

JÂNIO DOS SANTOS BARBOSA

**REVEGETAÇÃO DE LATOSSOLO DEGRADADO NA CAATINGA
HIPOXERÓFILA EM RESPOSTA À APLICAÇÃO DE INSUMOS ORGÂNICOS E
BIOTECNOLÓGICOS**

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Agosto – 2025

JÂNIO DOS SANTOS BARBOSA

REVEGETAÇÃO DE LATOSSOLO DEGRADADO NA CAATINGA HIPOXERÓFILA
EM RESPOSTA À APLICAÇÃO DE INSUMOS ORGÂNICOS E BIOTECNOLÓGICOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Florestais da Universidade Federal
Rural de Pernambuco, para obtenção do título de
Doutor em Ciências Florestais.

Orientador: Profa. Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire – DEPA/UFRPE

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Agosto – 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Lorena Teles – CRB-4 1774

B238r Barbosa, Jânio dos Santos.
Revegetação de latossolo degradado na caatinga hipoxerófila em resposta à aplicação de insumos orgânicos e biotecnológicos / Jânio dos Santos Barbosa. – Recife, 2025.
106 f.; il.

Orientador(a): Maria Betânia Galvão dos Santos Freire.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências.

1. Regiões áridas - Conservação e restauração. 2. Reflorestamento - Araripe, Chapada do. 3. Biomassa florestal. 4. Solos e nutrição de plantas 5. Irrigação e drenagem. I. Freire, Maria Betânia Galvão dos Santos, orient. II. Título

CDD 634.9

Dedico esta tese à minha família, base de tudo, pelo amor incondicional, pela paciência nas ausências e pelas orações silenciosas que me sustentaram em dias difíceis.

Aos meus pais, que com pouca instrução, sempre me incentivaram e nunca mediram esforços para ajudar no que fosse necessário.

Ao Douglas, por caminhar ao meu lado com respeito, apoio e cumplicidade, mesmo nos dias em que o silêncio e o cansaço ocuparam espaço demais.

Dedico também aos povos do semiárido nordestino, que enfrentam com sabedoria e resiliência os desafios de um território tão belo quanto severo. Que este trabalho possa, de algum modo, contribuir com o cuidado e a restauração do solo, da vida e da esperança nessa terra.

E, por fim, dedico a mim mesmo. Ao menino curioso que acreditava que a ciência podia transformar o mundo — e ao homem que aprendeu que, antes disso, ela transforma a si mesmo.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Profa. Dra. Maria Betânia, por ter sido mais do que uma guia acadêmica: foi uma presença acolhedora e firme, com sabedoria, sensibilidade e cuidado, oferecendo não apenas conhecimento, mas também confiança nos momentos de incerteza.

Aos colegas que compartilharam das atividades de campo e coletas — Thiago, Roberto, Yasmim, Rodrigo, Adão, Denis e Patrik — pela parceria e esforço coletivo entre trilhas, sol forte e anotações; sem vocês, não estaríamos hoje aqui.

Aos bolsistas Graziella, Tereza, Zeca, Jackson, Giovana com o suporte do técnico Pedro, pelo apoio no preparo e na realização das análises no Laboratório de Química do Solo, cuja dedicação nos bastidores foi essencial para que este trabalho acontecesse com qualidade e confiança.

A Paulo e Luara, pela convivência e colaboração no dia a dia das atividades laboratoriais, sempre com disposição e gentileza.

Ao Dr. Josimar, do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), pelo suporte constante nas idas a Araripina, sempre disposto a apoiar no que fosse necessário para a execução dos trabalhos.

Ao viveiro florestal de Xingó, da Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF), pela doação das mudas de espécies nativas da Caatinga, fundamentais para a condução do experimento.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, pela formação sólida e plural, e ao CNPq, pelo apoio financeiro à pesquisa, sem o qual este trabalho não seria possível.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para esta jornada — meu sincero agradecimento.

BARBOSA, JÂNIO DOS SANTOS. **Revegetação de Latossolo degradado na Caatinga hipoxerófila em resposta à aplicação de insumos orgânicos e biotecnológicos.** 2025. Orientadora: Maria Betânia Galvão dos Santos Freire.

RESUMO

A degradação do solo na Caatinga compromete a regeneração natural e demanda práticas de restauração adaptadas às condições edafoclimáticas do semiárido. Este estudo avaliou o efeito de insumos orgânicos (esterco caprino: EC; e composto orgânico: COM) e biotecnológicos (hidrogel: HI; inoculante fúngico micorrízico arbuscular: IF), além do controle sem planta (CO) e testemunha sem insumos (TE), sobre a qualidade do solo e o desempenho inicial de espécies arbóreas nativas em área degradada na Chapada do Araripe (PE). As espécies arbóreas *Erythrina velutina*, *Amburana cearensis*, *Cenostigma pyramidale*, *Schinopsis brasiliensis* e *Astronium urundeuva* foram implantadas junto aos tratamentos, em delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, com avaliações nas camadas 0,00-0,10, 0,10-0,30 e 0,30-0,50 m, abrangendo atributos químicos, físicos e biológicos do solo, além do índice de sobrevivência, altura e diâmetro à altura da base das plantas, nos períodos seco e chuvoso. Os estoques de carbono do solo aumentaram +14,6% do período seco para o chuvoso. Nos insumos orgânicos (EC+COM), o COT elevou-se +32,1% e o estoque de C +37,5% entre os períodos; a CBM reduziu -32,1% e a RBS -13,0%. Nos biotecnológicos (HI+IF), a RBS aumentou +17,5% no chuvoso. Densidade e porosidade não apresentaram alteração consistente. A sobrevivência média das mudas foi 87,75%, variando de 56,5% a 100% conforme espécie e tratamento. As espécies apresentaram comportamentos distintos quanto à sobrevivência e ao crescimento: *Erythrina velutina* atingiu 100% de sobrevivência sob HI; *S. brasiliensis* registrou 56,5%; *A. urundeuva* manteve 85,4-98,3%; *A. cearensis* e *C. pyramidale* mostraram respostas intermediárias. Os resultados indicaram que a integração de insumos orgânicos e biotecnológicos melhora a qualidade edáfica e acelera o estabelecimento de espécies nativas, configurando estratégia eficaz e inovadora para a restauração funcional da Caatinga. O estudo fornece evidências de campo robustas, com potencial de aplicação em políticas públicas e em práticas de manejo sustentável em ecossistemas semiáridos degradados.

Palavras-chave: semiárido, restauração ativa, biomassa microbiana, atributos químicos, regime hídrico.

BARBOSA, JÂNIO DOS SANTOS. **Revegetation of a degraded Oxisol in the hypoxerophilous Caatinga in response to the application of organic and biotechnological inputs..** 2025. Advisor: Maria Betânia Galvão dos Santos Freire.

ABSTRACT

Soil degradation in the Caatinga undermines natural regeneration and requires restoration practices adapted to semiarid edaphoclimatic conditions. This study evaluated the effects of organic inputs (goat manure, EC; and compost, COM) and biotechnological inputs (hydrogel, HI; and arbuscular mycorrhizal fungal inoculant, IF), in addition to an unamended bare-soil control (CO; no inputs, no planting) and an unamended planted control (TE; no inputs, with planting), on soil quality and the early performance of native tree species in a degraded area on the Araripe Plateau (Pernambuco, Brazil). The tree species *Erythrina velutina*, *Amburana cearensis*, *Cenostigma pyramidale*, *Schinopsis brasiliensis*, and *Astronium urundeuva* were established with the treatments in a randomized block design with four replicates. Evaluations were conducted at 0.00-0.10, 0.10-0.30, and 0.30-0.50 m depths, encompassing soil chemical, physical, and biological attributes, as well as seedling survival, height, and basal diameter, in both dry and rainy seasons. Soil carbon stocks increased by +14.6% from the dry to the rainy season. Under organic inputs (EC+COM), soil organic carbon (SOC) rose by +32.1% and soil carbon stock by +37.5% between seasons; microbial biomass carbon (MBC) decreased by -32.1% and soil basal respiration (SBR) by -13.0%. With biotechnological inputs (HI+IF), SBR increased by +17.5% in the rainy season. Bulk density and total porosity showed no consistent change. Mean seedling survival was 87.75%, ranging from 56.5% to 100% depending on species and treatment. Species differed in survival and growth: *E. velutina* reached 100% survival under HI; *S. brasiliensis* recorded 56.5%; *A. urundeuva* remained between 85.4-98.3%; *A. cearensis* and *C. pyramidale* showed intermediate responses. The results indicate that integrating organic and biotechnological inputs improves edaphic quality and accelerates native species establishment, constituting an effective and innovative strategy for the functional restoration of the Caatinga. The study provides robust field evidence with potential application in public policies and sustainable management practices for degraded semiarid ecosystems.

Keywords: semi-arid region, active restoration, microbial biomass, chemical attributes, water regime.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Variação da estrutura da vegetação nos três principais tipos geológicos das florestas secas sazonais da Caatinga..	10
Figura 2 - Distribuição geográfica dos principais vetores de perturbação da Caatinga..	11
Figura 3 - Localização das áreas de amostragem. A: Vegetação natural do tropical úmido; B: vegetação natural do semiárido tropical; C: lixão no tropical úmido; D: lixão no semiárido tropical.....	15
Figura 4 - Da esquerda para a direita, a vegetação de cobertura e o perfil dos Luvisolos degradados (D), parcialmente degradados (PD) e preservados (P) no semiárido tropical do Estado de Pernambuco, Brasil.....	16
Figura 5 - Localização geográfica da área de estudo, município de Araripina, Pernambuco, Brasil.....	29
Figura 6 - Delineamento em blocos casualizados (DBC) com quatro repetições (B1 a B4) e seis tratamentos (EC, COM, HI, IF, TE e CO) aplicados no campo, com detalhamento da distribuição das espécies nas parcelas (15 × 12 m).....	33
Figura 7 - Distribuição de frequência da chuva diária por faixa e estação hídrica.....	39
Figura 8 - Densidade e distribuição de frequência da chuva mensal observada no período de 2011 a 2022.	40
Figura 9 - Distribuição relativa da chuva mensal em (a) período seco e (b) período chuvoso.	40
Figura 10 - Condição hídrica média e variabilidade mensal da chuva calculada no período de 2011 a 2022.	41
Figura 11 - Chuva observada durante o período experimental na escala (a) mensal e (b) anual	42
Figura 12 - Índice de sobrevivência das mudas de espécies nativas da Caatinga aos 12 meses após transplante, sob os diferentes tratamentos. Composto orgânico (COM); esterco caprino curtido (EC); hidrogel (HI); inoculante micorrízico (IF); testemunha (TE)..	58
Figura 13 - Altura média das mudas de espécies nativas da Caatinga em resposta aos diferentes tratamentos de insumos: Composto orgânico (COM); esterco caprino curtido (EC); hidrogel (HI); inoculante micorrízico (IF); testemunha (TE).....	59
Figura 14 - Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre variáveis químicas e biológicas do solo em função dos tratamentos no período seco (A) e chuvoso (B)..	62
Figura 15 - Análise de componentes principais (PCA) dos atributos químicos e biológicos do solo em função dos tratamentos no período seco (A) e chuvoso (B)..	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de áreas convertidas em pastagem e queimadas, por estado, no intervalo de tempo de 35 anos (1985 a 2020) na Caatinga.....	17
Tabela 2 - Caracterização física e química do solo da área experimental antes da instalação do experimento	30
Tabela 3 - Composição química do composto orgânico e do esterco caprino utilizados como insumos orgânicos na revegetação de espécies nativas da Caatinga	32
Tabela 4 - Valores mensais da chuva calculada no período de 2011 a 2022 na área da Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, em Araripina (PE).....	41
Tabela 5 - Valores médios de pH do solo em função dos contrastes ortogonais testados entre tratamentos, por camada e período de coleta.....	43
Tabela 6 - Teores médios de P disponível no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre tratamentos, por camada e período de coleta.....	44
Tabela 7 - Teores médios de H+Al em função de contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta.....	45
Tabela 8 - Teores médios de Ca^{2+} trocável no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre tratamentos, por camada e período de coleta.....	46
Tabela 9 - Teores médios de Mg^{2+} trocável no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	47
Tabela 10 - Teores médios de K^{+} trocável no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	48
Tabela 11 - Teores médios de carbono orgânico total (COT) no solo em função dos contrastes ortogonais testado entre os tratamentos, por camada e período de coleta	49
Tabela 12 - Valores médios de estoque de carbono (EstC) no solo em função dos contrastes ortogonais testado entre os tratamentos, por camada e período de coleta	51
Tabela 13 - Teores médios de N total do solo em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	52
Tabela 14 - Valores médios da densidade do solo (Ds) e porosidade total (PT) do solo em função de contrastes ortogonais testado entre os tratamentos, por camada	53
Tabela 15 - Valores médios de respiração basal do solo (RBS) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	53
Tabela 16 - Valores médios de carbono da biomassa microbiana (CBM) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	54

Tabela 17 - Valores médias do quociente metabólico (qCO_2) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	55
Tabela 18 - Valores médios do quociente microbiano ($qMIC$) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta	56
Tabela 19 - Resumo da análise de variância do índice de sobrevivência das mudas aos 12 meses do transplante.....	57
Tabela 20 - Resumo da análise de variância (tipo III) para altura das mudas, considerando os efeitos de tratamento, espécie, tempo e suas interações	58
Tabela 21 - Altura média das mudas de espécies nativas da Caatinga em função do tempo, aos 12, 17 e 22 meses após o transplante.....	60
Tabela 22 - Resumo da análise de variância (tipo III) para o diâmetro à altura da base (DAB) das mudas, considerando os efeitos de tratamento, espécie, tempo e suas interações	60
Tabela 23 - Diâmetro à altura da base (DAB) das mudas em função do tempo, aos 17 e 22 meses após o transplante	61
Tabela 24 - Cargas fatoriais, autovalores e variância explicada pelos cinco primeiros componentes principais (PCA) dos atributos químicos e biológicos do solo, avaliados no período seco.....	64
Tabela 25 - Cargas fatoriais, autovalores e variância explicada pelos cinco primeiros componentes principais (PCA) dos atributos químicos e biológicos do solo, avaliados no período chuvoso.....	65

