas respectivamente. Essas guildas foram as maiores responsáveis por, na análise de agrupamento, através do índice de similaridade de Bray-Curts com correlação cofenética de 0,84, dividirem as áreas CAR-M e CAR-J das áreas CAA-J e CAA-M (Figura 4), coincidindo com a composição taxonômica da comunidade de nematoides realizada através da análise de agrupamento com base no SIMPER (Figura 3B).

Dentre os índices baseados nas comunidades de nematoides apenas o IPP ($p < 0,05$), IB ($p < 0,01$), IE ($p < 0,01$), IS ($p < 0,05$) e a AMPP ($p < 0,01$) apresentaram diferenças significativas entre as áreas (Tabela 3). O IPP e a AMPP apresentaram maiores médias nas áreas de CAR (CAR-M e CAR-J). Para todas as áreas estudadas os valores médios de $IB < IS < IE$, desta forma a análise faunística, permitiu situar as comunidades de nematoides presentes nos diferentes quadrantes A e B (Figura 5). As áreas de CAR (CAR-M e CAR-J) situadas no quadrante A apresentaram cadeia alimentar com alto nível de distúrbio, enriquecida e não estruturada, canal de decomposição da matéria orgânica ocorre por via bacteriana e possui relação C/N baixa. As áreas de CAA (CAA-J e CAA-M) se localizaram no quadrante B apresentaram distúrbio baixo a moderado, a cadeia alimentar se encontra enriquecida, estruturada em condições de maturação, possui canal de decomposição balanceado, relação C/N baixa.

COMPORTAMENTO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS E DE GUILDAS FUNCIONAIS DE NEMATOIDES

A distribuição espacial da maioria das variáveis ambientais e das guildas funcionais de nematoides, tanto a montante (Figura 6) quanto a jusante (Figura 7) da barragem, em áreas de CAR e CAA, mostraram que quanto mais afastados do rio menores são os valores, exceto para o pH e a temperatura do

solo. É possível observar que as guildas estão sendo reguladas principalmente pela umidade, M.O. e respirometria, já que pontos altos dos valores são espacialmente semelhantes.

INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS GILDAS DE NEMATOIDES EM ÁREAS DE CAR E CAA

Na RDA que mostra quais variáveis ambientais explicam a maior variação nas guildas funcionais em relação as áreas CAA e CAR, as variáveis ambientais responderam por 23 % da variação total das guildas de nematoides nas áreas (Figura 8). Os primeiros dois eixos RDA foram responsáveis por 30,92 % da variância total. As guildas de nematoides nas áreas de CAA estão associadas aos maiores conteúdo de areia total (AT), temperatura do solo e vegetação arbustiva com porte entre 50 cm e 3 m de altura. Já nas áreas de CAR, guildas de nematoides estão associadas aos valores de umidade, MO, respirometria, CE e pH do solo, bem como vegetação com altura < 50 cm (hemácias e regeneração), e com porte arbóreo com altura maior de 3 m (Figura 8). As condições ambientais encontradas nas áreas de CAR favoreceram as guildas funcionais Ba1, Ba2, Mi2, On4, H2, H3, H5. Enquanto, nas áreas de CAA as condições ambientais foram mais favoráveis para as guildas Ba3 e Pr4 (Figura 8).

O modelo de equação estrutural ($\chi^2 = 0,050$, $df = 46$, $CFI = 0,969$, $P = 0,900$, $RMSEA = 0,045$), considerando informações das áreas de CAR e CAA, mostrou que, exceto pelo efeito direto significativo encontrado do porte de vegetação com altura entre 50 cm e 3 m sobre a guilda On4, os diferentes portes da vegetação se correlacionaram indiretamente com as guildas de nematoides através da modificação nas propriedades do solo (Figura 9). As guildas foram diretamente impulsionadas pela umidade e MO do solo controlando assim a sua abundância e distribuição. A temperatura do solo foi negativamente influenciada pela vegetação herbácea e de baixo porte, aqui chamadas de regeneração ($v < 50$ cm) e pela vegetação lenhosa alta (altura > 3 m). A vegetação lenhosa alta ($v > 3$ m) impulsionou diretamente e positivamente a umidade e a MO do solo e negativamente a temperatura do solo. A umidade do solo sofreu efeitos positivos da MO e efeitos negativos da temperatura do solo (Figura 9). As guildas Ba3, Mi2 apresentaram correlação com a guilda H3 e guilda On4 apresentou correlação com as guildas Ba3, Mi2 e H3 (Figura 9).

DISCUSSÃO

O estudo contribui com informações pioneiras sobre o comportamento das comunidades de nematoides nas fisionomias de Caatinga. O tipo de fisionomia, conseqüentemente, o porte da vegetação influenciou nas variáveis ambientais do solo. A Caatinga Arbórea ribeirinha (CAR), por apresentar maior densidade vegetacional de espécies herbáceas, regeneração ($v < 50$ cm) e também lenhosas altas ($v > 3$ m) (árvores com diferentes idades) refletiram nas condições de microclimas mais amenos, e maiores médias de umidade e MO do solo e menores valores de temperatura do solo.

Nas áreas de Caatinga arbustiva aberta (CAA) por outro lado, houve menor densidade de indivíduos vegetais tanto em regeneração ($v < 50$ cm) quanto lenhosas altas ($v > 3$ m), propiciando condição mais áridas com maior incidência de radiação solar, o que reflete em maior taxa de decomposição da serapilheira. Essas condições, somadas a solos mais arenoso e pedregoso da CAA influenciou nos menores valores de umidade e MO do solo, e maiores valores de temperatura do solo.

Segundo Godoy-Veiga *et al.* (2021), em florestas tropicais sazonalmente secas, que são associados aos terrenos mais baixos e solos mais profundos e próximos a córregos, a vegetação arbórea encontra condições favoráveis para seu desenvolvimento, sofrendo menor influência do aumento gradual da temperatura e das mudanças no regime das chuvas, tornando-se assim refúgios climáticos para os organismos que compõem tal ecossistema. A presença de árvores em sistemas florestais permite o desenvolvimento de um habitat capaz de regular a disponibilidade de recursos hídricos (REN *et al.*, 2018), a radiação solar e temperatura do solo (THAKUR *et al.*, 2014; THAKUR *et al.*, 2017), a entrada de serapilheira e até mesmo as propriedades do solo (YEATES, 1999; JIA *et al.*, 2005; FANG *et al.*, 2016).

Esse estudo, observados os resultados para todas as áreas estudadas, confirmou observações feitas por Mejía-Madrid (2018), de que um ecossistema edáfico coberto por vegetação natural conservada e com baixa perturbação antrópica, possui comunidade de nematoides com diferentes estratégias de vida e hábitos alimentares que englobam grupos de colonizadores, crescimento

rápido encontrados na base da cadeia alimentar, a grupos persistentes, de crescimento lento no topo da cadeia alimentar do solo.

Áreas naturais sem histórico de supressão vegetal com diferentes fisionomias (solo, vegetação, topografia e níveis de lençol freático), revelaram semelhanças (não distinguiram as áreas estudadas) na abundância total e diversidade de nematoides do solo. Essas observações corroboram com os estudos sobre comunidade de nematoides em escala global de Van Den Hoogen *et al.* (2019) e Nielsen *et al.* (2014), os quais enfatizam que as múltiplas condições de diferentes ecossistemas compostos por sistemas florestais naturais com mesmas condições climáticas (umidade relativa do ar, temperatura e pluviométricas) abrigam comunidades de nematoides similares em abundância e diversidade total de nematoides.

No entanto, mesmo que as fisionomias não exerçam influência na abundância e diversidades total de nematoides, o contrário foi observado em relação aos taxa, aos grupos tróficos e as guildas funcionais de nematoides refletindo em condições distintas na qualidade do solo. As análises de NMDS (composição taxonômica de nematoides) e de similaridade por cluster (composição taxonômica e guildas funcionais de nematoides) comprovaram que as áreas de CAR e CAA apresentavam diferenças nas comunidades de nematoides, mesmo que baixas, e conseqüentemente, nas condições faunísticas e de cadeia alimentar do solo. Essas diferenças detectadas nas respostas bióticas do solo estão relacionadas com particularidades das variáveis edáficas e vegetacionais das áreas. *Acrobeles* contribuiu com a maior dissimilaridade entre as áreas, assim como no estudo de Silva *et al.*, (2020), são nematoides que respondem bem a condições ambientais de estresse, nos permitindo inferir que as condições do semiárido e ambientes com diferentes fisionomias vegetacionais favorecem a dominância de *Acrobeles*.

Nossos resultados podem ser comparados aos de Hodson *et al.* (2014), que avaliaram ecossistemas ripários espacialmente próximos com diferentes fisionomias (condições edáficas e vegetação). Ambos os estudos relataram diferentes condições na análise da cadeia alimentar do solo nas diferentes fisionomias, com base nos índices de enriquecimento e estrutura. No entanto, Hodson *et al.* (2014) relataram ecossistemas mais equilibrados em áreas com maior presença de plantas leguminosas e árvores decíduas e associaram o maior índice de enriquecimento à presença de espécies lenhosas decíduas

arbustivas. Nos nossos estudos, a CAR, com maior número de plantas leguminosas e árvores, apresentaram menores índice de enriquecimento e estrutura que a CAA que possuíam maior número de espécies vegetais compostas por lenhosas decíduas arbustivas.

Ao avaliarem a comunidade de nematoides em habitats com diferentes tipos de cobertura vegetal (florestal e não arborizado), Tsiafouli *et al.* (2017) enfatizaram que além do tipo de vegetação, que afeta os recursos basais, especialmente no solo, existem também outros efeitos ligados ao tipo de cobertura vegetal. São exemplos, o efeito de barreiras naturais a processos erosivos no solo e efeito de sombreamento sob o dossel, alterando assim a possibilidade de exposição à perturbações naturais impostas pela precipitação, ventos e radiação solar.

A maior abundância relativa dos grupos tróficos de nematoides PP e Mi e das guildas Ba2 (*Acrobeles*, *Wilsonema* e a família Cephelobidae), Mi2 (*Aphelenchus*, *Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*), H3 (*Tylenchorhynchus*, *Helicotylenchus*, *Rotylenchulus* e *Paratylenchus*) e H5 (*Xiphinema*) na CAR, provavelmente foram favorecidas pela maior densidade de raízes finas oriundas da regeneração (Altura < 50 cm), fontes de alimentação para nematoides das guildas H3 e H5 (SCHARROBA *et al.*, 2016; THAKUR *et al.*, 2017), e bem como, da matéria orgânica proveniente das espécies lenhosas altas ($v > 3$ m) (TSIAFOULI *et al.*, 2017; THAKUR *et al.*, 2017), influenciando diretamente na guilda Ba2 composta por nematoides oportunistas generalistas e no índice basal. Nematoides como *Acrobeles* e *Wilsonema* (Ba2) possuem curto ciclo de vida e são adaptados a condições de estresse ambiental, respondem rápido as condições basais no ambiente (FERRIS, *et al.*, 2001).

Além disso, Sylvain *et al.* (2014), observaram que nematoides bacteriófagos e parasitos de planta são mais sensíveis as variações de umidade no solo, dada a dependência de plantas e bactérias de umidade para acessar recursos para alimentos e seu desenvolvimento. Os micófagos por outro lado, por se alimentarem das hifas vegetativas de fungos são menos sensíveis a variações de umidade, dada a capacidade que estas têm de alcançar o substrato por grandes áreas do solo para obtenção de recursos.

As menores abundâncias nematoides dos grupos tróficos PP e Mi e das guildas Ba2, Mi2, H3 e H5 nas áreas de CAA, além de uma resposta a menor presença da vegetação nessas áreas, que refletem na limitação do crescimento

e da atividade microbiana, devido à ausência de carbono liberado das raízes (CHEN *et al.*, 2019), pode estar também relacionado com o que muitos estudos chamam de “regulação ecológica” onde, o crescimento na abundância de nematoides predadores reflete no consumo e limitação da abundância de nematoides inferiores na estrutura trófica, incluindo alimentadores de raízes, fungos e bactérias (SÁNCHEZ-MORENO; FERRIS, 2007; FRANCO *et al.*, 2019). Sendo a regulação ecológica, a confirmação da condição estruturada e de maturação encontrada na CAA.

A hipótese (1) que sugeria que a dominância de nematoides persistentes (onívoros e predadores) seria maior em áreas com espécies arbóreas, foi parcialmente confirmada. As espécies lenhosas baixas (50 cm < Altura < 3m) influenciaram diretamente a comunidade de On4, no entanto, apesar da guilda Pr4 estar associada as espécies lenhosas baixas, estas não influenciam diretamente a comunidade Pr, visto a baixa porcentagem de explicação associada a análise, nos permite inferir que outros fatores, além dos avaliados, exercem influência sobre os predadores.

Os resultados mostram que em ambientes compostos por vegetação de Caatinga as guildas funcionais refletem melhor as diferenças entre as áreas, em suas condições estudadas, do que os grupos tróficos de nematoides, visto que, são agrupados por estratégia de vida em indivíduos com atributos biológicos semelhantes. As comunidades de nematoides representadas por guildas menos tolerantes ao estresse (Pr4) foram mais comuns em áreas com vegetação mais arbustiva e xerófila e solos pedregosos e mais expostos a radiação solar, sugerindo que a fisionomia mais exposta a condições de aridez pode sim apresentar uma cadeia alimentar do solo mais estruturada do que uma fisionomia de caatinga arbórea com microclima mais ameno. Esses resultados endossam os estudos que enfatizam a complexidade que envolve as relações ecológicas do bioma Caatinga.

Diante disso, os valores obtidos de nematoides Pr impulsionaram maiores valores para os IE e IS nas áreas de CAA, sendo esses nematoides os principais responsáveis por enquadrar essa área em um diagnóstico de solos, com canal de decomposição balanceado e com cadeia alimentar em condições de maturação.

Essas respostas não eram esperadas já que quanto maior as condições de aridez de um ecossistema menor a abundância de onívoros/predadores na

camada superficial do solo (XIONG *et al.*, 2019). Isso ocorre devido ao efeito negativo que a temperatura e a baixa umidade do solo provocam, causando estresse fisiológico direto nos microrganismos e, também, a baixa produção primária do solo que é responsável por limitar a base da pirâmide trófica e por serem mais sensíveis a mudanças tanto de curto quanto de longo prazo na disponibilidade de água, exigindo películas de água mais espessas para movimentação e caça das presas. (VANDEGEHUCHTE *et al.*, 2015, ROMERO-OLIVARES *et al.*, 2017).

A maior abundância de nematoides Pr na CAA do que na CAR, pode estar relacionado a muitos fatores não avaliados em nosso estudo. Acreditamos, no entanto, que o período de amostragem do solo, durante o início de período chuvoso (dezembro de 2018) após um longo período de estiagem na região, pode ter favorecido a reversão (reativação à atividade metabólica) de um estado de anidrobiose (adaptação que permitem que nematoides persistam e sobrevivam no solo onde sua atividade pode ser limitada por longos períodos por extremos de temperatura e/ou dessecação do solo) de nematoides predadores. Por serem mais sensíveis a condições de dessecação esses nematoides podem entrar em estado de anidrobiose mais rápido do que nematoides de outros grupos tróficos (DEMEURE *et al.*, 1979), ao recuperarem a motilidade (vitalidade) dentro de minutos ou horas, aumentam as atividades de alimentação e reprodução consideravelmente (TREONIS; WALL, 2005).

Apesar de apresentarem menores médias de umidade e MO do solo, as áreas de CAA possuem porosidade do solo mais favoráveis a atividades de nematoides predadores, por ser bastante pedregoso na camada superficial e possuir maior porcentagem de areia total (~80%) na sua granulometria. Os predadores possuem corpo maior que muitos nematoides, por isso, requerem para sua sobrevivência e alimentação poros do solo maiores (KOPPENHÖFER *et al.*, 1995).

O fato de as regiões da malha com os maiores valores para umidade, MO, respiração do solo e vegetação serem coincidentes com as regiões onde as guildas de nematoides, principalmente (Ba1, Ba2 e H3), apresentaram-se mais abundantes, comprovam a influência dessas variáveis edáficas e ambientais na distribuição espacial das guildas de nematoides em solos ribeirinhos da Caatinga.

As relações existentes nas áreas apresentadas mostraram que a composição da comunidade de nematoides do solo está fortemente relacionada às propriedades do solo na Caatinga assim como observado por Silva *et al.* (2020). Em solos de ecossistema com condições áridas, semiáridas ou desérticas as plantas que compõem a vegetação (principalmente árvores com sistema radicular bem desenvolvido lenhosas altas (Altura > 3m) e as lenhosas baixas (50 cm < Altura < 3m)) extraem rapidamente qualquer umidade que penetre no solo, criando um gradiente de umidade na zona da raiz. Esse gradiente, favorece a atividade e o aumento em abundância de nematoides na rizosfera, como os parasitos de planta (H3), bacteriófagos (Ba2 e Ba3) e micófagos (Mi2) (VANDEGEHUCHTE *et al.*, 2015), confirmando a hipótese de que o tipo da vegetação influencia as variáveis ambientais do solo e direta e/ou indiretamente as guildas de nematoides. Esse, entre outros fatores, pode ter favorecido o efeito direto da vegetação na umidade, que, por sua vez, influenciaram na abundância e a distribuição das guildas (Ba2, Ba3, Mi2 e On4).

As correlações observadas entre as guildas podem ser explicadas através das relações ecológicas e funções na cadeia alimentar do solo de cada grupo de nematoide. Na análise de SEM a correlação entre Ba3 (*Prismatolaimus* e *Desmolaimus*) e Mi2 (*Aphelenchus*, *Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*) com H3 (*Tylenchorhynchus*, *Helicotylenchus*, *Rotylenchulus* e *Paratylenchus*), pode ser respondida pelo fato de os nematoides parasitos de planta ao se alimentarem da seiva das raízes das plantas, aumentam a liberação de exsudatos no solo, estimulando mais o crescimento microbiano (bactérias e fungos do solo) (YEATES *et al.*, 1999). As guildas Ba3 e Mi2, por sua vez, se multiplicam, pois, se alimentam das bactérias e fungos e influenciam significativamente a disponibilidade e dinâmica de N do solo (KUIPER *et al.* 2013), excretando o excesso de N com a finalidade de manter a necessidade metabólica, devido à relação C: N, que é relativamente mais alta nesses organismos do que na dieta de bactérias (VENETTE; FERRIS 1997; FERRIS *et al.*, 1998).

O aumento na abundância e atividades desses nematoides micófagos, bacteriófagos e parasitos de planta propiciam o aparecimento de nematoides onívoros que exercem uma função reguladora já que esses organismos fazem parte da sua rede alimentar (NEHER, 2001), isso justifica a correlação das guildas On4 com as guildas Ba3, Mi2 e H3.

CONCLUSÕES

- As fisionomias da Caatinga influenciaram as variáveis ambientais do solo;
- Bacteriófagos foram dominantes nas duas fisionomias da Caatinga;
- As fisionomias não influenciaram a abundância total e diversidade de nematoides;
- A composição da comunidade de nematoides foi diferente nas duas fisionomias da Caatinga;
- *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* foram os nematoides que mais contribuíram para as diferenças entre as duas fisionomias;
- As áreas de Caatinga arbustiva aberta apresentaram nível de distúrbio ambiental baixo a moderado em contraste com a Caatinga arbórea ribeirinha, que apresentaram alto nível de distúrbio ambiental;
- As espécies que compõem a regeneração (Altura < 50 cm) e lenhosas altas (Altura > 3m) influenciam indiretamente a composição das guildas de nematoides no solo; já as espécies lenhosas baixas (50 cm < Altura < 3m) exercem efeito direto na composição da guilda On4 (onívoros);
- A matéria orgânica do solo influencia a composição das guildas Ba2 e H3;
- As espécies lenhosas altas (Altura > 3m) exercem influência direta na composição da matéria orgânica do solo;
- A temperatura do solo não influencia a composição das guildas sendo movida apenas pelas espécies lenhosas altas (Altura > 3m).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM, I. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil.

Acta Botânica Brasílica, v. 19 (3), p. 615- 623, 2005.

ARAÚJO, H. L.; MONTENEGRO, A.A.A.; LOPES, I.; CARVALHO, A.A.; SILVA, E.C.; GONÇALVES, G. E. Espacialização da precipitação na Bacia Hidrográfica do Rio Brígida no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, p. 391-405, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf>.

ARAÚJO FILHO, J. C.; BURGOS, N.; LOPES, O. F.; SILVA, F. H. B. B. DA; MEDEIROS, L. A. R.; MELO FILHO, H. R. R. DE; PARAHYBA, R. B. V. DA; SANTOS, J. C. P. DOS.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. B. R. E.; LEITE, A. P.; SOUZA NETO; N. C.; SILVA, A. B.; LUZ, L. R. Q. DA.; LIMA, P. C. DE.; REIS, R. M. G. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 378 p., 2000.

