



CAPÍTULO 4

ORGANISMOS: ECOSISTEMAS DO MARANHÃO E COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM

Glécio Machado Siqueira

Professor – Universidade Federal do Maranhão

Aldair de Souza Medeiros

Professor – Universidade Federal do Piauí

Guilherme Domingues Ferreira

Mestrando – Universidade Federal do Maranhão

Lucas Cardoso Marinho

Professor – Universidade Federal do Maranhão

Lailda Brito Soares

Mestranda - Universidade Federal do Maranhão

Mizalene Silva da Silva

Mestra - Universidade Federal Rural da Amazônia

Raysa Valéria Carvalho Saraiva

Professora - Universidade Federal do Maranhão

Camila Pinheiro Nobre

Professora – Universidade Estadual do Maranhão

1. ORGANISMOS E O INTEMPERISMO

A origem do solo está diretamente relacionada à ação do intemperismo de rochas, mas os organismos vivos (fauna e flora) desempenham um papel essencial nesse processo.

A seguir serão apresentados os principais grupos de organismos envolvidos na origem e na formação do solo:

a. Microrganismos

- Bactérias: decompõem a matéria orgânica, participam do ciclo do nitrogênio e ajudam na mineralização.
- Fungos: decompõem resíduos orgânicos complexos e formam micorrizas (associações simbóticas com raízes).
- Actinobactérias: intermediárias entre bactérias e fungos, importantes na decomposição de material orgânico resistente.

b. Organismos vegetais

- Algas e líquens: líquens (associação entre fungo e alga ou cianobactéria); colonizam superfícies rochosas e contribuem para o processo de intemperismo químico, liberando ácidos que desgastam as rochas.
- Plantas: Após os líquens, pequenas plantas colonizam o local, aumentando a formação de matéria orgânica, e suas raízes penetram nas fissuras das rochas e exercem pressão física, permitindo a fragmentação do material de origem; suas raízes exsudam ácidos orgânicos que contribuem para o intemperismo químico.

c. Fauna do solo (macro, meso e microfauna)

- Minhucas: Misturam camadas de solo, aumentam a porosidade e aceleram a decomposição.
- Cupins e formigas: Constroem túneis, promovem aeração e redistribuição de nutrientes.
- Outros invertebrados: Besouros, ácaros, colêmbolos — ajudam na fragmentação da matéria orgânica.

d. Homem

- Que pode contribuir ou retardar a formação do solo

2. ECOSISTEMAS DO MARANHÃO

O estado do Maranhão encontra-se na zona limítrofe entre o Cerrado, o qual faz parte da Diagonal Seca que corta o território brasileiro, e o domínio Amazônico, caracterizado pelas florestas úmidas sob forte influência hidrográfica. Essa zona de transição favorece o estabelecimento de diversas fitofisionomias resultantes das áreas de tensão entre estes diferentes domínios. Ao se afastar da Floresta Amazônica (Fig. 1A) em direção à região central do Brasil, a vegetação gradativamente torna-se com menor porte e com características xeromórficas.

É equivocado pensar que o Cerrado e a Floresta Amazônica possuem uma uniformidade de fitofisionomias. Distribuídos dentro destes grandes domínios, existem intensas variações florestais resultantes da distância de cursos d'água, tipos de solos e precipitação. O Cerrado, por exemplo, inclui: formações florestais, tais como as matas ciliares (Fig. 1C), mata de galeria e cerradão; há formações savânicas, tais como o Cerrado stricto sensu e veredas e formações campestre, tais como campo sujo, campo limpo e campo rupestre (Ribeiro; Walter, 2008). Ao passo que a Floresta Amazônica, em áreas de solo de textura arenosa podem ser observadas florestas de porte baixo, árvores esguias e campos de herbáceas que configuraram as campinaranas (Fig. 1D).

Além das florestas tipicamente amazônicas e do Cerrado, no Maranhão também é verificada uma área coberta pela Caatinga na fronteira com o Piauí e, consequentemente, zonas transicionais entre a Caatinga e o Cerrado, como o carrasco. No Norte, a vegetação e o solo do estado irão refletir a proximidade com o Oceano Atlântico e originar os ecossistemas costeiros, como manguezais (Fig. 1E), apicuns, restingas (Fig. 1F) e dunas (Fig. 1G). No Noroeste, o Maranhão detém uma das fitofisionomias mais interessantes, a mata de cocal (Fig. 1H), uma região de transição entre os três domínios presentes no estado, a Amazônia, o Cerrado e a Caatinga.

A vegetação pode atuar de maneiras distintas na formação do solo, com destaque para a ciclagem de nutrientes, adição de matéria orgânica nos horizontes superficiais, aumento da capacidade de retenção de água e nutrientes, além de contribuir na agregação do solo. Adicionalmente a vegetação pode contribuir na diminuição do impacto das gotas de chuva na superfície do solo, reduzindo as taxas de erosão e também oferecendo maior proteção contra as perdas de água por evaporação, mantendo a água por mais tempo no solo e dessa forma favorecendo as reações de hidrólise.



Figura 1. Fitofisionomias do Maranhão. A. Floresta Ombrófila Densa. B. Cerrado. C. Mata ciliar. D. Campinarana. E. Manguezal. F. Restinga. G. Dunas. H. Mata de cocaí. Fotos por L. Marinho, exceto B por R. Saraiva.

2.1. Cerrado

O Cerrado é a vegetação que ocupa a maior parte do território do estado do Maranhão, com cerca de 65% da área total (Sano et al., 2008). Em muitas referências o Cerrado maranhense é denominado transicional ou ecotonal, devido a presença de limites contíguos com a vegetação de restinga, matas de transição e principalmente com a Floresta Amazônica (Silva-Moraes et al., 2019). A heterogeneidade do Cerrado do Maranhão também está relacionada à ampla extensão que ocupa, em altitudes que variam de 200 a 800 m (Feitosa, 2006).

No Cerrado maranhense estão localizadas Unidades de Conservação (UCs) conhecidas pela exuberância da paisagem, importância biológica e para a sociobiodiversidade, tais como o Parque Nacional da Chapada das Mesas, Parque Estadual do Mirador, Reserva Extrativa Chapada Limpa e parte do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba.

A despeito dos valiosos serviços ecossistêmicos oferecidos nas áreas de UCs, o Cerrado maranhense tem apenas 12,5% da área protegida. Destas, 5,7% são áreas de proteção integral, da categoria parque, e 6,8% de uso sustentável, prevalecendo as Áreas de Proteção Ambiental (Spinelli-Araújo et al., 2016).

O domínio segue ameaçado pelo avanço de projetos agropecuários, que resultaram na redução das áreas de Cerrado na região Sudeste e no Centro-Oeste, quando o uso da terra foi ampliado após a década de 50 no Brasil (Cavalcanti; Joly, 2002). Nesse contexto, o Cerrado também é conhecido como um hotspot para conservação mundial, por ser um ecossistema ameaçado com grande número de espécies endêmicas (Myers et al., 2000). Os atuais “alvos” dos grandes projetos agropecuários são as maiores áreas de vegetação contínua remanescentes do Cerrado que ocorrem em porções do Maranhão, além das áreas no Tocantins, Piauí e Bahia (Pereira; Pauli, 2016).

O panorama atual do Cerrado maranhense é um grande mosaico de formações remanescentes, fragmentos envolvidos em matriz alterada, condicionada por distúrbios antrópicos de diversos tipos (Aquino; Miranda, 2008). Tendo em vista essas alterações na paisagem, faz-se necessário a continuidade de projetos de pesquisa com ênfase no conhecimento sobre a flora, que poderão resultar na identificação de espécies com potencial econômico, medicinal, alimentar, assim como contribuir para subsidiar planos de manejo para conservação.

A diversidade florística do Cerrado pode ser reconhecida pelas variações nos tipos de formações, que podem ser florestais, savânicas e campestres. Essas formações constituem diferentes fitofisionomias, termo aplicado para a aparência geral externa da comunidade, que se relaciona com características como a estrutura, organização e arquitetura da vegetação (Walter et al., 2011).

A formação florestal se refere a áreas com dossel com predomínio de espécies arbóreas, tais como as formações de mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão. A formação savânica é definida por áreas com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato graminoso, por exemplo, as fitofisionomias de cerrado típico, parque de cerrado, palmeiral e vereda. O termo campestre indica regiões com predomínio de espécies herbáceas e algumas arbustivas, tais como campo sujo, campo limpo e campo rupestre (Ribeiro; Walter, 2008).

Ao longo deste texto serão destacados resultados de projetos finalizados ou em andamento que resultaram em conhecimento acerca das fitofisionomias do Cerrado maranhense. Na maior parte desses trabalhos, a caracterização geral das áreas de Cerrado estudadas considera o cerrado típico como uma fitofisionomia savânica, um subtipo do cerrado sensu stricto, na qual predominam estratos arbóreo-arbustivos com ramificações tortuosas e geralmente há indícios de passagem do fogo; o cerradão tem estrato arbóreo com troncos retorcidos, poucas espécies decíduas na estação seca e há elementos florísticos de formação savânica; a mata de galeria é uma vegetação florestal perene que acompanha os pequenos rios e córregos, formando corredores fechados sobre o curso d'água e o cerrado rupestre, que é uma fitofisionomia savânica na qual crescem espécies herbáceas e há estratos arbóreo-arbustivos esparsos com ramificações retorcidas em afloramentos rochosos e solos bem drenados (Ribeiro; Walter, 2008).

Em levantamento de flora realizado no Parque Nacional da Chapada das Mesas (i.e. Saraiva et al., 2020), por exemplo, Fabaceae foi a família mais representativa, a qual também apresentou maior riqueza no cerradão, mata de galeria e no cerrado rupestre. Foram registradas espécies dessa família de hábito herbáceo (e.g. *Chamaecrista flexuosa* (L.) Greene), arbustivo (e.g. *Chamaecrista desvauxii* (Collad.) Killip), arbóreo (e.g. *Bowdichia virgilioides* Kunth) e trepador (e.g. *Centrosema platycarpum* Benth.). No cerrado típico e no cerrado rupestre do parque foi identificada a maior proporção de espécies endêmicas. Por outro lado, na mata de galeria e no cerrado rupestre foi verificada as maiores porcentagens de espécies exclusivas (que ocorrem somente nesta fitofisionomia), 77,59% e 73,02%, respectivamente (Saraiva et al., 2020). A exemplo disso, pode-se citar *Dyckia maranhensis* Guarçoni & Saraiva (Bromeliaceae), que ocorre somente no cerrado rupestre (Guarçoni et al., 2020).

As fitofisionomias de Cerrado mais estudadas no Maranhão quanto à fitossociologia, estrutura e composição foram o cerrado típico e o cerradão, em pesquisas realizadas em municípios, tais como Carolina, Chapadinha, Balsas, Mirador e Urbano Santos (e.g. Aquino et al., 2007; Figueiredo; Andrade, 2007; Medeiros et al., 2008; Silva et al., 2008; Conceição; Castro, 2009; Medeiros; Walter, 2012). Nessas fitofisionomias, entre as espécies com maior Índice de Valor de Importância, estavam: *Byrsinima pachyphylla* A.Juss. (Malpighiaceae), *Curatella americana* L. (Dilleniaceae),

Callisthene fasciculata Mart. (Vochysiaceae), para o cerrado sensu stricto (Medeiros et al., 2008); e *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima (Fabaceae), *Combretum mellifluum* Eichler (Combretaceae) e *Eugenia dysenterica* (Mart.) DC. (Myrtaceae) e *Plathymeria reticulata* Benth. (Fabaceae), para o cerradão (Aquino et al., 2007; Silva et al., 2008; Conceição; Castro, 2009).