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Estudos avaliados para contextualizar os trabalhos que estão sendo desenvolvidos em alguns estados do semiárido brasileiro	12
Quadro 2 - Memorial bibliográfico sobre os atributos e indicadores em trabalhos de restauração em terras secas	20
Quadro 3 - Descrição dos tratamentos avaliados na área de topo da Chapada do Araripe	31
Quadro 4 - Espécies arbóreas nativas da Caatinga que compõem a área de topo da Chapada do Araripe, utilizadas no experimento.....	32

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. REVISÃO DE LITERATURA	9
2.1 ÁREAS DEGRADADAS NA CAATINGA	9
2.2 ATRIBUTOS E INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO NO CONTEXTO DE ÁREAS DEGRADADAS EM TERRAS SECAS	19
2.3 IMPORTÂNCIA DE ESPÉCIES NATIVAS EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO	23
2.4 SAZONALIDADE CLIMÁTICA NO NORDESTE BRASILEIRO.....	25
2.5 POLÍTICAS PÚBLICAS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E COMBATE À SECA EM PERNAMBUCO.....	26
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA.....	29
3.2 IMPLANTAÇÃO E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	30
3.3 PRECIPITAÇÃO PLUVIAL	33
3.4 AMOSTRAGEM E ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO ...	35
3.5 MONITORAMENTO DA PLANTA	36
3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	37
4. RESULTADOS.....	39
4.1 CONDIÇÃO HÍDRICA DA REGIÃO.....	39
4.2 ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO	43
4.3 ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO	53
4.4 ATRIBUTOS DENDROMÉTRICOS	57
4.5 INTERAÇÕES DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO	61
5. DISCUSSÃO	67
5.1 CONDIÇÃO HÍDRICA REGIONAL	67
5.2 RESPOSTAS DO SOLO AO MANEJO E À SAZONALIDADE	68
5.2 RESPOSTAS DAS ESPÉCIES E INTEGRAÇÃO SOLO-PLANTA	77
6. CONCLUSÕES	80
REFERÊNCIAS.....	81

1. INTRODUÇÃO

No contexto global, o termo “terras secas” representa as regiões do mundo que naturalmente apresentam escassez de água e vegetação esparsa. A designação dessas áreas é dada pelo índice de aridez (IA), representado pela diferença líquida entre os ganhos pluviométricos e água perdida por evapotranspiração, no qual, se divide em: i) áreas hiperáridas ($IA < 0,05$, por exemplo, Deserto do Atacama), ii) áreas áridas ($IA = 0,05-0,20$, por exemplo: Bacia do Rio Tarim), iii) áreas semiáridas ($IA = 0,20-0,50$, por exemplo: Chapada do Araripe, savana queniana) e iv) sub-úmidas ($IA = 0,50-0,65$, por exemplo: Donga na África Ocidental, Planalto de Loess na China) (ROSSI; MUGNAI; PHILIPPIS, 2022).

Já o termo “seca”, refere-se a um período longo de deficiência hídrica. Este fenômeno pode ter origem natural, podendo atuar em grandes extensões territoriais e por longos períodos, impactando significativamente nos aspectos edáficos e climáticos (HUDSON *et al.*, 2022; OSBORNE *et al.*, 2022). Entretanto, tem-se observado uma ampliação na ocorrência e extensão das terras secas e dos períodos de seca em decorrência da variabilidade climática, que demonstra provocar variações na distribuição das chuvas e aumento da temperatura do ar (WEBB *et al.*, 2017; TONG *et al.*, 2018; HUA *et al.*, 2019). Assim, as mudanças no clima e práticas de intensificação do uso da terra, podem favorecer o aumento da aridez em diferentes regiões (BERG; MCCOLL, 2021).

Dentre as práticas inadequadas de uso da terra (UNCCD, 2017; ERB *et al.*, 2018), o corte e queima da vegetação e o uso de pastagens degradadas para o pastoreio são consideradas como os principais fatores negativos da degradação de terras secas (ERB *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2022). Estima-se que as terras secas ocupem 47% da superfície do planeta, sendo que em mais de 20% apresentam risco de desertificação e 6% dessas áreas já estão desertas (BURRELL; EVANS; KAUWE, 2020).

No Brasil, a zona semiárida abrange toda área do domínio fitogeográfico chamado Caatinga, um bioma exclusivamente brasileiro, caracterizado por vegetação xerófila de rica biodiversidade, que exerce papel crucial na manutenção dos serviços ecossistêmicos no semiárido nordestino. A recente identificação de uma zona árida no extremo norte da Bahia, conforme apontado por Pivetta e Fontanetto (2024), evidencia o agravamento das condições ambientais do território, sinalizando que este bioma tem sido severamente impactado por atividades antrópicas, como desmatamento, uso inadequado do solo e práticas agrícolas insustentáveis, resultando em extensas áreas degradadas e processos de desertificação (PEREIRA *et al.*, 2021a; PESSOA *et al.*, 2022). A degradação da Caatinga não apenas

compromete a biodiversidade local, mas também afeta diretamente a segurança hídrica e alimentar das comunidades que dependem de seus recursos naturais.

A restauração ecológica de áreas degradadas na Caatinga apresenta-se como um desafio complexo, dadas as condições climáticas adversas, com longos períodos de seca e chuvas irregulares, e as características edáficas, que incluem solos rasos e pedregosos com baixa fertilidade natural (PEREIRA *et al.*, 2021a; REZENDE *et al.*, 2022). A resiliência intrínseca da Caatinga, com sua capacidade de recuperação após distúrbios, é frequentemente superada pela intensidade e frequência das perturbações, tornando a regeneração natural um processo lento e, muitas vezes, insuficiente (GAVA *et al.*, 2022). Diante desse cenário, a intervenção do “homem”, por meio de técnicas de restauração ativa, torna-se indispensável para acelerar a recuperação desses ecossistemas (BESHARATI *et al.*, 2022; MIR *et al.*, 2022).

O presente estudo tem como objetivo investigar como diferentes insumos do solo influenciam o desenvolvimento de mudas de espécies arbóreas nativas da Caatinga, em campo, bem como seus efeitos sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Insumos orgânicos, como esterco de caprino e composto orgânico, são utilizados para aumentar a fertilidade do solo e estimular a atividade microbiana (GARCÍA CASTELLANOS; GARCÍA GARCÍA; GARCÍA GARCÍA, 2023); e biotecnológicos, como o hidrogel, polímero superabsorvente capaz de reter grandes volumes de água e liberá-la gradualmente, contribuindo para a manutenção da umidade na zona radicular (BESHARATI *et al.*, 2022), e inoculante com fungo micorrízico, o qual estabelece simbiose com as raízes das plantas, ampliando a área de absorção de nutrientes e água, e conferindo maior tolerância ao estresse hídrico (GHORUI; CHOWDHURY; BURLA, 2025). Essas estratégias podem otimizar o estabelecimento de espécies nativas e acelerar a sucessão ecológica em áreas degradadas.

O estudo justifica-se pela necessidade em desenvolver e validar metodologias eficazes para a restauração da Caatinga, contribuindo para conservação da biodiversidade, a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e a melhoria da qualidade de vida das populações locais. Dessa forma, o estudo está fundamentado nas seguintes hipóteses: 1) aplicação de insumos do solo melhora as condições de estabelecimento das mudas, aumentando o índice de sobrevivência no campo; 2) insumos orgânicos promovem maior acúmulo de carbono orgânico total e elevam os teores de nutrientes disponíveis, especialmente durante o período chuvoso, em comparação aos insumos biotecnológicos; 3) a atividade biológica do solo é sensível à pluviosidade, apresentando maior intensidade no período chuvoso em relação ao seco; e 4) a interação entre insumos e espécies promove padrões distintos nos atributos químicos e biológicos do solo, influenciados pela pluviosidade.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ÁREAS DEGRADADAS NA CAATINGA

Ecossistemas áridos, semiáridos e subúmidos, conhecidos por terras secas, ocupam cerca de 47% da superfície do planeta e incluem 45% das terras agrícolas do mundo (BURRELL; EVANS; KAUWE, 2020; OLIVEIRA *et al.*, 2021). Essas regiões são definidas caracteristicamente como áreas de pastagens, florestas e campos abertos, as quais estão mais vulneráveis às mudanças antropogênicas do clima e do uso da terra, além da suscetibilidade à desertificação (OLIVEIRA SANTOS; SOUZA MACHADO; LOIS GONZÁLEZ, 2022), bem como causar a perda de bilhões de dólares anualmente em todo o mundo. A desertificação também tem impactos negativos na biodiversidade devido à perda de espécies vegetais e animais que habitam essas terras (CHILLO *et al.*, 2017).

As mudanças na vegetação em terras áridas são predominantemente causadas por dois fatores: (a) mudança climática, que inclui variações na disponibilidade de água impulsionadas por tendências de decréscimo da precipitação e aumento da temperatura do ar (WEBB *et al.*, 2017; TONG *et al.*, 2018); e (b) práticas de uso da terra, incluindo pastagem com alta lotação animal por área, cultivo agrícola e desmatamento (UNCCD, 2017; ERB *et al.*, 2018), sendo estas práticas consideradas como o principal fator negativo da degradação de terras secas (ERB *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2018).

As comunidades vegetais da Caatinga têm sido divididas em: i) Caatinga Cristalina, estabelecida sobre solos férteis principalmente derivados do embasamento cristalino pré-cambriano da *Depressão Sertaneja*, variando de matas (Caatinga *s.s*) em locais mais secos a florestas altas (Caatinga Arbórea) em áreas mais úmidas; (ii) Caatinga Sedimentar, matagal aberto que ocupa os solos arenosos pobres em nutrientes de distribuição irregular de antigas bacias sedimentares e dunas continentais e; (iii) vegetação estabelecida sobre os depósitos cársticos dos grupos Bambuí e Jandaíra (Figura 1) (QUEIROZ *et al.*, 2017; FERNANDES *et al.*, 2022).



Figura 1 - Variação da estrutura da vegetação nos três principais tipos geológicos das florestas secas sazonais da Caatinga. A e B: Depressão Sertaneja; C e D: Caatinga Sedimentar; E e F: Caatinga Cársica. Fonte: Queiroz *et al.* (2017); Fernandes *et al.* (2022), imagem: Domingos Cardoso.

Dessa forma, a heterogeneidade florística incide na evolução e adaptações da flora para se manter viva diante das condições adversas do clima local e das condições do solo no semiárido, tendo como característica marcante a deciduidade (FERNANDES; QUEIROZ, 2018). No entanto, ao longo do tempo, a Caatinga tem passado por transformações fitofisionômicas e estruturais relacionadas a processos antropogênicos que remontam à época da colonização no Brasil (BEZERRA *et al.*, 2014).

O uso extenuante da terra e a ausência de sistemas de manejo sustentáveis na Caatinga afetam a resiliência do ecossistema, o qual excede sua capacidade (PEREIRA *et al.*, 2021a). Assim, essa região apresenta os maiores níveis de vulnerabilidade socioeconômica e ambiental do Brasil, com Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) abaixo da média brasileira e maior

suscetibilidade à degradação do solo (PETERSEN *et al.*, 2020; VIEIRA *et al.*, 2020).

De acordo com Antongiovanni *et al.* (2020), as florestas secas brasileiras estão cronicamente degradadas, mesmo em áreas não desmatadas, devido à ação humana ao longo dos séculos. Os autores chamam o efeito de distúrbio antropogênico crônico e o modelam para cinco vetores: áreas com população humana, infraestrutura, pastoreio, extração de madeira e fogo, em 47.100 fragmentos remanescentes da Caatinga, utilizando o índice de perturbação antropogênica crônica (CDI). Este, varia de 0 a 1, quanto maior o índice em determinada área, mais degradada ela está (Figura 2).