BARETTA, D.; BARTZ, M. L. C.; FACHINI, I.; ANSELMINI, R.; ZORTÉA, T.; BARETTA, C. R. D. M. Soil fauna and its relationship with environmental variables in soil management systems. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45(5), p. 871-879, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500002>.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. Springer: New York. ISBN 978-1-4419-7975-9, 2011. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>.

BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, v. 83, p. 14–19, 1990. <https://doi.org/10.1007/BF00324627>.

BONGERS, T., BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, v. 10, p. 239–251, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00123-1](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00123-1).

BURROUGHS, P.A.; MCDONNELL, R.A. **Principles of Geographic Information Systems**, Oxford University Press, New York, 1998.

CHEN, S.; WAGHMODE, T. R.; SUN, R.; KURAMAE, E. E.; HU, C.; LIU, B. Root-associated microbiomes of wheat under the combined effect of plant development and nitrogen fertilization. **Microbiome**, v. 7(1), p. 136, 2019. <https://doi:10.1186/s40168-019-0750-2>.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.

DEMEURE, Y. D. W.; FRECKMAN, S. D.; GUNDY, V. In vitro response of four species of nematodes to desiccation and discussion of this and related phenomena. **Revue Nematology**, v. 2, p. 203-210, 1979.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B.; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; MOREIRA, J.H.M. (Org.). **Manual de métodos de análise do solo**. 2.ed. rev. Embrapa Solos. Rio de Janeiro-RJ, 2011.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES, V. P. C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná e Fundação Boticário de Proteção à Natureza, 2003. pp. 455-478.

FAN, Y.; CHEN, J.; SHIRKEY, G.; JOHN, R.; WU, S.R.; PARK, H.; SHAO, C. Applications of structural equation modeling (SEM) in ecological studies: an update review. **Ecological Processes**, v. 5, p.19, 2016.
<https://doi:10.1186/s13717-016-0063-3>.

FANG, X.; YU, D.; ZHOU, W.; ZHOU, L.; DAI, L. The effects of forest type on soil microbial activity in Changbai Mountain, Northeast China. **Annals of Forest Science**, v. 73(2), p. 473–482, 2016. <https://doi:10.1007/s13595-016-0540-y>.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, v. 70 (4), p. 51-56, 2018. <https://doi:10.21800/2317-66602018000400014>.

FERRIS H.; VENETTE R.C.; VAN DER MEULEN H.R.; Lau S.S. Nitrogen mineralization by bacterial-feeding nematodes: verification and measurement. **Plant and Soil**, v. 203, p. 159–171. <https://doi:10.1023/A:1004318318307>.

FERRIS, H.; BONGERS, T., DE GOEDE, R.G.M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. **Applied Soil Ecology**, v. 18, p.13–29, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(01\)00152-4](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00152-4).

FERRIS, H. Contribution of nematodes to the structure and function of the soil food web. **Journal of Nematology**, v. 42, p. 63-67, 2010a.

FERRIS, H. Form and function: Metabolic footprints of nematodes in the soil food web. **European Journal of Soil Biology**, v. 46(2), p. 97-104, 2010b.

FRANCO, A. L. C.; GHERARDI, L. A.; DE TOMASEL, C. M.; ANDRIUZZI, W. S.; ANKROM, K. E.; SHAW, E. A.; BACHA, E. M.; SALAC, O. E.; WALL, D. H. Drought suppresses soil predators and promotes root herbivores in mesic, but not in xeric grasslands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116 (26), p.12883-12888, 2019. <https://doi.org/10.1073/pnas.1900572116>.

GRACE, J. B.; ANDERSON, T. M.; OLFF, H.; SCHEINER, S. M. On the specification of structural equation models for ecological systems. **Ecological Monographs**, v. 80, p. 67–87, 2010. <https://doi.org/10.1890/09-0464.1>.

GRISI, B. M. **Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos**. Ciência e Cultura, São Paulo, 1978. pp. 82-88.

GENTRY A.H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (eds) **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995. pp 146–194.

GODOY-VEIGA, M.; CINTRA, B.B.L.; STRÍKIS N.M.; CRUZ, F.W.; GROHMANND, C.H.; SANTOS, S.M.; REGEV, L.; BOARETTO, E.; CECCANTINI, G.; LOCOSSELLIA, M. G. The value of climate responses of individual trees to detect areas of climate-change refugia, a tree-ring study in the Brazilian seasonally dry tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 488 (15), e118971. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118971>.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E. **Multivariate data analysis** (7th ed.). Boston: Cengage, 2019. 688p.

HODSON, A.K.; FERRIS, H.; HOLLANDER, A.D.; JACKSON, L.E. Nematode food webs associated with native perennial plant species and soil nutrient pools in California riparian oak woodlands. **Geoderma**, v. 228-229, p. 182-191, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.021>

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaentologia Eletronica**, v. 4, p. 1–9, 2001.

HOFFMANN, R.B.; NASCIMENTO, M.S.V.; DINIZ, A.A.; ARAÚJO, L.H.A.; SOUTO, J.S. Diversidade da mesofauna edáfica como bioindicadora para o manejo do solo em Areia, Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 22, p.121-125, 2009.

JENKINS, W.R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Journal. Rep.**, v.48, p.692, 1964.

JIA, G.; CAO, J.; WANG, C.; WANG, G. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. **Forest Ecology and Management**, v. 217, p. 117–125, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.055>.

KOLDE R: **Pheatmap: Pretty Heatmaps**. R package version 1.0.8. 2015 <https://CRAN.R-project.org/package=pheatmap>.

KOPPENHÖFER, A. M., KAYA, H. K., TAORMINO, S. P. Infectivity of Entomopathogenic Nematodes (Rhabditida: Steinernematidae) at Different Soil Depths and Moistures. **Journal of Invertebrate Pathology**, v. 65(2), p.193–199, 1995. <https://doi.org/10.1006/jipa.1995.1028>

KUIPER, I.; DE DEYN, G.; THAKUR, M.P.; VAN GROENIGEN, J. Soil invertebrate fauna affect N₂O emissions from soil. **Global Change Biology**. v. 19, p. 2814–2825, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12232>.

LIMA, K. D. R.; CAMARA, R.; CHAER, G. M.; PEREIRA, M. G.; RESENDE, A. S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the Caatinga biome. **Revista Caatinga**, v. 30, p. 401 – 411, 2017. <http://doi.org/10.1590/1983-21252017v30n215rc>.

MAI, W. F.; MULLIN, P. G.; LYON, H. H., LOEFFLE, K. **Plant-parasitic nematodes: a pictorial key to genera**. 4ed Ithaca: Cornell University Press, 1996.

MEJÍA-MADRID, H. H. Soil nematode abundance and diversity from four vegetation types in Central Mexico. **Journal of Nematology**, v. 20, p. 15–32, 2018. <https://doi:10.1163/15685411-00003119>.

MURPHY, P.G., LUGO, A. E. Ecology of Tropical Dry Forest. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 17, p. 67–88, 1986. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>.

NEHER, D.A. Role of nematodes in soil health and their use as indicators. **Journal of Nematology**, v. 33, p.161-168, 2001.

NEHER, D.A. Ecology of plant and free-living nematodes in natural and agricultural soil. **Annual Review of Phytopathology**, v. 48, p. 371-394, 2010.

NIELSEN, U. N.; AYRES, E.; WALL, D. H.; LI, G.; BARDGETT, R. D.; WU, T., GAREY, I. R. Global-scale patterns of assemblage structure of soil nematodes in relation to climate and ecosystem properties. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23(9), p. 968–978, 2014. <https://doi.org/10.1111/geb.12177>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B. ;. SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, H.; WAGNER, H. vegan: Community Ecology Package. R package version 2., p. 5-7, 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

PERALTA, G.; SCHON, N. L.; DICKIE, I. A.; ST. JOHN, M. G.; ORWIN, K. H.; YEATES, G. W.; PELTZER, D. A. Contrasting responses of soil nematode communities to native and non-native woody plant expansion. **Oecologia**, v. 190, p. 891–899, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04456-3>.

PINHEIRO, E. A. R., COSTA, C. A. G., ARAÚJO, J.S. Effective root depth of the Caatinga biome. **Journal of Arid Environments**, v. 89, p. 1-4, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.003>.

REN, Z.; LI, Z.; LIU, X.; LI, P.; CHENG, S.; XU, G. Comparing watershed afforestation and natural revegetation impacts on soil moisture in the semiarid Loess Plateau of China. **Scientific Reports**, v. 8(1), 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21362-5>.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M.; MORO, M. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: DA SILVA, J. C.; LEAL, I.; TABARELLI, M, (eds.), **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer. 2017. pp. 23-63.

RIBEIRO, E. M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v.52, p. 611-620, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-664.12420>.

ROMERO-OLIVARES, A.L.; ALLISON, S.D.; TRESEDER, K.K. Soil microbes and their response to experimental warming over time: a meta-analysis of field studies. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 107, p. 32–40, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.026>.

ROSSEEL, Y. lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. **Journal of Statistical Software**, v. 48(2), p. 1-36, 2012.

SAJ, S.; DUROT, C.; MVONDO SAKOUMA, K.; TAYO GAMO, K., AVANA-TIENTCHEU, M.-L. Contribution of associated trees to long-term species conservation, carbon storage and sustainability: a functional analysis of tree

communities in cacao plantations of Central Cameroon. **International Journal of Agricultural Sustainability**, v. 15(3), p. 282–302, 2017.

<https://doi.org/10.1080/14735903.2017.1311764>.

SAMPAIO, E. V. S. Características e potencialidades. In: GARIGLIO, M. A.; KAGEYAMA, P.; SAMPAIO, E.; CESTARO, L.A. (Orgs.) **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília, 2010. pp. 29-42.

SÁNCHEZ-MORENO, S.; FERRIS, H. Suppressive service of the soil food web: Effects of environmental management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 119, p. 75–87, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.012>.

SANTOS, M. F. A. V.; GUERRA, T. N.; SOTERO, M. C.; SANTOS, J. I. N. Diversidade e densidade de espécies vegetais da caatinga com diferentes graus de degradação no município de Floresta, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, p. 389-402, 2009. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960211>.

SCHARROBA, A.; KRAMER, S.; KANDELER, E.; RUESS, L. Spatial and temporal variation of resource allocation in an arable soil drives community structure and biomass of nematodes and their role in the micro-food web. **Pedobiologia**, v. 59(3), p. 111–120, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.03.005>.

SILVA, K. S. T.; ALMEIDA, A. M.; SILVA, T. S. F. Influência de Determinantes Ambientais na Vegetação da Caatinga. **Sociedade e Território**, v. 29, p. 183-198, 2017. <https://doi.org/10.21680/2177-8396.2017v29n1ID10807>.

SILVA, J. V. C. DE L.; HIRSCHFELD, M. N. C.; CARES, J. E.; ESTEVES, A. M. Land use, soil properties and climate variables influence the nematode communities in the Caatinga dry forest. **Applied Soil Ecology**, v. 150, 103474, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103474>.

SIERIEBRIENNIKOV, B., FERRIS, H., DE GOEDE, R.G.M. NINJA: an automated calculation system for nematode-based biological monitoring. **European Journal of Soil Biology**, v. 61, p. 90–93, 2014.

SYLVAIN, Z. A.; WALL, D. H.; CHERWIN, K. L.; PETERS, D. P. C.; REICHMANN, L. G.; SALA, O. E. Soil animal responses to moisture availability are largely scale, not ecosystem dependent: insight from a cross-site study. **Global Change Biology**, v. 20(8), p. 2631–2643, 2014.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12522>

TARJAN, A.C.; ESSER, R.P.; CHANG, S.L. An illustrated key to nematodes found in freshwater. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 49, p. 2318-2337, 1977.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3.ed. Embrapa Solos, Rio de Janeiro-RJ, 2017.

THAKUR, M. P.; VAN GROENIGEN, J. W; KUIPER, I.; DE DEYN, G. B. Interactions between microbial-feeding and predatory soil fauna trigger N₂O emissions. **Soil Chemistry**, v. 70, p. 256– 262, 2014.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.020>.

THAKUR, M.P.; TILMAN, D.; PURSCHKE, O.; CIOBANU, M.; COWLES, J.; ISBELL, F.; WRAGG, P.D.; EISENHAUER, N. Climate warming promotes species diversity, but with greater taxonomic redundancy, in complex environments. **Science Advances**, v. 3, e1700866, 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700866>.

TREONIS, A.M.; WALL, D. H. Soil Nematodes and Desiccation Survival in the Extreme Arid Environment of the Antarctic Dry Valleys. **Integrative and Comparative Biology**, v. 45(5), p. 741-750, 2005.
<https://doi.org/10.1093/icb/45.5.741>.

TSIAFOULI, M. A., BHUSAL, D. R., SGARDELIS, S. P. Nematode community indices for microhabitat type and large-scale landscape properties. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 472–479, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.004>

VANDEGEHUCHTE, M. L.; SYLVAIN, Z. A.; REICHMANN, L. G.; DE TOMASEL, C. M.; NIELSEN, U. N.; WALL, D. H.; SALA, O. E. Responses of a desert nematode community to changes in water availability. **Ecosphere**, 6(3), art44, 2015. <https://doi.org/10.1890/es14-00319.1>.

VAN DEN HOOGEN, J.; GEISEN, S.; ROUTH, D.; FERRIS, H.; TRAUNSPURGER, W.; WARDLE, D. A.; DE GOEDE, R. G. M.; ADAMS, B. J.; AHMAD, W.; ANDRIUZZI, W. S.; BARDGETT, R. D.; BONKOWSKI, M.; CAMPOS-HERRERA, R.; CARES, J. E.; CARUSO, T.; DE BRITO CAIXETA, L.; CHEN, X.; COSTA, S. R.; CREAMER, R.; CASTRO, M. C.J.; DAM, M.; DJIGAL, D.; ESCUER, M.; GRIFFITHS, B.S.; GUTIÉRREZ, C.; HOHBERG, K.; KALINKINA, D.; KARDOL, P.; KERGUNTEUIL, A.; KORTHALS, G.; KRASHEVSKA, V.; KUDRIN, A.A.; LI, Q.; LIANG, W.; MAGILTON, M.; MARAIS, M.; MARTÍN, R. J.A.; MATVEEVA, E.; MAYAD, E.H.; MULDER, C.; MULLIN, P.; NEILSON, R.; NGUYEN, T.A.D.; NIELSEN, U.N.; OKADA, H.; RIUS, J.E.P.; PAN, K.; PENEVA, V.; PELLISSIER, L.; SILVA, C. P. J.; PITTELOUD, C.; POWERS, T.O.; POWERS, K.; QUIST, C.W.; RASMANN, S.; MORENO, S.S.; SCHEU, S.; SETÄLÄ, H.; SUSHCHUK, A.; TIUNOV, A.V.; TRAP, J.; VAN DER PUTTEN, W.H.; VESTERGÅRD, M.; VILLENAVE, C.; WAEYENBERGE, L.; WALL, D.H.; WILSCHUT, R.; WRIGHT, D.G.; YANG, J-I.; CROWTHER, T.W. Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. **Nature (Lond.)**, v. 572(7768), p. 194-198, 2019..

<https://hdl.handle.net/10.1038/s41586-019-1418-6>

VENETTE, R.C.; FERRIS, H. Thermal constraints to population growth of bacterial-feeding nematodes. **Soil Biol Biochem**, v. 29, p. 63–74, 1997.

[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00259-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00259-3).

WICKHAM, H. ggplot2: **Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2016.

WILSCHUT, R.A.; GEISEN, S. Nematodes as Drivers of Plant Performance in Natural Systems. **Trends in Plant Science**, v. 26, p. 237-247, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.10.006>.

WILSCHUT, R. A.; MAGNÉE, K. J. H.; GEISEN, S.; VAN DER PUTTEN, W. H.; KOSTENKO, O. Plant population and soil origin effects on rhizosphere nematode community composition of a range-expanding plant species and a native congener. **Oecologia**, v. 194, p. 237–250 , 2020. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04749-y>.

WEI, T.; SIMKO, V. R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix. 2017. <https://github.com/taiyun/corrplot>.

XIONG, D.; WEI, C.Z.; WUBS, E.R.J.; VEEN, G.F.; LIANG, W.J.; WANG, X. B.; LI, Q.; VAN DER PUTTEN, W.H.; HAN, X.G. Nonlinear responses of soil nematode community composition to increasing aridity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, p.117–126, 2020.

YEATES, G.W.; BONGERS, T.; DE GOEDE, R.G.M.; FRECKMAN, D.W.; Georgieva, S.S. Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. **Journal of Nematology**, v. 25, p. 315-331, 1993.

YEATES, G.W. Modification and qualification of the nematode maturity index. *Pedobiologia*, v. 38, p. 97-101, 1994.

YEATES, G.W.; SAGGAR, S.; HEDLEY, C.B.; MERCER, C.F. Increase in ¹⁴C-carbon translocation to the soil microbial biomass when five species of plant-parasitic nematodes infect roots of white clover. **Nematology**, v. 1, p. 295–300, 1999. <https://doi.org/10.1163/156854199508298>.

YEATES, G. Effects of Plants on Nematode Community Structure. **Annual Review of Phytopathology**, v. 37(1), p. 127–149, 1999. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.37.1.127>

YEOMANS, J. C., BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.19, p. 1467–1476, 1988. doi:10.1080/00103628809368027.

Tabela 1. Caracterização das áreas de estudo.

Caracterização		Áreas (transectos)			
		CAR-M	CAR-J	CAA-J	CAA-M
Variáveis		Direita Montante	Direita Jusante	Esquerda Jusante	Esquerda Montante
Propriedades do solo (0 a 30 cm de profundidade)	C total (%)	1.98	1.89	1.52	1.41
	Areia (%)	64.1	64	80	80.6
	Silte (%)	20.3	21.83	10.6	10.8
	Argila (%)	15.6	14.17	9.4	8.6
	Classificação textural	Franco-arenosa	Franco-arenosa	Areia franca	Areia franca
	Elevação (m)	1.22	0.91	5.06	4.81
	Inclinação média (%)	0.6	0.5	2.7	2.4
Abundância da vegetação	Em 32 parcelas de 36 m ²	518	287	130	121
Dominância da vegetação por porte (%)	Regeneração (alt. < 50 m)	84.6	77	40	38.9
	Lenhosas baixas (50 cm < alt. < 3 m)	6.56	4.9	50	50.4
	Lenhosas altas (alt. > 3 m)	8.84	18.1	10	10.7

CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante.

Tabela 2. Média \pm desvio padrão das variáveis ambientais.

	Umidade (%)	Areia (%)	Argila (%)	Silte (%)	pH	CE (mS/cm)
CAR-M	14,52 \pm 1,97a	64,13 \pm 3,33b	15,17 \pm 2,86a	20,7 \pm 4,43a	6,72 \pm 0,72a	1,4 \pm 0,83b
CAR-J	15,39 \pm 2,65 a	63,98 \pm 4,87b	14,18 \pm 2,51a	21,83 \pm 4,12a	6,37 \pm 0,63a	1,88 \pm 0,92a
CAA-M	9,93 \pm 1,73 b	80,58 \pm 6,95a	8,67 \pm 1,42b	10,75 \pm 2,69b	6,35 \pm 6,62a	0,67 \pm 1,69c
CAA-J	10,01 \pm 2,33 b	80,05 \pm 6,11a	9,30 \pm 2,98b	10,64 \pm 3,62b	6,62 \pm 0,62a	0,48 \pm 0,25c
P valor	2,0 x 10 ⁻¹⁶ **	2,0 x 10 ⁻¹⁶ **	2,02 x 10 ⁻¹⁶ **	2,0 x 10 ⁻¹⁶ **	0,0541 ^{ns}	4,6 x 10 ⁻¹³ **
	MO (%)	Temp do solo (°C)	Resp. (mgCO ₂)	V<50cm	50cm<V<3m	V>3m
CAR-M	3,4 \pm 0,81a	34,26 \pm 2,74b	37,88 \pm 25,37a	13,68 \pm 8,6 a	1,06 \pm 1,2 bc	1,4 \pm 1,08 a
CAR-J	3,25 \pm 0,80a	34,7 \pm 2,06b	22,22 \pm 19,97b	6,9 \pm 5,79b	0,44 \pm 0,67c	1,6 \pm 1,3 a
CAA-M	2,42 \pm 3,87b	37,05 \pm 0,86 a	34,03 \pm 3,95ab	1,4 \pm 2 c	1,9 \pm 1,75ab	0,4 \pm 0,8b
CAA-J	2,62 \pm 0,99b	37,03 \pm 1,07a	25,20 \pm 17,99ab	1,6 \pm 1,8 c	2,03 \pm 1,6a	0,4 \pm 0,76 b
P valor	1,1 x 10 ⁻⁵ **	7,2 x 10 ⁻¹¹ **	0,0116*	2 x 10 ⁻¹⁶ **	1,09 x 10 ⁻⁵ **	7,83 x 10 ⁻⁸ **

Diferentes letras minúsculas em cada coluna indicam diferença estatística entre áreas com base no teste t de Tukey ($p < 0,01$ e $p < 0,05$). CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha-montante, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante, CE: condutividade elétrica do estrato de saturação do solo, MO: matéria orgânica do solo, Temp. do solo: temperatura do solo, Resp.: respirometria (atividade microbiana do solo). V.< 50 m: vegetação formada por regeneração, 50 cm < V < 3 m: vegetação formada por lenhosas baixas e V > 3 m: vegetação formada por lenhosas altas.