Atualmente há um crescente número de pesquisas sobre a flora do estrato herbáceo-arbustivo no Cerrado maranhense (Silva et al., 2022), uma vez que a flora arbórea foi alvo de muitas pesquisas em décadas anteriores. Estudos fitossociológicos recentes consideraram esse estrato nas fitofisionomias de cerrado típico e de mata de galeria do Parque Nacional da Chapada das Mesas. Os resultados apontaram que o cerrado típico é mais homogêneo em termos de composição da vegetação e estrutura (menores valores de diversidade beta), quando comparado à mata de galeria. Em paralelo, às condições edáficas, a disponibilidade de Ca, estão significativamente relacionadas à composição e parâmetros estruturais nas duas fitofisionomias, confirmando a relação solo-vegetação no cerrado ecotonal maranhense. Na fitofisionomia de cerrado típico, *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze (Poaceae) e *Croton agoensis* Baill. (Euphorbiaceae) apresentaram os maiores valores de importância. Na mata de galeria, por sua vez, as espécies com maior valor de importância foram *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (Burseraceae) e *Bauhinia dubia* G.Don (Fabaceae) (Saraiva et al., 2024).

Paralelamente, levantamentos taxonômicos sistemáticos no Cerrado maranhense possibilitaram descobertas de espécies até então desconhecidas para a ciência ou ampliaram a distribuição geográfica da biodiversidade, oferecendo subsídios para a formulação de políticas de conservação. Exemplos recentes desses esforços são as novas espécies endêmicas do Cerrado maranhense: *Alstroemeria maranhensis* M.C.Assis & A.W.C.Ferreira (Alstroemeriaceae) (Ferreira et al., 2024); *Dyckia maranhensis* Guarçoni & Saraiva (Bromeliaceae) (Guarçoni et al., 2020); *Dizygostemon riparius* Scatigna & Colletta (Gentianaceae) (Scatigna et al. 2019) e *Turnera carolina* M.J.C.Silva & L.Rocha (Turneraceae) (Silva et al., 2023) ressaltam a relevância de investir continuamente em pesquisas sobre as fitofisionomias do Cerrado maranhense.

2.2. Floresta Amazônica

A Floresta Amazônica concentra a maior diversidade biológica da Terra e pode ser geograficamente definida pelas bacias hidrográficas dos rios que desembocam no rio Amazonas. Embora a maior parte da Amazônia esteja localizada no Brasil, esta também inclui importantes áreas nos países vizinhos como as Guianas, Colômbia, Peru, Venezuela e Bolívia. A influência das florestas úmidas amazônicas ainda alcança grande parte dos domínios fitogeográficos vizinhos como o Cerrado e o Pantanal.

No Brasil, é utilizado como instrumento legal de delimitação do domínio Amazônico tanto as áreas de floresta, quanto às áreas de influência em outros domínios, compondo o que chamamos Amazônia Legal. A Amazônia Legal compreende aproximadamente 59% do território brasileiro (IBGE, 2022) e inclui boa parte do Pantanal mato-grossense e Cerrado do Tocantins e Maranhão. Esta região encontra-se no limite leste do domínio amazônico e está sob a linha de devastação conhecida como “Arco do Desmatamento” (Nepstad et al., 1995), a qual inclui especificidades em cada microrregião, desde o desmatamento para criação de gado ou plantio de monoculturas, até a fragmentação florestal causada pela retirada de areia.

Assim como o Cerrado, a Amazônia maranhense possui diversas fitofisionomias associadas (Oliveira; Daly, 2001) e que são definidas majoritariamente pelo tipo de solo, disponibilidade de água e precipitação. Margeando os grandes rios da região são encontradas as áreas alagadas, como várzeas e igapós, e adjacentes a estas, as matas de galeria e ciliares.

A floresta de terra firme é uma das principais formações vegetacionais da região Amazônica, ocupando a maior parte da bacia e se estendendo por vastas áreas que permanecem acima do nível das cheias dos rios durante todo o ano (Vieira, 1992; Vicentini, 2001). Essas áreas integram as regiões de Floresta Ombrófila Densa, distribuídas em terrenos mais elevados e secos (IBGE, 2012), onde predominam solos com baixa fertilidade natural (Teixeira; Smyth, 1986). O ambiente é marcado por condições climáticas tipicamente tropicais, com temperaturas elevadas (médias em torno de 25 °C) e alta pluviosidade bem distribuída ao longo do ano (IBGE, 2012).

A vegetação é composta por um estrato emergente com árvores que ultrapassam os 40 metros de altura, um dossel fechado, um sub-bosque e um estrato inferior com arbustos, plântulas, herbáceas adaptadas à baixa luminosidade, lianas e epífitas em abundância (IBGE, 2012; IBAM, 2015). Essa floresta desempenha papel vital no equilíbrio ecológico e climático da Amazônia, pois exerce um importante papel na reserva de carbono, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas globais (Marengo; Souza Júnior, 2018), além disso, participa ativamente do ciclo da água, promovendo a evapotranspiração e influenciando os regimes de chuva em escala regional e até continental. Os rios voadores — massas de ar carregadas de umidade — são em grande parte alimentados pela umidade liberada pelas árvores dessa floresta (IBAM, 2015).

As fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa que ocorrem em áreas de terra firme na Amazônia correspondem a regiões que não são submetidas a alagamentos sazonais e apresentam características influenciadas principalmente pela altitude, pelo tipo de solo e pelas condições microclimáticas locais. Entre os grupos vegetais mais

representativos dessas formações destacam-se espécies das famílias Vochysiaceae (como os gêneros *Erisma* Rudge e *Vochysia* Aubl.) e Arecaceae (especialmente o gênero *Bactris* Jacq. ex Scop.), frequentemente dominantes no sub-bosque. Já em áreas de menor altitude, são comuns espécies arbóreas de grande porte, pertencentes às famílias Euphorbiaceae e Araliaceae, que contribuem significativamente para a diversidade estrutural e ecológica dessas florestas (IBGE, 2012).

Essa vegetação é caracterizada por uma composição florística diversa e, na porção leste da Amazônia, a qual integra a região maranhense, as áreas de terra firme abrigam espécies de alto valor comercial, como maçarandubas (*Manilkara* spp., Sapotaceae), ipês (*Handroanthus* spp. e *Tabebuia* spp., Bignoniaceae), jatobás (*Hymenaea* spp., Fabaceae), sapucaias (*Lecythis* spp., Lecythidaceae) e cedro (*Cedrela odorata* L., Meliaceae). Entre os estados brasileiros que compõem a Amazônia Legal, o Maranhão é o que apresenta os menores índices de preservação de florestas (Celentano et al., 2017). Este bioma já perdeu cerca de 75% de sua cobertura vegetal, principalmente em decorrência do desmatamento ilegal, da expansão da fronteira agrícola e da exploração madeireira seletiva (ZEE, 2019). Essa situação evidencia a urgência de políticas públicas eficazes, ações de fiscalização ambiental e iniciativas de conservação que promovam o uso sustentável dos recursos naturais, a proteção da biodiversidade e a recuperação das áreas degradadas, garantindo a preservação das florestas de terra firme. Além destas, outras áreas integram o grupo de florestas não ou pouco inundáveis, como as campinaranas.

As campinaranas integram os chamados ecossistemas de areia branca (EABs), formações vegetacionais que se desenvolvem sobre solos predominantemente arenosos e são exclusivas do domínio Amazônico (Adeney et al. 2016). Esse tipo vegetacional ocorre no Brasil e em outros países que abrigam a Amazônia (Adeney et al. 2016). Ocupam áreas extensas e contínuas no alto curso da bacia do Rio Negro e no estado de Roraima (Anderson, 1981; Wittmann; Junk, 2016), mas no geral são áreas distribuídas em fragmentos ao longo da Bacia Amazônica (Anderson, 1981; Vicentini, 2004; Adeney et al., 2016; Fine et al., 2016), cobrindo aproximadamente 5% da área do domínio (Adeney et al., 2016).

As campinaranas são bastante heterogêneas e condicionadas ao tipo de solo, em grande parte Espodossolos, drenagem e microclima local, formando verdadeiras ilhas de diversidade, com características únicas e importantes para a biodiversidade amazônica (Anderson, 1981; Demarchi et al., 2018; Almeida et al., 2022). Por outro lado, o pequeno tamanho e o isolamento das manchas de areia branca (solos de textura arenosa) contribuem para o endemismo de espécies, apesar da relativamente baixa riqueza florística (Ter Steege et al., 2000; Demarchi et al., 2022). A vegetação que compõe as campinaranas varia em estrutura, podendo apresentar desde formações abertas com arbustos e gramíneas, até áreas mais densas, onde ocorrem árvores de pequeno a médio porte, geralmente com dossel baixo e folhagem esparsa (Oliveira; Daly 2001; IBGE, 2012).

No estado do Maranhão, essas áreas ocorrem de forma fragmentada, com manchas isoladas localizadas principalmente no noroeste do estado, abrangendo aproximadamente 100 km² nos municípios de Carutapera e Boa Vista do Gurupi, um valor subestimado considerando que a Amazônia se estende por 34% do território maranhense (ZEE, 2019). As campinaranas maranhenses apresentam grande diversidade fitofisionômica, incluindo formações florestadas, arborizadas, arbustivas e gramíneo-lenhosas. Cada uma dessas fitofisionomias está relacionada a variações na granulometria e na composição química do solo. Em áreas de transição com a vegetação arborizada, surgem poucas arvoretas raquíticas e isoladas (e.g. *Homalolepis trichilioides* (A.St.-Hil.) Devecchi & Pirani (Simaroubaceae) e *Clusia grandiflora* Splitg.), com a formação de touceiras de *Encyclia granitica* (Lindl.) Schltr. (Orchidaceae).

A vegetação arbustiva possui composição bastante uniforme e, à medida que se aproxima da vegetação herbácea, os arbustos tornam-se mais raquíticos e prostrados, cedendo espaço para espécies herbáceas, em sua maioria, das famílias Cyperaceae; Poaceae, Ochnaceae e Eriocaulaceae. Nestas áreas é comum encontrar trechos de solo exposto, geralmente causados pelo escoamento de água durante o período de alagamento. Nesses locais o solo é predominantemente arenoso e de coloração branca, com o lençol freático mais superficial, emergindo a poucos centímetros de profundidade do solo, especialmente no período chuvoso. Esse encharcamento favorece a formação de pequenos córregos temporários, nos quais há espécies palustres e aquáticas que se destacam e dominam o ambiente. Também é comum a ocorrência, ao longo de todo o ecossistema, exuberantes touceiras isoladas de buritirana (*Mauritiella armata* (Mart.) Burret, Arecaceae), como parte da vegetação característica.

No Noroeste do estado, em uma zona transicional entre a Amazônia, o Cerrado e a Caatinga ainda parte da Amazônia Legal, ocorre a mata de cocais, um tipo de vegetação quase endêmico do Maranhão com algumas manchas distribuídas no Piauí e Tocantins (Barreto et al., 2019). As matas de cocais ocorrem sobre terrenos com pouca elevação, predominantemente sobre rochas sedimentares, formada por comunidades vegetais caracterizadas pela predominância de diversas palmeiras (Barreto et al., 2019), dentre elas o babaçu (*Attalea speciosa* Mart. ex Spreng.), a juçara (*Euterpe oleracea* Mart.), o buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.) e carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore), com alto grau de endemismo (Pinheiro, 2011).