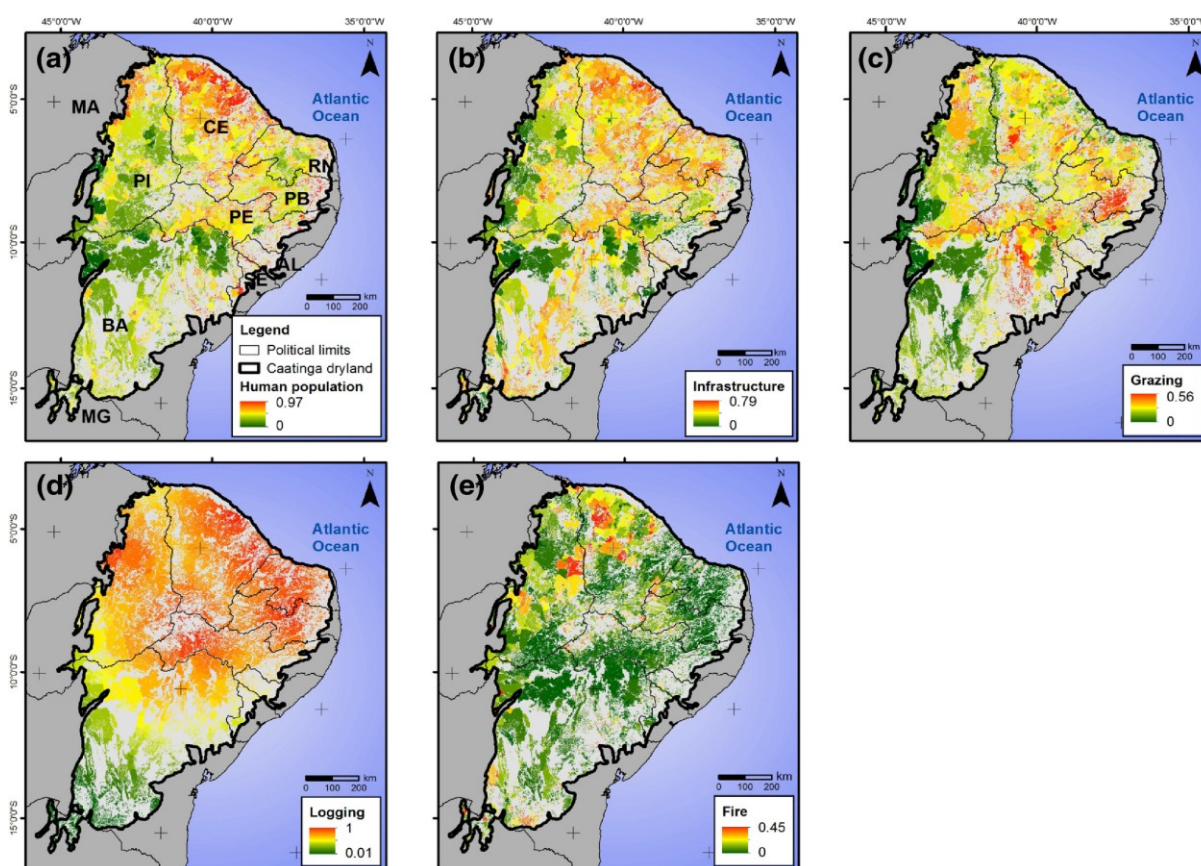


Figura 2 - Distribuição geográfica dos principais vetores de perturbação da Caatinga. (a) População humana, (b) infraestrutura, (c) pastagem, (d) extração de madeira e (e) fogo. Fonte: Antongiovanni *et al.* (2020).

Conforme demonstrado na figura 2, as principais formas de degradação na Caatinga apresentam padrões regionais distintos: a pressão populacional e a infraestrutura concentram os maiores níveis de degradação nas regiões norte e leste, especialmente no Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. A extração de madeira também é intensa no centro e norte do bioma, enquanto o pastoreio predomina em áreas de degradação intermediária, com menores impactos no oeste da Bahia e sudoeste do Piauí. Já o fogo ocorre principalmente nas porções

norte do Piauí e do Ceará, refletindo focos localizados de perturbação ambiental.

A partir deste estudo, fica evidente que o potencial de degradação dos fragmentos de Caatinga é altamente dependente de sua localização espacial, uma vez que os fatores de degradação estão distribuídos de forma desigual pela paisagem (ANTONGIOVANNI *et al.*, 2020). Outros autores também reforçam os resultados deste trabalho, quando ressaltam que entre as principais ameaças antrópicas, estão as práticas de corte e queima para a coleta de lenha e carvão, juntamente com o sobrepastoreio (OLIVEIRA *et al.*, 2021; PEREIRA *et al.*, 2021; SILVA JÚNIOR; PACHECO, 2021; SANTOS *et al.*, 2022).

Com a finalidade de exemplificar o cenário atual acerca da degradação e os trabalhos realizados na Caatinga, a partir de uma revisão integrativa da literatura foram selecionados cinco trabalhos (Quadro 1), obtidos da base de dados Science Direct, Springer e do *Scientific Electronic Library Online* (SCIELO) que retratam a temática alinhada aos vetores de degradação.

Com base nos trabalhos que estão sendo realizados no semiárido brasileiro, apresentados acima, é perceptível que a degradação da terra leva à diminuição da capacidade produtiva, por meio da redução da qualidade do solo, com impactos negativos nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, sendo o principal agente de degradação a erosão pela água, que se trata de um processo natural na formação da paisagem, enquanto o segundo agente é a salinidade do solo (ZAMAN; SHAHID; HENG, 2018).

Quadro 1 - Estudos avaliados para contextualizar os trabalhos que estão sendo desenvolvidos em alguns estados do semiárido brasileiro

Autor/Ano	Título	Objetivo/ Localização	Principais Resultados
OLIVEIRA JÚNIOR <i>et al.</i> (2020)	Fire foci dynamics and their relationship with socioenvironm ental factors and meteorological systems in the state of Alagoas,	Avaliar a dinâmica dos focos de incêndio via satélite ambientais e sua relação com fatores socioambientais e sistemas meteorológicos/Alagoas.	A dinâmica dos focos de fogo está associada ao índice de Gini e ao Índice de Desenvolvimento Humano. Com base na análise de componentes principais, três componentes capturaram 78,8% da variância total explicada e foram fortemente influenciados pelas variáveis: população, PIB e densidade demográfica.

	Northeast Brazil		
OLIVEIRA SANTOS <i>et al.</i> (2022)	Carbon and nitrogen stocks and microbial indicators in tropical semiarid degraded Luvisols.	Investigar Luvisolos degradados, parcialmente degradados e preservados para determinar os estoques de C e N do solo, bem como a abundância de alguns genes totais e funcionais, biomassa e atividade microbiana, atividade alcalina de fosfatase e conteúdo de glomalina/ Municípios de Itacuruba e Serra Talhada semiárido de Pernambuco.	Os estoques de C e N dos Luvisolos degradados foram um terço dos estoques encontrados em solos preservados. A abundância de bactérias diazotróficas e mineralizadoras de fósforo diminuiu nos Luvisolos degradados; no entanto, a abundância total de genes de bactérias e fungos, bem como o conteúdo de glomalina, permaneceram inalterados. A atividade da fosfatase alcalina indicou que microrganismos mineralizadores podem disponibilizar fósforo constantemente mesmo em solos sem cobertura vegetal.
PEREIRA <i>et al.</i> (2021a)	Grazing exclusion regulates bacterial community in highly degraded semiarid soils from the Brazilian Caatinga biome.	Descobrir a eficácia da exclusão do pastejo de longo prazo na diversidade da comunidade microbiana e na recuperação da fertilidade do solo em áreas desertificadas do semiárido brasileiro/ Município de Irauçuba, semiárido do Ceará.	O distúrbio de alta intensidade pelo sobrepastoreio pode não apenas reduzir a fertilidade do solo, mas também restringir a composição bacteriana, com implicações no funcionamento do ecossistema. O microbioma do solo da Caatinga pode ser incapaz de manter os serviços ecossistêmicos, como o desenvolvimento de plantas e animais sob manejo de sobrepastoreio.
MARINHO; NASCIMEN	Soil degradation and Cu, Cr, Ni, Pb and Zn	Investigar características do solo e mudanças no conteúdo de metais	As concentrações médias de metais pesados nos solos dos lixões seguiram a ordem Zn (49,96 mg kg ⁻¹) > Cu (38,48 mg kg ⁻¹) > Pb

TO; CUNHA (2022)	contamination in dumpsites of humid and semiarid tropical regions in northeastern Brazil.	pesados em 12 lixões inativos em áreas sob climas tropical úmido e semiárido/Área abrange 12 municípios do estado do Rio Grande do Norte.	(24,64 mg kg ⁻¹) > Cr (21,94 mg kg ⁻¹) > Ni (7,77 mg kg ⁻¹). Eles foram 6 a 36 vezes maiores do que os valores de referência para a região e estavam acima dos valores das diretrizes brasileiras para metais. Os quatro solos de lixões que apresentaram contaminação simultânea com dois ou mais metais pesados estavam localizados no semiárido.
PESSOA <i>et al.</i> (2022)	Assessment of soil salinity status under different land-use conditions in the semiarid region of Northeastern Brazil.	Diagnosticar o estado de salinidade do solo em diferentes condições de uso da terra no semiárido do Nordeste brasileiro/ Quatro bacias hidrográficas críticas localizadas no semiárido de Pernambuco: Brígida, Terra Nova, Pajeú e Moxotó.	Sódio e cloreto foram os íons solúveis predominantes em áreas cultivadas e desertificadas. Aumentos nos valores de condutividade elétrica de 1219 e 23207% foram observados para áreas cultivadas e desertificadas, respectivamente, em relação às áreas de vegetação nativa. Em áreas desertificadas, além do cloreto, sulfato também está presente em níveis expressivos e, devido às fortes associações com cálcio, magnésio e sódio, o estudo sugere que, além das formas livres desses íons, as formas de cloretos e sulfatos de cálcio, magnésio e sódio também contribuem efetivamente para a degradação das áreas.

Fonte: Autor (2025).

Segundo Pessoa *et al.* (2022) áreas com vegetação nativa de Caatinga e áreas cultivadas com produção agrícola em perímetros irrigados podem ser propensas à desertificação, se atribuídas práticas agrícolas que não consideram as condições pedológicas de aptidão agrícola dos solos, condições climáticas da região, uso de água salina, ausência de sistemas de drenagem e excesso de insumos químicos como fertilizantes e corretivos.

Paralelamente, o excesso de sais, nutrientes e metais pesados em solos que abrigam lixões também são comprometidos, tornando-os mais vulneráveis a serem transportados junto com sedimentos nos processos de erosão em ambientes úmidos e semiáridos. Porém, a alcalinização e a salinização não são preocupantes, é o que foi observado por Marinho;

Nascimento e Cunha (2022). Contudo, os impactos dos lixões na qualidade do solo são notáveis e impõem riscos ao ecossistema e à saúde humana (Figura 3).

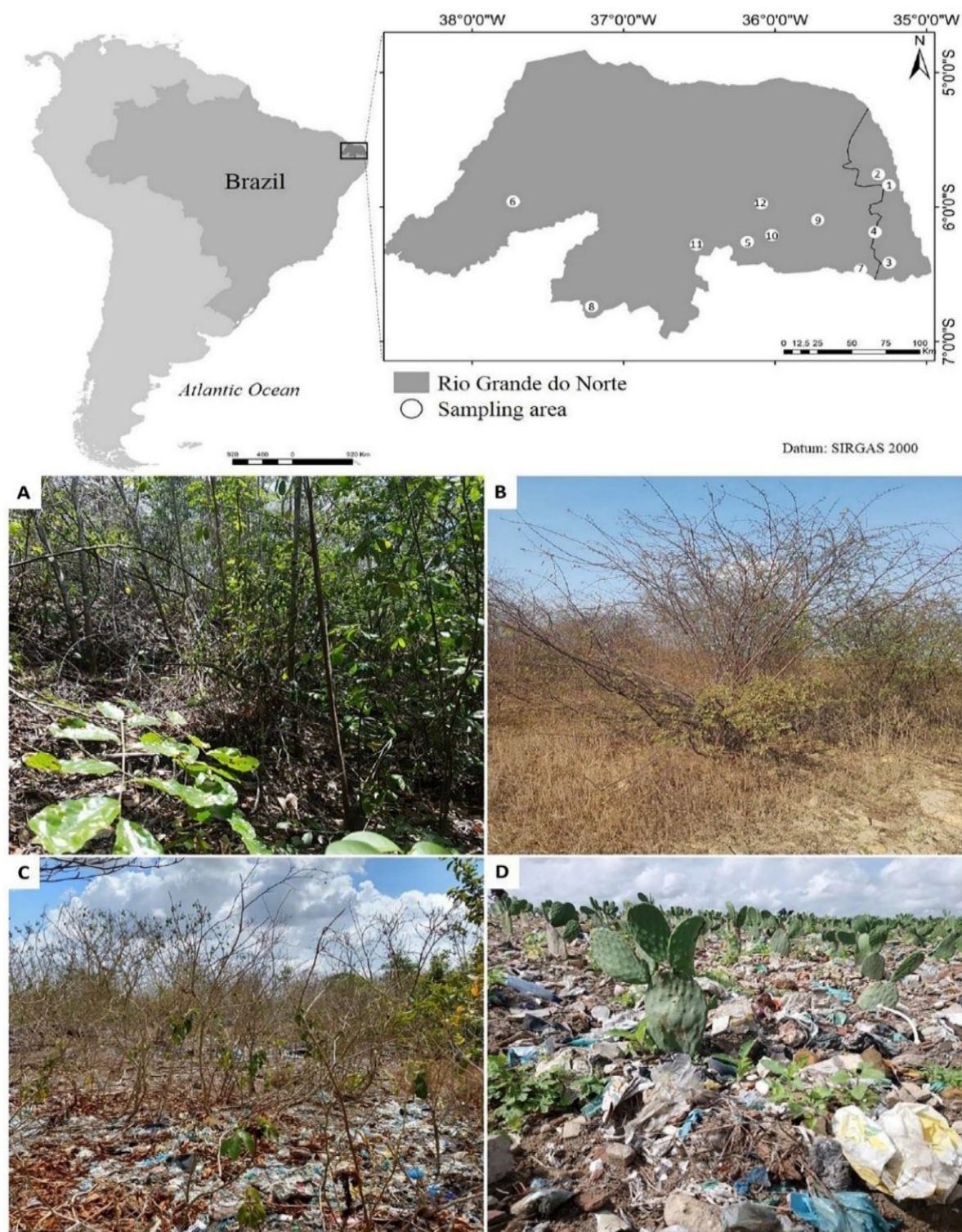


Figura 3 - Localização das áreas de amostragem. A: Vegetação natural do tropical úmido; B: vegetação natural do semiárido tropical; C: lixão no tropical úmido; D: lixão no semiárido tropical. Fonte: Marinho *et al.* (2022).

Ademais, a perda da cobertura vegetal do solo, além de desencadear a erosão, promove alterações na diversidade e atividade microbiana do solo. De acordo com Santos *et al.* (2022), a abundância de bactérias e fungos no solo, juntamente com o conteúdo de glomalina nos horizontes superficiais dos Luvisolos degradados, do núcleo de desertificação de Cabrobó (Figura 4), se mantiveram inalterados, indicando que esses microrganismos podem se adaptar às condições erosivas dos solos degradados. Entretanto, a presença de vegetação da Caatinga triplica os estoques de C e N em relação ao solo degradado.