Tabela 3. Média ± desvio padrão dos grupos tróficos, guildas funcionais e índices de nematoides na Caatinga.

	NTN	DTN	Ba	Mi	Pr	On	PP	Ba1
CAR-M	1076.47 ± 325.63a	8.28 ± 1.78a	610.03 ± 255.75a	57.2 ± 42.78ab	7.59 ± 15.97b	64.58 ± 50.55a	340.22 ± 97.85a	153.62 ± 95.75a
CAR-J	1004.48 ± 612.02a	8.16 ± 3.40a	522.47 ± 283.65a	77.06 ± 82.33a	20.06 ± 46.55a	68.44 ± 73.20a	316.45 ± 237.71a	131.63 ± 91.98a
CAA-M	857.55 ± 462.67a	8.34 ± 2.09a	536.02 ± 385.61a	52.28 ± 42.00ab	27.72 ± 30.09a	52.88 ± 39.76a	186.91 ± 55.59b	193.30 ± 190.39a
CAA-J	795.41 ± 259.3a	7.66 ± 2.55a	423.47 ± 257.7a	36.55 ± 25.61b	28.66 ± 25.89a	42.25 ± 25.82a	293.83 ± 257.6ab	126.34 ± 25.24a
P valor	0,118 ^{ns}	0,689 ^{ns}	0,183 ^{ns}	0,029*	0,0057**	0,195 ^{ns}	0,0008**	0,123 ^{ns}
	Ba2	Ba3	Mi2	Pr4	On4	H2	H3	H5
CAR-M	435.3 ± 213.38a	21.11 ± 26.21a	57.2 ± 42.78ab	7.59 ± 15.97b	65.42 ± 51.74ab	8.56 ± 16.18a	285.84 ± 96.41a	45.81 ± 37.29a
CAR-J	361.84 ± 206.96a	29.00 ± 41.33a	77.06 ± 82.33a	20.06 ± 46.55a	84.13 ± 98.73a	11.88 ± 23.10a	263.80 ± 211.05ab	40.78 ± 38.67a
CAA-M	300.28 ± 244.83ab	42.44 ± 42.05a	52.28 ± 42.00ab	27.72 ± 30.09a	52.88 ± 39.76ab	5.13 ± 10.91a	172.50 ± 55.93b	15.00 ± 25.48b
CAA-J	263.63 ± 255.9b	33.50 ± 25.82a	36.55 ± 25.61b	28.66 ± 25.89a	42.25 ± 25.82b	3.56 ± 25.6a	277.33 ± 254.4ab	11.03 ± 15.48b
P valor	0,0109*	0,274 ^{ns}	0,029*	0,048*	0,045*	0,142 ^{ns}	0,0135*	5,9 x 10 ^{-7**}
	IM	IM 2-5	Σ IM	IPP	IC	IB	IE	IS
CAR-M	2.02 ± 0.17a	2.29 ± 0.22a	2.42 ± 0.18a	3.25 ± 0.22a	10.23 ± 10.02a	34.67 ± 12.22a	55.94 ± 13.45b	37.72 ± 19.45ab
CAR-J	2.03 ± 0.24a	2.29 ± 0.24a	2.40 ± 0.26a	3.23 ± 0.30a	12.58 ± 18.0a	33.85 ± 14.04a	56.74 ± 13.31b	35.72 ± 25.55b
CAA-M	2.06 ± 0.24a	2.46 ± 0.24a	2.32 ± 0.23a	3.10 ± 0.18ab	7.98 ± 8.03a	23.06 ± 9.40b	67.32 ± 13.21a	52.64 ± 19.86a
CAA-J	2.09 ± 253a	2.48 ± 253a	2.43 ± 253a	3.12 ± 252ab	6.41 ± 253a	24.12 ± 25.65b	64.11 ± 25.59ab	48.40 ± 25.16ab
P valor	0,0825 ^{ns}	0,0512 ^{ns}	0,303 ^{ns}	0,0283*	0,317 ^{ns}	5,5x10 ^{-5**}	0,0043**	0,0157*
	AMC	AME	AMS	AMPP	AMM	AMB	AMP	AMO
CAR-M	733.32 ± 350.13a	223.44 ± 137.09a	330.21 ± 262.04a	87.57 ± 43.06a	5.05 ± 4.32a	313.76 ± 150.93a	9.79 ± 26.04a	317.15 ± 259.29a
CAR-J	704.36 ± 539.15a	194.28 ± 135.74a	355.09 ± 371.19a	81.04 ± 61.28a	7.16 ± 7.83a	265.56 ± 160.51a	14.13 ± 30.53a	336.48 ± 365.69a
CAA-M	671.74 ± 373.09a	280.50 ± 271.58a	295.54 ± 211.25a	32.12 ± 16.85b	5.71 ± 4.71a	350.96 ± 303.04a	22.31 ± 29.88a	260.66 ± 199.97a
CAA-J	522.33 ± 259.3a	176.67 ± 255.3a	243.61 ± 253.4a	49.37 ± 25.17b	3.72 ± 257a	239.74 ± 259.8a	16.34 ± 25.24a	213.17 ± 256.2a
P valor	0,199 ^{ns}	0,136 ^{ns}	0,386 ^{ns}	1,82x10 ^{-6**}	0,742 ^{ns}	0,160 ^{ns}	0,316 ^{ns}	0,21 ^{ns}

Diferentes letras minúsculas em cada coluna indicam diferença estatística entre áreas com base no teste t de Tukey (p<0,01 e p <0,05). CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha- montante, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante, NTN : número total de nematoide (número total de nematoides), DTN: diversidade de nematoides, IM: Índice de Maturidade, IM(2-5): Índice de Maturidade dos nematoides de vida livre com c-p 2 a 5, IPP: Índice de Parasitos de Planta, IC: Índice de Canal, IB: Índice Basal, IE:

Índice de Enriquecimento, IS: Índice de Estrutura, AMC: Atividade metabólica composta, AME: Atividade metabólica de enriquecimento, AMS: Atividade metabólica de estrutura, AMPP: Atividade metabólica dos parasitos de planta, AMM: Atividade metabólica dos micófagos, AMB: Atividade metabólica dos bacteriófagos, AMP: Atividade metabólica dos predadores, AMO: Atividade metabólica dos onívoros.

Tabela 4. Comunidade de nematoides nas áreas de Caatinga arbórea e arbustiva na Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

GRUPOS TRÓFICOS	GF	CAR-M			CAR-J			CAA-J			CAA-M		
		A	Média ± SD	D (%)	A	Média ± SD	D (%)	A	Média ± SD	D (%)	A	Média ± SD	D (%)
Vida livre		23560	739.41 ± 279.41		22017	688 ± 424.3		16989.5	530.92 ± 302.63		21260.5	664.39 ± 418.59	
Bacteriófagos		19521	610.03 ± 255.75		16719	522.47 ± 283.65		13551	423.47 ± 257.70		17152.5	536.01 ± 385.61	
Rhabditidae●	Ba ₁	4916	153.62 ± 95.75	14.27	4212	131.62 ± 91.98	13.1	4043	126.34 ± 80.24	15.3	6185.5	193.29 ± 190.39	22.54
Acrobeles●	Ba ₂	13052	407.87 ± 192.75	37.89	9960	311.25 ± 172.95	31	7751	242.22 ± 173.28	29.3	9309	290.91 ± 237.46	33.93
Cephalobidae●	Ba ₂	773.5	24.17 ± 33.01	2.25	1271	39.72 ± 42.72	3.95	409	12.78 ± 22.76	1.54	104	3.25 ± 10.69	0.38
Prismatolaimus●	Ba ₃	675.5	21.11 ± 26.21	1.96	928	29 ± 41.33	2.9	536.5	16.76 ± 25.33	2.03	997	31.16 ± 38.84	3.63
Desmolaimus	Ba ₃	0	0.00 ± 0.00	0	0	0.00 ± 0.00	0	535.5	16.73 ± 38.97	2.02	361	11.28 ± 21.56	1.32
Wilsonema●	Ba ₂	104	3.25 ± 10.72	0.3	348	10.87 ± 24.07	1.08	276	8.90 ± 19.28	1.04	196	6.12 ± 11.80	0.71
Micófagos		1702.5	53.20 ± 41.92		2466	77.06 ± 82.33		1169.5	36.5 ± 33.6		1673	52.28 ± 41.99	
Aphelenchus	Mi ₂	30	0.94 ± 5.30	0.09	0	0.00 ± 0.00	0	0	0.00 ± 0.00	0	0	0.00 ± 0.00	0
Aphelenchoides●	Mi ₂	701.5	21.92 ± 30.01	2.04	1152	36 ± 44.35	3.58	118.5	3.703 ± 9.61	0.44	100	3.12 ± 8.44	0.36
Nothotylenchus●	Mi ₂	971	30.34 ± 39.48	2.83	1314	41.06 ± 53.79	4.09	1051	32.8 ± 34.23	4	1573	49.16 ± 43.28	5.73
Predadores		243	7.59 ± 15.97		642	20.06 ± 46.5		917	28.65 ± 33.89		887	27.7 ± 30.1	
Mononchus●	Pr ₄	30	0.94 ± 5.30	0.09	78	2.44 ± 13.78	0.24	186	5.81 ± 16.6	0.7	408	12.75 ± 18.67	1.49
Monochulus●	Pr ₄	83	2.59 ± 8.22	0.24	424	13.25 ± 34.28	1.32	566	17.69 ± 24.78	2.1	335	10.47 ± 22.67	1.22
Prionchulus●	Pr ₄	130	4.06 ± 13.93	0.38	140	4.37 ± 12.94	0.43	165	5.16 ± 12.41	0.62	144	4.5 ± 10.64	0.52
Onívoros		2093.5	65.42 ± 51.74		2190	68.44 ± 73.19		1352	42.25 ± 42.82		1692	52.87 ± 39.76	
Dorylaimus●	On ₄	1917	59.91 ± 49.22	5.56	2034	63.56 ± 69.26	6.33	1259	39.34 ± 38.04	4.8	1576	49.25 ± 37.98	5.75
Mesodorylaimus●	On ₅	149.5	4.67 ± 10.40	0.43	156	4.87 ± 13.82	0.48	93	2.91 ± 11.27	0.35	116	3.62 ± 12.37	0.42
Enchodelus	On ₄	27	0.84 ± 4.77	0.08	0	0.00 ± 0.00	0	0	0.00 ± 0.00	0	0	0.00 ± 0.00	0
Parasitas de plantas		10887	340.22 ± 97.85		10126.5	316.45 ± 237.73		9468.5	296.8 ± 235.6		5981	186.91 ± 55.58	
Tylenchorhynchus●	H ₃	7780	243.12 ± 105.07	22.58	6358	198.69 ± 163.62	19.8	6778	211.81 ± 169.88	25.6	4185	130.78 ± 40.36	15.25
Helicotylenchus●	H ₃	795	24.84 ± 27.65	2.31	1383.5	43.23 ± 56.17	4.3	1355	42.34 ± 93.56	5.12	865	27.03 ± 34.37	3.15
Rotylenchulus●	H ₃	572	17.87 ± 22.57	1.66	644	20.12 ± 30.02	2	453.5	14.17 ± 21.71	1.71	184	5.75 ± 9.83	0.67
Xiphinema●	H ₅	1466	45.81 ± 37.29	4.25	1305	40.78 ± 39.67	4.06	480	15 ± 27.48	1.81	353	11.03 ± 15.48	1.29
Paratylenchus●	H ₂	274	8.56 ± 16.18	0.79	380	11.87 ± 23.10	1.18	114	3.56 ± 9.62	0.43	164	5.12 ± 10.90	0.6
Praylenchus	H ₃	0	0.00 ± 0.00	0	56	1.75 ± 9.90	0.17	288	9.00 ± 19.1	1.1	286	8.94 ± 21.10	1.04

CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante. A = abundância de nematoides em 300 cm³ de solo, Média ± SD = Número médio e desvio

padrão, D (%): dominância de cada grupo trófico e taxa expresso em percentagem, c-p = escala de colonizadores – persistentes, GF: Guildas funcionais (combinação dos grupos tróficos e da escala de colonizadores – persistentes c-p), ● Taxa comum para todas as condições

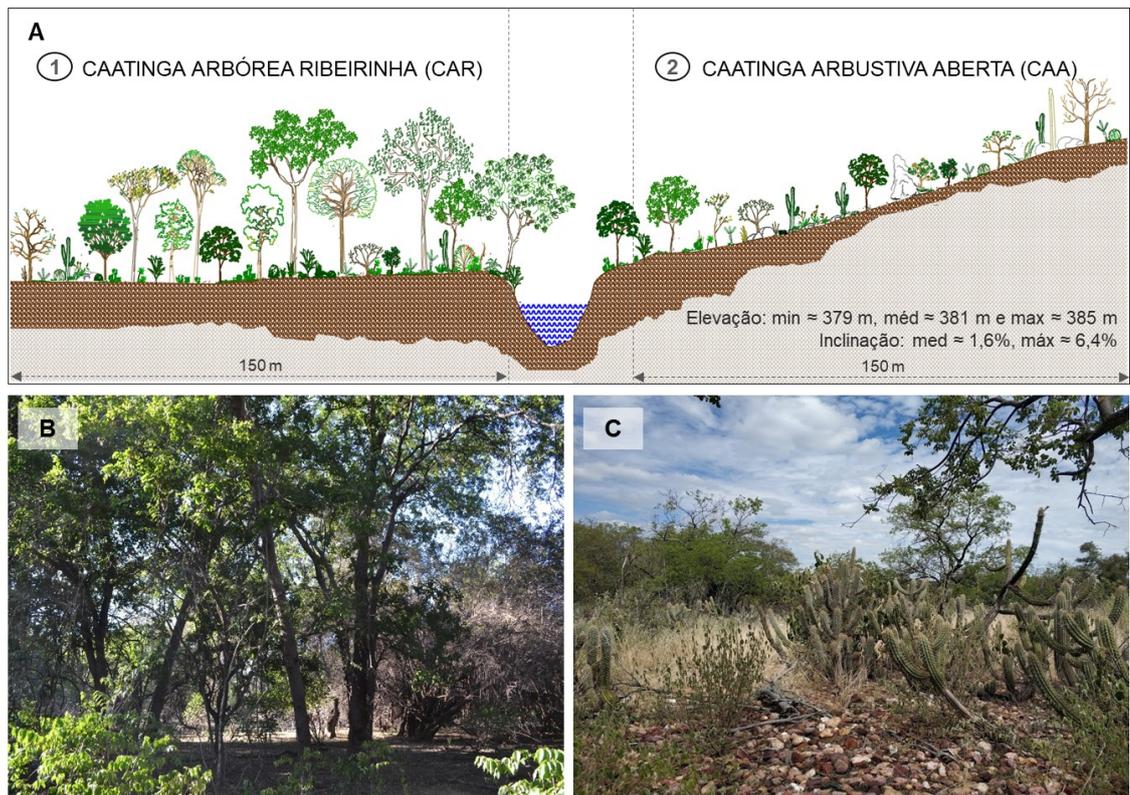


Figura 2. Perfil dos dois tipos de fisionomias de vegetação estudada (A), Caatinga arbórea ribeirinha – CAR (B) e Caatinga arbustiva aberta – CAA (C).

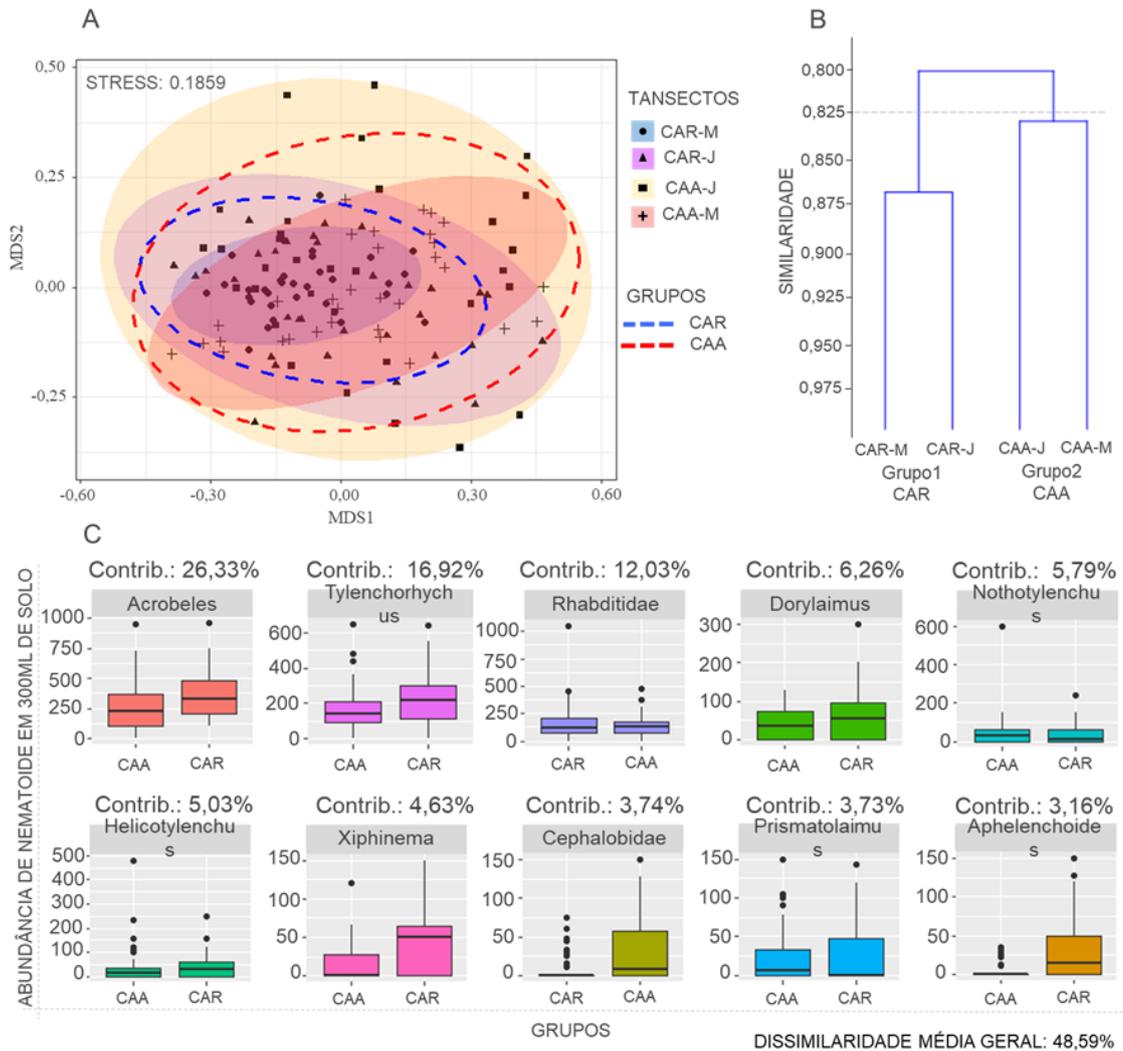


Figura 3. Gráfico de ordenação de escala multidimensional não métrica (NMDS) ilustrando as diferenças entre as áreas através dos taxa de nematoide por pontos de amostragem plotados no espaço (A). A análise de NMDS foi gerada em duas dimensões (k=2) as elipses representam intervalos de confiança de 95% em torno do centróide, onde as elipses com preenchimentos em cores representam cada área estudada (CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha - montante, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha - jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta - jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta - montante) e as elipses com contorno pontilhado representam os dois grupos formados de acordo com a dissimilaridade encontrada pela análise (caatinga arbórea ribeirinha - CAR e caatinga arbustiva aberta - CAA). Dendrograma gerado através do índice de similaridade de Bray-Curts (B) e Boxplot dos dez nematoides que mais contribuíram para dissimilaridade entre as áreas de acordo com a análise SIMPER (C).