Nas várzeas e igapós, comumente chamados de alagados, as espécies são adaptadas para sobreviverem saturação hídrica periódica ou permanente, e desenvolvem em suas estruturas morfológicas e fisiológicas específicas necessárias, tais como as raízes respiratórias, caules com tecidos de reserva, mecanismos que auxiliam na troca gasosa em solos que contém uma baixa oxigenação.

As várzeas, de maneira geral, referem-se a um ecossistema composto por rios de água “branca” (e.g. Rio Solimões). O solo das florestas de várzea é caracterizado por sua heterogeneidade e fertilidade natural, resultado de uma deposição de sedimentos fluviais e flúvio marinhos durante suas cheias. Tendem a apresentar restrições em sua drenagem, o que influencia significativamente a composição florística e estrutura da vegetação (Segovia et al., 2020). Como são fertilizados anualmente devido aos nutrientes depositados durante as enchentes, as florestas de várzea apresentam boas condições para a agricultura e criação intensiva de gados em campos naturais, respeitando as limitações impostas pelo código florestal (Canto, 2007). Nesse ecossistema há abundância de palmeiras e ervas graminíformes, onde se destacam o açaí (*Euterpe oleracea*) e o buriti (*Mauritia flexuosa*). Por outro lado, os igapós são formações florestais inundadas por rios de águas claras ou pretas caracterizadas por baixos níveis de nutrientes e acidez (Lima Filho et al., 2004). Os igapós são vegetações pobres em biomassa e com relativa baixa diversidade de espécies, porém é rica em endemismos e possui.

Na microrregião da Baixada maranhense, os campos inundáveis possuem solo argiloso com grande retenção de água, onde há oferta de variados serviços ecossistêmicos, o que determinou o reconhecimento dessa área úmida como um sítio Ramsar no ano 2000 (MMA, 2016). Os campos atingem nível máximo de inundação entre os meses de abril e maio durante o período chuvoso. Por outro lado, entre novembro e dezembro, durante o período seco, ocorre o menor nível de inundação (Araújo et al., 2021). Essa sazonalidade é importante, pois está diretamente relacionada com o crescimento e decomposição da vegetação aquática (Lopes et al., 2011). As plantas aquáticas e palustres desempenham um papel fundamental nos ecossistemas dos campos inundáveis, pois diminuem os níveis de nitrogênio e fósforo dissolvidos na água (Mocelin, 2021), atuam na produção de biomassa e controle de nutrientes, logo são organismos importantes para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Lima et al., 2011). A biodiversidade de plantas aquáticas e palustres na região Amazônica da região Nordeste é ecologicamente importante, mas ainda pouco estudada. Na região da Baixada maranhense, Barbiere e Pinto (1999) realizaram o primeiro estudo sobre plantas aquáticas no estado; Barbieri e Carreiro (2017) abordaram a ecologia de plantas aquáticas nos campos inundáveis de São Bento; Costa-Neto et al. (2002) estudaram as variáveis limnológicas de três ecossistemas aquáticos da Baixada.

Ao longo de todo o estado e associados a qualquer tipo de ambiente que possua cursos d’água ocorrem as matas de galeria e ciliares. As matas de galeria são constituídas por ambientes que sofrem uma influência direta de pequenos rios e córregos e seu solo geralmente é úmido e fértil (Ribeiro; Walter, 1998). São florestas sempre verdes onde o lençol freático se mantém próximo ou sobre a superfície do

terreno, inclusive na estação seca (Walter; Ribeiro, 1997; Ribeiro; Walter, 2008). As matas de galeria do Maranhão constituem-se como componentes importantes que atuam como corredores ecológicos que ligam os diferentes domínios.

As matas ciliares (ou florestas ripárias) são formações florestais que acompanham os cursos d'água de maior porte como dos rios das bacias do Gurupi, Pindaré, Turiaçu e Tocantins (Azevedo, 2002). Tais formações florestais atuam como zonas de amortecimento entre os corpos da água e os seus ecossistemas terrestres e possuem elevada diversidade florística com espécies típicas da Floresta Amazônica, além das espécies endêmicas comumente associadas aos ambientes ripários (Braga et al., 2014). A vegetação das florestas inundáveis possui variações estruturais relacionadas à intensidade e frequência das inundações. Nestas áreas é comum a presença de árvores de médio e grande porte como o anani *Symphonia globulifera* L.f. (Clusiaceae) e a andiroba (*Carapa guianensis* Aubl. (Meliaceae). Por fim, matas ciliares têm sido importantes para a descrição da biodiversidade, atuando como último refúgio para espécies de animais e plantas de médio e grande porte. Ao longo dos rios, também atuam como proteção natural contra o assoreamento dos cursos de água (Battilani et al., 2005).

2.3. Zonas Costeiras

O Maranhão possui a segunda maior extensão costeira do Brasil, a qual sofre forte influência dos domínios fitogeográficos adjacentes quanto à sua composição florística. A zona costeira maranhense faz parte do Litoral Amazônico ou Equatorial, o qual se estende da foz do Rio Oiapoque até o Delta do Parnaíba, na fronteira do estado do Piauí (Souza et al., 2024). O Litoral Amazônico, de maneira geral, caracteriza-se pela ocorrência de extensas áreas de manguezal. Embora seja uma faixa estreita que margeia o oceano, as zonas costeiras não são uniformes e também apresentam diversos tipos fitofisionômicos, alguns bem conhecidos, como as restingas, dunas e manguezais, e outros ainda pouco explorados como os apicuns.

No norte do Maranhão, entre o limite oeste e a Ilha de São Luís, a costa maranhense recebe influência da Floresta Amazônica e abriga uma extensa área de manguezais, a qual é contínua aos manguezais paraenses e configura-se como um Sítio Ramsar (MMA, 2016). No Maranhão, essa região está protegida sob a Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses, a qual abrange 16 municípios e mais de 2 milhões de hectares (MMA, 2016). Nesta área, como é comum nos manguezais e regiões estuarinas, os solos são limosos, pouco oxigenados e salinos, limitando a composição vegetal à espécies adaptadas a este ambiente (Souza et al. 2024). Às florestas desse tipo vegetacional, dá-se o nome popular de mangue, e grande parte do manguezal é coberto por espécies de *Rhizophora*

(Rhizophoraceae, “mangue-vermelho”), Avicennia (Acanthaceae, “mangue-preto”) e pelas Combretaceae: Laguncularia racemosa (L.) C.F.Gaertn. (“mangue-branco”) e Conocarpus erectus L. (“mangue-de-botão”). Estas espécies estão sujeitas ao regime diário das marés e seus processos ecológicos como polinização e dispersão são regulados pelo aspecto cíclico das marés.

As áreas de manguezais do estado são distribuídas de maneira desigual, estando também associadas à região de dunas à leste do estado e adentrando o continente por meio das margens dos rios onde há significativa variação de troca entre as águas dulcícias e salinas. Diferentemente das florestas de mangue, mas inseridas ou limítrofe a elas, estão os apicuns, caracterizados pela pouca ou nenhuma vegetação e alta salinidade (Schaeffer-Novelli, 1995). Essas áreas são regularmente inundadas nas preamarés de sizígia (Schaeffer-Novelli, 2005), sendo estas responsáveis pelo transporte de argilas e silte para fora dos apicuns, restando o material arenoso no local. Os apicuns estão expostos à luz solar intensa, condições estas que permitem apenas a colonização de espécies graminíferas, como *Paspalum maritimum* Trin. (capim-gengibre) e *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth (grama-da-praia), e suculentas halófitas, como *Batis maritima* L. e *Sesuvium postulacastrum* (L.) L. (beldroega-da-praia) (Braga; Marinho, 2021).

O manguezal da APA das Reentrâncias Maranhenses, a oeste, tem limite na Reserva Extrativista de Cururupu. A partir daí, o solo torna-se gradativamente com textura mais arenosa e configura as ainda pouco exploradas restingas amazônicas. Apesar de as restingas serem comumente tratadas como uma fitofisionomia associada à Mata Atlântica (Fernandes; Queiroz, 2015; Rabelo et al., 2024), a sua formação tardia, no período Quaternário, resulta em uma composição florística confluente ao domínio adjacente. Neste caso, as restingas do Maranhão, até o limite do município de Raposa, são formalmente inseridas no domínio Amazônico e, portanto, restingas amazônicas. A despeito de ser tratada como pobre em endemismo, inúmeros estudos têm demonstrado a riqueza das restingas do Maranhão por meio de levantamentos florísticos (e.g. Araújo et al., 2016; Penha et al., 2025) e identificação de espécies notórias (e.g. Scatigna et al., 2020; Salazar-Ferreira et al., 2024; Pereira et al., 2025).

À leste do Maranhão estão as restingas e dunas com maior influência do domínio do Cerrado e espécies de ampla distribuição na costa brasileira. É nesta região que está localizado o Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, uma extensão de terra de aproximadamente 302 hectares dominada por depósitos eólicos sedimentares arenosos. A maior parte do complexo Lençóis Maranhenses é formada por lagoas entremeadas às dunas e vegetação herbácea associada. Às margens das dunas ocorrem outros tipos vegetacionais como os campos de restinga, restingas arbustivas e arbóreas, florestas de cocais e matas de galeria, além de extensas áreas de manguezais (Rodrigues et al. 2019).

3. FAUNA INVERTEBRADA DO SOLO

O solo é um componente dinâmico e heterogêneo, essencial para manutenção dos ecossistemas (Lavelle, 2012; Bardgett E Putten, 2014), constituído por fatores bióticos e abióticos (Lavelle, 2012), cujos benefícios incluem as propriedades morfológicas, físicas, químicas, mineralógicas e biológicas próprias (Doran E Sarrantonio, 1996).

A fauna do solo é composta por organismos que vivem permanentemente no solo, desenvolvem alguma fase no solo, serapilheira ou no interstício solo-serapilheira (Aquino, 2001; Correia E Oliveira, 2000; Bardgett E Putten, 2014), e desempenham funções relevantes ao ambiente, devido as suas múltiplas interações nos ecossistemas. Para Correia (2002) E Baretta et al. (2003) esses organismos são essenciais para a funcionalidade do solo, uma vez que são sensíveis as alterações ambientais, o que viabiliza a sua utilização para aferir a qualidade do solo.

A fauna do solo é geralmente dividida e classificada em grupos para melhor entendimento da diversidade e funcionalidade dos organismos que a compõe. Uma das classificações mais utilizada refere-se as classes de tamanho corporal, que são divididas em microfauna, mesofauna e macrofauna do solo (Correia, 2000). Os organismos que compõe a microfauna são principalmente nematoídes, rotíferos e protozoários que apresentam tamanho corporal de 4 μm a 100 μm , regulam as populações de fungos e bactérias, influenciando indiretamente a ciclagem de nutrientes no ambiente (Aquino, 2001). Além disso, os organismos da microfauna, atuam na modificação da estrutura do solo (Lavelle, 1996), e são presas para outras populações (Wardle, 1997; Correia E Oliveira, 2000).

A mesofauna é composta por organismos ditos reguladores tróficos da microfauna e microflora, com variação no tamanho corporal de 100 μm a 2 mm. São organismos com maior movimentação no solo ou na interface solo-serapilheira, responsáveis pelo controle de outras populações edáficas, se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição e são atuantes na fragmentação de serapilheira (Brown et al., 2015). Os principais grupos dessa classe são Acari, Collembola, Diplopoda, Chilopoda, Diptera, Diplura e Protura, com maior diversidade e abundância para Acari e Collembola (Correia, 2002) importantes na função detritívora.