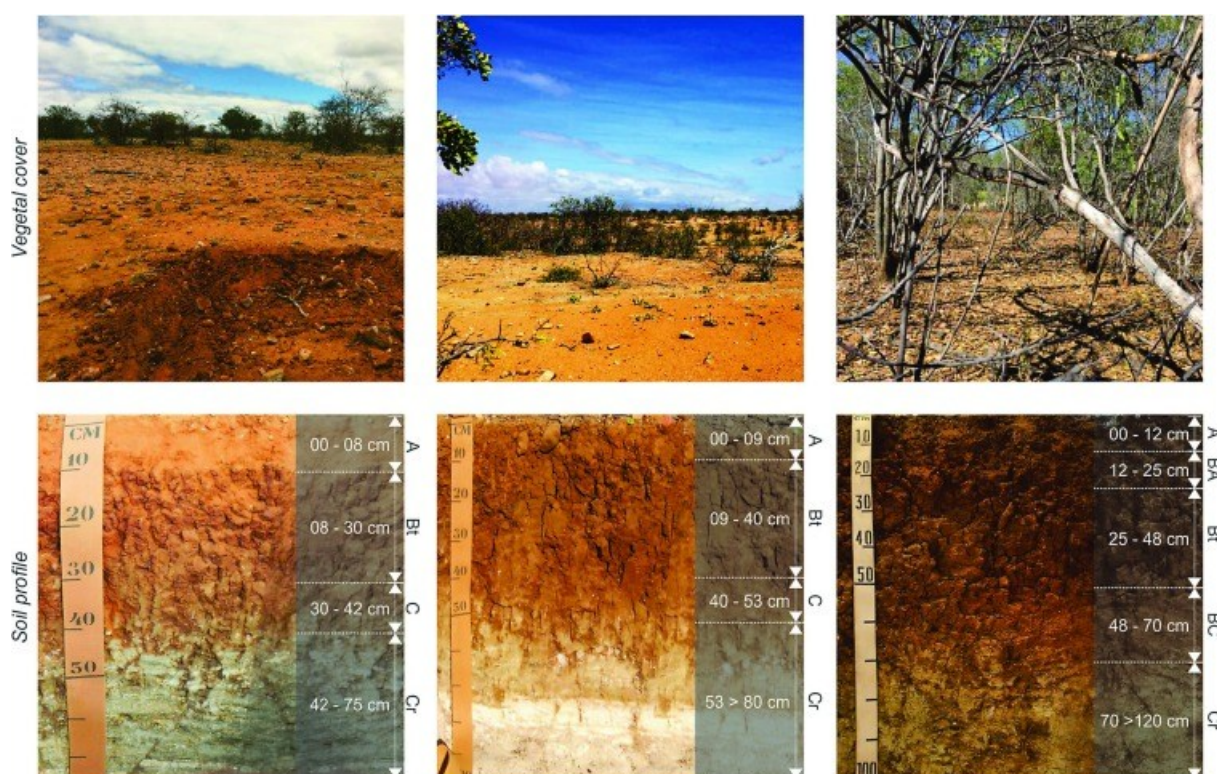


Figura 4 - Da esquerda para a direita, a vegetação de cobertura e o perfil dos Luvisolos degradados (D), parcialmente degradados (PD) e preservados (P) no semiárido tropical do Estado de Pernambuco, Brasil. Fonte: Santos *et al.* (2022).

Outro núcleo de desertificação que merece atenção é conhecido por Inhamuns/CE, o qual apresenta solos altamente degradados pelo manejo inadequado da pecuária extensiva. Segundo Pereira *et al.* (2021), a intensidade do pastejo impacta a composição das comunidades microbianas e afeta distintamente os grupos bacterianos. Enquanto a exclusão do pastejo aumenta a riqueza e diversidade bacteriana, além de melhorar a fertilidade do solo com incrementos de C e N, corroborando com os resultados obtido por Santos *et al.* (2022).

Indubitavelmente, o Brasil dobrou sua área agrícola nas últimas seis décadas (PARENTE *et al.*, 2019) e se tornou o segundo maior produtor mundial de carne bovina

(ABIEC, 2022; ALONSO PIPPO; ALVES, 2022). Apesar de grande parte deste aumento ter ocorrido em outras regiões, a expansão agropecuária no semiárido nordestino representa, hoje, 48% no crescimento de pastagem na Caatinga (Tabela 1). Mais de 10 Mha de Savana e formações florestais foram convertidos em atividades associadas à agropecuária, inclusive os estados da Bahia, Ceará e Pernambuco, juntos, apresentam um aumento em área de 4,61 Mha (MAPBIOMAS, 2022).

Tabela 1 - Valores de áreas convertidas em pastagem e queimadas, por estado, no intervalo de tempo de 35 anos (1985 a 2020) na Caatinga

Estado	Pastagem		Queimadas	
	Mha	%	Mha	%
Piauí	220	3,42	8,65	59,99
Bahia	2.340	36,34	2,44	16,96
Ceará	1.090	16,93	1,49	10,33
Pernambuco	1.180	18,32	0,67	4,66
Paraíba	620	9,63	0,53	3,68
Minas Gerais	180	2,80	0,32	2,25
Rio Grande do Norte	340	5,28	0,22	1,57
Alagoas	230	3,57	0,04	0,33
Sergipe	240	3,73	0,03	0,22

Mha: milhões de hectares. Fonte: MapBiomas (2022).

Além disso, outro fator que causa alterações no uso e cobertura do solo são as queimadas. Segundo o Mapbiomas (2022), de 1985 a 2020 os estados do Piauí, Bahia e Ceará representaram cerca de 87,28% do total de área queimada na Caatinga (Tabela 1). De acordo com Oliveira Júnior *et al.* (2020), em alguns municípios no sertão alagoano, como Mata Grande, a ocorrência de incêndio se deve ao desmatamento da Caatinga para limpeza de área para agricultura de subsistência, além de ter relação direta com variáveis socioeconômicas, como o índice de desenvolvimento humano.

Diante desse contexto, também é importante destacar que o semiárido brasileiro tem a maior proporção de pessoas vivendo na pobreza, sendo a agricultura de sequeiro, ou seja, cultivo sem irrigação, a principal a responsável por 95% das terras cultivadas (IBGE, 2019), sendo, ainda, impactadas pelo agravamento da seca. Por isso, torna-se importante iniciativas de conservação e restauração do semiárido brasileiro que visem a recuperação destes solos, mas

que objetivem, também, a sustentabilidade hídrica, alimentar e energética da região.

Pensando em meios que possam trabalhar com a conservação e produção, mas que visem a sustentabilidade do sistema, a tomada de decisão de cima para baixo deve ser invertida. Pois, as próprias comunidades locais, que vivem o processo de degradação poderiam ser gradualmente apoiadas financeiramente e capacitadas para exercer controle sobre aspectos da terra, recursos e desenvolvimento pessoal. Exemplo disso, como no caso do Parque Nacional do Catimbau, existem povos indígenas e comunidades locais que exibem uma forte motivação para conservar o ambiente que vivem. Estas comunidades poderiam ser apoiadas por meio de instituições locais, incentivando práticas alternativas, incluindo sistemas agroflorestais, regulamentos de uso sustentável, atividades de restauração, prevenção de invasão externa e etc. (DAWSON *et al.*, 2023).

A utilização de sistemas agroflorestais é indicada como estratégia de recuperação de áreas degradadas. Neste sentido, o uso desses sistemas permite melhorar os componentes do ecossistema de pastagens, integrar a cultura e os animais, diversificar a produção agrícola, manter e promover melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, de maneira a evitar a degradação ou atuar no processo de recuperação do solo (MICCOLIS *et al.*, 2016). Bem como, o emprego adequado de práticas agrícolas coniventes à aptidão do solo contribui para a resiliência do sistema.

Portanto, maneiras de diversificar a produção e renda de pequenos agricultores rurais que vivem no semiárido do Brasil, como: adoção de espécies e cultivares tolerantes à seca, consórcio agroflorestal, cultivo de espécies nativas como forrageiras e fonte de madeira, seleção de espécies e raças de animais adaptadas, implementação da apicultura e uso de reservatórios de água para aquicultura. Atividades deste tipo devem ser subsidiadas e estimuladas por órgãos públicos e privados, em prol de uma única causa, manter e recuperar o que ainda resta da Caatinga.

Assim, gerenciar os impactos antrópicos e acelerados das mudanças climáticas no semiárido brasileiro é uma tarefa grande, complexa e urgente. Pois a visão deve ser alinhada à oportunidade de remediar a problemática, e manter ou aumentar a produtividade agrícola nessas áreas em prol da sustentabilidade. Essas iniciativas demonstram que a resiliência da sociedade civil, juntamente com a dedicação de sua comunidade científica, é hoje o principal aporte para subsidiar soluções frente ao desmatamento e ameaças políticas ao exclusivo domínio fitogeográfico Caatinga.

2.2 ATRIBUTOS E INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO NO CONTEXTO DE ÁREAS DEGRADADAS EM TERRAS SECAS

A restauração ecológica é o processo de auxiliar na recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído para refletir valores considerados inerentes ao ecossistema e fornecer bens e serviços que as pessoas valorizam (MARTIN, 2017). Deste modo, a restauração de ecossistemas de terras secas deve visar, não somente a recuperação da cobertura vegetal, mas restabelecer funções e serviços ecossistêmicos nesse sistema solo-planta e atmosfera (GAO *et al.*, 2018; MIR *et al.*, 2022). O solo é o principal componente desse ecossistema. No entanto, a maioria dos solos de terras secas detém baixos teores de argila e matéria orgânica, além de serem caracterizados pela baixa capacidade de retenção de água e produtividade (BESHARATI *et al.*, 2022). A fim de superar esses desafios, são empregadas soluções integradas de métodos econômicos de conservação de água e práticas eficazes de gestão (ABRISHAM *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2018), que podem ser chamadas de atributos ativos ou passivos da restauração (BESHARATI *et al.*, 2022; MIR *et al.*, 2022).

A restauração ativa, compreende intervenções diretas: como plantio de mudas ou sementes, enriquecimento com espécies nativas, nucleação, transposição de serrapilheira, instalação de sistemas agroflorestais e silvipastoris (MIRANDA *et al.*, 2018; XIAO *et al.*, 2019; KHEIRFAM; SADEGHI; ZAREI DARKI, 2020; LIRA JUNIOR *et al.*, 2020b; RENDÓN-SANDOVAL *et al.*, 2020; SORIA *et al.*, 2022), e pode incluir técnicas de manejo como a utilização de insumos orgânicos ou biotecnológicos (GARCÍA CASTELLANOS; GARCÍA GARCÍA; GARCÍA GARCÍA, 2023; GHORUI; CHOWDHURY; BURLA, 2025); enquanto a restauração passiva, são adotadas ações para exclusão dos estressores ambientais por meio de cercas que privam atividades humanas, manejo de pastagem e previne de incêndios (ZHANG *et al.*, 2018; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2019; ESHETIE; GOBEZIE; DAWD, 2021; PEREIRA *et al.*, 2021a).

Contudo, não existe um consenso entre restauradores sobre qual estratégia de restauração, passiva ou ativa, é mais significativa para recuperação de terras secas (DÍAZ-GARCÍA *et al.*, 2020). A maior preocupação está no objetivo da restauração, assim, alguns cientistas ditam que a restauração ativa promove a recuperação mais rápida da estrutura da vegetação (VISCONTI *et al.*, 2020; VLASENKO; RYBASHLYKOVA; TURKO, 2022), e outros apoiam a passiva pelo seu custo-benefício (ZHANG *et al.*, 2018; ESHETIE; GOBEZIE; DAWD, 2021).

Nesse contexto de conhecer os atributos que podem servir como aporte para o sucesso da restauração, é importante observar que o solo apresenta um sistema dinâmico e com múltiplas funções (RILLIG *et al.*, 2019). Essas funções subsidiam os serviços ecossistêmicos essenciais, como regulação climática e hídrica, e ciclagem de nutrientes (GAO *et al.*, 2018; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2019), todos susceptíveis a degradação. A maioria das funções do solo são difíceis de avaliar diretamente, logo, se faz necessária a utilização de propriedades mensuráveis do solo, como indicadores de qualidade (Quadro 2), que abrangem uma extensa gama de características físicas, químicas e biológicas do solo (LUNA *et al.*, 2018; KHEIRFAM; SADEGHI; ZAREI DARKI, 2020; SORIA *et al.*, 2022).