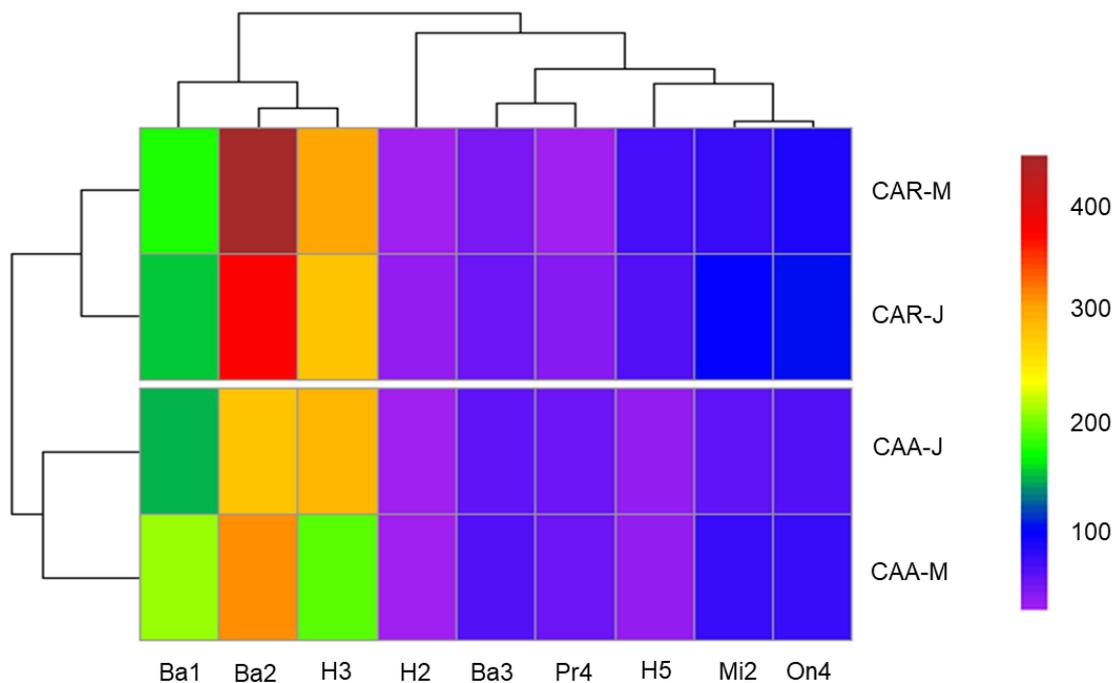


Figura 4. Mapa de calor mostrando a abundância das guildas funcionais de nematoides nas quatro áreas estudadas. O dendrograma no topo do mapa de calor representa o agrupamento baseado na abundância destas guildas nas áreas. O dendrograma do lado esquerdo do mapa de calor representa o agrupamento (através do índice de similaridade de Bray-Curtis) que divide as áreas em dois grupos. No lado direito e na parte inferior do mapa de calor estão os nomes das áreas estudadas (CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha - montante, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante) e das guildas funcionais encontradas nesse estudo, respectivamente. A chave colorida indica a abundância normalizada de nematoides em 300 cm³ de solo. A cor vermelha escura representa a maior abundância de uma guilda na área correspondente e, com a diminuição do número dessa guilda, a intensidade da cor diminui para o lilás, indicando baixa abundância ou ausência de uma guilda de nematoide.

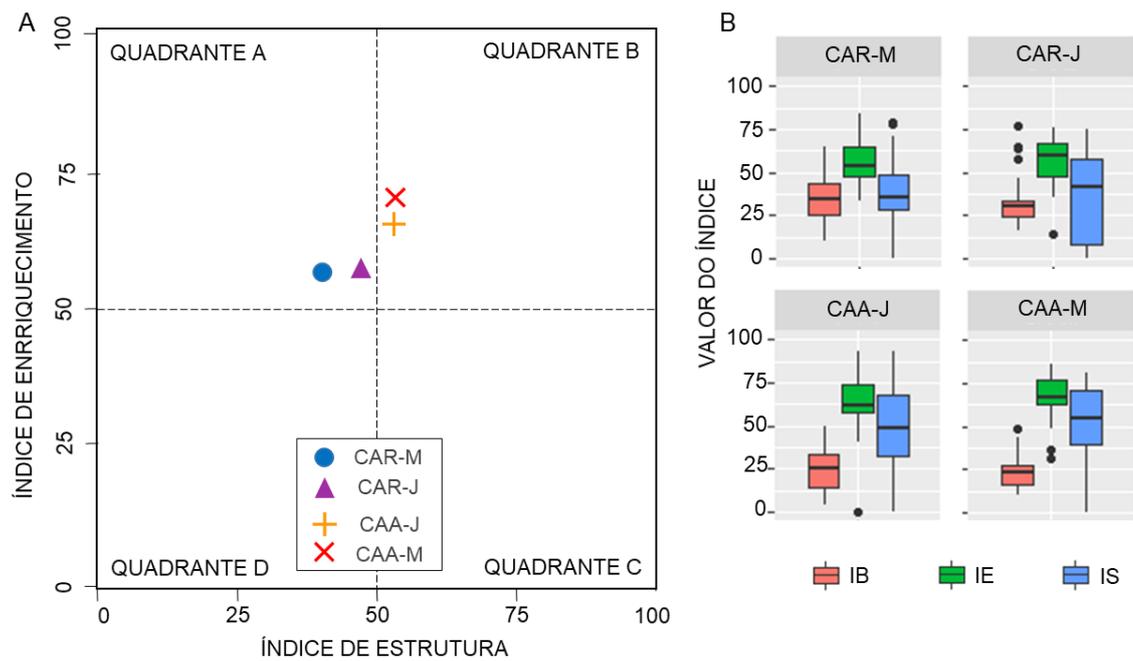


Figura 5. Análise faunística (A) com caracterização dos quadrantes A-D segundo Ferris; Bongers; De Goede (2001), Quadrante A: pobre em desenvolvimento ou condição da cadeia trófica altamente perturbada, N-enriquecido, canal de decomposição por bactérias, baixa relação C/N. Quadrante B: condição da cadeia trófica maturando com distúrbio baixo para moderado, N-enriquecido, canal de decomposição balanceada, baixa relação C/N. Quadrante C: não perturbado, condição da cadeia trófica estruturada e relativa baixa produção primária, canal de decomposição por fungos, relação C/N moderada para alta. Quadrante D: condição da cadeia trófica basal ou degradada, canal de decomposição por fungos, alta relação C/N. Sendo, CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha - montante, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante. Boxplot dos índices de basal, índice de enriquecimento e índice de estrutura para cada área (B), sendo, IB: Índice Basal, IE: Índice de Enriquecimento, IS: Índice de Estrutura.

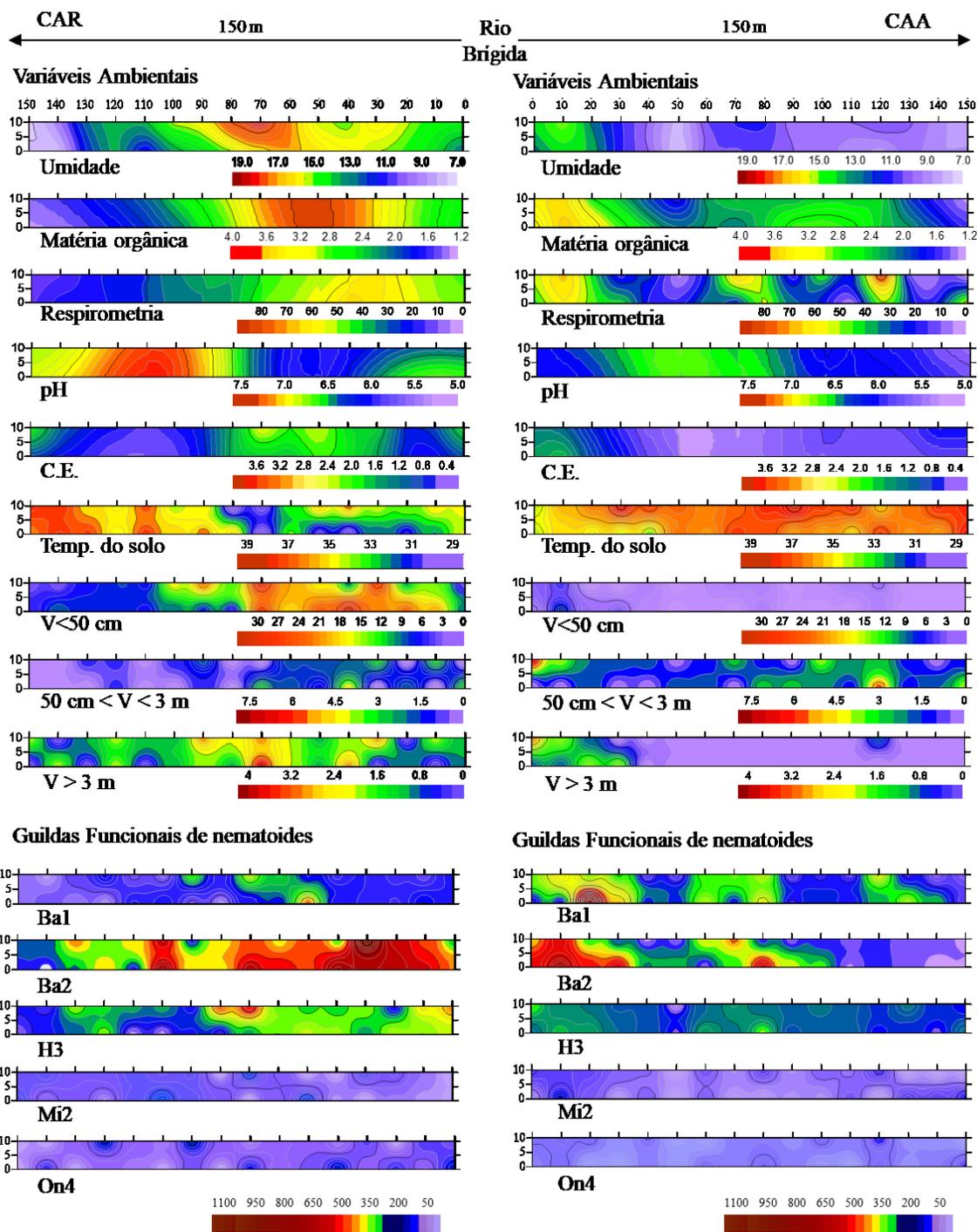


Figura 6. Mapas de superfície obtidos mediante Distância inversa ponderada

(IDW) para a Caatinga arbórea ribeirinha (CAR) e a Caatinga arbustiva aberta (CAA) a montante da barragem de Alexandria, Parnamirim/PE, Brasil.

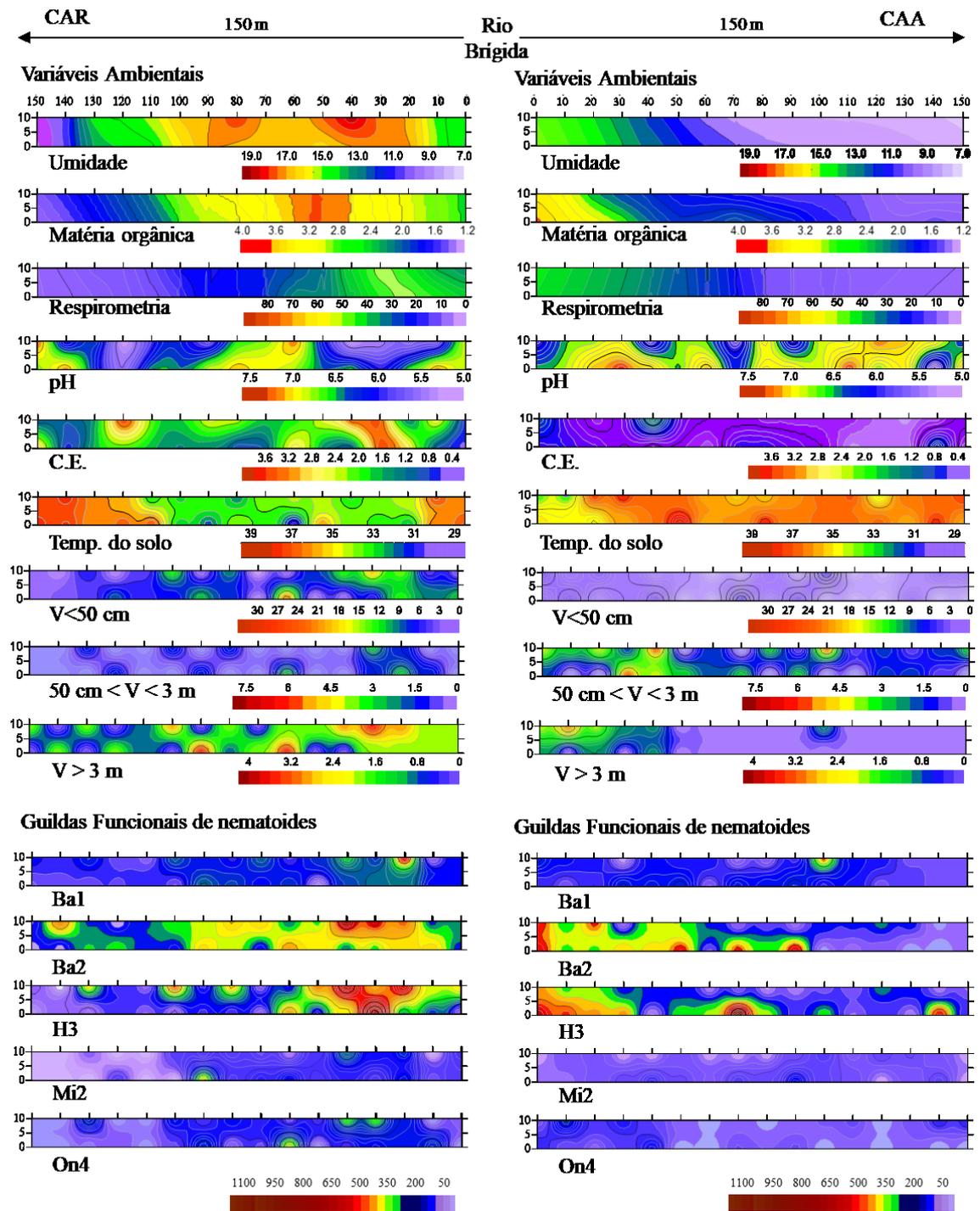


Figura 7. Mapas de superfície obtidos mediante Distância inversa ponderada (IDW) para a Caatinga arbórea ribeirinha (CAR) e a Caatinga arbustiva aberta (CAA) a jusante da barragem de Alexandria, Parnamirim/PE, Brasil.

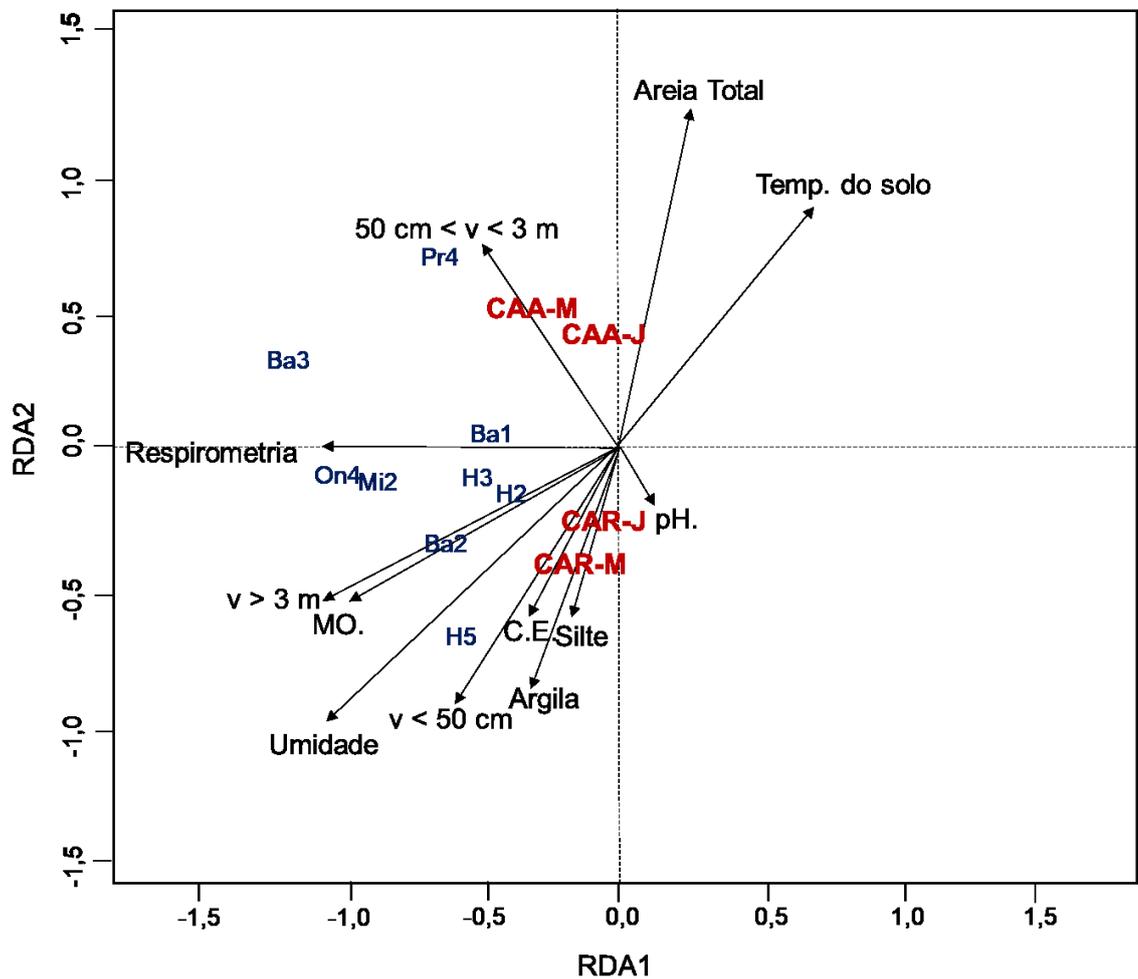


Figura 8. Análise de redundância (RDA) com base na relação entre as guildas de nematoides e as variáveis ambientais (A) nas áreas estudadas. Onde: CAR-M: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha, CAR-J: vegetação de caatinga arbórea ribeirinha – jusante, CAA-J: vegetação de caatinga arbustiva aberta – jusante, CAA-M: vegetação de caatinga arbustiva aberta – montante. Vegetação de regeneração (alt. < 50 m), lenhosas baixas (50 cm < alt. < 3 m) e lenhosas altas (alt. > 3 m) CE: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo e MO: matéria orgânica do solo.

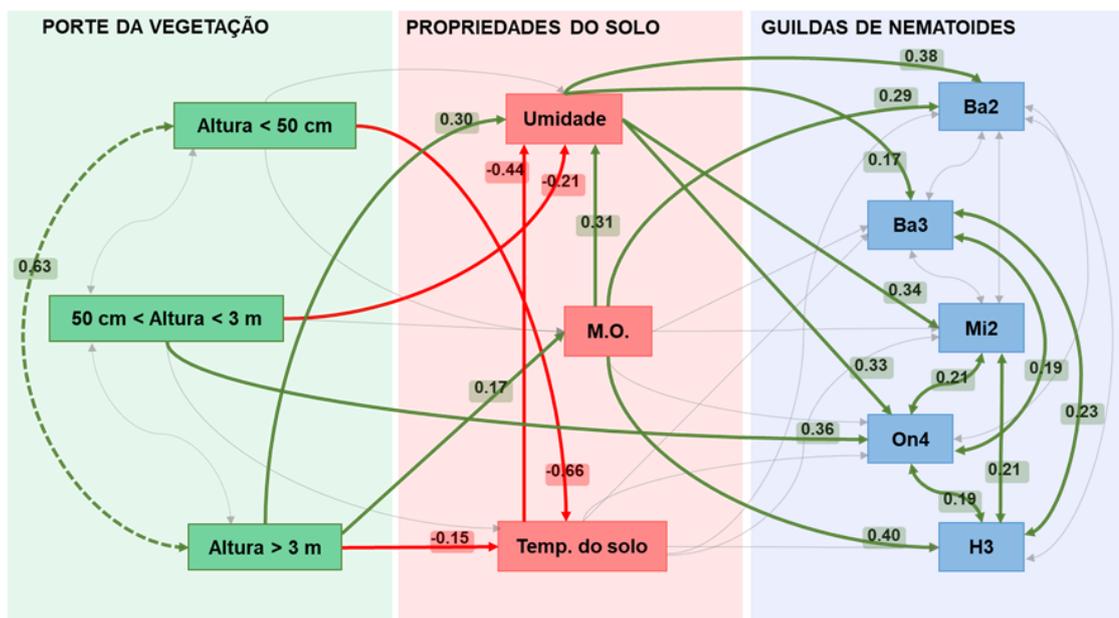


Figura 9. Modelo de equação estrutural indicando o efeito do porte da vegetação e propriedades do solo nas guildas de nematoides. As linhas sólidas verdes indicam efeito positivo, as linhas sólidas vermelhas indicam negativo, as linhas cinzas claras os efeitos não significativos. Onde: vegetação de regeneração (alt. < 50 m), lenhosas baixas (50 cm < alt. < 3 m) e lenhosas altas (alt. > 3 m) e MO: matéria orgânica do solo.