A macrofauna composta por organismos modificadores de propriedades físicas e químicas do solo, responsáveis pela formação de poros, galerias e túneis (Lavelle et al. 2006; Blouin et al., 2013; Oliveira et al., 2014), atuam na redistribuição de matéria orgânica e fragmentação de resíduos vegetais (Correia E Oliveira, 2000). Essa classe abrange invertebrados, com diâmetro corporal superior a 2 mm, composta por organismos fragmentadores de material vegetal, detritívoros, fitófagos, humívoros, xilófagos, predadores e herbívoros (Correia, 2002).

Dentro dessa classificação, devido as suas atribuições, maior mobilidade e atuação no interstício do solo, alguns grupos são denominados de “engenheiros do ecossistema”, pois, suas atividades modificam as propriedades físicas e a disponibilidade de recursos (Brown et al., 2001; Lavelle et al., 2006; Blouin et al., 2013).

Os organismos edáficos se relacionam a qualidade ambiental do solo, como parte ativa e sensíveis às interferências no ambiente (Baretta et al., 2003, e podem ser afetados pela quantidade e qualidade de matéria orgânica (Blouin; Vries et al., 2013; Wagg et al., 2014), temperatura (Gonçalves, 2017), textura do solo (Ayuke et al., 2011), composição vegetal (Moço et al., 2010; Korbolewsky et al., 2016; Gholami et al., 2017; Silva et al., 2019) e pelas atividades humanas (Domínguez et al., 2010; Bedano et al., 2016). Assim, esses fatores podem condicionar a abundância, riqueza e a distribuição dos organismos no espaço e no tempo, afetando principalmente as suas funções ecossistêmicas.

As primeiras observações sobre as interações ecológicas da fauna do solo ocorreram por volta da década de 80 (Anderson et al., 1983; Primavesi, 2002), quando foi iniciado os primeiros estudos que relacionavam a fauna edáfica as interações ambientais e consequentemente, as funções ecossistêmicas, tornando as primeiras referências da fauna do solo e dos processos de mineralização (Ingham et al., 1985) e de decomposição da matéria orgânica (Anderson et al., 1983 – Tabela 1).

Para associar a fauna do solo a uma função ecossistêmica, os grupos de invertebrados do solo são agrupados em categorias funcionais (Lavelle; Spain, 2001; Silva et al., 2013; Maggiotto et al., 2019), que são unidades gerais utilizadas para descrever a comunidade da fauna edáfica relacionando os grupos a uma funcionalidade desempenhada no ambiente (Brown et al., 2015). Os grupos funcionais podem ser definidos por categorias funcionais similares, morfológicas ou reprodutivas (Lavelle; Gilot, 1994), que exploram os mesmos recursos no ambiente.

Tabela 1. Distribuição da fauna edáfica em grupos funcionais e serviços ecossistêmicos

CATEGORIA TAXONÔMICA	GRUPO FUNCIONAL	AUTORES
Acari	Decompositores	SILVA et al., 2013.
Araneae	Predadores	MOÇO et al., 2005; DOMÍNGUEZ et al., 2010
Blattodea	Fitófagos, onívoros, detritívoros e transformadores de serapilheira	MOÇO et al., 2005.
Blattodea/Isoptera	Fitófagos, detritívoros, geófagos, rizófagos, engenheiros de ecossistemas e transformadores de serapilheira	OLIVEIRA et al., 2014. COUTO et al., 2015. CRISTALDO et al., 2016.
Chilopoda	Predador	KENNING et al., 2017; MAGGIOTTO et al., 2019.
Collembola	Decompositores, catalisadores de nutrientes e saprófagos	BERG et al., 2004; TORDOFF et al., 2008; DOMÍNGUEZ et al., 2010; YANG et al., 2012
Coleoptera	Fitófagos, detritívoros, rizófagos, predadores, parasitas e transformadores de serapilheira	POMPEO et al., 2016; GONÇALVES, 2017; BERNARDES et al., 2020.
Dermoptera	Fitófagos, onívoros, predadores e transformadores de serapilheira	BROWN et al., 2001.
Diplopoda	Detritívoro, transformador de serapilheira	ORGIAZZI et al., 2016.
Diplura	Saprófagos e predadores	SENDRA et al., 2021
Diptera	Transformadores de serapilheira, detritívoros, predadores e parasitas	RAFAEL et al., 2012
Hymenoptera (Formicidae)	Fitófagos, onívoros, detritívoros, rizófagos, engenheiros de ecossistemas e controladores de pragas	SAAD et al., 2017; MARTINS et al., 2018; VICENTE et al., 2018
Neuroptera	Predadores	BROWN et al., 2001.
Oligochaeta	Detritívoros, engenheiros de ecossistemas, transformadores de serapilheira e decompositores	AQUINO, 2001; MOÇO et al., 2010; BERNARD et al., 2012
Opillionida	Predador	BROWN et al., 2001.
Orthoptera	Fitófagos e predadores	SONG et al., 2018
Protura	Decompositores	ORGIAZZI et al., 2016.
Pseudoscorpiones	Predador	ORGIAZZI et al., 2016.
Symplyla	Saprófagos e decompositores	GOLOVATCH e LI, 2020
Thysanoptera	Predadores, saprófagos e herbívoros	MAGGIOTTO et al., 2019.

4. MICRORGANISMOS EDÁFICOS

Os microrganismos do solo são considerados os motores biogeoquímicos da pedogênese e da ciclagem de nutrientes. Ao promoverem o intemperismo biológico de minerais primários por meio da exsudação de ácidos orgânicos, sideróforos e redutases, comunidades bacterianas e fúngicas aceleram a liberação de cátions essenciais (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) e de P estrutural, contribuindo para a diferenciação de horizontes e para processos específicos de formação de solos como ferralitização, podzolização e gleização em contextos específicos de clima e material de origem (Uroz et al., 2022; Nicolitch et al., 2019).

Em paralelo, polímeros extracelulares microbianos (EPS) agem como agentes cimentantes, estabilizando agregados, modulando porosidade e retenção hídrica e, assim, retroalimentando a formação de estruturas pedológicas e a proteção físico-química de matéria orgânica (Zang et al., 2024). Essa estabilização é fundamental para a formação e persistência de matéria orgânica associada a minerais (MAOM), hoje reconhecida como o maior reservatório de C estável nos solos, cuja dinâmica resulta do acoplamento entre qualidade/estequiometria do aporte orgânico, composição microbiana e reatividade de superfícies minerais (Manzoni; Cotrufo, 2024; Cotrufo et al., 2019).

Dentre os grupos fúngicos, indivíduos dos filos Ascomycota e Basidiomycota desempenham papel singular na dinâmica da matéria orgânica. Espécies desses grupos degradam compostos recalcitrantes como lignina, cutina e celulose, os quais representam frações estruturalmente complexas da serapilheira. Os Basidiomycota incluem os chamados fungos de “podridão branca” e “podridão parda”, responsáveis pela oxidação enzimática da lignina e pela liberação de carbono e nutrientes para o sistema (Baldrian, 2019; Floudas et al., 2015).

Os indivíduos do filo Ascomycota, abundantes no solo e na serapilheira recém depositada, apresentam elevada capacidade de degradação de compostos solúveis e celulósicos, acelerando os estágios iniciais da decomposição e modulando a disponibilidade de substratos para outros microrganismos (Leifheit et al., 2024). Essa complementaridade funcional entre Ascomycota e Basidiomycota é essencial para o processo de humificação, conduzindo à formação de húmus estável, um dos componentes centrais na gênese e manutenção da fertilidade dos solos.

Outro filo fúngico reconhecido por sua importância nos solos é o Glomeromycota, com a maior parte de seus 371 representantes (Goto; Jobim, 2025) reconhecidos como simbiontes vegetais, com formação de micorrizas do tipo arbuscular. Os Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA) destacam-se pela expansão do volume de solo explorado via micélio extrarradicular, aumentando a difusão efetiva e a aquisição de P, N e micronutrientes. A ação dos FMA vai além da absorção direta. Suas hifas

transportam e organizam consórcios bacterianos especializados (inclusive fosfato-solubilizadores e fosfatases), promovendo a mineralização de P orgânico na zona hifosférica, um mecanismo recentemente elucidado em que bactérias “carreadas” ao longo das hifas elevam a disponibilidade de P para a planta e para a microbiota adjacente (Jiang et al., 2021).

Além disso, os FMA secretam a glomalina, uma glicoproteína de alta estabilidade que atua como potente agente cimentante de partículas minerais e orgânicas, favorecendo a agregação do solo e aumentando a resistência dos agregados à erosão. A glomalina está intimamente relacionada ao sequestro de carbono, pois sua recalcitrância confere ao solo um reservatório estável de Corgânico, com tempo de residência superior a outras formas de carbono microbiano (Rillig et al., 2015). Dessa forma, a ação combinada das hifas e da glomalina representa um mecanismo crucial na pedogênese, na manutenção da fertilidade e na resiliência estrutural do solo frente a perturbações antrópicas e climáticas (Son; Martinez; Kao-Kiniffin, 2024).

Evidências integrativas mostram que FMA reestruturam comunidades bacterianas do solo e elevam a disponibilidade de nutrientes em agroecossistemas de baixa fertilidade, com efeitos sobre produtividade e eficiência de uso de insumos (Han et al., 2025). Do ponto de vista pedogenético, as redes hifais e os EPS fúngicos favorecem a formação de macroagregados e a oclusão de partículas finas, mecanismos que incrementam a incorporação de necromassa microbiana à fração MAOM, fortalecendo a estabilidade estrutural e a resiliência do solo (Manzoni; Cotrufo, 2024; Zhang et al., 2024).

As bactérias fixadoras de N₂ exercem papel duplo na gênese e no funcionamento dos solos. Em simbioses clássico-leguminosas (*Rhizobium/Bradyrhizobium*), a entrada de N reconfigura gradientes de disponibilidade de nutrientes, altera pH rizosférico e retroage sobre taxas de intemperismo e de humificação. Já a fixação de vida livre (FLNF), mediada por diazotróficas heterotróficas e fototróficas (cianobactérias), é reconhecida como sensível ao tipo e à quantidade de carbono disponível, à estequiometria C:N:P, ao O₂, à umidade e ao regime de fertilização. Estes fatores modulam tanto a abundância da comunidade diazotrófica quanto as taxas instantâneas de fixação (Zhao et al., 2024; Dai et al., 2021; Smercina et al., 2019). Em ecossistemas e sistemas agrícolas com baixa entrada de N mineral, a FLNF pode representar fluxo relevante para o balanço de N, com implicações diretas para a pedogênese biológica (aumentando biomassa microbiana, produção de EPS e estabilização de agregados) e para a eficiência do uso de N em plantas não leguminosas (Zhao et al., 2024; Dai et al., 2021).

De forma integrada, a biogênese de agregados (via EPS microbianos e hifas de FMA), o intemperismo induzido por microrganismos e a formação de MAOM compõem um “tríplice acoplamento” que liga processos de microescala (interações célula-mineral-polímero) à evolução de propriedades de solo em escalas pedológicas. Essa perspectiva explica por que práticas de manejo que modulam entradas de C de qualidade (raízes finas, exsudatos), diversidade funcional microbiana e reatividade mineral (p.ex., textura, óxidos de Fe/Al) tendem a promover solos mais estruturados, férteis e resistentes a distúrbios — isto é, solos com pedogênese “biologicamente intensificada” e com maior capacidade de ciclagem eficiente de N e P (Manzoni; Cotrufo, 2024; Uroz et al., 2022; Cotrufo et al., 2019).