Quadro 2 - Memorial bibliográfico sobre os atributos e indicadores em trabalhos de restauração em terras secas

Atributo	Referência
Revegetação (plantio de mudas e/ou sementes)	(GAO <i>et al.</i> , 2018; MIRANDA <i>et al.</i> , 2018; TIANJIAO <i>et al.</i> , 2018; VISCONTI <i>et al.</i> , 2020; SANTOS <i>et al.</i> , 2022; SORIA <i>et al.</i> , 2022; VLASENKO; RYBASHLYKOVA; TURKO, 2022).
Sistemas silvipastoris e agroflorestais	(LIRA JUNIOR <i>et al.</i> , 2020c, 2020a; RENDÓN-SANDOVAL <i>et al.</i> , 2020; OLIVEIRA SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Exclusão (humanos e pastagens)	(ZHANG <i>et al.</i> , 2018; OLIVEIRA FILHO <i>et al.</i> , 2019; ESHETIE; GOBEZIE; DAWD, 2021; PEREIRA <i>et al.</i> , 2021a).
Insumos biotecnológicos (hidrogel e inoculantes microbianos)	(ABRISHAM <i>et al.</i> , 2018; MIRANDA <i>et al.</i> , 2018; ABDALLAH, 2019; BESHARATI <i>et al.</i> , 2022; YANG <i>et al.</i> , 2022; GHORUI; CHOWDHURY; BURLA, 2025).
Insumos orgânicos (biochar, esterco, lodo de esgoto, compostagem)	(MIRANDA <i>et al.</i> , 2018; CHÁVEZ-GARCÍA; SIEBE, 2019; VISCONTI <i>et al.</i> , 2020; BESHARATI <i>et al.</i> , 2022; SORIA <i>et al.</i> , 2022; GARCÍA CASTELLANOS; GARCÍA GARCÍA; GARCÍA GARCÍA, 2023).
Indicador	Referência
Teor de carbono orgânico do solo	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; CUI <i>et al.</i> , 2019; XIAO <i>et al.</i> , 2019; GE <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA FILHO <i>et al.</i> , 2019; DE <i>et al.</i> , 2020; LIRA JUNIOR <i>et al.</i> , 2020a; NEVES <i>et al.</i> , 2021; OLIVEIRA SANTOS <i>et al.</i> , 2022; GHANI <i>et al.</i> , 2022; SORIA <i>et al.</i> , 2022; BEKHIT <i>et al.</i> , 2025).
pH	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; CUI <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA FILHO <i>et al.</i> , 2019; XIAO <i>et al.</i> , 2019; GHANI <i>et al.</i> , 2022; SORIA <i>et al.</i> , 2022).

Teor de Nitrogênio	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; CUI <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA FILHO <i>et al.</i> , 2019; XIAO <i>et al.</i> , 2019; NEVES <i>et al.</i> , 2021; SORIA <i>et al.</i> , 2022).
Capacidade de troca de cátions	(ABRISHAM <i>et al.</i> , 2018; MOYA <i>et al.</i> , 2018; CHÁVEZ-GARCÍA; SIEBE, 2019; PEREIRA <i>et al.</i> , 2021a; SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Condutividade elétrica	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; CHÁVEZ-GARCÍA; SIEBE, 2019; PEREIRA <i>et al.</i> , 2021a; SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Capacidade de retenção de água	(ABRISHAM <i>et al.</i> , 2018; GAO <i>et al.</i> , 2018; DE <i>et al.</i> , 2020; ZHANG <i>et al.</i> , 2021; SORIA <i>et al.</i> , 2022).
Densidade e porosidade do solo	(ABRISHAM <i>et al.</i> , 2018; MIRANDA <i>et al.</i> , 2018; CHÁVEZ-GARCÍA; SIEBE, 2019; DE <i>et al.</i> , 2020; ZHANG <i>et al.</i> , 2021).
Teor de umidade do solo	(GAO <i>et al.</i> , 2018; TIANJIAO <i>et al.</i> , 2018; FRIES <i>et al.</i> , 2020; HUANG <i>et al.</i> , 2020; ZHANG <i>et al.</i> , 2021).
Disponibilidade de água	(GAO <i>et al.</i> , 2018; FRIES <i>et al.</i> , 2020; HUANG <i>et al.</i> , 2020; ZHANG <i>et al.</i> , 2021; BESHARATI <i>et al.</i> , 2022; YANG <i>et al.</i> , 2022).
Textura do solo	(MIRANDA <i>et al.</i> , 2018; STAVI <i>et al.</i> , 2018; GE <i>et al.</i> , 2019; SAFAEI <i>et al.</i> , 2019; PEREIRA <i>et al.</i> , 2021a).
Bases trocáveis	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; OLIVEIRA FILHO <i>et al.</i> , 2019; PESSOA <i>et al.</i> , 2019; PEREIRA <i>et al.</i> , 2021a; SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Fósforo	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; ZHANG <i>et al.</i> , 2018; CUI <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA FILHO <i>et al.</i> , 2019; XIAO <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Sódio	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; CHÁVEZ-GARCÍA; SIEBE, 2019; PESSOA <i>et al.</i> , 2019, 2022; LEITE <i>et al.</i> , 2020; SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Carbono da biomassa microbiana	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; ZHANG <i>et al.</i> , 2018; LEITE <i>et al.</i> , 2020; LIRA JUNIOR <i>et al.</i> , 2020c).
Atividades enzimáticas	(MOYA <i>et al.</i> , 2018; ZHANG <i>et al.</i> , 2018; CUI <i>et al.</i> , 2019; XIAO <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2021; OLIVEIRA SANTOS <i>et al.</i> , 2022).
Composição e quantificação de microrganismos funcionais	(LUNA <i>et al.</i> , 2018; ZHANG <i>et al.</i> , 2018; CUI <i>et al.</i> , 2019; HUANG <i>et al.</i> , 2020; LEITE <i>et al.</i> , 2020; NEVES <i>et al.</i> , 2021; PEREIRA <i>et al.</i> , 2021a, 2021b).
Respiração basal do solo	(LUNA <i>et al.</i> , 2018; MOYA <i>et al.</i> , 2018; LEITE <i>et al.</i> , 2020; LIRA JUNIOR <i>et al.</i> , 2020a; NEVES <i>et al.</i> , 2021; SORIA <i>et al.</i> , 2022).
Dendrométricos (altura e diâmetro)	(ABRISHAM <i>et al.</i> , 2018; LUNA <i>et al.</i> , 2018; RENDÓN-SANDOVAL <i>et al.</i> , 2020; BESHARATI <i>et al.</i> , 2022).
Biomassa vegetal	(ABRISHAM <i>et al.</i> , 2018; JAMSRANJAV <i>et al.</i> , 2018; LUNA <i>et al.</i> , 2018; RENDÓN-SANDOVAL <i>et al.</i> , 2020).
Riqueza de espécies	(JAMSRANJAV <i>et al.</i> , 2018; RENDÓN-SANDOVAL <i>et al.</i> , 2020; ESHETIE; GOBEZIE; DAWD, 2021; SHACKELFORD <i>et al.</i> , 2021).

Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e índice de vegetação aprimorada 2 (EVI2)	(BEZERRA <i>et al.</i> , 2020; CONG <i>et al.</i> , 2022; KUMAR <i>et al.</i> , 2022).
--	--

Fonte: Autor (2025).

A qualidade do solo é definida como a capacidade contínua do solo exercer suas principais funções. Logo, a seleção de indicadores de qualidade precisa ser baseada em ligações mecanicistas entre indicadores e funções (BUNEMANN *et al.*, 2018). Além disso, pesquisadores pontuam a importância de utilizar indicadores de natureza diferentes (físico, químico e biológico) para obtenção de respostas concisas da qualidade do solo (YU *et al.*, 2018; MAURYA *et al.*, 2020). Costumeiramente, propriedades físicas e químicas do solo são os principais indicadores para avaliar a qualidade do solo. A densidade e porosidade do solo, conteúdo de água armazenada e disponível no perfil do solo para as plantas, estrutura e estabilidade do solo são exemplos da composição física, assim como o carbono orgânico do solo, N, pH, bases trocáveis compõem a química do solo (RABOT *et al.*, 2018).

Dentre esses indicadores químicos, o carbono orgânico do solo demonstra ser o indicador no manejo da qualidade do solo rapidamente responsivo (HUESO-GONZÁLEZ; MUÑOZ-ROJAS; MARTÍNEZ-MURILLO, 2018; LIRA JUNIOR *et al.*, 2020b) na produção agrícola sustentável. O carbono orgânico também melhora a estabilidade da estrutura do solo e a capacidade de retenção de água, o que reflete diretamente na funcionalidade do ecossistema em recuperação e aumento da produtividade (AYANGBENRO; BABALOLA, 2021). Em contrapartida, em regiões de terra seca, onde a vegetação foi retirada pela exploração intensiva de pastagem, agricultura ou biomassa para energia, as taxas de armazenamento de carbono no solo é reduzido e eleva-se as emissões de CO₂ para atmosfera, comprometendo a capacidade da vegetação mitigar os gases do efeito estufa (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2019; GHANI *et al.*, 2022). Além disso, a retirada da vegetação também compromete outros fatores, como redução do banco de sementes do solo, a riqueza de espécies, disponibilidade de nutrientes e a qualidade estrutural do solo (ABRISHAM *et al.*, 2018; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2019; ESHETIE; GOBEZIE; DAWD, 2021).

Em relação aos indicadores físicos, a textura do solo é quem controla a agregação de partículas, estrutura e estabilidade do solo (GE *et al.*, 2019; SAFAEI *et al.*, 2019). Os sistemas agrícolas com limitação de água em terras secas, não são apenas vulneráveis a rendimentos reduzidos das culturas, mas também são caracterizados pela baixa capacidade de reter água devido sua granulometria ser composta por frações mais grosseiras/arenosos (YANG *et al.*, 2022). Além disso, as partículas de argila em menor proporção, mas presentes nesses solos,

atuam como núcleos capazes de desenvolver macroagregados e microagregados devido ao tamanho de sua área superficial específica e capacidade da associação química, o que permite estabelecer melhoria na qualidade estrutural do solo (GE *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2022).

Contudo, as propriedades físicas e químicas do solo são moldadas pelas propriedades biológicas do solo, concernente a composição e atividades destes microrganismos (AYANGBENRO; BABALOLA, 2021). A maioria das atividades são catalisadas direta ou indiretamente pelas comunidades microbianas, por exemplo, os fungos micorrízicos arbusculares encontrados em terras secas, tem um papel fundamental na captação de nutrientes em solos que detêm deficiência de P (CHAMIZO *et al.*, 2018; HUANG *et al.*, 2020; KHEIRFAM; SADEGHI; ZAREI DARKI, 2020; OLIVEIRA SANTOS *et al.*, 2022). Por isso, as três propriedades se tornam fundamentais para compor e fazer funcionar os processos e serviços ecossistêmicos (GAO *et al.*, 2018; ZHENG *et al.*, 2019).

Ainda, a ampla diversidade de microrganismos do solo encontrados e atribuídos em terras secas são peças chaves para condução e participação da decomposição e formação da matéria orgânica do solo, através de seus processos metabólicos (BISWAS *et al.*, 2019). Diferentes consórcios microbianos produzem diferentes enzimas extracelulares, exopolissacarídeos, que atuam como agentes de colagem, ligando as partículas do solo e promovendo a formação de agregados (AYANGBENRO; BABALOLA, 2021). Assim, a comunidade de microrganismos do solo é responsável por inúmeras funções do sistema solo-planta, além de responder mais rapidamente as alterações acometidas pela degradação de terras secas (BISWAS *et al.*, 2019; MAURYA *et al.*, 2020).

2.3 IMPORTÂNCIA DE ESPÉCIES NATIVAS EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO

A restauração de ecossistemas demanda mais do que recompor a vegetação original, requer a reativação de processos ecológicos, a promoção da resiliência frente às mudanças climáticas e o envolvimento das comunidades locais (SIMONSON *et al.*, 2021; MIR *et al.*, 2022). A utilização de espécies nativas é, portanto, estratégica, pois integra características ecológicas, funcionais e culturais, no qual fazem parte daquela paisagem. Espécies como *Erythrina velutina* Willd., *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., *Cenostigma pyramidale* (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis, *Schinopsis brasiliensis* Engl. e *Astronium urundeuva* (Allemão) Engl. têm se destacado como aliadas relevantes em ações de restauração no semiárido brasileiro.

E. velutina, conhecida como mulungu, é uma leguminosa arbórea nativa do Nordeste do Brasil, adaptada a solos pobres e regiões com alta evapotranspiração. A espécie apresenta ampla distribuição e florescimento atrativo para polinizadores, seu sombreamento favorece o microclima local, atuando como espécie facilitadora no processo de sucessão ecológica (SOUZA *et al.*, 2022). Além de possuir reconhecidas propriedades farmacológicas, como efeitos ansiolíticos, anti-inflamatórios e antimicrobianos, atribuídos principalmente a seus alcaloides e flavonoides (ADETUNJI *et al.*, 2024). Seu uso tradicional e potencial para geração de serviços ecossistêmicos tornam-na uma espécie valiosa para projetos de restauração.

A. cearensis, ou amburana-de-cheiro, possui notável valor etnobotânico, sendo amplamente utilizada na medicina popular para o tratamento de doenças respiratórias, inflamatórias e intestinais (SILVEIRA *et al.*, 2022). Além disso, apresenta crescimento inicial sustentado por raízes tuberosas, favorecendo a adaptação a solos rasos e à limitação hídrica (OLIVEIRA *et al.*, 2019), sendo, portanto, uma espécie estratégica para aumentar a resiliência funcional em ambientes semiáridos.

C. pyramidale, conhecida como catingueira, é uma leguminosa e pioneira com ampla ocorrência em diferentes estágios sucessionais da Caatinga, apresentando folhas com características xeromórficas, como tricomas e elevada esclerofilia, além da presença de compostos fenólicos e ceras epicuticulares, que conferem proteção contra a herbivoria e radiação solar intensa (RIBEIRO *et al.*, 2021). Seu padrão fenológico é ajustado ao regime de chuvas, com floração e frutificação ocorrendo nos períodos mais úmidos (SILVA *et al.*, 2024), revelando sua plasticidade diante da sazonalidade climática da região.

S. brasiliensis, conhecida como baraúna, é uma espécie lenhosa característica da Caatinga, destacando-se por sua elevada tolerância a ambientes pedregosos e ao estresse hídrico. Apresenta madeira de alta densidade e valor econômico (LEDRU *et al.*, 2022), além de metabólitos com propriedades farmacológicas e ecológicas relevantes, como taninos, açúcares e aminoácidos que variam conforme o microambiente e a sazonalidade (LUZ *et al.*, 2024). Essas características reforçam seu papel na sustentabilidade ecológica e econômica de projetos de restauração integrados.