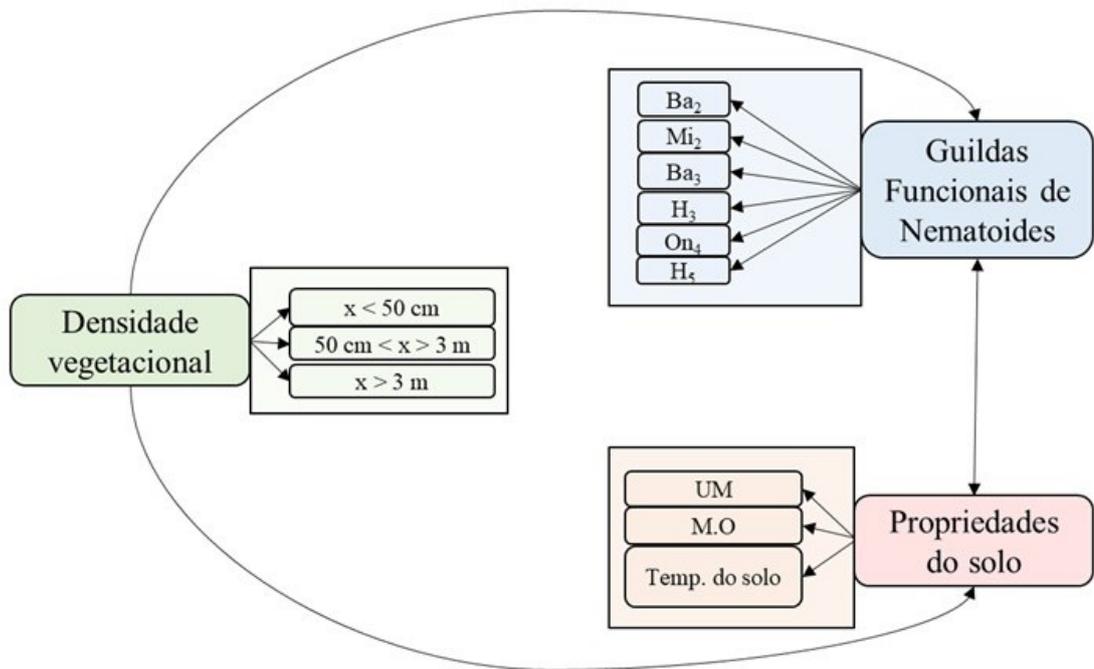


Figura S1. Modelo conceitual inicial da equação estrutural abordando a densidade vegetal (porte), as propriedades do solo e as guildas de nematoides.

CAPÍTULO 4

Artigo 3: Respostas ecológicas das comunidades de nematoides do solo às espécies vegetais e propriedades do solo da Caatinga.

Respostas ecológicas das comunidades de nematoides às espécies de vegetais da Caatinga

Resumo: As espécies de plantas de um ecossistema natural podem influenciar as comunidades biológicas, acima ou abaixo do solo, e os processos ecossistêmicos. Conseqüentemente, podem alterar direta ou indiretamente a composição funcional da biota do solo, incluindo os nematoides, os quais são de grande importância na estrutura da cadeia alimentar do solo e nos processos subterrâneos. No entanto, essas relações em ecossistemas nativos do semiárido ainda são pouco estudadas e compreendidas. O objetivo do estudo foi examinar relações existentes entre nematoides, atributos do solo e plantas da Caatinga. Espécies de plantas e de nematoides do solo em área de caatinga natural foram identificadas e avaliado o efeito das propriedades do solo na composição dos nematoides e estrutura da cadeia alimentar do solo. Foi adotada uma malha de amostragem de 60 m × 60 m e determinaram-se a umidade, matéria orgânica, respiração microbiana, textura, porosidade, densidade, resistência à penetração, condutividade elétrica e pH do solo, além de índices ecológicos e atividade metabólica de nematoides. A nematofauna e a vegetação total de área ripária, apresentaram dependência espacial e correlação espacial positiva. Os nematoides bacteriófagos e parasitos de planta foram dominantes, entre eles *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus*. Entre as espécies vegetais destacaram-se regeneração e espécies herbáceas e arbustivas como a *Alternanthera tenella* e *Herissantia tiubae*. Dentro de uma rede de correlações, os nematoides *Dorylaimus*, *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* apresentaram maiores forças e influência. Houve mais correlações positivas envolvendo esses nematoides e vegetação em regeneração, e espécie de porte herbáceo (*H. tiubae* e *A.tenella*) e herbáceo-arbustivo (*Manihot catingae*) com todos os níveis tróficos, exceto com os nematoides predadores. *Rotylenchulus* apresentou correlações negativas com espécies de planta com altos teores de flavonoides (parte aérea, sementes e raízes). A espécie arbórea *Sideroxylon obtusifolium* foi a que apresentou maiores correlações positivas com a nematofauna do solo. Dentre todos os nematoides, *Paratylenchus* foi o que apresentou maiores correlações positivas com espécies arbóreas. A umidade, a respiração microbiana e a matéria orgânica foram as variáveis do solo que mais influenciaram positivamente os nematoides e a vegetação local. A cadeia alimentar estava

estruturada e em condições de maturação, os índices de atividade metabólica mostraram que maior assimilação de recursos foi decorrente dos canais de onívoros e bacteriófagos.

Palavras-chave: Áreas ripárias, Ecossistemas naturais, índices ecológicos de nematoides, Semiárido.

Abstract: Plant species in a natural ecosystem can influence both above and belowground biological communities as well as ecosystem processes. Therefore, they can directly or indirectly alter the functional composition of soil biota, including nematodes, important organisms in soil structure, food web, and underground processes. However, these relationships within natural ecosystems are still poorly studied and understood. The objective of the study was to investigate relationships among nematode species, soil attributes and plants of Caatinga. Species of plants and nematodes from native Caatinga vegetation were identified and plant and soil attributes effects on nematode communities' composition and soil food web structure were evaluated. A 60 × 60 m sampling grid was adopted and soil moisture, organic matter, microbial respiration, texture, porosity, density, penetration resistance, electrical conductivity, and pH were measures, in addition to nematode ecological indices and metabolic activity. The nematode community and total vegetation showed spatial dependence and positive spatial correlation. Bacterivorous and plant-parasitic nematodes were dominant, including *Acrobeles* and *Tylenchorhynchus*. Among plant species, regeneration, herbaceous and shrubby species such as *Alternanthera tenella* and *Herissantia tiubae* were dominant. According to the correlational network, *Dorylaimus*, *Acrobeles* and *Tylenchorhynchus* showed greater strength and influence. There were more positive correlations involving these nematodes and regenerating vegetation. Herbaceous (*H. tiubae* and *A.tenella*) and herbaceous-shrubby (*Manihot catingae*) plant species were strongly correlated with all nematode trophic groups, except for predators. *Rotylenchulus* showed negative correlations with plant species. The tree species *Sideroxylon obtusifolium* presented the highest positive correlations with the nematode community. *Paratylenchus*, within all nematodes, showed the highest positive correlations with tree species. Moisture, microbial respiration, and soil organic matter were the soil attributes that most positively influenced soil nematodes and local

vegetation. The soil food web was structured and under maturation conditions, the metabolic activity indices showed that greatest assimilation of resources was due to omnivores and bacterivores channels.

Keywords: Riparian areas, Natural ecosystems, Nematode ecological indices, Semiarid.

INTRODUÇÃO

Durante a última década, muitos estudos indicaram que o funcionamento dos ecossistemas está relacionado positivamente à presença e diversidade das espécies vegetais (CONTI; DÍAZ, 2012; HOBBIE, 2015; FAUCON *et al.*, 2017). Embora as pesquisas sobre o papel das plantas nos ecossistemas ganhem destaque, ainda existe uma lacuna na relação entre microfauna do solo e a vegetação em ambientes naturais, e também como essas relações interferem no funcionamento dos solos (VAN DER PLAS, 2019). A maior parte desse conhecimento básico sobre as interações das plantas com microrganismos do solo está relacionada com sistemas agrícolas e trazem um foco principal nas respostas dessas relações acima do solo.

As comunidades microbianas do solo consistem em ampla gama de formas de vida, que contribuem para muitas funções ecológicas essenciais para o funcionamento de um ecossistema. Dentro dessas comunidades, os nematoides ocupam uma posição central por serem os animais mais abundantes de um ecossistema terrestre e por desempenhar papéis essenciais nas redes alimentares subterrâneas (NEHER, 2010; VAN DEN HOOGEN *et al.*, 2019).

As comunidades de nematoides apresentam diferentes especialidades e compõe os mais diferentes grupos tróficos. Em ambientes naturais, estão presentes principalmente os bacteriófagos, seguidos por nematoides parasitos de planta (VAN DEN HOOGEN *et al.*, 2019). Além destes, os micófagos, onívoros e predadores compõem os modos de alimentação dos nematoides na rizosfera do solo (YEATES *et al.*, 1993). A distribuição e a abundância de cada um desses grupos de nematoides em ecossistemas naturais estão associadas com fatores como a diversidade e abundância das espécies de plantas, e com as propriedades e fertilidade do solo (YEATES, 2007; ZHANG *et al.*, 2015; WILSCHUT; GEISEN, 2020).

Em uma floresta, cada espécie de planta (herbácea, arbustiva ou arbórea) favorece a entrada da matéria orgânica e criam gradiente de nutrientes e umidade na zona da raiz, influenciando enormemente e favorecendo o desenvolvimento da comunidade de nematoides do solo, em contrapartida os nematoides do solo estimulam a mineralização de nitrogênio através de sua atividade de forrageamento, aumentando assim, a renovação de nutrientes e aumentando o conteúdo de nitrogênio inorgânico do solo, que é essencial para as atividades fisiológicas e conseqüentemente para o crescimento da planta (INGHAM *et al.*, 1985; BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000; VANDEGEHUCHTE *et al.*, 2015; MEJÍA-MADRID, 2018; VAN DEN HOOGEN *et al.*, 2019; WILSCHUT; GEISEN, 2020). Além disso, por ser parte integrante e fundamental nos diferentes níveis da cadeia alimentar do solo, mediando ciclos biogeoquímicos, são potenciais bioindicadores e configuram uma estratégia eficiente para medir, avaliar e fornecer informações importantes sobre o papel das espécies vegetais na estruturação dos alimentos no solo (NEHER, 2010; MEJÍA-MADRID, 2018).

Objetivo do estudo foi auxiliar no conhecimento e compreender melhor as relações existentes entre os nematoides, propriedades do solo e as plantas da Caatinga. Nossa hipótese é que a distribuição e a abundância da comunidade de nematoides do solo em seus diferentes grupos tróficos será afetada pela distribuição e abundância da vegetação de Caatinga em solos ribeirinhos (hipótese 1). Esperamos também que índices indicando a complexidade da teia alimentar do solo indiquem uma condição enriquecida/estruturada já que a área estudada é de floresta natural, mesmo que em condições semiáridas (hipótese 2). E finalmente formulamos a hipótese de que plantas herbáceas e arbustivas de Caatinga são impulsionadas pela umidade do solo e fornecem condições para o estabelecimento de nematoides estrategistas na cadeia alimentar do solo (hipótese 3).

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM DE SOLO

O estudo foi desenvolvido em área ribeirinha com vegetação nativa localizada no município de Parnamirim, inserido na bacia hidrográfica do rio Brígida, no alto Sertão do estado de Pernambuco, Brasil (Figura 1). O clima da

região pela classificação de Koppen é BSw^h (tropical semiárido, com temperatura e precipitações médias em torno de 26° C e 569 mm, respectivamente e evapotranspiração potencial de aproximadamente 1600 mm. O relevo é plano, com elevações discretas e predominância de geologia cristalina. A vegetação do local é classificada como Caatinga Cristalina, com vegetação de dossel contínuo formado por árvores lenhosas em regiões denominadas de matas ciliares, onde os sedimentos se acumulam ao longo dos leitos dos rios e os solos são mais profundos, permitindo o aprofundamento suficiente das raízes das árvores para o seu estabelecimento e desenvolvimento (RIBEIRO *et al.*, 2015; QUEIROZ *et al.* 2017).

Foram demarcados no solo 49 pontos de coleta de amostras de solo, que em conjunto formavam uma malha regular com dimensões de 60 x 60 m, e com espaçamento de 10 m entre os pontos. A coleta das amostras do solo foi realizada na camada de 0,0-0,3 m de profundidade e após a amostragem, o material foi devidamente armazenado e encaminhado para as análises.

ANÁLISE FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO

Em laboratório, parte das amostras de solo foi colocada para secar ao ar, posteriormente destorroada, e processada em peneira de 2 mm para as análises físicas. A umidade do solo foi determinada pelo método gravimétrico, no qual as amostras foram pesadas, para obtenção do peso úmido, e colocadas em estufa a 105 ° C. Logo após, os pesos secos foram medidos ao atingirem massa constante (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

A densidade do solo foi determinada através da razão entre a massa de solo após secagem em estufa a 105° C e o volume do cilindro, que corresponde ao volume original da amostra indeformada, em cm³. A porosidade total a macroporosidade (água retida a tensão de 6 kPa), microporosidade (diferença entre água retida a tensão de 6 kPa e solo seco) foram realizadas com o auxílio da mesa de tensão (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

As frações granulométricas de areia, silte e argila foram estabelecidas pelo método do hidrômetro utilizando um agitador mecânico como dispersante físico e 25 mL de hexametáfosfato de sódio como dispersante químico (DONAGEMA *et al.*, 2011).

A resistência à penetração (RP) foi medida com o auxílio de um penetrômetro de impacto modelo Stolf e a transformação da penetração da haste

do aparelho no solo (cm por impacto) em resistência à penetração, em Mpa, foi determinada pela equação descrita abaixo (Eq. 1). A avaliação da RP foi realizada com a contagem do número de golpes a cada 0,10 m, até uma profundidade de 0,20 m.

$$RP = \frac{Mg + mg + \left(\frac{M}{M + m} \times \frac{Mg \times h}{x} \right)}{A}$$

(Eq. 1)

Sendo: RP = resistência do solo à penetração, kgf cm⁻² (kgf cm⁻² x 0,098 = MPa); M = massa do êmbolo, 1,6 kg (M – 1,6 kgf); m = massa do aparelho sem êmbolo, 1,47 kg (m – 1,47 kgf); h = altura de queda do êmbolo, 54 cm; x = penetração da haste do aparelho, cm por impacto, e A = área do cone, 1,35 cm². Sendo as classes de resistência a penetração em Mpa estabelecidas e adaptadas do Soil Survey Staff (1993) como: baixa <0,1, moderada 0,1 – 0,2, alta 2,0 - 4,0 e muito alta 4,0 -8,0.

O carbono orgânico total foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico, com aquecimento, e titulado com sulfato ferroso amoniacal na presença do indicador Ferroin, segundo metodologia adaptada de Yeomans e Bremner (1988).

A respiração microbiana do solo foi realizada através da evolução C-CO₂ do solo de acordo com a metodologia de Grisi (1978), na qual amostras com 100 g de solo foram mantidas em frascos de vidro hermeticamente fechados, contendo um recipiente com 10 ml de KOH 0,5 N. Após incubação (25±2°C) por 15 dias, o CO₂ absorvido foi determinado por titulação com HCL 0,1 N, usando-se fenolftaleína e alaranjado de metila como indicadores.

A condutividade elétrica e o pH da solução do solo foram determinados através do extrato de saturação obtido a partir da sucção, com o uso de bomba de vácuo, da pasta saturada do solo e posterior leitura com o uso de um condutivímetro e um peagâmetro de bancada, respectivamente (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

PARÂMETRO VEGETACIONAL

Para estudo da vegetação foi utilizado o método proposto por Durigan (2003), que consiste no estabelecimento em campo de pequenas unidades amostrais distribuídas pela área de estudo, possibilitando uma representação

adequada da densidade e diversidade local. A forma e o tamanho das unidades amostrais, e as divisões do porte da vegetação, foram predefinidos seguindo a metodologia de Santos *et al.* (2009), onde para cada ponto da malha amostral foram estabelecidas parcelas de 6 m x 6 m para determinação do porte da vegetação local. A vegetação foi contabilizada e identificada através de consulta a chaves taxonômicas, com auxílio de especialistas, e através de comparações com as exsicatas disponíveis na coleção do herbário Dárdano de Andrade Lima da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA.

ANÁLISE DOS NEMATOIDES DO SOLO

Um volume de 300 cm³ do solo amostrado, foram homogeneizadas e com o auxílio de peneiras de 60 e 400 mesh foram processadas para extração dos nematoides, utilizando o método da flotação centrífuga proposta por Jenkins (1964). As suspensões obtidas foram colocadas em frascos e acondicionadas em geladeira até a contagem e identificação.

A densidade populacional dos nematoides foi estimada através de contagem de 1 mL do volume da suspensão na lâmina de Peters com o auxílio de um microscópio óptico 20 x em duas réplicas. Os resultados foram computados em número de espécimes por 300 cm³ de solo. Para as identificações dos taxa de nematoides, além do microscópio óptico 20x também foram utilizadas as objetivas de 40 e 100 x. Os nematoides foram classificados quanto ao hábito alimentar em cinco grupos tróficos (parasitos de planta, bacteriófagos, micófagos, predadores e onívoros), baseado na morfologia do estoma e esôfago (YEATES *et al.*, 1993). Os nematoides parasitos de planta foram identificados a nível de gênero (MAI; MULLIN, 1996) e os nematoides de vida livre a nível de gênero e família (TARJAN *et al.*, 1977).

Após a identificação, cada taxon foi classificado com base nos hábitos alimentares e nos grupos c-p (colonizador - persistentes), em guildas funcionais (BONGERS, 1990; BONGERS; BONGERS, 1998).

ÍNDICES ECOLÓGICOS DE NEMATOIDES

Baseados na comunidade de nematoides e usados para descrever a cadeia trófica do solo através dos grupos funcionais de nematoides como indicadores, foram calculados os índices de enriquecimento (IE) e estrutura (IS), e basal (IB). IE foi calculado da seguinte maneira $[IE = 100 \times (e / (e+b))]$ onde,

$e = Ke \times Ne$, sendo, Ke = peso atribuído ao grupo [Ba1 (*Rhabditidae*) e Mi2 (*Aphelenchus*, *Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*)] e Ne = abundância destes grupos e, $b = Kb \times Nb$ [Ba2 (*Cephalobidae*, *Acrobeles* e *Wilsonema*) e Fu2 (*Aphelenchus*, *Aphelenchoides* e *Nothotylenchus*)], sendo Kb = peso atribuído aos grupos e, Nb = abundância destes grupos; o (IS) é calculado como, $IS = 100 \times (s / (s+b))$ sendo os grupos Ba3-5 (*Prismatolaimus*), On 3-5 (*Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*) e Pr 2-5 (*Mononchus* e *Mononchulus*), o índice Canal (IC), indicador da via de decomposição predominante no solo, foi calculado como $IC = 100 \times (0,8 Fu2 / (3,2 Ba1 + 0,8 Fu2))$ e o índice Basal (IB) que avalia uma cadeia alimentar submetida a condições de estresse, limitação de recursos, foi calculado por $IB = 100 \times b / (e+s+b)$ (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001).

Foram determinados também as atividades metabólicas de parasitos de planta, bacteriófagos, micrófagos, onívoros e predadores (AMPP, AMB, AMM, AMO e AMP), que são baseadas nos indicadores de energia (Carbono) que entram na cadeia alimentar do solo através de seus respectivos canais. Esses cálculos são feitos com base no número de nematoides em cada táxon (N_t), no peso estimado dos nematoides em μg (W_t) e na classificação cp do táxon t e através da formula: $F = \sum(N_t (0,1(W_t/M_t) + 0,273(W_t/0,75)))$.

Tanto os atributos ecofisiológicos dos nematoides, reunidos em nível de gênero e família, quanto os cálculos de todos os índices utilizados, foram obtidos no programa NINJA –Indicador de análise conjunta de nematoides (SIERIEBRIENNIKOV *et al.*, 2014) pelo site Nemaplex (<http://plpnemweb.ucdavis.edu/nemaplex/>).

ANÁLISE ESTATÍSTICAS

Os dados foram submetidos a análise de correlação linear de Pearson ($p < 0,05$), para medir o grau de associação entre nematoides e espécies de plantas. Em seguida, foi utilizada a análise de rede para melhor visualização das interações com base nas conectividades entre os nematoides e as espécies de plantas da Caatinga. A análise de rede basicamente permite o resumo visual de muitas informações (CHAFFRON *et al.*, 2010), com ela é possível investigar as potenciais interações nematoide-planta por meio da correlação de Pearson, ajudando a decifrar a complexidade das relações, isso torna-se possível através de medições de várias propriedades, como a proporção de interações positivas e negativas, resiliência das comunidade, análise de centralidade para

identificação de centros e espécies-chave tanto dentro da comunidade de nematoides, quanto dentro da comunidade de plantas (BARBERAN *et al.*, 2012). Na rede gerada, os nós representam as variáveis, enquanto as arestas representam correlações positivas ou negativas entre os nós.