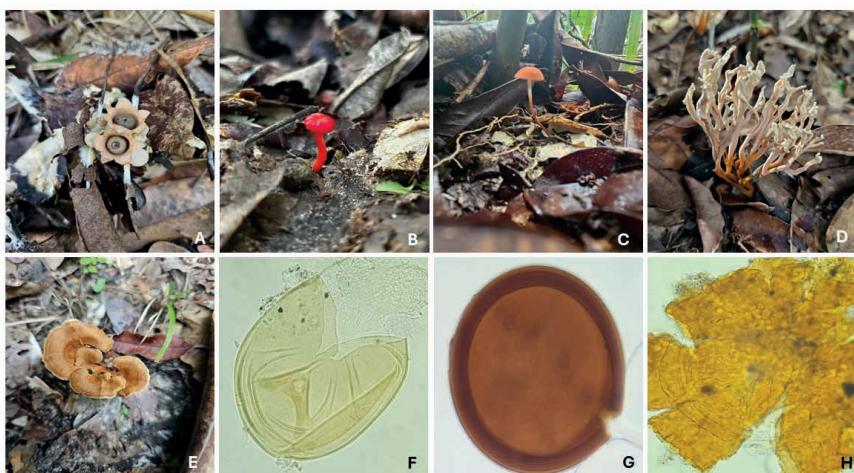


Fig. 2. Fungos decompositores e micorrízicos com ocorrência no Maranhão.
A - *Geastrum* sp.; B - *Hygrocybe* sp.; C - *Mycena* sp.; D - *Clavularia* sp.; E - *Trametes* sp.; F - *Acaulospora* sp.; G - *Gigaspora* sp.; H - *Ambispora* sp.

5. 5 O HOMEM, O SOLO E O MARANHÃO

Os povos originários do Maranhão incluem as etnias Ka'apor, Guajá, Tenetehara, Timbira, Kanela, Krikati e Gamela - e 20 territórios indígenas (FUNAI, 2025), sendo 17 já demarcados (Maranhão, 2023). Os principais grupos indígenas no Maranhão são:

Gamela: grupo que enfrenta desafios e conflitos por território e direitos.

Guajá: grupo conhecido por sua resistência e história de contato com o mundo exterior.

Guajajara: uma das maiores populações indígenas do Brasil, habitam diversas terras indígenas na margem oriental da Amazônia, no Maranhão.

Ka'apor: grupo que vive em áreas de floresta, com forte conexão com o meio ambiente.

Kanelo: grupo que faz parte do tronco Timbira.

Krikati: grupo que também faz parte do tronco Timbira.

Tenetehara: grupo que engloba os povos Tembé e Guajajara.

Timbira: grupo que inclui os povos Apanjekrá, Gavião, Krikati e outros.

De acordo com o Censo 2022, do IBGE (2022a, 2022b), o Maranhão tinha 57.214 indígenas de diversas etnias, com 72,93% vivendo em terras indígenas, e, entretanto, 15.488 estavam fora desses territórios, vivendo em cidades ou áreas não demarcadas.

Pesquisas arqueológicas evidenciam a relação íntima entre os povos originários do Maranhão e a pedogênese do solo, representando as atuais Terras Pretas de Índio (Figura 2a) ou na presença de sambaquis (Figura 2b).



Figura 3. Terra preta de Índio (a) e sambaqui (b) no Maranhão.

Ao longo da costa atlântica e dos rios amazônicos, vários exemplos de diferentes culturas cerâmicas arcaicas do Holoceno, que dependiam da pesca e da mariscagem, foram escavados e datados entre 8.000 e 4.500 AP (Roosevelt 1999).

Os povos indígenas do Maranhão enfrentam desafios como a ameaça de desaparecimento de suas línguas nativas e a luta pela garantia de seus direitos e território. Nas Terras Baixas do leste da América do Sul a discussão ainda é incipiente.

Os maiores avanços teóricos vieram com as discussões de Roosevelt (1999) e Oliver (2001, 2008). Ambos os autores argumentam que entre 3000-2000 BP nos sítios amazônicos há uma grande quantidade de fragmentos cerâmicos que formaram vasilhas utilizadas no preparo, consumo e armazenamento de alimentos, além de outros utilizados em atividades cerimoniais que envolviam práticas mortuárias de enterramento.

De acordo com NAVARRO (2023) as estarias do Maranhão (figura 2) são sítios pré-coloniais construídos sobre palafitas na região conhecida como Baixada Maranhense, dentro da Amazônia Legal. As estarias do Maranhão estão localizadas no Golfão Maranhense, que compreende terras com cotas altimétricas baixas que favorecem a formação de lagos, fazendo que os povos indígenas do Maranhão vivessem em palafitas, pois durante a estação chuvosa o nível da água alcança cotas mais elevadas.



Figura 4. Estacas do sítio de palafitas no lago Coqueiro, município de Olinda Nova do Maranhão, que ficaram aparentes na seca de 2012 (Alexandre Guida Navarro/UFMA).

Vestígios bem preservados de seus assentamentos se espalham por cerca de 40 mil quilômetros quadrados (quase a área do estado do Rio de Janeiro) nos trechos em que os rios Pindaré, Pericumã e Turiaçu, antes de desaguar no oceano, alargam-se e inundam as planícies vizinhas no período das chuvas, que vai de janeiro a junho (FAPESP, 2019). Os sinais que restaram desse povo indicam uma ocupação de até 2 mil anos, e desapareceram antes da chegada dos europeus às Américas, indicam que eram hábeis ceramistas e provavelmente trocavam mercadorias e conhecimento com outros grupos da Amazônia e de regiões do Caribe. Chamadas de estearias, as aldeias de palafita do Maranhão são conhecidas há quase 150 anos, mas só recentemente voltaram a ser estudadas com atenção. As estearias maiores podem ter abrigado em seu auge milhares de pessoas, indica um mapeamento detalhado de quatro das quase 20 estearias da Baixada Maranhense.

Na Ilha de Upaon Açu (ilha grande na língua do povo indígena Tremembé) ou Ilha de São Luís, encontram-se diversos sítios arqueológicos que descrevem a ocupação humana neste período, formando os chamados sambaquis. Sambaquis constituem um marco paisagístico, de quando estes assentamentos foram estabelecidos em um gradiente ecológico de elevada produtividade, como os manguezais, os grupos humanos pretéritos nele assentados percorreram uma área de captação de recursos que pode ser demarcada por meio do registro zooarqueológico (ARKLEY et al. 2016).

Bandeira (2018) descreve que a primeira sequência cronológica para um sambaqui da Ilha de São Luís foi obtida em 2008, com a escavação do Sambaqui do Bacanga, permitindo identificar três momentos de ocupação no sítio: um momento inicial datado em 6.600 anos A.P., que se estendeu até cerca de 760 anos A.P. As ocupações se associaram a um período ceramista pré-sambaquieiro, que foi substituído por grupos sambaquieiros, e finalizada com uma ocupação por povos agricultores-ceramistas no período pré-colonial (BANDEIRA, 2008, 2013, 2014a).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, a formação dos solos no Maranhão é resultado direto da ação integrada entre fauna, flora e ser humano ao longo do tempo. Animais e microrganismos transformam e enriquecem o solo por meio da decomposição, ciclagem de nutrientes e modificação da estrutura física. As plantas e líquens, por sua vez, aceleram o intemperismo de rochas e aumentam a matéria orgânica, estabelecendo as bases para o desenvolvimento dos ecossistemas terrestres. A participação humana, seja nas práticas tradicionais dos povos originários ou nas atuais formas de manejo, imprime marcas que potencializam a diversidade e a fertilidade do solo. Dessa forma, fica evidente que os organismos, em suas diferentes dimensões, são agentes fundamentais para a gênese, manutenção e renovação dos solos, sustentando a riqueza ecológica e cultural do Maranhão.

REFERÊNCIAS

- ADENEY, J. M.; CHRISTENSEN, N. L.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. White-sand ecosystems in Amazonia. *Biotropica*, v. 48, p. 7-23, 2016. DOI: 10.1111/btp.12293.
- ALMEIDA, M. R. N.; OLIVEIRA, I.; COSTA, J. G.; SILVA, T. T. S.; SILVA, S. S.; MELO, A. W. F. Ameaças à conservação do ecossistema das campinaranas no extremo oeste do estado do Acre. In: LIESENFELD, M. V. A. et al. (org.). Ciências ambientais na Amazônia. Rio Branco: Stricto Sensu, 2022.
- ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, A. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*, v. 22, p. 126-135, 2009.
- ANDERSON, A. B. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. *Biotropica*, p. 199-210, 1981. DOI: 10.2307/2388125.
- ANDERSON, J. M.; INESON, P.; HUISH, S. A. The effects of animal feeding activities on element release from deciduous forest litter and soil organic matter. *New Trends in Soil Zoology*, p. 87-100, 1983.
- AQUINO, F. G.; MIRANDA, G. H. B. Consequências ambientais da fragmentação de habitats no Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (ed.). Cerrado: ecologia e flora. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 383-395.
- AQUINO, F. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Espécies vegetais de uso múltiplo em Reservas Legais do Cerrado-Balsas, MA. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 47-149, 2007.
- AQUINO, A. M. Manual para macrofauna do solo. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2001. (Documentos, 130).
- ARAÚJO, A. C. M.; SILVA, A. N. F.; ALMEIDA JUNIOR, E. B. Caracterização estrutural e status de conservação do estrato herbáceo de dunas da Praia de São Marcos, Maranhão, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 46, p. 247-258, 2016. DOI: 10.1590/1809-4392201504265.
- ARAÚJO, N. A.; BARBIERI, R. Sustentabilidade dos ecossistemas do Maranhão – Baixada Maranhense. São Paulo: Gradus Editora, 2021.
- ARAÚJO, N. A.; PINHEIRO, C. U. B. Composição florística e fitossociologia das matas de aterrados do lago Formoso no município de Penalva, Baixada Maranhense, Amazônia Legal brasileira. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 25, p. 1-12, 2012.

ARAÚJO, T. L. K.; SOUSA, P.; AZEITIRO, U. M. M.; SOARES, A. M. V. M. Brazilian Amazonia deforestation and environmental degradation: analyzing the process using game, deterrence and rational choice theories. *Environmental Science and Policy*, v. 177, p. 46-51, 2021.

AYUKE, F. O.; BRUSSAARD, L.; VANLAUWE, B.; SIX, J.; LELEI, D. K.; KIBUNJA, C. N.; PULLEMAN, M. M. Soil fertility management: impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic matter allocation. *Applied Soil Ecology*, v. 48, p. 53-62, 2011.

BALDRIAN, P. The known and the unknown in soil microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 95, n. 2, fiz005, 2019. DOI: 10.1093/femsec/fiz005.

BANDEIRA, A. M. Ocupações humanas pré-coloniais na Ilha de São Luís – MA: inserção dos sítios arqueológicos na paisagem, cronologia e cultura material cerâmica. 2013. 1096 f. Tese (Doutorado em Arqueologia) – Museu de Arqueologia e Etnologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

BANDEIRA, A. M. Ocupações humanas pré-históricas no litoral maranhense: um estudo arqueológico sobre o sambaqui do Bacanga na Ilha de São Luís-Maranhão. 2008. 371 f. Dissertação (Mestrado em Arqueologia) – Museu de Arqueologia e Etnologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

BANDEIRA, A. M. Vinhais Velho: arqueologia, história e memória. São Luís: Foto Studio Edgar Rocha, 2014.

BANERJEE, S.; HE, Y.; GUO, X.; SI, B. C. Spatial relationships between leaf area index and topographic factors in a semiarid grassland: joint multifractal analysis. *Australian Journal of Crop Science*, v. 6, p. 756-763, 2011.

BARBIERI, R.; CARREIRO, J. G. Ecologia de macrófitas aquáticas em campo inundável na APA da Baixada Maranhense. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 27, p. 1-8, 2017.