Por fim, *Astronium urundeuva*, a popular aroeira, é amplamente utilizada pela população local para fins medicinais e madeireiros (NASCIMENTO *et al.*, 2024). Apresenta tolerância à seca e ampla plasticidade ecológica, sendo registrada em diferentes formações vegetais e unidades de conservação (ELIAS; ARRUDA; ALBUQUERQUE, 2024). Sua resistência à seca, aliada à capacidade de se estabelecer em diferentes fisionomias vegetais, justifica sua inclusão em estratégias de revegetação funcional.

A seleção dessas espécies em projetos de restauração não apenas fortalece os processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes, retenção hídrica e atração de fauna, mas também potencializa benefícios sociais e culturais. Isso evidencia que a restauração baseada em espécies nativas não deve se restringir a critérios ecológicos estritos, mas considerar sua funcionalidade ampla e sua integração com o território e seus saberes.

2.4 SAZONALIDADE CLIMÁTICA NO NORDESTE BRASILEIRO

O colapso da biodiversidade, a perda de serviços ecossistêmicos e os efeitos mudanças climáticas têm intensificado discussões globais acerca de estratégias de conservação que assegurem a resiliência dos ecossistemas. No Brasil, a Caatinga representa um exemplo singular desse desafio. Classificada como floresta tropical sazonal seca, ocupa aproximadamente 844.453 km², cerca de 11% do território nacional, e apresenta elevada biodiversidade (QUEIROZ *et al.*, 2017). Sua principal característica decorre da forte variabilidade climática, marcada por irregularidade anual e sazonal da precipitação, resultando em elevada evapotranspiração e restrita disponibilidade hídrica nos solos (SILVA *et al.*, 2017; FRIES *et al.*, 2020).

A precipitação na região semiárida é concentrada em curtos períodos, enquanto a estação seca pode perdurar de cinco a nove meses, com ocorrência recorrente de anos de seca extrema. Essa variabilidade, tanto espacial quanto temporal, gera incertezas quanto ao regime hídrico (SILVA *et al.*, 2022). As chuvas resultam da atuação de diferentes sistemas atmosféricos, como a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), os Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN), os Sistemas Frontais (SF) e os Distúrbios Ondulatórios de Leste (DOLs), associados a fenômenos de convecção organizada em linhas de instabilidade e aglomerados convectivos (ASSIS; SOUZA; SOBRAL, 2015; SANTOS; CUNHA; RIBEIRO-NETO, 2019).

Além da variabilidade interanual provocada pelo fenômeno El Niño Oscilação Sul (ENOS), que apresenta forte influência sobre esses sistemas precipitantes já que corresponde a um acoplamento oceânico-atmosférico gerado por anomalias na temperatura da superfície do mar (TSM) no Oceano Pacífico Equatorial (ASSIS; SOUZA; SOBRAL, 2015; SANTOS; CUNHA; RIBEIRO-NETO, 2019).

A componente oceânica do ENOS é chamada de El Niño (EN) ou La Niña (LN), respectivamente, o primeiro é conhecido como fase quente dos ENOS, quando ocorre aquecimento anômalo das águas do Oceano Pacífico Equatorial. Por sua vez, a segunda ocorre pelo resfriamento anômalo, conhecida por fase fria. Os eventos ENOS combinados com o

aquecimento (ou resfriamento) da TSM do Atlântico Norte podem provocar mudanças significativas na Caatinga (SANTOS; CUNHA; RIBEIRO-NETO, 2019; REBOITA *et al.*, 2021).

Eventos históricos evidenciam os impactos do ENOS: em 1877–1878, a seca catastrófica resultou em milhares de mortes no semiárido brasileiro (ACEITUNO *et al.*, 2009). enquanto em 1915, estima-se que 278 mil pessoas tenham falecido no Ceará e 75 mil tenham migrado para outras regiões (MARENGO; TORRES; ALVES, 2017). Entretanto, dos 46 eventos ENOS moderados a fortes de 1849 a 1992, apenas 21 foram associados a secas severas no Nordeste do Brasil (KANE, 1997). Mais recentemente, a seca de 2010–2016, considerada a mais longa e severa das últimas décadas, levou centenas de assentamentos à beira do colapso (NOVAES; FELIX; SOUZA, 2013; MARTINS *et al.*, 2018; CUNHA *et al.*, 2019).

A seca é caracterizada como um período suficientemente longo de deficiência de água que impacta significativamente nos aspectos edáficos, agrometeorológicos, hidrológicos e sociais (CUNHA *et al.*, 2019). O domínio da Caatinga é altamente dinâmico e sua vegetação responde rapidamente às condições climáticas, especialmente devido às adaptações morfológicas e fisiológicas à aridez por parte de muitas espécies de plantas. A precipitação é o principal fator que controla a estrutura e distribuição da vegetação e, além disso, estudos demonstram que o fotoperíodo e a reserva de nutrientes no solo também ditam alterações às espécies da Caatinga (HUA *et al.*, 2019).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, IPCC (RIAHI *et al.*, 2023) prevê aumento médio global da temperatura em 1,5 °C nas próximas duas décadas, mesmo em cenários otimistas. Para o semiárido nordestino, as projeções indicam maior frequência e intensidade de secas, redução da umidade do solo e prolongamento das estações secas. Até 2070, estima-se que 47% da região estará sujeita a eventos extremos de seca (MARENGO *et al.*, 2020). Assim, compreender a dinâmica espaço-temporal das chuvas é fundamental para subsidiar políticas públicas e orientar o manejo sustentável dos recursos naturais, visando à conservação do solo e ao fortalecimento da resiliência regional.

2.5 POLÍTICAS PÚBLICAS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E COMBATE À SECA EM PERNAMBUCO

A configuração socioambiental do semiárido pernambucano tem demandado a formulação de políticas públicas específicas para enfrentar a escassez hídrica recorrente e os processos de degradação ambiental que comprometem a resiliência ecossistêmica da Caatinga.

Nesse contexto, a legislação estadual vem incorporando dispositivos normativos que não apenas visam à mitigação imediata dos efeitos da seca, mas também estruturam estratégias de convivência e de restauração ecológica em áreas críticas.

A Política Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (Lei nº 14.091/2010) constitui um marco jurídico relevante ao alinhar-se à Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação. Seu desenho institucional prevê a criação de programas estaduais de prevenção, reabilitação e recuperação de áreas degradadas, além do incentivo a práticas de manejo sustentável dos recursos naturais. O Programa de Ação Estadual de Pernambuco para o Combate à Desertificação (PAE-PE) reforça esse arcabouço, ao consolidar processos participativos que integram órgãos governamentais, instituições de pesquisa e sociedade civil organizada, ampliando a legitimidade e a aplicabilidade das medidas em escala territorial (FARIAS; VIEIRA, 2019).

No eixo da segurança hídrica, destaca-se a Política Estadual de Convivência com o Semiárido, sancionada em 2013, considerada a primeira legislação estadual no Brasil voltada especificamente à convivência sustentável com as condições semiáridas. Essa política estabelece diretrizes para universalização do acesso à água, incentivando o uso de tecnologias sociais, como cisternas de placas, barragens subterrâneas e sistemas de captação e armazenamento de águas pluviais, que se articulam a programas federais como o “Programa Um Milhão de Cisternas” (P1MC) e o “Água para Todos” (SILVA *et al.*, 2025). Essas medidas configuram avanços no paradigma da convivência com o semiárido, deslocando-se de políticas assistencialistas e emergenciais para abordagens de caráter estrutural e permanente.

Experiências territoriais reportadas por Costa e Silva (2022) evidenciam a aplicação integrada dessas políticas na sub-bacia do rio Pajeú, em Floresta-PE, onde práticas conservacionistas de solo, como terraceamento e barragens de contenção de sedimentos, foram associadas à recomposição da cobertura vegetal. Além de benefícios ecológicos relacionados à retenção hídrica e ao controle da erosão, tais práticas foram incorporadas a programas estaduais como o Programa de Agricultura Sustentável (PAS), reforçando a permanência de agricultores familiares e contribuindo para o desenvolvimento local. Essas ações exemplificam a intersecção entre políticas ambientais, segurança alimentar e promoção da sustentabilidade socioeconômica.

Entretanto, apesar do avanço normativo, persistem desafios estruturais. Estudos recentes apontam que a fragmentação institucional e a descontinuidade administrativa comprometem a efetividade das políticas implementadas (CARVALHO *et al.*, 2021; FERREIRA; ESPINOZA, 2024). Ademais, a permanência de práticas clientelistas em alguns contextos ainda limita a

distribuição equitativa de recursos hídricos e de incentivos ambientais, reforçando desigualdades socioespaciais (FERREIRA; ESPINOZA, 2024; LEITE; AMORIM, 2020). Isso evidencia a necessidade de fortalecer a governança ambiental, a integração intersetorial e o monitoramento participativo, de forma a garantir a perenidade das ações e a efetividade da recuperação de áreas degradadas.

Em síntese, o conjunto de políticas públicas implementadas em Pernambuco reflete um movimento de transição de medidas emergenciais para estratégias estruturantes de convivência com a seca e de restauração de ecossistemas. A articulação entre segurança hídrica, conservação do solo, uso de tecnologias sociais e incentivo à revegetação da Caatinga cria condições para consolidar experiências científicas aplicadas, como o uso de insumos orgânicos e biotecnológicos em solos degradados, em instrumentos de política pública. Dessa forma, o marco legal pernambucano constitui uma base estratégica para sustentar iniciativas de recuperação de áreas degradadas, contribuindo para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e para a promoção da sustentabilidade no semiárido.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

A pesquisa foi realizada em uma área de topo da Chapada do Araripe ($S7^{\circ}27'33.0''$ e $W40^{\circ}24'58.9''$), situada no extremo oeste do estado de Pernambuco, no município de Araripina, integrante do polo gesseiro do Araripe (Figura 5). A altitude da área varia entre 700 e 1000 m (LIMA VERDE, 2007).

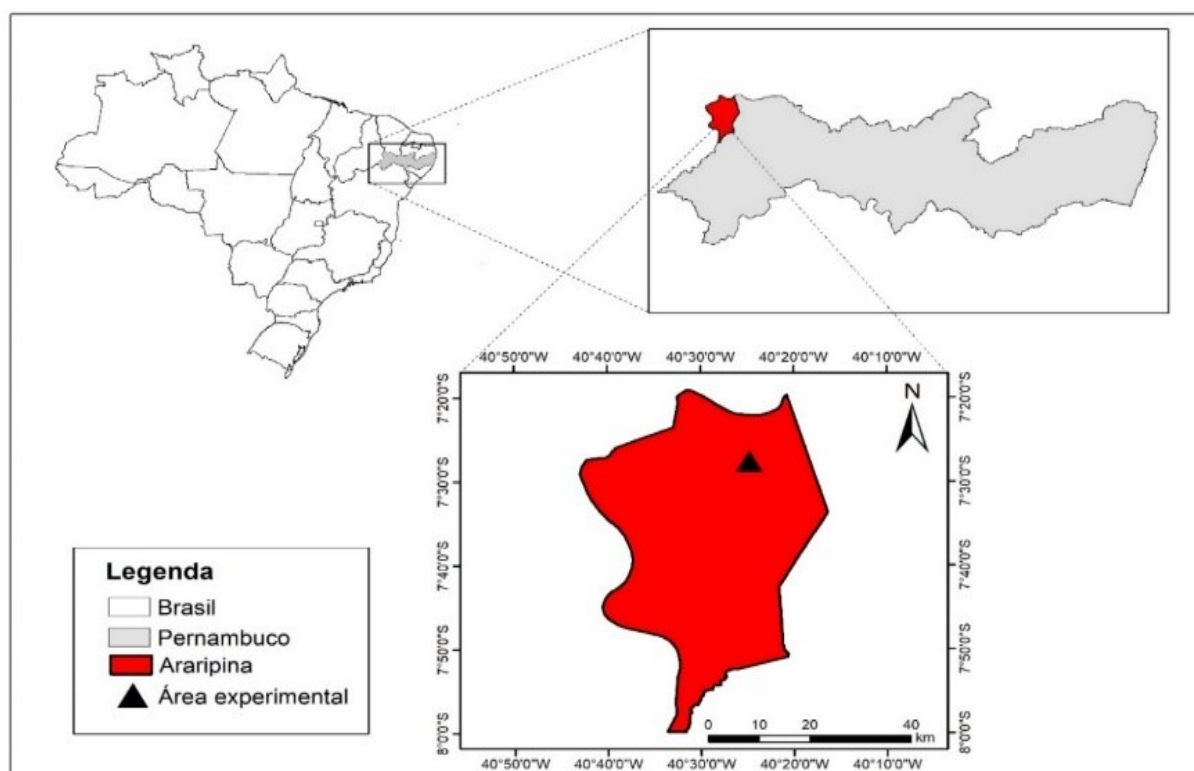


Figura 5 - Localização geográfica da área de estudo, município de Araripina, Pernambuco, Brasil. Fonte: Autor (2025).

O histórico de uso da área data que, em 1995, a vegetação nativa foi removida, com seus resíduos queimados e houve o preparo primário e secundário do solo (aração + gradagem) para o cultivo de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) e feijão-comum (*Phaseolus vulgaris* L.). Não foi realizada correção da acidez do solo e a adubação limitou-se à aplicação de NPK, com último registro de adubação em 2009.

Após cada colheita, os resíduos vegetais das culturas eram deixados sobre o solo até o início do próximo plantio, sendo posteriormente incorporados ao solo via aração e gradagem

em área total. Esse sistema de cultivo convencional manteve-se até 2018, quando a área foi abandonada por apresentar indícios de degradação, com solo exposto e suscetível à erosão.