A análise de redundância (RDA) foi utilizada para verificar que atributos do solo explicam a maior parte das variações na comunidade de nematoides e nas espécies vegetais da Caatinga. Para avaliar o modelo, foi utilizado o teste de Permutação com 999 permutações ($\alpha=0,05$). Para seleção das propriedades do solo foi efetuada a seleção por forward após a análise de redundância.

A geoestatística permitiu avaliar a variabilidade espacial da nematofauna e da vegetação, e foi realizada através do ajuste do semivariograma clássico (JOURNEL, 1989). Com base na pressuposição de estacionariedade foi calculada a semivariância $\gamma(h)$ conforme Matheron (1963) e pela equação abaixo:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (Z(x+h) - Z(x))^2$$

Em que: h - espaçamento entre amostras, N(h) - número de pares, Z(x+h) e Z(x) - valores da propriedade de interesse nas locações (x+h) e (x)

Foram testados os modelos esférico, exponencial e gaussiano, de acordo com Deutsch *et al.* (1998). Através do ajuste do modelo matemático aos valores calculados, foram estimados os coeficientes do modelo teórico para o semivariograma: o efeito pepita (C0); o patamar (C0+C1); e o alcance (A).

A cokrigagem foi utilizada para fornecer informação covariável entre a variável primária (Nematoides) e a variável secundária (Vegetação) para obter resultados de interpolação mais precisos (McBRATNEY *et al.*, 2000). Para isso foi utilizado algoritmo com modelo isotópico, onde todas as variáveis são medidas nas mesmas localizações de amostra.

Anteriormente é medida a dependência espacial entre Zi e Zj através do variograma cruzado de acordo com a seguinte equação (GOOVAERTS, 1998):

$$\gamma_{ij}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{a=1}^{Z(h)} ([Z_i(x_a) - Z_i(x_a+h)] * [Z_j(x_a) - Z_j(x_a+h)])$$

O grau de dependência espacial (GDE) foi classificado de acordo com Cambardella *et al.* (1994), que é dado por $GDE = C/[C+C0]$ e sugere dependência forte < 25%; dependência moderada entre 25 e 75%; e dependência fraca > 75%.

Os modelos esférico, exponencial e gaussiano ajustados aos semivariogramas foram submetidos ao processo de validação cruzada “jack-knifing” (VAUCLIN *et al.*, 1983), considerando os valores da média próximo a zero e do desvio padrão próximo a um. Também foram avaliados os valores de R^2 . Em seguida foi efetuada elaboração de mapas de contorno a partir de estimativa dos dados em locais não amostrados pelo método da krigagem.

Para as análises de correlação de Pearson, análise de rede e RDA foram utilizando o R versão 4.0.3 (R Core Team 2020) com o auxílio dos pacotes ggplot2 (WICKHAN, 2016), corrplot (WEI; SIMKO, 2017), NetworkComparisonTest (VAN BORKULO *et al.*, 2015) e vegan (OKSANEN, 2020). Os mapas de contorno foram confeccionados utilizando o Software SURFER®, versão 13.0.

RESULTADOS

A abundância total de nematoides foi de 879 indivíduos por 300 ml de solo seco como uma média dos 49 pontos da malha amostral, e isso correspondeu a 17 taxa diferentes de nematoides como um todo. Destes, 5 eram bacteriófagos, 3 eram micófitos, 2 eram predadores, outros 2 eram onívoros e 5 eram herbívoros ou parasitos de plantas (Tabela 1). Os grupos tróficos mais abundantes foram os bacteriófagos (22.932), parasitos de plantas (10.439) e onívoros (5.777) respectivamente. Os taxa de nematoides dominantes foram *Acrobeles* e Rhabditidae (bacteriófagos), *Tylenchorhynchus* (parasito de planta) e *Dorylaimus* (onívoro) que juntos constituíram mais de 74% de dominância da comunidade (Tabela 1).

Em relação a composição florística, foram contabilizados 905 indivíduos no interior das 49 unidades amostrais (parcelas com 36 m² de área), que, além dos espécimes em regeneração (indivíduos juvenis de espécies arbustiva/arbórea não aptos a identificações), corresponderam a 20 taxa, onde 19 foram identificados a nível de espécies e 1 taxa identificado a nível de gênero (Tabela 2). Os indivíduos dominantes pertencem as espécies herbáceas e arbustivas, totalizando 49,08% da dominância total das espécies identificadas, entre elas: *Herissantia tiubae* (30,83%), *Alternanthera tenella* (10,72%), *Tacinga inamoena* (2,55%), *Manihot catingae* (1,66%) e *Cryptostegia madagascariensis* (3,32%) sendo essa última, assim como a *Prosopis juliflora* (Algaroba), uma

espécie exótica e invasora (espécie fora da lista de ocorrência natural no bioma Caatinga). Embora tenham representado as menores abundâncias, totalizando menos de 12%, as espécies arbóreas, apresentaram a maior diversidade encontrada, foram identificadas ao todo 13 espécies (Tabela 2).

A geoestatística mostrou que houve dependência espacial tanto para variável vegetal quanto para a nematofauna do solo. Nos mapas de contorno (krigagem), as regiões da malha regular onde apresentavam maior abundância total de vegetação, coincidiram com regiões de maior abundância total de nematoides do solo (Figura 2A e 2B). Uma regressão positiva ($R^2 = 0,52$, $p < 0,05$) para a correlação entre valores totais para vegetação e nematoides (Figura 2C), permitiu gerar um mapa de cokrigagem que seguiu uma regionalização mais semelhante a encontrada na krigagem da comunidade de nematoides (Figura 2D).

Na análise de correlação entre as espécies vegetais presentes na área e os nematoides do solo, observamos que entre os bacteriófagos, o gênero *Acrobeles* e outros taxa da família Cephalobidae (não identificados ao nível de gênero) e os pertencentes à família Rhabditidae apresentaram maior número de correlações positivas (Figura 3). As correlações positivas envolvendo esses nematoides foram maiores com a vegetação em regeneração, e espécie de porte herbáceo (*H. tiubae* e *A. tenella*) e herbáceo-arbustivo (*M. catingae*).

Aphelenchoides (micófagos), assim como *Dorylaimus* e *Mesodorylaimus* (onívoros) também apresentaram correlações positivas, tanto com vegetações de portes mais baixos, como ervas e arbustos, quanto com algumas espécies arbóreas. *Wilsonema* (bacteriófago) e *Dorylaimus* (onívoro) apresentaram correlações negativas com a espécies nativas *Mimosa tenuiflora*, e *Nothotylenchus* (micófago) com a espécie *Myracrodruon urundeuva*. Predadores apresentaram correlações negativas com as espécies *A. tenella*, *Sideroxylon obtusifolium* e *Cuspidaria* sp. (Figura 3).

Embora com coeficientes de correlações mais baixos, o gênero de planta *Cuspidaria* sp. e a espécie arbórea *S. obtusifolium*, apresentaram muitas correlações positivas com a nematofauna do solo (Figura 3).

Os nematoides parasitos de plantas apresentaram correlações positivas tanto com as espécies herbáceas e arbustivas quanto com espécies arbóreas. Dentre estes, *Paratylenchus* apresentou maior número de correlações com espécies arbóreas quando comparado com todos os outros nematoides

identificados na área. *Rotylenchulus* foi o único nematoide parasito de planta a apresentar correlações negativas com a vegetação (*H. tiubae* e *Aspidosperma pyrifolium*) (Figura 3).

Na análise de rede foram encontradas ao todo 62.9% de correlações positivas (linhas azuis) e 37.1% de correlações negativas (linhas vermelhas) (Figura 4A). É possível visualizar e confirmar as interações na análise anterior, onde a regeneração e a espécie herbácea *A.tenella*, apresentaram fortes correlações com bacteriófagos (*Acrobeles* e *Rhabditidae*), micófago (*Aphelenchoides*), onívoro (*Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*) e parasitos de plantas (*Tylenchorhynchus* e *Helicotylenchus*). É possível visualizar também a relações negativa dos predadores e do parasito de planta *Rotylenchulus* com algumas espécies de plantas e o número grande de correlações positivas de *Paratylenchus* com espécies arbóreas.

Para verificar a importância estatística e o possível papel de cada variável, seja ela espécies de plantas ou nematoides, dentro da rede de correlações, calculamos seus índices de centralidade e a influência esperada (Figura 4B). Na rede de correlações, os nematoides: *Dorylaimus*, *Mesodorylaimus*, *Acrobeles*, *Tylenchorhynchus*, *Aphelenchoides* e *Rhabditidae* tiveram respectivamente maior força dentro do índice de centralidade. Já dentre as espécies de plantas as maiores forças dentro do índice de centralidade foram respectivamente da regeneração e das espécies *A. tenella* (herbaceae) e *S. obtusifolium* (arbórea) (Figura 4B).

Na RDA que relacionou as propriedades do solo e a nematofauna do solo, os primeiros dois eixos foram responsáveis por 28,5% da variância total (Figura 5A). As propriedades do solo que mais influenciaram positivamente a variação da nematofauna do solo foram a respiração microbiana a umidade e a MO do solo. A resistência a penetração, densidade do solo e argila influenciaram negativamente a maioria dos nematoides encontrados no solo.

A análise de RDA que relacionou as propriedades do solo e as espécies de plantas, os primeiros dois eixos foram responsáveis por 21,8% da variância total (Figura 5B). As propriedades do solo que mais influenciaram a vegetação foram a umidade, MO e respiração microbiana do solo, sendo possível observar relações positivas entre essas variáveis com a maioria das espécies de plantas, principalmente com a regeneração e as espécies herbáceas (*A. tenella*) e arbustivas (*C. madagascariensis* e *M. catingae*). A densidade e o pH do solo

influenciaram positivamente as espécies *T. inamoena*, *Ziziphus joazeiro* e *Poincianella pyramidalis*. A resistência à penetração apresentou fortes influência negativa com a maioria das espécies de plantas.

Os índices baseados nas comunidades de nematoides mostraram que a área apresenta uma condição mais enriquecida e estruturada já que os valores médios de $IC < IB < IS < IE$ (Figura 6A). A análise faunística, permitiu situar a comunidades de nematoide no quadrante B apresentando características de baixo a moderado distúrbio, com uma cadeia alimentar enriquecida, estruturada e em condições de maturação, com canal de decomposição balanceado, e baixa relação C/N. Entre os índices de atividade metabólica, os maiores valores foram respectivamente para AMO e AMB seguidos por AMPP, AMM e AMP. No entanto, o AMPP apresentou maior amplitude entre os dois índices (Figura 6B).

DISCUSSÃO

Os resultados mostram que existe relações entre a comunidade de nematoides e espécies de plantas e propriedades do solo (relações nematoide-solo-planta) na Caatinga. Vários estudos sugerem que as propriedades edáficas do solo e a vegetação são os principais impulsionadores dos microrganismos e nematofauna do solo (NIELSEN *et al.*, 2014; FANG *et al.*, 2016; MEJÍA-MADRID, 2018; VAN DEN HOOGEN *et al.*, 2019; WILSCHUT; GEISEN 2020).

As relações existentes na área estudada indicaram que a distribuição espacial e composição da comunidade de nematoides do solo está fortemente relacionada com a vegetação na Caatinga. Para Vandeghechuchte *et al.* (2015), em solos com condições áridas, semiáridas ou desérticas as plantas que compõem a vegetação são responsáveis por favorecer a entrada da matéria orgânica e extraírem rapidamente qualquer umidade do lençol freático e que penetre no solo por precipitação, criando com isso condições alimentares e um gradiente de umidade na zona da raiz que favorece o estabelecimento populacional de nematoides na rizosfera, principalmente os parasitos de planta (H3), bacteriófagos (Ba1 e Ba2) e micófagos (Mi2).

Em contrapartida os nematoides excretam nitrogênio inorgânico, principalmente na forma de $+NH_4$, e estimulam a mineralização de nitrogênio através de sua atividade de forrageamento, aumentando assim, a renovação de nutrientes e leva a um aumento no conteúdo de nitrogênio inorgânico do solo

(INGHAM *et al.*, 1985). A disponibilidade de nitrogênio é essencial para as atividades fisiológicas, influenciando o crescimento da planta mais do que qualquer outro nutriente (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000)

A coleta ocorreu durante início de período chuvoso (dezembro de 2018) para essa região e segundo Nielsen e Ball (2015), logo após as primeiras chuvas em ecossistemas de regiões secas, é comum o desenvolvimento rápido da vegetação herbácea e de regeneração. Na Caatinga, durante a estação chuvosa, o maior suporte de matéria orgânica e conseqüentemente forrageiro para a fauna do solo é dado pelas plantas do estrato herbáceo (LUNA *et al.*, 2015).

Essas espécies herbáceas, em seu processo evolutivo desenvolveram estratégias distintas para sobrevivência e estabelecimento no tempo e espaço nestas florestas sazonalmente secas e devido a isso se comportam como espécies colonizadoras quando submetidas as condições ideais de umidade de solo (ARAÚJO *et al.*, 2005; LE STRADIC *et al.*, 2015). No nosso experimento a umidade, MO e respirometria do solo influenciaram a vegetação de regeneração e a espécie herbácea *A. tenella*. O estabelecimento de espécies herbáceas e de regeneração resultam em uma intensa atividade de respiração dessas plantas e produção primária (WILSCHUT; GEISEN, 2020) dando condições para alimentação de invertebrados como os nematoides, mais especificamente os oportunistas de enriquecimento como Rhabditidae.

Sabe-se que Rhabditidae são nematoides oportunistas de enriquecimento (guilda Ba1), sendo maiores abundâncias relacionadas a ambientes com alta disponibilidade e/ou com aumentos repentinos nas fontes de alimentos como a matéria orgânica (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001). Os nematoides do gênero *Acróbeles*, e outros taxa da família Cephalobidae (não identificados ao nível de gênero) são caracterizados como oportunistas generalistas (guilda Ba2) e também responderam com correlação positivas a presença da vegetação herbáceas. Apesar de terem apresentado correlações parecidas, *Prismatolaimus* e *Wilsonema* não responderam tão fortemente a presença da vegetação, sendo as respostas da abundância desses nematoides mais relacionadas a fatores como tipos de alimentos, granulometria, umidade, entre outras características naturais do solo não avaliadas.

Aphelenchoides são caracterizados como oportunistas generalistas e geralmente se estabelecem após o ambiente rico em MO ser inicialmente

colonizado por Ba1 (Rhabditidae) e Ba2 (*Acróbeles*) (STEINAUER *et al.*, 2016; ZHANG, *et al.*, 2016).

A análise de RDA entre as propriedades do solo e os nematoides comprovou as relações existentes entre onívoros e a umidade, MO e respirometria do solo, essas variáveis impulsionaram o aumento da vegetação de regeneração e herbácea, favorecendo assim a produção primária, e conseqüentemente a abundância de microrganismos colonizadores como as bactérias e fungos. Estes por sua vez, são os principais recursos nutricionais dos nematoides bacteriófagos e micófitos (JIANG *et al.*, 2017), e estes organismos são as presas dos nematoides onívoros o que pode justificar as correlações encontradas entre a vegetação herbácea e arbustiva com *Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*.

Além disso, favorecida pela ocorrência de precipitações, o aumento de biomassa de raízes finas, emitidas principalmente pela regeneração e por espécies herbáceas e arbustivas, favoreceram o aparecimento de nematoides parasitos de planta (HOWLAND *et al.*, 2014), o que justifica as correlações positivas e significativas entre os gêneros *Tylenchorhynchus*, *Helicotylenchus* e *Xiphinema* com a regeneração e *A. tenella*.

Foram encontradas relações que podem ser aqui discutidas como ponto de partida iniciais, para novos estudos que possam explicar melhor essas relações isoladamente. Foi observado uma correlação negativa entre *Nothotylenchus* e a espécie de planta *M. urundeuva*. Tal espécie é conhecida como medicinal em regiões semiáridas do nordeste do Brasil, com relatos de propriedades antimicrobianas (SÁ *et al.*, 2008; MOHSEN *et al.*, 2018). Embora sejam escassos ou inexistentes estudos da relação dessa espécie de plantas com nematoides do solo, existem trabalhos que abordam sua atividade anti-helmíntica, devido principalmente ao seu alto teor de taninos (OLIVEIRA *et al.*, 2011; YOSHIHARA *et al.*, 2013; SOARES, *et al.*, 2018).

O nematoide parasito de planta *Rotylenchulus*, apresentou correlações negativas com as espécies *H. tiubae* e *A. pyrifolium*. Essas espécies de plantas da Caatinga têm em comum a presença de flavonoides tanto na parte aérea quanto nas suas raízes (SILVA *et al.*, 2005; LIMA *et al.*, 2017). Segundo Chin *et al.* (2018), parece mais provável que os papéis dos flavonoides nas interações planta-nematoide estão na defesa, ao invés de controlar o desenvolvimento vegetal, mas que cada táxon de nematoide possui suas particularidades

fisiológicas e que dependendo a sensibilidades de cada etapa do seu desenvolvimento possa existir relações negativas imposta pelos flavanoides.

Pesquisas futuras podem ser direcionadas para identificar mecanismos pelos quais os flavonoides presentes tanto na *H. tiubae*, quanto na *A. pyrifolium* possam atuar diretamente ou indiretamente no comportamento e na sobrevivência de *Rotylenchulus*. Sabe-se que *Rotylenchulus* sofre embriogênese, eclode do ovo, passa por várias mudanças para chegar a um quarto estágio juvenil infectivo, e apenas a fêmea penetra na raiz do hospedeiro onde induzem os locais de alimentação (SMANT *et al.*, 2018). Dentre essas mudanças e fases da vida esse nematoide pode apresentar sensibilidade a compostos flavonoides presentes na serapilheira, nos exsudatos e até mesmo na raiz dessas plantas.

Não foram encontradas razões na literatura para a as correlações negativas dos nematoides predadores com as espécies de plantas que, no geral, apresentaram maiores correlações positivas com os demais nematoides do solo *A. tenella*, *Cuspidaria* sp. e *S. obtusifolium*. Sabe-se que o bioma Caatinga é composto por diversas comunidades rizosféricas com diferentes tipos de metabolismo e complexas relações, que variam de acordo com a disponibilidade hídrica, a temperatura do solo, espécie de planta, estado nutricional, idade da planta e resistência ao estresse e doenças, entre outros fatores (RIBEIRO *et al.*, 2015). Fatores não avaliados podem justificar a relação dos nematoides predadores em vegetação natural de caatinga. Enfatizamos a necessidades de maiores números de estudos da nematofauna em solos de áreas naturais deste bioma.

A correlação do parasito de planta *Paratylenchus* com maior número de espécies arbóreas, pode estar relacionado com o fato deste nematoide ser comum em fauna de vegetações naturais, com maior abundância de plantas perenes e árvores florestais (ČERMÁK; RENČO, 2010; GHADERI, 2019). Seu estilete bem desenvolvido permite que se alimentem de camadas mais profundas do córtex de raízes perenes dos hospedeiros (GHADERI *et al.*, 2016; GHADERI, 2019).

A análise de rede forneceu importantes informações do papel de cada nematoide e cada espécie de planta dentro das relações encontradas. O índice de centralidade mostrou que, apesar de não possuir as maiores abundancias, os nematoides onívoros (*Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*) tiveram maiores forças

dentro das relações de rede. Isso reforça a importância desse grupo na cadeia alimentar do solo, já que são centrais nas teias alimentares, por se alimentam de quase todos os organismos menores, incluindo os nematoides bacteriófagos, micófagos e parasitos de plantas, com isso são os responsáveis por regular a ciclagem de nutrientes (FERRIS; BONGERS; DE GOEDE, 2001).

Neste estudo, dentre os índices de atividade metabólica, a AMO foi o que apresentou maior valor de média, isso foi refletida forte presença dos nematoides *Dorylaimus* e *Mesodorylaimus*, sugerindo que a maior assimilação de recursos foi decorrente dos canais de onívoros, quando comparada as demais atividades metabólicas (FERRIS, 2010).