BARBIERI, R.; PINTO, C. M. P. Study on the aquatic vegetation in the São Bento Country-Baixada Maranhense (Maranhão, Brazil). *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 1, p. 95-105, 1999.

BARDGETT, R. D.; PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, v. 515, p. 505-511, 2014.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; MAFRA, A. L.; WILDNER, L. P.; MIQUELLUTI, D. J. Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. *Revista de Ciência Agroveterinária*, v. 2, p. 97-106, 2003.

BARRETO, H. N.; PARISE, C. K.; ALMEIDA JÚNIOR, E. B. The Cocais Forest Landscape. In: SALGADO, A. A. R.; SANTOS, L. J. C.; PAISANI, J. L. (ed.). *The Physical Geography of Brazil*. Berlin: Springer Nature, 2019.

BATTILANI, J. L.; DIAS, E. S.; SOUZA, A. L. T. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, p. 597-608, 2005. DOI: 10.1590/S0102-33062005000300021.

BEDANO, J. C.; DOMÍNGUEZ, A.; AROLFO, R.; WALL, L. G. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. *Soil and Tillage Research*, v. 158, p. 100-109, 2016.

BERG, M. P.; STOFFER, M.; VAN DEN HEUVEL, H. H. Feeding guilds in Collembola based on digestive enzymes. *Pedobiologia*, v. 48, p. 589-601, 2004.

BLOUIN, M.; HODSON, M. E.; DELGADO, E. A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K. R.; et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science*, v. 64, p. 161-182, 2013.

BRAGA, K. B.; MARINHO, L. C. Similar, but not too similar: succulent plants on Carimã Beach, Maranhão, Brazil. *Haseltonia*, v. 31, p. 43-48, 2024. DOI: 10.2985/026.031.0106.

BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRÓN, J. C.; BUENO, J.; MORENO, A. G.; et al. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana*, p. 79-110, 2001.

BROWN, G. G.; NIVA, C. C.; ZAGATTO, M. R. G.; FERREIRA, S. A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; SANTOS, A.; et al. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M. et al. (org.). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Brasília: Embrapa, 2015. p. 122-154.

CANTO, O. Várzea e varzeiros da Amazônia. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2007.

CAVALCANTI, R. B.; JOLY, C. A. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (ed.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 351-367.

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G.; MUNIZ, F.; VARGA, I.; MARTINEZ, C.; CARNEIRO, M.; MIRANDA, M.; et al. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. *Land Use Policy*, v. 68, p. 692-698, 2017. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.07.041.

CONCEIÇÃO, G. M.; CASTRO, A. A. J. F. Fitossociologia de uma área de cerrado marginal, Parque Estadual do Mirador, Mirador, Maranhão. *Scientia Plena*, v. 5, p. 1-14, 2009.

CONIEGO, F. J.; ESPEJO, R.; MARTÍN, M. A.; SAN JOSÉ, F. Multifractal scaling of soil spatial variability. *Ecological Modelling*, v. 182, p. 291-301, 2005.

CORREIA, M. E. F. Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna de solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores de manejo do ecossistema. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2002. p. 23.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. Fauna do solo: aspectos gerais e metodológicos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. p. 46.

COSTA-NETO, J. P.; BARBIERI, R.; IBAÑEZ, M. S. R.; CAVALCANTE, P. R. S.; PIORSKI, N. M. Limnologia de três ecossistemas aquáticos característicos da Baixada Maranhense. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 15, p. 19-38, 2002.

COTRUFO, M. F.; RANALLI, M. G.; HADDIX, M. L.; et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, v. 12, p. 989-994, 2019. DOI: 10.1038/s41561-019-0484-6.

COUTO, A. A. V. O.; ALBURQUERQUE, A. C.; VASCONCELLOS, A.; CASTRO, C. C. Termite assemblages (Blattodea: Isoptera) in a habitat humidity gradient in the semiarid region of northeastern Brazil. *Zoologia*, v. 32, p. 281-288, 2015.

CRISTALDO, P. F.; RODRIGUES, V. B.; ELLIOT, S. L.; ARAÚJO, A. P. A.; SOUZA, O. D. Heterospecific detection of host alarm cues by an inquiline termite species (Blattodea: Isoptera: Termitidae). *Animal Behaviour*, v. 120, p. 43-49, 2016.

DAI, X.; SONG, D.; GUI, Q.; ZHOU, W.; LIU, G. et al. Predicting the influence of fertilization regimes on potential N fixation through their effect on free-living diazotrophic community structure in double rice cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 156, p. 108220, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108220>.

DEMARCHI, L. O.; KLEIN, V. P.; AGUIAR, D. P. P.; MARINHO, L. C.; FERREIRA, M. J.; LOPES, A.; CRUZ, J.; QUARESMA, A. C.; SCHONGART, J.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T. F. The specialized white-sand flora of the Uatumã Sustainable Development Reserve, central Amazon, Brazil. *Check List*, v. 18, p. 187-217, 2022. DOI: 10.15560/18.1.187.

DEMARCHI, L. O.; SCUDELLER, V. V.; MOURA, L. C.; DIAS-TERCEIRO, R. G.; LOPES, A.; WITTMANN, F. K.; PIEDADE, M. T. F. Floristic composition, structure and soil-vegetation relations in three white-sand soil patches in central Amazonia. *Acta Amazonica*, v. 48, p. 46-56, 2018. DOI: 10.1590/1809-4392201603523.

DOMÍNGUEZ, A.; BEDANO, J. C.; BECKER, A. R.; AROLFO, R. V. Organic farming fosters agroecosystem functioning in Argentinian temperate soils: evidence from litter decomposition and soil fauna. *Applied Soil Ecology*, v. 83, p. 170-176, 2010.

DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M. Soil health and sustainability. In: SPARKS, D. L. (org.). *Advances in Agronomy*. San Diego: Academic Press, 1996. p. 1-54.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO (FAPESP). O povo das águas. *Revista Pesquisa Fapesp*, 2019. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/o-povo-das-aguas/>. Acesso em: 2 set. 2025.

FEITOSA, A. C. Relevo do Estado do Maranhão: uma nova proposta de classificação topomorfológica. In: *SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA; REGIONAL CONFERENCE ON GEOMORPHOLOGY*, 2006. Anais [...]. 2006. p. 1-11.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Floristic surveys of Restinga Forests in southern Bahia, Brazil, reveal the effects of geography on community composition. *Rodriguésia*, v. 66, p. 51-73, 2015. DOI: 10.1590/2175-7860201566104.

FERREIRA, A. W. C.; SILVA JÚNIOR, W. R.; SILVA, M. J. C.; OLIVEIRA, M. S.; ASSIS, M. C. *Alstroemeria maranhensis* (Alstroemeriaceae): a new species from the Cerrado of Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 38, e20230162, 2024. DOI: 10.1590/1677-941X-ABB-2023-0162.

FIGUEIREDO, N.; ANDRADE, G. V. Estrutura e composição florística da vegetação de um Cerradão. In: BARRETO, L. (org.). *Cerrado Norte do Brasil*. Pelotas: Ed. USEB, 2007.

FINE, P. V. A.; BRUNA, E. M. Neotropical white-sand forests: origins, ecology and conservation of a unique rain forest environment. *Biotropica*, v. 48, p. 5-6, 2016. DOI: 10.1111/btp.12305.

FLOUDAS, D.; HELD, B. W.; RILEY, R.; NAGY, L. G. et al. Evolution of novel wood decay mechanisms in Agaricales revealed by the genome sequences of *Fistulina hepatica* and *Cylindrobasidium torrendii*. *Fungal Genetics and Biology*, v. 76, p. 78-92, 2015.

FUNDAÇÃO NACIONAL DOS POVOS INDÍGENAS (FUNAI). Quem são os povos indígenas. 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/povos-indigenas/quem-sao>. Acesso em: 2 set. 2025.

GHOLAMI, S. H.; MAHINI, A. S.; HOSSEINI, S. M.; MOHAMMADI, J.; SAYAD, E. Assessment of vegetation density and soil macrofauna relationship in riparian forest of Karkhe River for determination of rivers buffer zone. *Iranian Journal Applied Ecology*, v. 7, p. 13-26, 2014.

GHOLAMI, S. H.; SAYAD, E.; GEBBERS, R.; SCHIRRMANN, M.; JOSCHKO, M.; TIMMER, J. Spatial analysis of riparian forest soil macrofauna and its relation to abiotic soil properties. *Pedobiologia*, v. 59, p. 27-36, 2017.

GONÇALVES, M. P. G. Relação entre tempo e besouros em mata de cocal. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 32, p. 543-554, 2017.

GOTO, B. T.; JOBIM, K. Mycorrhizal Biology Laboratory. Disponível em: <http://glomeromycota.wixsite.com/lbmicorrhizas>. Acesso em: 28 jul. 2025.

GUARÇONI, E. A. E.; SARAIVA, R. V. C.; FERRAZ, T. M. *Dyckia maranhensis* (Bromeliaceae, Pitcairnioideae), a new species from the Cerrado of Maranhão, northeastern Brazil. *Systematic Botany*, v. 45, p. 47-52, 2020. DOI: 10.1600/036364420X15801369352289.

HAN, Y.; YUAN, G.; YANG, X.; FANG, L.; LIANG, Y.; ZHOU, B.; WEI, Z. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance soil nutrient cycling by regulating soil bacterial community structures in mango orchards with different soil fertility rates. *Frontiers in Microbiology*, v. 16, p. 1615694, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1615694>.

IBAM, Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Caderno de estudo: bioma Amazônia e o desmatamento. Rio de Janeiro: IBAM, 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. p. 271.

IBGE. Tabela 9718: população residente, total e indígena, por localização do domicílio e quesito de declaração indígena nos Censos Demográficos – Primeiros Resultados do Universo. 2022a. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 7 ago. 2023.

IBGE. Panorama do Censo 2022. 2022b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 7 ago. 2023.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Divisão Regional – Amazônia Legal. In: Quadro Geográfico de Referência para Produção, Análise e Disseminação de Estatísticas. Brasília: IBGE, 2022.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Brasília: IBGE, 2012.

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. *Ecology Monographs*, v. 55, p. 119-140, 1985.

JIANG, F.; ZHANG, L.; ZHOU, J.; GEORGE, T. S.; FENG, G. AMF enhance mineralisation of organic P by carrying bacteria along extraradical hyphae. *New Phytologist*, v. 230, p. 304-315, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.1708>.

KENNING, M.; MÜLLER, C. H. G.; SOMBKE, A. The ultimate legs of Chilopoda (Myriapoda): a review on their morphological disparity and functional variability. *PeerJ*, 5:e4023, 2017.

KORBOULEWSKY, N.; PEREZ, G.; CHAUVAT, M. How tree diversity affects soil fauna diversity: a review. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 94, p. 94-106, 2016.

LABELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, v. 33, p. 3-16, 1996.

LABELLE, P. Soil as habitat. In: WALL, D. H. (ed.). *Soil ecology and ecosystem services*. New York: Oxford University Press, v. 1, p. 7-27, 2012.

LABELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, v. 42, p. 3-15, 2006.

LABELLE, P.; GILOT, C. Priming effects of macroorganisms on microflora: a key process of soil function? In: *Beyond the Biomass*. 1994. p. 176-181.

LABELLE, P.; SPAIN, A. V. *Soil ecology*. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001. p. 654.

LEIFHEIT, E. F.; CAMENZIND, T.; LEHMANN, A.; ANDRADE-LINARES, D. R.; FUSSAN, M.; WESTHUSEN, S.; WINEBERGER, T. M.; RILLIG, M. C. Fungal traits help to understand the decomposition of simple and complex plant litter. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 10, n. 100(5), fiae033, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiae033>.