O clima da região é do tipo Bshw, semiárido quente, conforme classificação de Köppen, tipo estepe, com índice de aridez na faixa de 0,20 a 0,50 (SÁ, 2010; ROSSI; MUGNAI; PHILIPPIS, 2022). As precipitações anuais atingem médias de 700 a 800 mm e a temperatura média varia de 24 a 26 °C. O relevo predominante no topo da Chapada do Araripe é plano, caracterizado por planalto e uma superfície estrutural composta por rochas, formada por rochas sedimentares da formação Exu do período Cretáceo (SÁ, 2010; SCHAEFER *et al.*, 2022).

A vegetação se constituiu basicamente de Caatinga Hipoxerófila com trechos de Floresta Caducifólia (CPRM, 2005). O solo da área em estudo foi classificado como: LATOSSOLO AMARELO Distrófico, A moderado, textura franco arenosa (SANTOS *et al.*, 2025) (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização física e química do solo da área experimental antes da instalação do experimento

Caracterização física												
Prof. (m)	Composição granulométrica g kg ⁻¹				Argila dispersa em água g kg ⁻¹	GF ² %	S/A ³	Ds ⁴	Dp ⁵	Porosidade total cm cm ⁻³		
	Areia grossa	Areia fina	Silte	Arg. ¹				g cm ⁻³				
0,00 – 0,10	142	607	146	105	79	24	15	1,43	2,59	0,450		
0,10– 0,30	154	592	124	130	106	17	10	1,50	2,60	0,451		
0,30 – 0,50	176	550	143	131	111	16	11	1,41	2,60	0,483		
Caracterização química												
Prof. (m)	pH água	COT ⁶	P	K ⁺	Na ⁺	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S ⁷	V ⁸	T ⁹
		g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	cmol _c kg ⁻¹								
0,00 – 0,10	6,1	12,78	4,7	0,1	0,1	1,1	0,1	1,3	0,7	2,05	64,44	3,18
0,10 – 0,30	5,7	11,16	3,0	0,1	0,0	1,7	0,2	0,9	0,4	1,43	46,26	3,09
0,30 – 0,50	4,9	7,49	0,9	0,0	0,0	1,8	0,5	0,2	0,2	0,47	20,47	2,29

¹argila; ²grau de floculação; ³relação silte/argila; ⁴densidade do solo; ⁵densidade das partículas; ⁶carbono orgânico total; ⁷soma de bases; ⁸saturação por bases; ⁹capacidade de troca de cátions potencial.

3.2 IMPLANTAÇÃO E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi implantado em junho de 2021, no final do período chuvoso na região. Antecedendo a implantação do experimento, foi realizado o preparo da área com o corte mecanizado da vegetação espontânea, combate de formigas com iscas formicidas granuladas à base de sulfluramida e fipronil e abertura de covas (40 cm de diâmetro e 40 cm de profundidade).

A área foi dividida em quatro blocos casualizados, com seis tratamentos, contabilizando 24 parcelas experimentais, com dimensões de 12 x 15 m (180 m²). Os tratamentos dispostos nas parcelas foram insumos de solo de base orgânica: 1) esterco caprino (EC) e 2) composto orgânico (COM); e biotecnológica: 3) hidrogel (HI) e 4) fungo micorrízico (IF); além da 5) testemunha (TE) e 6) controle (CO) (Quadro 3).

Quadro 3 - Descrição dos tratamentos avaliados na área de topo da Chapada do Araripe

Tratamentos	Descrição
1) EC	Resíduo animal curtido, aplicado na cova no momento do transplante das mudas, na dose de 10 L cova ⁻¹ , conforme recomendação de adubação para essências florestais no estado de Pernambuco (CAVALCANTI, 2008).
2) COM	resultante do processamento de resíduos vegetais da central de abastecimento (CEASA-PE), aplicado na cova no transplante das mudas, na dose de 10 L cova ⁻¹ , conforme recomendação de adubação para essências florestais no estado de Pernambuco (CAVALCANTI, 2008).
3) HI	Copolímero acrílico de potássio e acrilamida, de natureza física sólida, com capacidade de troca catiônica de 2000 mmol _c kg ⁻¹ e capacidade de retenção de água de 300%. Foi aplicado na cova no momento do transplante das mudas, na dosagem de 3,0 L cova ⁻¹ de solução preparada na concentração de 15 g L ⁻¹ , conforme recomendação do fabricante.
4) IF	constituído por <i>Acaulospora longula</i> fungo micorrízico arbuscular de ampla ocorrência na Caatinga. O inóculo foi produzido on farm e fornecido pelo Instituto de Pesquisa Agrônômica de Pernambuco (IPA), sendo aplicado diretamente na cova durante o transplante das mudas.
5) TE	no transplante, as mudas das espécies foram submetidas ao cultivo sem insumos, servindo como referência para comparação dos efeitos do cultivo isolado.
6) CO	área sem cultivo de espécies e sem aplicação de insumos, utilizada como base ambiental sem interferência experimental.

A composição química dos insumos orgânicos (EC) e (COM) utilizados na revegetação estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Composição química do composto orgânico e do esterco caprino utilizados como insumos orgânicos na revegetação de espécies nativas da Caatinga

Fonte	pH _{água} (1:2,5)	pH _{CaCl2}	N	P	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	MO
	g kg ⁻¹ MS								
Composto orgânico	8,82	8,28	12,5	9,53	11,06	8,04	23,34	12,6	255,1
Esterco caprino	7,98	7,55	25,9	5,42	8,74	5,07	30,14	7,26	688,0

pH_{água(1:2,5)}: potencial hidrogeniônico em água; pH_{CaCl2}: potencial hidrogeniônico em cloreto de cálcio; MO: matéria orgânica.

Cinco espécies arbóreas nativas da Caatinga foram selecionadas, com base nos critérios de importância ecológica, econômica ou cultural e tipo sucessional que compõem o entorno da paisagem da área de estudo (SANTOS, 2018) (Quadro 4).

Quadro 4 - Espécies arbóreas nativas da Caatinga que compõem a área de topo da Chapada do Araripe, utilizadas no experimento

Nome popular	Nome científico	Família	Característica
Mulungu	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	Pioneira
Amburana de cheiro	<i>Amburana Cearenses</i> (Allemão) A.C.Sm.	Fabaceae	Pioneira
Catingueira	<i>Cenostigma pyramidale</i> Tul.	Fabaceae	Pioneira
Baraúna	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae	Pioneira
Aroeira	<i>Astronium urundeuva</i> (Allemão) Engl.	Anacardiaceae	Secundária inicial/tardia

As espécies foram dispostas dentro de cada parcela em cinco linhas de plantio, caracterizando parcelas subdivididas, sendo cada linha correspondente a uma única espécie com quatro indivíduos, no espaçamento de 3 x 3 m, totalizando 20 plantas por parcela (Figura 6).

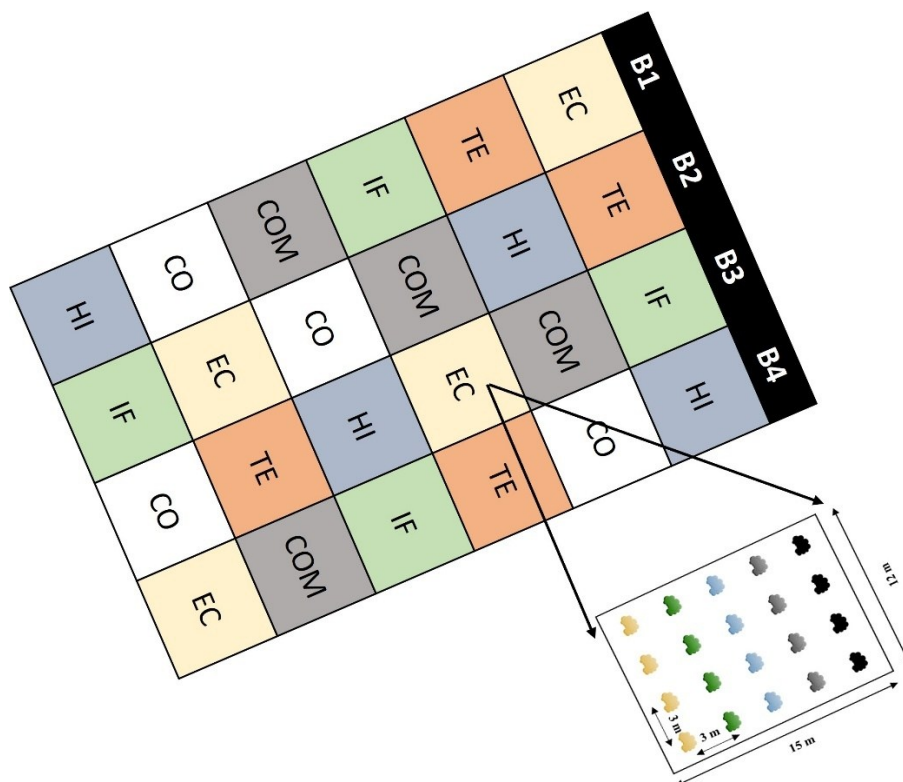


Figura 6 - Delineamento em blocos casualizados (DBC) com quatro repetições (B1 a B4) e seis tratamentos (EC, COM, HI, IF, TE e CO) aplicados no campo, com detalhamento da distribuição das espécies nas parcelas (15 × 12 m). Fonte: autor (2025).

As mudas foram produzidas no viveiro florestal de Xingó, da Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF) e cedidas para a condução do estudo. O transplante ocorreu em junho de 2021, quando as mudas estavam medindo na faixa de 20 - 40 cm de altura, sendo colocada uma muda por cova. Após transplantadas, as mudas receberam irrigação manual (1 L dia⁻¹) durante 30 dias, para garantir seu estabelecimento inicial em campo. Durante esse período, houve reposição de novas mudas no lugar das que não sobreviveram. Passado este período, as plantas foram mantidas sob as condições naturais de precipitação da região.

3.3 PRECIPITAÇÃO PLUVIAL

Os dados de chuva foram obtidos da estação meteorológica convencional da fazenda do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) no período de 2011 a 2022, totalizando 12 anos de dados na escala diária, local onde está instalado o experimento. Para delimitação dos meses contemplados nas estações seca e chuvosa, foi utilizada a técnica exploratória (não supervisionada) K-means (MACQUEEN, 1967). Esta técnica tem por finalidade dividir observações em “K” clusters, onde “K” é o número de clusters da análise. Esta divisão tem que

ser de forma que os dados fiquem em grupos homogêneos internamente e heterogêneos entre si (SINAGA; YANG, 2020).

A técnica abordada distingue a chuva de acordo com sua distribuição ao longo dos meses, gerando grupos (ou clusters) com similaridade de regime hídrico. Com o intuito de caracterizar a chuva com base em sua estação (seca e chuvosa), foram gerados dois agrupamentos. Sendo assim, o algoritmo K-means dividiu os meses em dois clusters: “Seca” e “Chuvosa”. O cluster “Seca” englobou meses com baixo acumulado de chuva, enquanto o cluster “Chuvosa” contemplou os meses com alto acumulado hídrico. A análise de cluster foi realizada com o auxílio do pacote “factoextra” (KASSAMBARA; MUNDT, 2020) no software R versão 4.2.1 (R CORE TEAM, 2022).

Pós caracterização das estações hídricas da região, o banco de dados do IPA foi submetido à uma análise exploratória, utilizando métodos estatísticos (estatística descritiva) e gráficos (histograma, densidade e dispersão), destinados à detecção de padrões, características, anomalias e dados discrepantes (“outliers”), visando obter esclarecimento sobre a qualidade e consistência dos dados dentro de cada estação avaliada. O processamento e análise exploratória dos dados foi realizado utilizando o pacote “tidyverse” (WICKHAM *et al.* 2019) do software R versão 4.2.1 (R CORE TEAM, 2022).

Posterior à análise exploratória, foi realizada a divisão da chuva diária observada em quatro faixas de regime hídrico, sendo elas: 1) Sem ocorrência (Chuva = Zero); 2) $0,1 < \text{Chuva} < 5 \text{ mm dia}^{-1}$; 3) $5,1 < \text{Chuva} < 15 \text{ mm dia}^{-1}$; e 4) $\text{Chuva} > 15 \text{ mm dia}^{-1}$. Tal divisão foi feita com o objetivo de compreender a distribuição da chuva na região de estudo durante as estações seca e chuvosa.

Com o entendimento da distribuição dos dados diários, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk sobre a chuva na escala mensal, para verificar se os dados podem ser considerados normalmente distribuídos. A hipótese nula do teste de Shapiro-Wilk sugere que os dados seguem uma distribuição normal, enquanto a hipótese alternativa indica que a chuva não segue uma distribuição normal. O nível de significância adotado foi o de 95% ($p\text{-valor} < 0,05$).

Por fim, pós compreensão da característica temporal da chuva em ambas as escalas avaliadas (diária e mensal), os dados foram sumarizados com base em métricas de estatística descritiva (valores mínimos, média, mediana, desvio padrão e valores máximos), o que favoreceu o entendimento da variabilidade hídrica mês a mês, assim como a distribuição da chuva durante os anos de condução do experimento (2021 e 2022).

3.4 AMOSTRAGEM E ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO

A amostragem de solo para análises dos atributos físicos, foi realizada no período seco (mês de novembro de 2022). Foram coletadas amostras de solo com estrutura preservada em cilindros volumétricos na linha do transplante, em posição adjacente à cova, de modo a representar a área de maior influência do manejo aplicado nas camadas de 0-0,10, 0,10-0,30 e 0,30-0,50 m de profundidade. Os cilindros foram coletados com o trado tipo Uhland, envoltos por plástico filme e transportados ao Laboratório de Química do Solo da UFRPE, para realização da toaleta e das análises.