CONCLUSÕES

1. Os nematoides *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* apresentam grande dominância em áreas ripárias de Caatinga, onde vegetação de regeneração e espécies herbáceas são mais abundantes.
2. A distribuição espacial da nematofauna do solo foi influenciada pela presença da vegetação total em área ripária de Caatinga.
3. Respiração microbiana, umidade e matéria orgânica do solo exerceram maior influência na nematofauna e espécies vegetais;
4. A cadeia alimentar se apresentou de forma estruturada e em condições de maturação;
5. Os índices de atividade metabólica mostraram que maior assimilação de recursos foi decorrente dos canais de onívoros e bacteriófagos.
6. O diagnóstico de uma cadeia alimentar do solo estruturada e em condições de maturação foi bastante coerente tendo em vista a sua boa funcionalidade (impulsionada pela produção primária e regulada por comunidades de nematoides com níveis tróficos mais altos como os nematoides onívoros).

LITERATURA CITADA

ARAÚJO E.L.; SILVA, K.A.; FERRAZ, E.M.N.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SILVA, S.I. Diversidade de herbáceas em micro-habitat rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru-PE. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 285-294, 2005.

BARBERAN, A.; BATES, S.T.; CASAMAYOR, E.O.; FIERER, N. Using network analysis to explore co-occurrence patterns in soil microbial communities. **ISME J**, v. 6, p. 343–351, 2012.

BREDEMEIER, C.; E MUNDSTOCK, C.M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, v. 30, p. 365–372, 2000.

BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, n. 83, v. 1, p. 14-19, 1990.

BONGERS, T.; BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, n.10, p. 239-251, 1998.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; NOVAK, J. M.; TURCO, R. F.; KONOPKA, A. E. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1501, 1994. <https://doi:10.2136/sssaj1994.0361599500580005003>

CHAFFRON, S.; REHRAUER, H.; PERNTHALER, J.; VON MERING, C. A global network of coexisting microbes from environmental and whole-genome sequence data. **Genome Research**, v. 20, p. 947–959, 2010.

ČERMÁK, V.; RENČO, M. The Family Paratylenchidae Thorne, 1949 in the rhizosphere of grass and woody species in Europe: a review of the literature. **Helminthologia**, v. 47, p. 139-146, 2010.

CHIN, S.; BEHM, C.; MATHESIUS, U. Functions of Flavonoids in Plant–Nematode Interactions. **Plants**, v.7, p. 85, 2018.

CONTI, G.; DÍAZ, S. Plant functional diversity and carbon storage - an empirical test in semi-arid forest ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 18–28, 2012.

DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B.; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; MOREIRA, J.H.M., (ORG.). **Manual de métodos de análise do solo**. 2.ed. rev. Embrapa Solos. Rio de Janeiro-RJ, 2011.

DEUTSCH, C.V.; JOURNEL, A.G. GSLIB: **Geostatistical Software Library and User's Guide**. (2. ed.). New York: Oxford University Press, 1998. 369 p.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JÚNIOR, L.; VALLADARES, V. P. C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná e Fundação Boticário de Proteção à Natureza, 2003. pp. 455-478.

FANG, X.; YU, D.; ZHOU, W.; ZHOU, L.; DAI, L. The effects of forest type on soil microbial activity in Changbai Mountain, Northeast China. **Annals of Forest Science**, v. 73(2), p. 473–482, 2016. [https:// doi:10.1007/s13595-016-0540-y](https://doi.org/10.1007/s13595-016-0540-y).

FAUCON, M.-P.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. (2017). Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. **Trends in Plant Science**, v. 22, p. 385–394.

FERRIS, H.; BONGERS, T.; GOEDE, R. G. M. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. **Applied Soil Ecology**, n. 18, v. 1, p. 13-29, 2001.

FERRIS, H. Contribution of nematodes to the structure and function of the soil food web. **Journal of Nematology**, n. 42, v. 1, p. 63-67, 2010.

GHADERI, R.; GERAERT, E.; KAREGAR, A. **The Tylenchulidae of the world, identification of the family Tylenchulidae (Nematoda: Tylenchida)**. Ghent, Belgium, Academia Press. 2016. 454p.

GHADERI, R. The damage potential of pin nematodes, *Paratylenchus Micoletzky*, 1922 sensu lato spp. (Nematoda: Tylenchulidae). **Journal of Crop Protection**, v. 8, p. 243-257, 2019.

GOOVAERTS, P. Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physicochemical soil properties. **Bio Fertil**, v.27, p.315-334, 1998.

GRISI, B. M. **Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos**. Ciência e Cultura, São Paulo 1978.

HOBBIE, S. E. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, p. 357–363, 1978.

HOWLAND, A.D.; SCHREINER, R.P.; AND ZASADA, I. A. Spatial distribution of plant-parasitic nematodes in semi-arid *Vitis vinifera* vineyards in Washington. **Journal of Nematology**, v. 46, p. 321–330, 2014.

INGHAM, R.E.; TROFYMOW, J.A.; INGHAM, E.R.; COLEMAN, D.C. Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers: effects on nutrient cycling and plant growth. **Ecological Monographs**, v. 55, p. 119– 140, 1985.

JENKINS, W. R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Reporter**, v. 48, p. 692-708, 1964.

JIANG, Y.; LIU, M.; ZHANG, J.; CHEN, Y.; CHEN, X.; CHEN, L.; LI, H.; ZHANG, X.-X.; SUN, B. Nematode grazing promotes bacterial community dynamics in soil at the aggregate level. **The ISME Journal**, v. 11, p. 2705–2717, 2017. <https://doi:10.1038/ismej.2017.120>.

JOURNEL, A.G. **Fundamentals of Geostatistics in Five Lessons**. 8.ed. Short Courses in Geology, Washington, 1989.

LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F. A.O.; BUISSON, E.; CAZELLES, K.; CARVALHO, V.; FERNANDES, G. W. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. **Austral Ecology**, v. 40, p. 537–546, 2015.

LUNA, A.A.; CARNEIRO, M.S.S.; FURTADO, R.N.; SILVA, G.J.G.M.; CAMPANHA, M. M.; MEDEIROS, H.R. Levantamento florístico e fitossociológico em área de Caatinga manipulada durante o período chuvoso. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 17, p. 41-49, 2015.

MAI, W. F.; MULLIN, P. G.; LYON, H. H., LOEFFLE, K. **Plant-parasitic nematodes: a pictorial key to genera**. 4ed Ithaca: Cornell University Press, 1996.

McBRATNEY, A.B.; ODEH, I.O.A.; BISHOP, T.F.A.; DUNBAR, M.S.; SHATAR, T.M. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. **Geoderma**, v. 97, p. 293-327, 2000.

MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Ed. 1. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2013.

MOHSEN, S.F.; ABBASSY, M.A.; RABEA, E.I.; ABOU-TALEB, H.K. Isolation and antifungal activity of plant lectins against some plant pathogenic fungi. **Alexandria Science Exchange Journal**, v. 39, p. 161-167, 2018.

MEJÍA-MADRID, H. H. Soil nematode abundance and diversity from four vegetation types in Central Mexico. **Nematology**, v. 20, p. 15–32, 2018. <http://doi:10.1163/15685411-00003119>.

NEHER, D. A. Ecology of Plant and Free-Living Nematodes in Natural and Agricultural Soil. **Annual Review of Phytopathology**, v. 48, n. 1, p. 371-394, 2010.

NIELSEN, U.N.; AYRES, E.; WALL, D.H.; LI, G.; BARDGETT, R.D.; WU, T.; GAREY, J.R. Global-scale patterns of assemblage structure of soil nematodes in relation to climate and ecosystem properties. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 968–978, 2014. <https://doi:10.1111/geb.12177>

NIELSEN, U. N.; BALL, B. A. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. **Global Change Biology**, v. 21, p. 1407–1421, 2015.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12789>.

OLIVEIRA, L. M. B.; BEVILAQUA, C. M. L.; MACEDO, I. T. F.; DE MORAIS, S. M.; MACHADO, L. K. A.; CAMPELLO, C. C.; DE AQUINO MESQUITA, M. Effects of *Myracrodruon urundeuva* extracts on egg hatching and larval ensheathment of *Haemonchus contortus*. **Parasitology Research**, v. 109, p. 893–898, 2011.

OPSAHL, T.; AGNEESSENS, F.; E SKVORETZ, J. Node centrality in weighted networks: Generalizing degree and shortest paths. **Social Networks**, v. 32(3), p. 245–251.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M.; MORO, M. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. in DA SILVA, J. C.; LEAL, I.; TABARELLI, M, (eds.), **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham Springer, 2017. pp. 23-63.

RIBEIRO, E. M. S., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., SANTOS, B. A., TABARELLI, M., LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**. V. 52, p. 611-620.

SÁ, R. A.; GOMES, F. S.; NAPOLEÃO, T. H.; SANTOS, N. D. L.; MELO, C. M. L.; GUSMÃO, N. B.; COELHO, L. C. B. B.; PAIVA, P. M. G.; BIEBER, L. W. Antibacterial and antifungal activities of *Myracrodruon urundeuva* heartwood. **Wood Science and Technology**, v. 43, p. 85–95, 2008.

SANTOS, M. F. A. V.; GUERRA, T. N.; SOTERO, M. C.; SANTOS, J. I. N. Diversidade e densidade de espécies vegetais da caatinga com diferentes graus de degradação no município de Floresta, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, p. 389-402.

SMANT, G.; HELDER, J.; GOVERSE, A. Parallel adaptations and common host cell responses enabling feeding of obligate and facultative plant parasitic nematodes. **The Plant Journal**, v. 93, p. 686–702, 2018.

SOARES, A. M. S.; OLIVEIRA, J. T. A.; ROCHA, C. Q.; FERREIRA, A. T. S.; PERALES, J.; ZANATTA, A. C.; VILEGAS, W.; SILVA, C. R.; COSTA-JUNIOR, L. M. Myracrodruon urundeuva seed exudates proteome and anthelmintic activity against Haemonchus contortus. **PLOS ONE**, v. 13(7), e0200848, 2018.

SIERIEBRIENNIKOV, A. B.; FERRIS, H.; DE GOEDE, R.G.M. NINJA: na automated calculation system for nematode-dased biological monitoring. **European Journal of Soil Biology**, v. 61, p. 90-93, 2014.

SILVA, D. A.; COSTA, D. A.; SILVA, D. F.; SOUZA, M. F. V.; AGRA, M. F.; MEDEIROS, I. A.; BARBOSA-FILHO, J.M.; BRAZ-FILHO, R. Flavonóides glicosilados de *Herissantia tiubae* (K. Schum) Brizicky (Malvaceae) e testes farmacológicos preliminares do canferol 3,7-di-O-a-L-ramnopiranosídeo. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, v. 15, p. 23–29, 2005.

SOUZA LIMA, M.; OLIVEIRA BITENCOURT, M.; FURTADO, A.; TORRES-RÊGO, M.; SIQUEIRA, E.; OLIVEIRA, R.; ROCHA, H. A. O.; ROCHA, K.B.F.; SILVA-JÚNIOR, A.A.; ZUCOLOTTO, S.M.; FERNANDES-PEDROSA, M. *Aspidosperma pyrifolium* Has Anti-Inflammatory Properties: An Experimental Study in Mice with Peritonitis Induced by *Tityus serrulatus* Venom or Carrageenan. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 18, p. 2248, 2017.

STEINAUER, K.; CHATZINOTAS, A.; EISENHAUER, N. Root exudate cocktails: the link between plant diversity and soil microorganisms? **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 7387–7396, 2016.

TARJAN, A.C.; ESSER, R.P.; CHANG, S.L. An illustrated key to nematodes found in freshwater. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 49, p. 2318-2337, 1977.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa Solos, Brasília, 3. ed. rev. e ampl. 2017. 573p.

VAN BORKULO, C. D.; BOSCHLOO, L.; BORSBOOM, D.; PENNINX, B. W. J. H.; WALDORP, L. J.; SCHOEVEERS, R.A. Association of symptom network structure with the course of depression. **JAMA Psychiatry**, v. 72(12), 2015.

VAUCLIN, M.; VIEIRA, S. R.; VACHAUD, G.; NIELSEN, D. R. The Use of Cokriging with Limited Field Soil Observations¹. **Soil Science Society of America Journal**. v. 47, p. 175-184, 1983.

<https://doi:10.2136/sssaj1983.0361599500470002000>

Van Den Hoogen, J., Geisen, S., Routh, D., Ferris, H., Traunspurger, W., Wardle, D.A., de Goede, R.G.M., Adams, B.J., Ahmad, W., Andriuzzi, W.S., Bardgett, R.D., Bonkowski, M., Campos-Herrera, R., Cares, J.E., Caruso, T., de Brito Caixeta, L., Chen, X., Costa, S.R., Creamer, R., Mauro da Cunha Castro, J., Dam, M., Djigal, D., Escuer, M., Griffiths, B.S., Gutiérrez, C., Hohberg, K., Kalinkina, D., Kardol, P., Kergunteuil, A., Korthals, G., Krashevskaya, V., Kudrin, A.A., Li, Q., Liang, W., Magilton, M., Marais, M., Rodríguez Martín, J.A., Matveeva, E., Mayad, E.H., Mulder, C., Mullin, P., Neilson, R., Nguyen, T.A.D., Nielsen, U.N., Okada, H., Rius, J.E.P., Pan, K., Peneva, V., Pellissier, L., Carlos Pereira da Silva, J., Pitteloud, C., Powers, T.O., Powers, K., Quist, C.W., Rasmann, S., Moreno, S.S., Scheu, S., Setälä, H., Sushchuk, A., Tiunov, A.V., Trap, J., van der Putten, W.H., Vestergård, M., Villenave, C., Waeyenberge, L., Wall, D.H., Wilschut, R., Wright, D.G., Yang, J-i., Crowther, T.W., 2019. Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature (Lond.)* 572(7768), Yeates, G.W., Bongers, T., de Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S., 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *Journa. of Nematology* 25:315-331.

VANDEGEHUCHTE, M. L.; SYLVAIN, Z. A.; REICHMANN, L. G.; DE TOMASEL, C. M.; NIELSEN, U. N.; WALL, D. H.; SALA, O. E. Responses of a desert nematode community to changes in water availability. **Ecosphere**, v. 6(3), p. 1-15, 2015.

VAN DER PLAS, F. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. **Biological Reviews**, v. 94, p. 1220-1245, 2019.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D. Vegan: Community Ecology Package (Version 2.5-5), 2020.

WEI, T.; SIMKO, V. R package corrplot: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84), 2017.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2016.

WILSCHUT, R.A.; GEISEN, S., Nematodes as Drivers of Plant Performance in Natural Systems. **Trends in Plant Science**, v. 26, p. 237-247, 2020.

YEATES, G. W. Abundance, diversity, and resilience of nematode assemblages in forest soils. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 37(2), p. 216-225, 2007.

YEATES, G.W.; T. BONGERS, R.G. M.; DE GOEDE, D.W.; FRECKMAN, Y S.S. GEORGIEVA. Feeding habits in soil nematode families and genera – An outline for soil ecologists. **Journal of Nematology**, v. 25, p. 315-331.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p.1467–1476, 1988.

YOSHIHARA, E.; MINHO, A. P.; YAMAMURA, M. H. Efeito anti-helmíntico de taninos condensados em nematódeos gastrintestinais de ovinos (*Ovis aries*). **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, p. 3935, 2013.

ZHANG, J.; CHEN, G.; SUN, H.; ZHOU, S.; ZOU, G. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 876-883, 2016.

ZHANG, X.; GUAN, P.; WANG, Y.; LI, Q.; ZHANG, S.; ZHANG, Z.; BEZEMER, T.M.; LIANG, W. Community composition, diversity and metabolic footprints of soil nematodes in differently aged temperate forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 80, p.118–126, 2015.

Tabela 4. Comunidade de nematoides em área de Caatinga ripária na Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

Grupos tróficos	GF	A	Média ± SD	D (%)
Vida livre		32530,5	663,9 ± 588,4	75,70
Bacteriófagos		22932,45	334,9 ± 301,1	53,37
<i>Rhabditidae</i>	Ba ₁	6519	133,04 ± 116,8	15,17
<i>Acrobeles</i>	Ba ₂	14372,5	293,3 ± 284,7	33,45
<i>Cephalobidae</i>	Ba ₂	1012,95	16,60 ± 26,65	2,36
<i>Prismatolaimus</i>	Ba ₃	813,5	4,38 ± 7,46	1,89
<i>Wilsonema</i>	Ba ₂	214,5	4,37 ± 7,47	0,50
Micófagos		3326,9	67,9 ± 71,6	7,74
<i>Aphelenchus</i>	Mi ₂	362,2	7,39 ± 23,69	0,84
<i>Aphelenchoides</i>	Mi ₂	2407,5	49,13 ± 57,93	5,60
<i>Nothotylenchus</i>	Mi ₂	557,2	11,4 ± 18,8	1,30
Predadores		493,5	10,1 ± 17,7	1,15
<i>Mononchus</i>	Pr ₄	154,5	3,1 ± 8,9	0,36
<i>Monochulus</i>	Pr ₄	339	6,9 ± 13,3	0,79
Onívoros		5777,65	117,9 ± 169,9	13,45
<i>Dorylaimus</i>	On ₄	4900,65	100,0 ± 139,0	11,40
<i>Mesodorylaimus</i>	On ₅	877	17,9 ± 33,6	2,04
Parasitas de plantas		10439,7	213,1 ± 207,3	24,30
<i>Tylenchorhynchus</i>	H ₃	6282,7	128,2 ± 126,3	14,62
<i>Helicotylenchus</i>	H ₃	1851,2	37,8 ± 57,7	4,31
<i>Rotylenchulus</i>	H ₃	379	7,73 ± 11,9	0,88
<i>Xiphinema</i>	H ₅	1799,6	36,7 ± 58,15	4,19
<i>Paratylenchus</i>	H ₂	127,2	2,60 ± 8,07	0,30
Total		42970,2		100

A = abundância de nematoides em 300 cm³ de solo, Média ± SD = Número médio e desvio padrão, D (%): dominância de cada grupo trófico e taxa expresso em percentagem, GF: Guildas funcionais (combinação dos grupos tróficos e da escala de colonizadores – persistentes c-p),

Tabela 5. Densidade e diversidade das espécies vegetacionais naturais da Caatinga, em área ripária na Bacia Hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

Diversidade de Plantas			Total	Dominância (%)
Nome científico	Hábito	Nome Popular		
Regeneração	-	-	351	38,78
<i>Herissantia tiubae</i> (K, Schum) Brizicky	Herbáceo, Arbustivo	Mela Bode	279	30,83
<i>Alternanthera tenella</i> Colla,	Herbáceo	-	97	10,72
<i>Tacinga inamoena</i> (K, Schum,) N, P, Taylor e Stuppy	Arbustivo, subarbustivo	Quipá	23	2,55
<i>Manihot catingae</i> Ule,	Arbustivo, Arbóreo	Maniçoba-brava	15	1,66
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne,	Arbustivo	Unha do cão	30	3,32
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart,	Arbóreo	Pereiro	16	1,77
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart,	Arbóreo	Juazeiro	13	1,44
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L,P,Queiroz	Arbóreo	Catingueira	14	1,55
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Arbóreo	Aroeira	7	0,77
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Arbóreo	Angico	7	0,77
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl,	Arbóreo	Barauna	9	1
<i>Cuspidaria</i> sp,	Liana (trepadeira)	-	7	0,77
<i>Libidibia férrea</i> (Mart, ex Tul,) L,P,Queiroz	Arbóreo	Pau Ferro	5	0,55
<i>Ínga edulis</i> Mart,	Arbóreo	Ingazeira	5	0,55
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Humb, Ex Roem, & Schult,)	Arbóreo	Quixabeira	6	0,66
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M,P,Lima & H,C,Lima	Arbóreo	Angico Manso	5	0,55
<i>Maytenus rigida</i> Mart,	Arbóreo	Bom Nome	4	0,44
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild) Poiret	Arbóreo, Arbustivo	Jurema Preta	4	0,44
<i>Cereus jamacaru</i> L,	Arbustivo	Mandacarú	5	0,55
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw,) D,C,	Arbóreo	Algaroba	3	0,33
Total			905	100

Tabela 6. Modelo de semivariograma e grau de dependência espacial para as variáveis nematoide e vegetação da Caatinga, em área ripária na bacia hidrográfica do Rio Brígida, Parnamirim, PE.

Variável	Modelo Ajustado	C0	C+C0	A	r ²	C/[C0+C]	GDE	Jack-Knifing	
								Média	DP
Nematoídes	Exponencial	111000	674600	18.06	0.45	0.84	Fraca	-0.105	1.2
Vegetação	Exponencial	21.10	132.20	36.00	0.91	0.84	Fraca	0.019	0.8
Nematoídes x Vegetação	Esférico	1850.00	6186.00	18.00	0.93	0.70	Moderada	-	-

C0: efeito pepita, C: Patamar, A: Alcance, r²: coeficiente de determinação, GDE: Grau de dependência espacial, DP: desvio padrão.