LIMA, L. F.; SILVA, S. S. L.; MOURA-JÚNIOR, E. G.; ZICKEL, C. S. Composição florística e chave de identificação das macrófitas aquáticas ocorrentes em reservatórios do estado de Pernambuco. *Rodriguésia*, v. 62, p. 771-783, 2011. DOI: 10.1590/S2175-78602011000400006.

LIMA, L. P. Z. Caracterização multitemporal das planícies de inundações dos rios Grande e Aiuruoca através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e SIG. Lavras: UFLA, 2010.

LIMA, G. P.; ALMEIDA JR., E. B. Diversidade e similaridade florística de uma restinga ecotonal no Maranhão, Nordeste do Brasil. *Interciênci*a, v. 43, p. 275-282, 2018.

LOPES, A.; PAULA, J. D.; MARDEGAN, S. F.; HAMADA, N.; PIEDADE, M. T. F. Influência do habitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 41, p. 493-502, 2011.

MANZONI, S.; COTRUFO, M. F. Mechanisms of soil organic carbon and nitrogen stabilization in mineral-associated organic matter – insights from modeling in phase space. *Biogeosciences*, v. 21, p. 4077-4098, 2024. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-21-4077-2024>.

MARANHÃO. Proteção e direitos dos povos indígenas são assegurados pelo governo do Maranhão. 2023. Disponível em: <https://www.ma.gov.br/noticias/protecao-e-direitos-dos-povos-indigenas-sao-assegurados-pelo-governo-do-maranhao>. Acesso em: 2 set. 2025.

MARENGO, J. A.; SOUZA JÚNIOR, C. Mudanças climáticas: impactos e cenários para a Amazônia. São Paulo: ALANA, 2018.

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. Amazônia Maranhense: diversidade e conservação. Belém: MPEG, 2011.

MATHERON, G. La théorie des variables régionalisées et ses applications. École des Mines de Paris, Fontainebleau, 1971.

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

MEDEIROS, M. B.; WALTER, B. M. T.; SILVA, G. P. Fitossociologia do cerrado stricto sensu no município de Carolina, MA, Brasil. *Cerne*, v. 14, p. 285-294, 2008.

MEDEIROS, M. B.; WALTER, B. M. T. Composição e estrutura de comunidades arbóreas de cerrado stricto sensu no norte do Tocantins e sul do Maranhão. *Revista Árvore*, v. 36, p. 673-683, 2012.

MELO, F. V.; BROWN, G. G.; CONSTATINO, R.; LOUZADA, J. N. C.; LUIZÃO, F. ZANETT, R. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 39-43, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Mapeamento do uso e cobertura do cerrado: Projeto Terra Class Cerrado 2013. 2015.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. Sítio Ramsar APA das Reentrâncias Maranhenses (MA) – Planejamento para o sucesso de conservação. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2016. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/publicacoes/biodiversidade/category/53-biodiversidade-aquatica.html?start=20>. Acesso em: 7 jul. 2025.

MOCELIN, C. M. Potencial emprego de macrófitas na remoção de nitrogênio e fósforo em águas residuárias no Rio Grande do Sul [Trabalho de Conclusão de Curso]. Chapecó: Universidade Federal da Fronteira Sul, 2021.

MOÇO, M. K.; GAMA-RODRIGUES, E.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MACHADO, R. C. R.; BALIGAR, V. C. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology*, v. 46, p. 347-354, 2010.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA RODRIGUES, A. C.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 555-564, 2005.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858, 2000.

NAVARRO, A. G. Ancestral Waters: Material culture, notion of transformation and shamanism in the stilt villages in Eastern Amazonia. *Cambridge Archaeological Journal*, v. 33, p. 1-18, 2023.

NEPSTAD, D. C.; JIPP, P.; MOUTINHO, P.; NEGREIROS, G.; VIEIRA, S. Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: canopy seasonality, fire resistance and ants. In: *Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems*. Berlin Heidelberg: Springer, 1995.

NICOLITCH, O.; FEUCHEROLLES, M.; CHURIN, J. L.; FAUCHERY, L.; TURPAULT, M.-P.; UROZ, S. A microcosm approach highlights the response of soil mineral weathering bacterial communities to an increase of K and Mg availability. *Scientific Reports*, v. 9, n. 14403, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50730-y>.

OLIVEIRA, A. A.; DALY, D. *Florestas do Rio Negro*. São Paulo: Companhia das Letras, 2001.

OLIVEIRA, F. S.; VARAJÃO, A. F. D. C.; VARAJÃO, C. A. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BOULANGÉ, B. The role of biological agents in the microstructural and mineralogical transformations in aluminium lateritic deposit in Central Brazil. *Geoderma*, v. 226, p. 250-259, 2014.

OLIVER, J. R. The archaeology of forest foraging and agricultural production in Amazonia. In: EWAN, C.; BARRETO, C.; NEVES, E. Unknown Amazon. Londres: British Museum Press, 2001. p. 50-85.

OLIVER, J. R. The archaeology of the agriculture in the ancient Amazonia. In: SILVERMAN, H.; ISBELL, W. Handbook of South American Archaeology. New York: Springer, 2008. p. 185-216.

ORGIAZZI, A.; BARDGETT, R. D.; BARRIOS, E.; BEHAN-PELLETIER, V.; BRIONES, M. J. I.; CHOTTE, J. L. et al. Global Soil Biodiversity Atlas. Luxembourg: European Commission Publications Office of the European Union, 2016. p. 176.

PENHA, J. C. A.; ALVES, N. P. F.; NUNES, M. S.; SILVA, M. J. C.; CARDOSO NETO, V. R.; PESTANA, M. C. A.; FERREIRA, A. W. C.; SARAIVA, R. V. C. Floristics of the herbaceous-shrub vegetation in the restinga of Araoca Beach, municipality of Guimarães, Maranhão, Northeast Brazil. *Biota Neotropica*, v. 25, e20241663, 2025. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2024-1663.

PEREIRA, E.; ROSSINI, Y.; PIMENTA, K. M.; ATHIÉ-SOUZA, S. M.; MARINHO, L. C. *Croton ludovicensis* (Euphorbiaceae), a new species from the coast of Maranhão state, Brazil. *Notulae Journal of Botany*, 2025; e04735. DOI: 10.1002/njb.04735.

PEREIRA, L. I.; PAULI, L. O. O processo de estrangeirização da terra e expansão do agronegócio na região do MATOPIBA. *Revista Campo Território*, v. 11, p. 196-224, 2016. DOI: 10.14393/RCT112307.

PINHEIRO, C. U. B. Palmeiras do Maranhão: onde canta o sabiá. São Luís: Editora Aquarela, 2011.

POMPEO, P. N.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; KLAUBERG FILHO, O.; MAFRA, A. L.; BARETTA, C. R. D. M.; BARETTA, D. Diversidade de Coleoptera (Arthropoda: Insecta) e atributos edáficos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. *Revista Scientia Agraria*, v. 17, p. 16-28, 2016.

PRIMAVESI, A. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 2002. p. 541.

RABELO, S. T.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Biogeography of restinga vegetation in Northern and Northeastern Brazil and their floristic relationships with adjacent ecosystems. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 96, e20230925, 2024. DOI: 10.1590/0001-3765202420230925.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F., editores. Cerrado: ecologia e flora. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P., editores. Cerrado: ambiente e flora. Brasília: Embrapa Cerrados, 1998.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. Cerrado: ecologia e flora. Brasília: Embrapa-Cerrados, 2008. p. 876.

RIBEIRO, S.; MOURA, R. G.; STENERT, C.; FLORÍN, M.; MALTCHIK, L. Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. *Land Use Policy*, v. 99, p. 104851, 2020.

RILLIG, M. C.; AGUILAR-TRIGUEROS, C. A.; BERGMANN, J.; VERBRUGGEN, E.; VERESOGLU, S. D.; LEHMANN, A. Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. *New Phytologist*, v. 205, p. 1385-1388, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.13045>.

RODRIGUES, M. L.; MOTA, N. F. O.; VIANA, P. L.; KOCH, A. K.; SECCO, R. S. Vascular flora of Lençóis Maranhenses National Park, Maranhão State, Brazil: checklist, floristic affinities and phytophysiognomies of restingas in the municipality of Barreirinhas. *Acta Botanica Brasiliensis*, v. 33, p. 498-516, 2019. DOI: 10.1590/0102-33062018abb0421.

ROOSEVELT, A. C. The Maritime-Highland-Forest Dynamic and the Origins of Complex Society. In: SOLOMON, F.; SCHWARTZ, S., eds. *History of the Native Peoples of the Americas. South America, Part 1*. New York: Cambridge University Press, 1999. p. 264-349.

SAAD, L. P.; CAMPANA, D. R. S.; BUENO, O. C.; MORINI, M. S. C. Vinasse and its influence on ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in sugarcane crops. *Journal of Insect Science*, v. 17, p. 1-7, 2017.

SALAZAR-FERREIRA, M.; SILVA, F. A.; SCATIGNA, A. V.; MARINHO, L. C. The recently described *Ruellia taboleirana* (Acanthaceae) found in Maranhão, Brazil: new data on morphology, ecology and conservation. *Kew Bulletin*, v. 79, p. 243-250, 2024. DOI: 10.1007/s12225-024-10169-5.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 43, p. 153-156, 2008. DOI: 10.1590/S0100-204X2008000100020.

SANO, E. E.; ROSA, R.; SCARAMUZZA, C. A. M.; ADAMI, M.; BOLFE, E. L.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M. et al. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 54, p. e00138, 2019.

SANTOS, K. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; ALMEIDA, B. G.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANDRADE, T. S.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. Variabilidade espacial de atributos físicos em solos de vale aluvial no semiárido de Pernambuco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, p. 828-835, 2012.

SARAIVA, R. V. C.; LEONEL, L. V.; REIS, F. F.; FIGUEIREDO, F. A. M. M. A.; REIS, F. O.; SOUSA, J. R. P.; MUNIZ, F. H.; FERRAZ, T. M. Cerrado physiognomies in Chapada das Mesas National Park (Maranhão, Brazil) revealed by patterns of floristic similarity and relationships in a transition zone. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, e20181109, 2020. DOI: 10.1590/0001-3765202020181109.

SARAIVA, R. V. C. Soil-vegetation relationships influence the regeneration after fire in the species composition and structural parameters of Cerrado-Amazonia ecotone. *Acta Botanica Brasilica*, v. 38, e20230169, 2024. DOI: 10.1590/1677-941X-ABB-2023-0169.

SCATIGNA, A. V.; BRANDÃO, C. M.; COLLETTA, G. D.; TELES, R. M.; CAVALCANTE, K. S. B.; SOUZA, V. C.; SIMÓES, A. O. *Dizygostemon riparius* (Plantaginaceae, Gratioleae), a new species from Maranhão, northeastern Brazil. *Willdenowia*, v. 49, p. 177-186, 2019. DOI: 10.3372/wi.49.49206.

SCATIGNA, A. V.; SARAIVA, R. V. C.; COUTO, A. F. M.; SOUZA, V. C.; MUNIZ, F. H. *Buchnera* nordestina (Orobanchaceae), an overlooked new species from Northeast Brazil, with an updated identification key for *Buchnera* of Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 34, p. 789-795, 2020. DOI: 10.1590/0102-33062020abb0333.

SEGOVIA, J. O.; ORELLANA, J. B. P.; KANZAKI, L. I. B. Características físico-químicas dos principais solos na Amazônia. In: SEGOVIA, J. F. O., editor. *Floricultura tropical: técnicas e inovações para negócios sustentáveis na Amazônia*. Brasília: Embrapa, 2020.