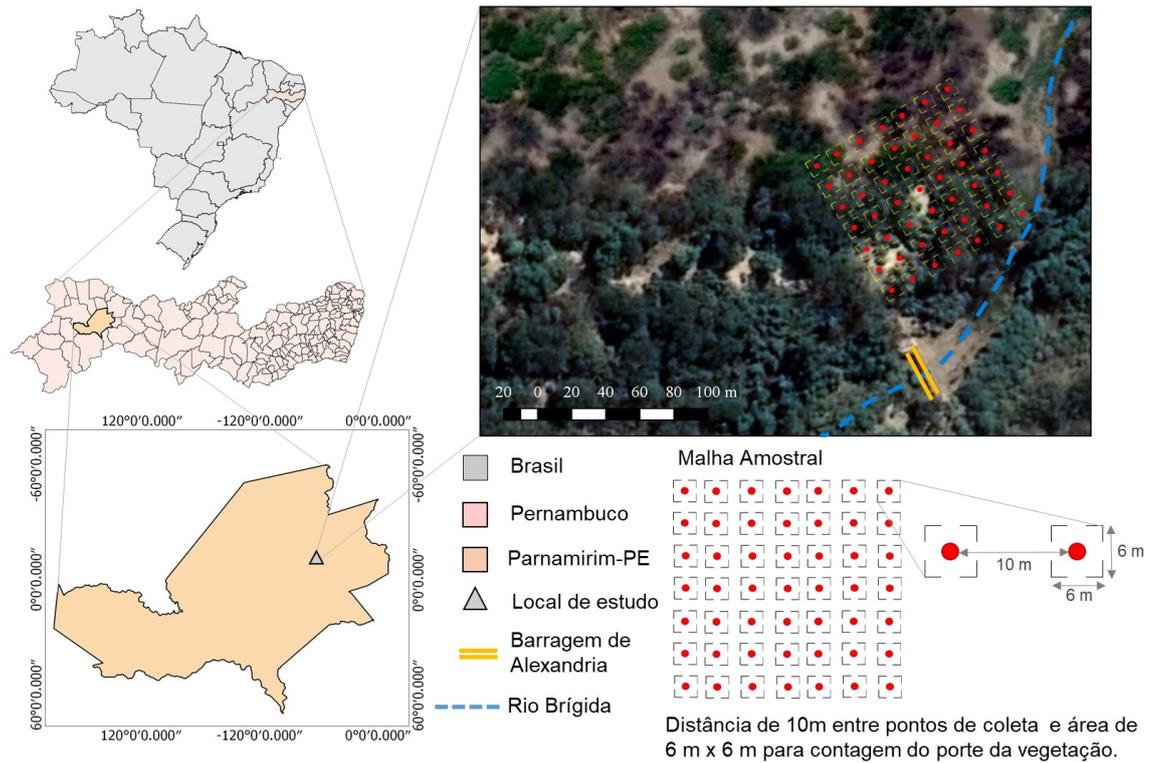


Figura 2. Mapa de localização da área de estudo e representação da Malha de amostragem com ponto de coleta e áreas de identificação e contagem da vegetação.

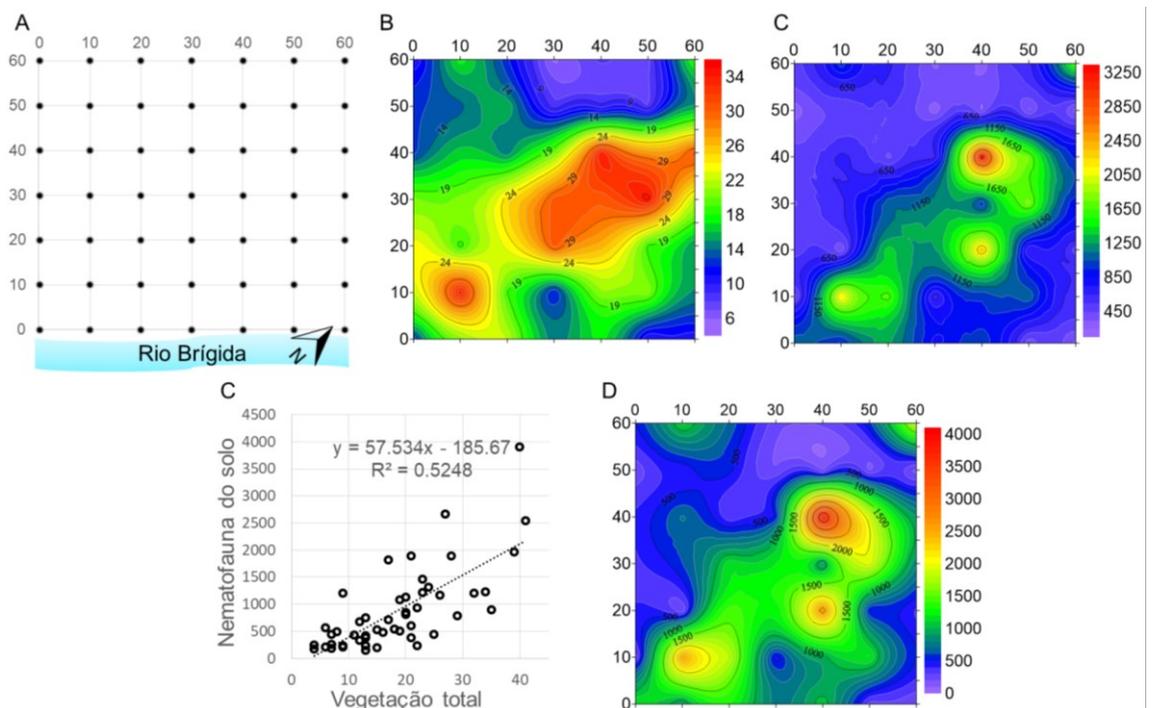


Figura 3. Mapas de contorno (krigagem) para Vegetação total (A) e Nematofauna (B), regressão entre a Variante (vegetação total) e covariante (nematofauna) (C)

e mapas de contorno (cokrigagem) entre vegetação total e nematofauna do solo. (D) em área ribeirinha de Caatinga.

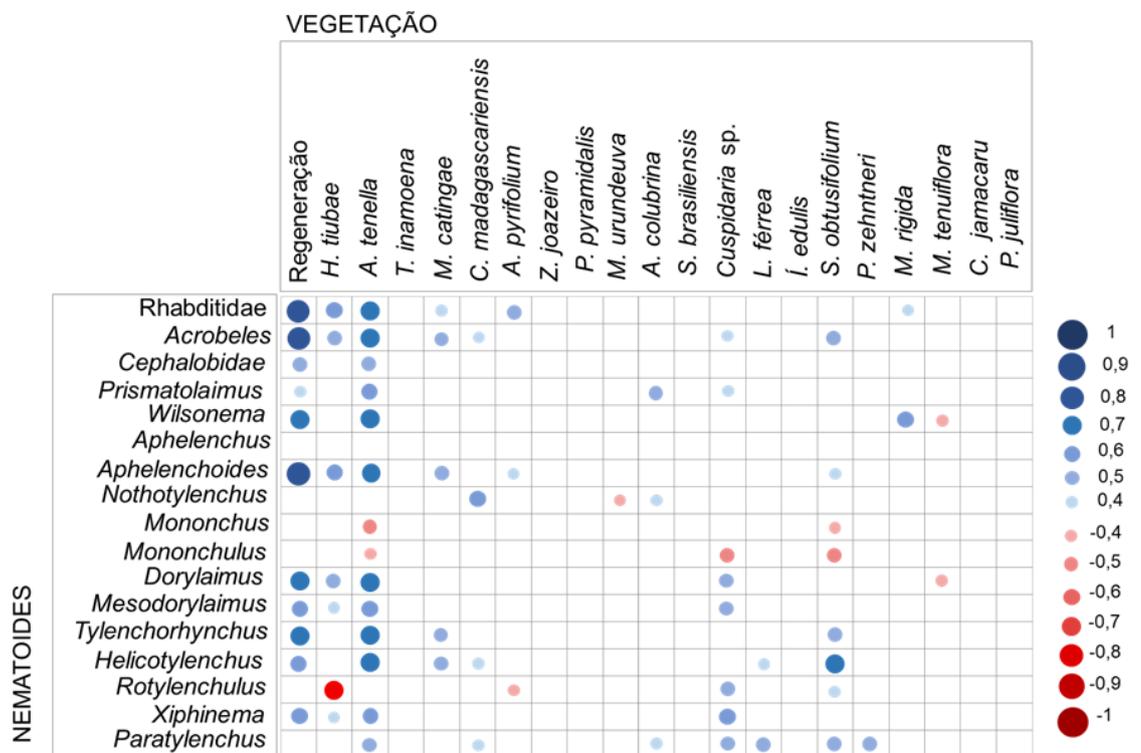


Figura 4. Correlação entre as espécies de plantas e a nematofauna identificados em área ribeirinha de Caatinga.

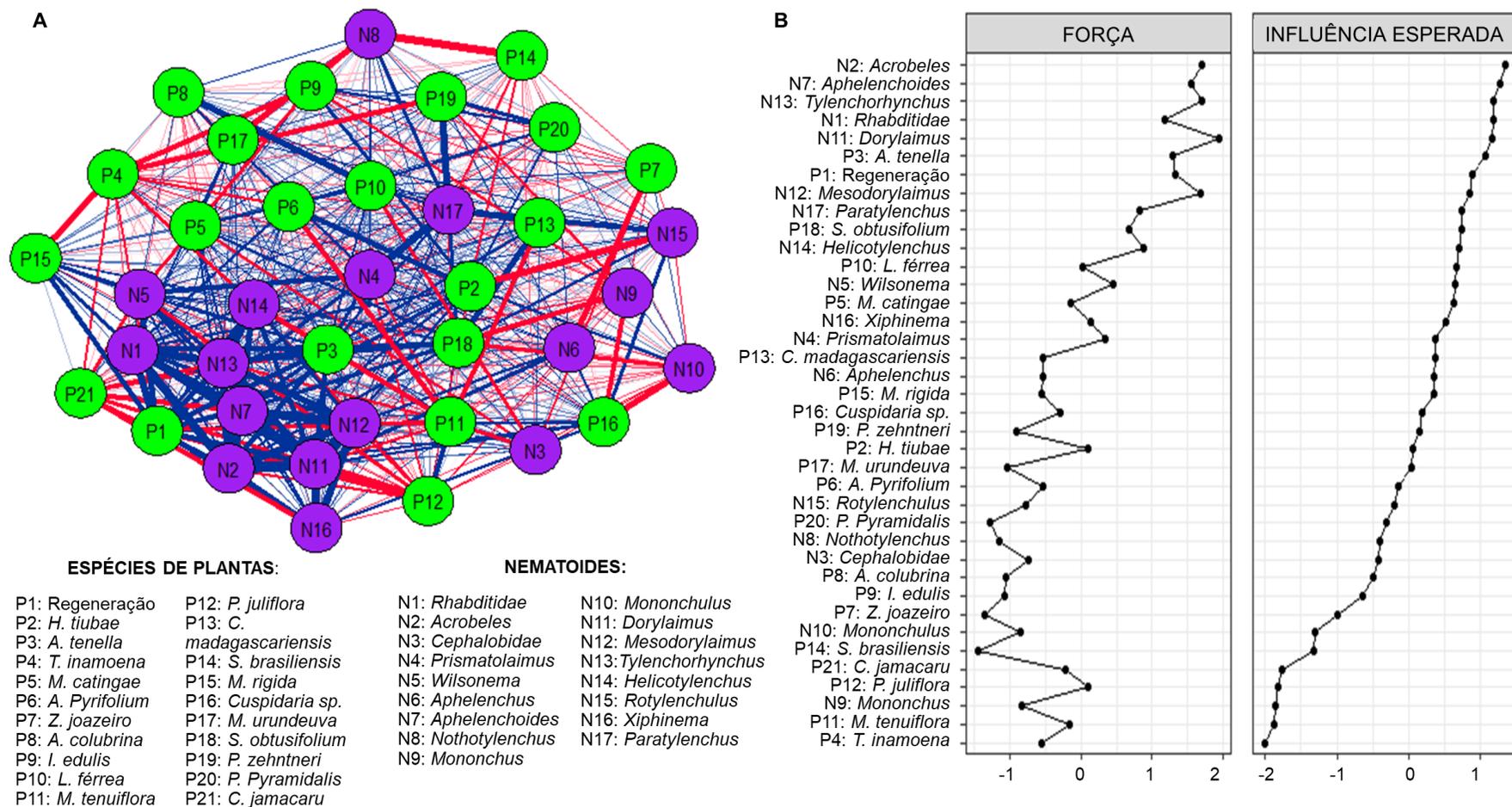


Figura 5. Rede de correlações (Network) Nematóide-Planta (A). Análise de centralidade com peso (força) e influência esperada de cada variável dentro da estrutura de rede (B). Pares de nós ligados por uma linha azul indicam correlações positivas, e Pares de nós ligados por uma linha vermelha indicam correlações negativas. As linhas de borda entre os nós representam as correlações e espessura indica a força da correlação de Pearson entre os nós.

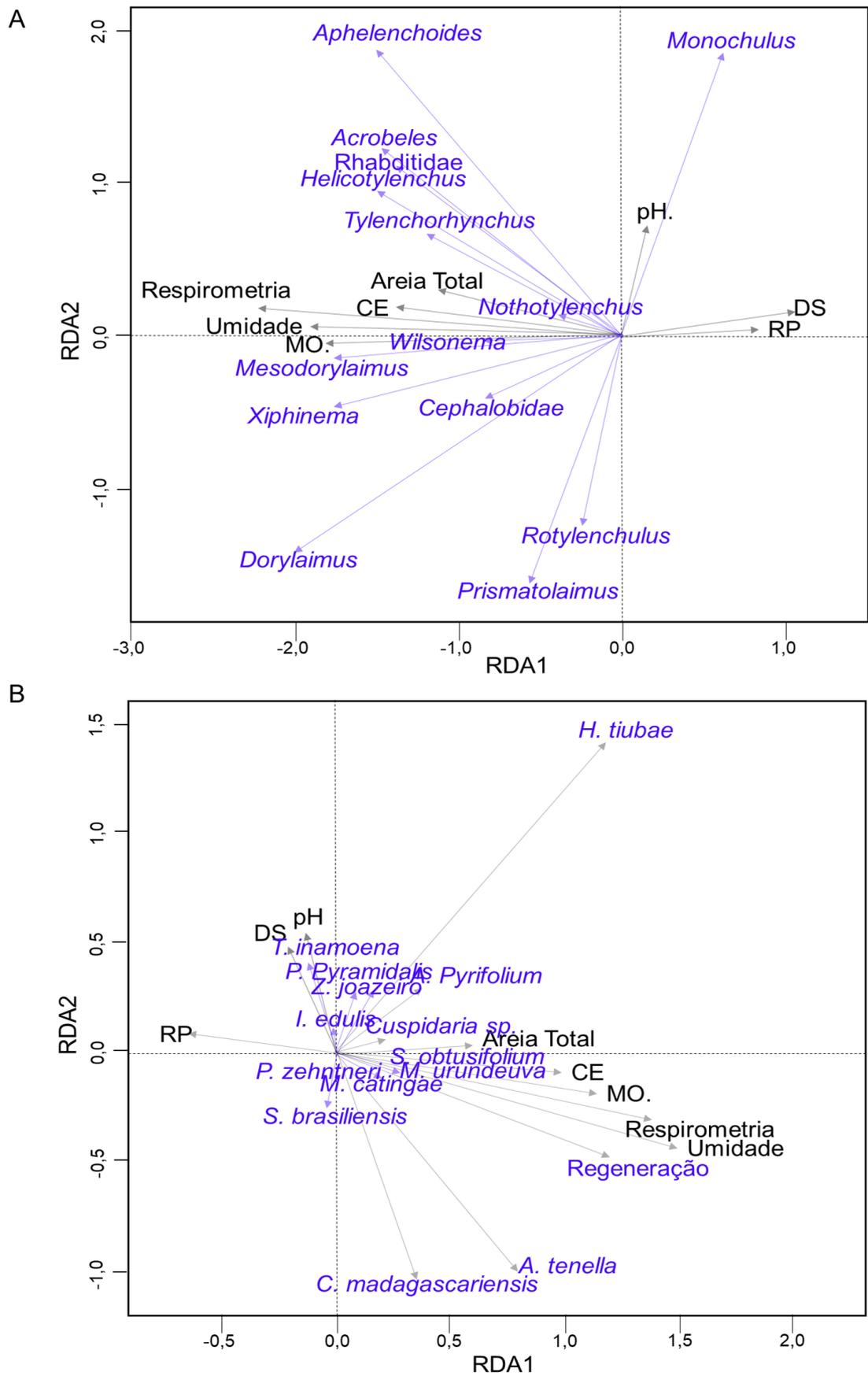


Figura 6. Análise de redundância (RDA) com base na relação entre as nematoides e propriedades do solo (A) e entre vegetação e propriedades do solo

(B). Onde: CE: condutividade elétrica do extrato de saturação do solo, MO: matéria orgânica do solo, DS: densidade do solo e RP: resistência do solo a penetração.

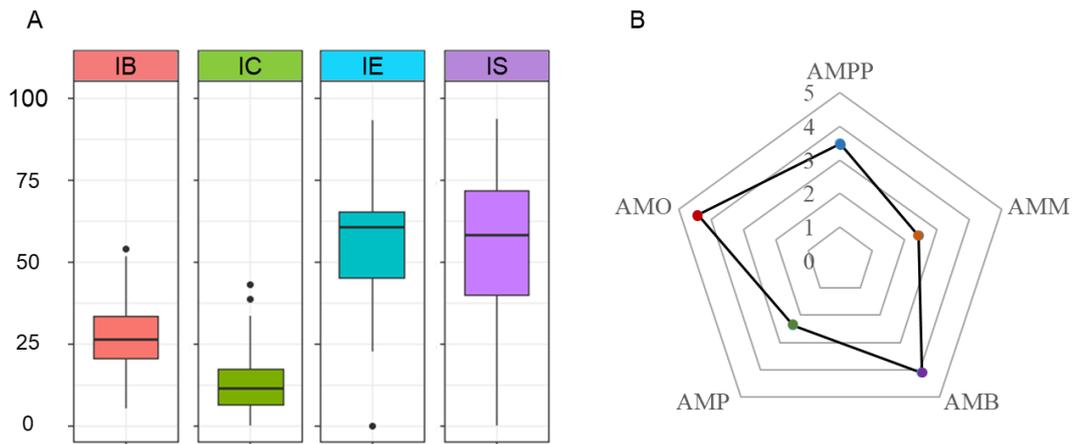


Figura 7. Boxplot dos índices basal (IB), índices de canal (IC), índice de enriquecimento (IE) e índice de estrutura (IS) (A). Gráfico radial (Radial plot) para os valores dos índices de atividades metabólicas (A). Onde, AMPP: Atividade metabólica dos parasitos de planta, AMM: Atividade metabólica dos micófagos, AMB: Atividade metabólica dos bacteriófagos, AMP: Atividade metabólica dos predadores e AMO: Atividade metabólica dos onívoros.

CONCLUSÕES GERAIS

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos, foram fornecidas informações relevantes a partir de investigações sobre estrutura, comportamento e distribuição espacial das comunidades de nematoides, bem como das propriedades do solo e vegetação em solos de áreas ribeirinhas de Caatinga. A ênfase estava na avaliação de como as diferentes formas de manejo do solo e fisionomias de caatinga refletem nas comunidades de nematoides do solo. As considerações finais podem ser resumidas da seguinte forma:

1. Tanto o tipo de manejo quanto as diferentes fisionomias da Caatinga influenciaram as variáveis ambientais do solo;

2. A nematofauna de solos ribeirinhos foi substancialmente afetada quando submetida à supressão da vegetação natural e dominada por espécies exóticas e invasoras.

3. A menor diversidade de nematoides e a ausência de nematoides predadores em área de vegetação modificada corroboram o distúrbio sofrido.

4. As fisionomias não influenciaram a abundância total e diversidade, mas afeta a composição da comunidade de nematoides do solo.

5. Os nematoides *Acrobeles* e *Tylenchorhynchus* apresentam grande dominância nos solos de áreas ripárias de Caatinga.

6. A distribuição espacial da nematofauna do solo foi influenciada pela presença da vegetação total em área ripária de Caatinga.

1. As espécies que compõem a regeneração (Altura < 50 cm) e lenhosas altas (Altura > 3m) influenciam indiretamente a composição das guildas de nematoides no solo;

2. A umidade, matéria orgânica e a respiração microbiana do solo exerceram maior influência na nematofauna e espécies vegetais;

3. Os índices de atividade metabólica mostraram que maior assimilação de recursos foi decorrente dos canais de onívoros e bacteriófagos.

4. O diagnóstico da cadeia alimentar do solo ribeirinhos de Caatinga estruturada e em condições de maturação foi bastante coerente tendo em vista a sua boa funcionalidade (impulsionada pela produção primária e regulada por

comunidades de nematoides com níveis tróficos mais altos como os nematoides onívoros).