SENDRA, A.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; SELFA, J.; REBOLEIRA, A. S. P. Diversity, ecology, distribution and biogeography of Diplura. *Insect Conservation and Diversity*, p. 1-11, 2021.

SILVA, H. G.; FIGUEIREDO, N.; ANDRADE, G. V. Estrutura da vegetação de um Cerradão e a heterogeneidade regional do Cerrado no Maranhão, Brasil. *Revista Árvore*, v. 32, p. 921-930, 2008. DOI: 10.1590/S0100-67622008000500017.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; CELENTANO, D.; ALVARADO, S.; ROUSSEAU, G. X. Northeast Brazil's imperiled Cerrado. *Science*, v. 372, p. 139-140, 2021.

SILVA, M. J. C.; ROCHA, L.; FERREIRA, A. W. C.; SCATIGNA, A. V.; MARINHO, L. C. *Turnera carolina* (Turneraceae, Passifloraceae s.l.): a new species from Chapada das Mesas, Maranhão, Northeastern Brazil. *Systematic Botany*, v. 48, p. 300-306, 2023. DOI: 10.1600/036364423X16847773873152.

SILVA, M. S.; REIS, T. O.; SILVA, L. O.; CORREIA, A. E.; COUTO, A. F. M.; SARAIVA, R. V. C.; MUNIZ, F. H. Conhecendo a flora herbáceo-subarbustiva do Parque Estadual do Mirador, Maranhão/Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, v. 77, e2022002, 2022. DOI: 10.21826/2446-82312022v77e2022002.

SILVA, C. F.; PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G.; SILVA, A. N.; MENEZES, L. F. T. Fauna edáfica em área periodicamente inundável na Restinga da Marambaia, RJ. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 587-595, 2013.

SILVA, R. A.; AGUIAR, A. C. F.; REBÉLO, J. M. M.; FRANÇA E SILVA, É. F.; SILVA, G. F.; SIQUEIRA, G. M. Diversity of edaphic fauna in different soil occupation systems. *Revista Caatinga*, v. 32, p. 647-657, 2019.

SILVA, R. A.; SIQUEIRA, G. M. Multifractal analysis of soil fauna diversity indexes. *Bragantia*, v. 79, p. 120-133, 2020.

SILVA, R. A.; SIQUEIRA, G. M.; COSTA, M. K. L.; GUEDES FILHO, O.; FRANÇA E SILVA, É. F. Spatial variability of soil fauna under different land use and managements. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 42, p. 1-18, 2018.

SILVA-MORAES, H. G.; CORDEIRO, I.; FIGUEIREDO, N. Flora and floristic affinities of the Cerrados of Maranhão State, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 76, p. 1-21, 2019. DOI: 10.1017/S0960428618000215.

SIQUEIRA, G. M.; DAFONTE, J. L.; LEMA, J. B.; ARMESTO, M. V.; SILVA, E. F. F. Using soil apparent electrical conductivity to optimize sampling of soil penetration resistance and to improve the estimations of spatial patterns of soil compaction. *The Scientific World Journal*, p. 1-13, 2014.

SIQUEIRA, G. M.; DAFONTE, J.; PAZ GONZÁLEZ, A.; ARMESTO, M. V.; SILVA, E. F. F.; COSTA, M. K. L.; SILVA, R. A. Measurement of apparent electrical conductivity of soil and the spatial variability of soil chemical properties by electromagnetic induction. *African Journal of Agricultural Research*, v. 39, p. 3751-3762, 2016.

SIQUEIRA, G. M.; DAFONTE, J.; VALCÁRCEL ARMESTO, M. Correlación espacial entre malas hierbas en una pradera y su relación con la conductividad eléctrica aparente del suelo. *Planta Daninha*, v. 33, p. 631-641, 2015.

SIQUEIRA, G. M.; SILVA, E. F. F.; DAFONTE, J. Distribuição espacial da condutividade elétrica do solo medida por indução eletromagnética e da produtividade de cana-de-açúcar. *Bragantia*, v. 74, p. 215-223, 2015.

SIQUEIRA, G. M.; SILVA, E. F. F.; VIDAL VÁZQUEZ, E.; PAZ GONZÁLEZ, A. Multifractal and joint multifractal analysis of general soil properties and altitude along a transect. *Biosystems Engineering*, v. 168, p. 105-120, 2018.

SIQUEIRA, G. M.; SILVA, J. S.; BEZERRA, J. M.; DAFONTE, J.; MELO, R. F. Estacionariedade do conteúdo de água de um Espodossolo Humilúvico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, p. 439-448, 2015.

SIQUEIRA, G. M.; SILVA, R. A.; AGUIAR, A. C. F.; COSTA, M. K. L.; SILVA, E. F. F. Spatial variability of weeds in an Oxisol under no-tillage system. *African Journal of Agricultural Research*, v. 29, p. 2569-2576, 2016.

SMERCINA, D. N.; EVANS, S. E.; FRIESEN, M. L.; TIEMANN, L. K. To Fix or Not To Fix: Controls on Free-Living Nitrogen Fixation in the Rhizosphere. *Applied Environmental Microbiology*, v. 85, n. 6, p. e02546-18, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.02546-18>.

SON, Y.; MARTÍNEZ, C. E.; KAO-KNIFFIN, J. Three important roles and chemical properties of glomalin-related soil protein. *Frontiers in Soil Science*, v. 4, p. 1418072, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsoil.2024.1418072>.

SONG, H.; MARIÑO-PÉREZ, R.; WOLLER, D.; CIGLIANO, M. M. Evolution, Diversification, and Biogeography of Grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Insect Systematics and Diversity*, v. 2, p. 1-25, 2018.

SOUZA, V. C.; SAMPAIO, D.; TOLEDO, C. P.; FLORES, T. B.; COLLETTA, G. D. Guia das plantas das dunas e restingas. Piracicaba: Liana Produções Editoriais, 2024.

SPINELLI-ARAÚJO, L. S.; SILVA, G. B. S.; TORRESAN, F. E.; VICTORIA, D. C.; VICENTE, L. C.; BOLFE, E. L.; MANZATTO, C. Conservação da biodiversidade do estado do Maranhão: cenário atual em dados geoespaciais. Brasília: Embrapa, 2016. p. 26.

TEIXEIRA, S. M.; SMYTH, T. J. Análise econômica da adubação fosfatada para sistemas de produção de milho e caupi em cultivos sucessivos em solos de terra firme do Estado do Amazonas. In: Simpósio do Trópico Úmido. Belém: Embrapa-CPATU, 1986.

TER STEEGE, H. et al. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *Journal of Tropical Ecology*, v. 16, p. 801-828, 2000. DOI: [10.1017/S0266467400001735](https://doi.org/10.1017/S0266467400001735).

TORDOFF, G. M.; BODDY, L.; JONES, T. H. Species-specific impacts of Collembola grazing on fungal foraging ecology. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 40, p. 434-442, 2008.

UROZ, S.; PICARD, L.; TURPAULT, M.-P. Recent progress in understanding the ecology and molecular genetics of soil mineral weathering bactéria. *Trends in Microbiology*, v. 30, n. 9, p. 882-897, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tim.2022.01.019>.

VICENTE, R.E.; FERREIRA, A.C.; SANTOS, R.C.L.; PRADO, L.P. Ants (Hymenoptera: Formicidae) from an Amazonian fragmented landscape, Juara, Mato Grosso, Brazil, with new records of ant species. *Papéis Avulsos Zoologia*, v. 58, p. e20185840, 2018.

VICENTINI, A. A vegetação ao longo de um gradiente edáfico no Parque Nacional do Jaú. In: BORGES, S.H.; IWANAGA, S.; DURIGAN, C.C.; PINHEIRO, M.R., eds. *Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia*. Manaus: Fundação Vitória Amazônica/WWF/IBAMA, 2004.

VICENTINI, A. As florestas de terra-firme. In: OLIVEIRA, A.A.; DALY, D., eds. *Florestas do Rio Negro*. São Paulo: Companhia das Letras, 2001.

VIDAL VÁZQUEZ, E.; BERTOL, I.; SIQUEIRA, G.M.; PAZ FERREIRO, J.; DAFONTE DAFONTE, J. Evolution of the soil surface roughness using geostatistical analysis. *Bragantia*, v. 69, p. 141-152, 2010.

VIDAL VÁZQUEZ, E.; CAMARGO, O.A.; VIEIRA, S.R.; MIRANDA, J.G.V.; MENK, J.R.F.; SIQUEIRA, G.M.; MIRÁS-AVALOS, J.M.; PAZ GONZÁLEZ, A. Multifractal analysis of soil properties along two perpendicular transects. *Vadose Zone Journal*, v. 12, p. 1-14, 2013.

VIEIRA, R.S. Várzea Amazônicas e a legislação ambiental brasileira. Manaus: INPA, 1992.

VIEIRA, S.R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, G.R., eds. *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 54.

VIEIRA, S.R.; HATFIELD, J.L.; NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. *Hilgardia*, v. 51, p. 1-75, 1983.

VIEIRA, S.R.; LAURIE, M.A.G.; PAZ GONZÁLEZ, A.; SIQUEIRA, G.M. Variabilidade espacial e temporal do teor de água do solo sob duas formas de uso. *Bragantia*, v. 69, p. 181-190, 2010.

VRIES, F.T.; THÉBAULT, E.; LIIRI, M.; BIRKHOFER, K.; TSIAFOULI, M.A.; BJØRNELUND, L. et al. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceeding of the National Academy of Sciences*, v. 110, p. 14296-14301, 2013.

WAGG, C.; BENDER, S.F.; WIDMER, F.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceeding of the National Academy of Sciences*, v. 111, p. 5266-5270, 2014.

WALTER, B.M.T.; DURIGAN, G.; MUNHOZ, C.B.R.; RIBEIRO, J.F. Fitofisionomias do Cerrado: classificação, métodos e amostragens fitossociológicas. In: EISENLOHR, P.V. et al., eds. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa: Editora UFV, 2011.

WALTER, B.M.T.; RIBEIRO, J.F. Spatial floristic patterns in gallery forests in the Cerrado Region, Brazil. In: IMAÑA-ENCINAS, K.; KLEINN, C., orgs. *International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests*. Brasília: Universidade de Brasília, 1997.

WARDLE, D.A.; LAVELLE, P. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. In: CADISCH, G.; GILLER, K.E., eds. *Driven by nature: Plant litter quality and decomposition*. Cambridge: CAB International, 1997. p. 107-124.

WITTMANN, F.; JUNK, W.J. The Amazon river basin. In: FINLAYSON, C.M.; MILTON, G.R.; PRENTICE, R.C.; DAVIDSON, N.K., eds. *The Wetland book II: Distribution, description and conservation*. Springer, 2016.

YANG, X.; YANG, Z.; WARREN, M.W.; CHEN, J. Mechanical fragmentation enhances the contribution of Collembola to leaf litter decomposition. *European Journal Soil Biology*, v. 53, p. 23-31, 2012.

ZEE. Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão – ZEE: etapa Bioma Amazônico. CATUNDA, P.H.A.; DIAS, L.J.B.S., orgs. São Luís: IMESC, 2019.

ZHANG, M.; WU, Y.; QU, C.; HUANG, Q.; CAI, P. Microbial extracellular polymeric substances (EPS) in soil: From interfacial behaviour to ecological multifunctionality. *Geo-Bio Interfaces*, v. 1, e4, 2024. DOI: 10.1180/gbi.2024.4.

ZHAO, Q.; WANG, J.; HE, Q.; YIN, H. Carbon type and quantity regulate soil free-living nitrogen fixation through restructuring diazotrophic community. *Applied Soil Ecology*, v. 202, p. 105586, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105586>.