Foram determinadas a densidade do solo (Ds) e a porosidade total (PT), seguindo métodos descritos no Manual de Métodos de Análises de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

A amostragem do solo para análises dos atributos químicos e biológicos, foi realizada no período seco (mês de novembro de 2022) e durante o período chuvoso (mês de abril de 2023). Coletou-se amostras de solo com estrutura deformada na linha do transplante, em posição adjacente à cova, de modo a representar a área de maior influência do manejo nas mesmas camadas citadas acima para análises químicas e 0-0,10 m de profundidade para análises biológicas.

As amostras para análises químicas foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2,0 mm de malha, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Enquanto as amostras para análises biológicas, após coleta foram conservadas em caixas térmicas com gelo, transportadas ao Laboratório de Química do Solo e preparadas com auxílio da peneira de 2,00 mm de malha, sem secagem ao ar, e armazenadas sob refrigeração para posterior análise.

Os atributos químicos do solo determinados foram: pH em H₂O; Ca²⁺; Mg²⁺; K⁺; (H+Al) e P. O pH do solo em água foi medido por potenciometria, na proporção 1:2,5 em água destilada. O Ca²⁺ e o Mg²⁺ foram extraídos com solução KCl 1,0 mol L⁻¹; o P e o K⁺ com solução Mehlich-1; e o (H+Al) com solução de acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹. Posteriormente, os cátions Ca²⁺ e Mg²⁺ foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica; o K⁺ por fotometria de chama; e o P por colorimetria. O (H+Al) foi determinado por titulação com NaOH e fenolftaleína como indicador, conforme procedimentos recomendados (SILVA, 2009).

Os teores de carbono orgânico total e nitrogênio total foram determinados em autoanalisador CHNS, por combustão seca, no Laboratório de Microbiologia do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

O estoque de carbono total (EstC) do solo foi calculado segundo (VELDKAMP, 1994).

Em que:

$$\text{EstC} = \text{COT} \times \text{Ds} \times e \times F \quad (2)$$

onde: EstC = estoque de carbono total em determinada profundidade (Mg ha^{-1}); COT = teor de carbono orgânico total na camada amostrada (%); Ds = densidade do solo na profundidade amostrada (g cm^{-3}); e = espessura da camada considerada (cm). F = fator 10 é para conversão de unidades: ($1 \text{ g cm}^{-3} \times 1 \text{ cm} \times 1 \text{ ha} = 10 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Os atributos biológicos determinados foram: a biomassa microbiana pelo método da irradiação-extração, que se baseia na promoção do rompimento celular pela utilização de energia eletromagnética, liberando os compostos intracelulares para posterior extração e quantificação do C. E a quantificação do C respirado pela microbiota do solo foi realizada pelo método de respirometria, evolução de C-CO₂ ou C mineralizável, que se fundamenta na captura de CO₂ emitido de uma amostra de solo, quando incubado em um ambiente fechado por determinado período de tempo (MENDONÇA; MATOS, 2005).

O quociente metabólico (qCO₂) pela relação entre a respiração basal do solo e o carbono da biomassa microbiana.

$$q\text{CO}_2 = \frac{\text{C} - \text{CO}_2}{\text{C} - \text{Mic}} \quad (3)$$

onde: qCO₂ – Quociente metabólico do solo em $\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$; C-CO₂ – Respiração basal do solo em $\mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$; C-Mic – Carbono da biomassa microbiana em $\mu\text{g g}^{-1}$.

O quociente microbiano (qMIC), obtido pela relação entre o carbono da biomassa microbiana e carbono total do solo (ANDERSON; DOMSCH, 1978).

$$q\text{MIC} = \frac{\text{C-Mic}}{\text{COT}} \times 100 \quad (4)$$

onde: qMIC – Quociente microbiano do solo em %; C-mic – Carbono da biomassa microbiana em $\mu\text{g g}^{-1}$; COT – Carbono orgânico total em $\mu\text{g g}^{-1}$.

3.5 MONITORAMENTO DA PLANTA

As plantas foram monitoradas em três momentos: i) aos seis meses após o transplante (dezembro/2021); ii) no décimo sétimo mês após o transplante (período seco - novembro/2022) e iii) vigésimo segundo mês após o transplante (período chuvoso – abril/2023). Onde determinou-se o índice de sobrevivência (IS), diâmetro à altura da base e altura total da planta.

O IS foi calculado pela equação:

$$IS = \frac{(N-n)}{N} \times 100 \quad (1)$$

onde: IS (%): índice de sobrevivência em campo, N: número total de mudas plantadas de cada espécie; n: número total de indivíduos mortos de cada espécie.

O diâmetro à altura da base (DAB) foi obtido com auxílio de um paquímetro. A altura total foi obtida pela medida do caule da planta entre a superfície do solo e a gema apical principal com auxílio de fita métrica.

3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados foram avaliados por meio de contrastes ortogonais, a partir de modelos lineares com delineamento em blocos ao acaso, considerando os tratamentos como fator fixo e os blocos como efeito aleatório, para as variáveis químicas, físicas e biológicas do solo. Três contrastes ortogonais planejados foram definidos: a) controle x cultivo (C1 x C2), b) testemunha x cultivos com insumos (C3 x C4), c) cultivos com insumos orgânicos x cultivos com insumos biotecnológicos (C5 x C6). Antes da interpretação dos contrastes, verificou-se a adequação dos pressupostos do modelo: a normalidade dos resíduos foi avaliada pelo teste de Shapiro–Wilk, e a homogeneidade de variâncias verificada pelo teste de Levene. Quando constatadas violações dos pressupostos, as variáveis foram transformadas por $\sqrt{x} + 1$. As médias ajustadas e os contrastes foram obtidos com o pacote “*emmeans*”.

As variáveis IS, altura e DAB das plantas foram analisadas conforme delineamento em parcelas subdivididas com quatro blocos ao acaso. O fator principal foi o tipo de insumo e o secundário as espécies, com avaliações ao longo do tempo. Para IS, os dados percentuais foram transformados pela equação $\arcsin \times \sqrt{x/100}$, sendo posteriormente submetidos à análise de variância hierárquica com estrutura de erro do tipo: $IS_{tran} \sim TRAT \times ESPECIE + Error(BLOCO/TRAT)$. As variáveis de crescimento, altura e DAB, foram analisadas por modelos lineares mistos com o fator bloco considerado como efeito aleatório, utilizando a

função lmer do pacote “*lme4*”. O modelo geral foi: $\text{lmer}(Y \sim \text{TRAT} \times \text{ESPECIE} \times \text{TEMPO} + (1|\text{BLOCO}))$. As médias ajustadas foram obtidas com o pacote “*emmeans*”, e as comparações de médias foram realizadas com ajuste de Sidak.

Adicionalmente, foi realizada a análise de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$), com objetivo de verificar possíveis correlações entre as variáveis químicas e biológicas. Para explorar os padrões multivariados do solo e identificar as variáveis que mais contribuíram para a separação entre os tratamentos, foi realizada análise de componentes principais (PCA) para os períodos seco e chuvoso utilizando o pacote “*factoextra*”. As variáveis foram padronizadas para evitar a influência de diferentes escalas, e os componentes principais foram padronizados para evitar influências de diferentes escalas, e os componentes principais foram extraídos a partir da matriz de covariância padronizada, considerando seus autovalores e cargas fatoriais. Todas as análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2022).

4. RESULTADOS

4.1 CONDIÇÃO HÍDRICA DA REGIÃO

A distribuição de frequência da precipitação diária evidenciou diferença entre o período seco e chuvoso (Figura 7). No período seco, aproximadamente 92% dos dias não registraram chuva, enquanto eventos leves ($0,1-5 \text{ mm dia}^{-1}$) foram esporádicos, cerca de 6% e chuvas moderadas a fortes ($> 15 \text{ mm dia}^{-1}$) quase inexistentes com proporção relativa menor que 2%. Já no período chuvoso a ocorrência de chuva aumentou substancialmente, embora dias secos ainda representassem cerca de 75% do total, registrou-se quase o dobro de eventos leves ($\approx 10 \%$) e, sobretudo, um incremento expressivo de episódios moderados ($5,1-15 \text{ mm dia}^{-1}$; $\approx 8 \%$) e intensos ($> 15 \text{ mm dia}^{-1}$; $\approx 8 \%$).

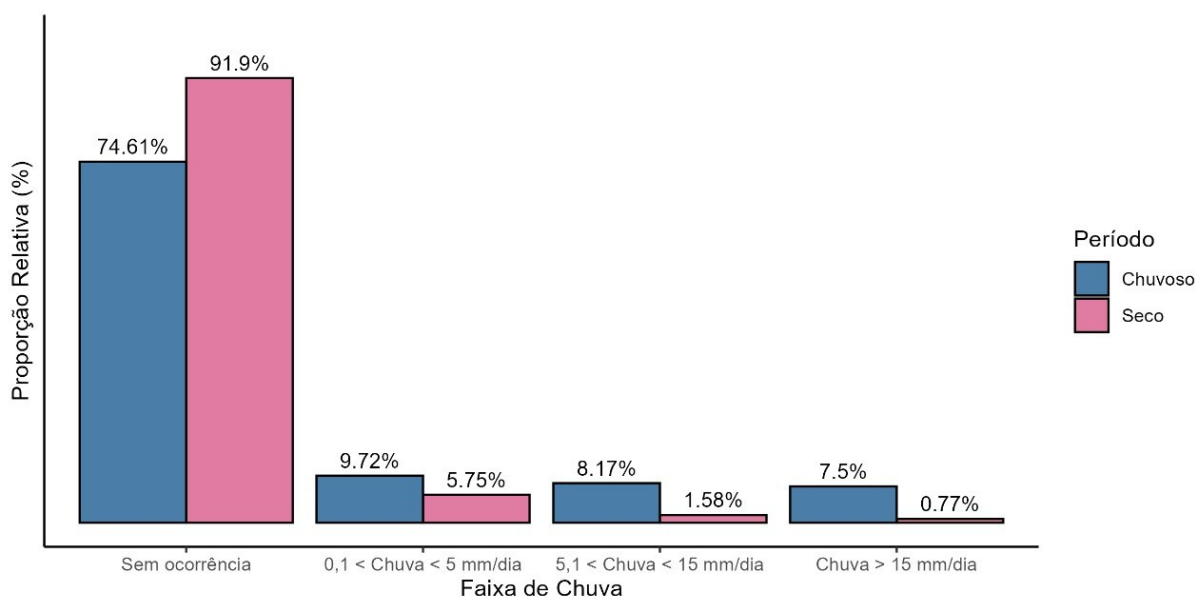


Figura 7 - Distribuição de frequência da chuva diária por faixa e estação hídrica.

Por outro lado, a distribuição mensal de precipitação entre 2011 e 2022 apresentou assimetria positiva acentuada, com predomínio de valores baixos e poucos eventos extremos de alta pluviosidade (Figura 8). O decaimento exponencial da curva de densidade indica que a probabilidade de ocorrência de chuva diminui rapidamente à medida que os totais mensais aumentam, revelando um regime hídrico formado por curtos pulsos intensos sobre um cenário de baixa precipitação.

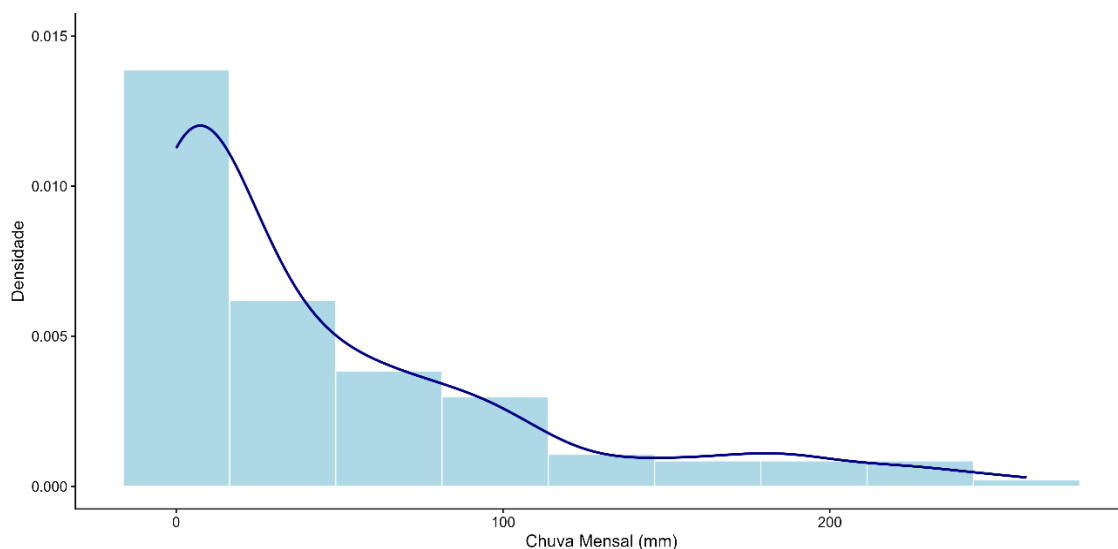


Figura 8 - Densidade e distribuição de frequência da chuva mensal observada no período de 2011 a 2022.

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk indicou p-valor menor do que o nível de significância adotado em ambos os períodos avaliados (Figura 9 a e Figura 9 b), evidenciando estatisticamente a rejeição da hipótese nula, indicando que os dados de chuva não seguem uma distribuição normal, o que reforça o resultado encontrado na Figura 9.

A precipitação média histórica do sítio experimental mostrou padrão sazonal evidente (Figura 10 e Tabela 4). Aproximadamente 80% do total anual concentrou-se entre janeiro e abril, com pico máximo em março ($\approx 145 \text{ mm mês}^{-1}$) e grande variabilidade interanual nesse intervalo, como indica a ampla faixa de dispersão (Figura 10).

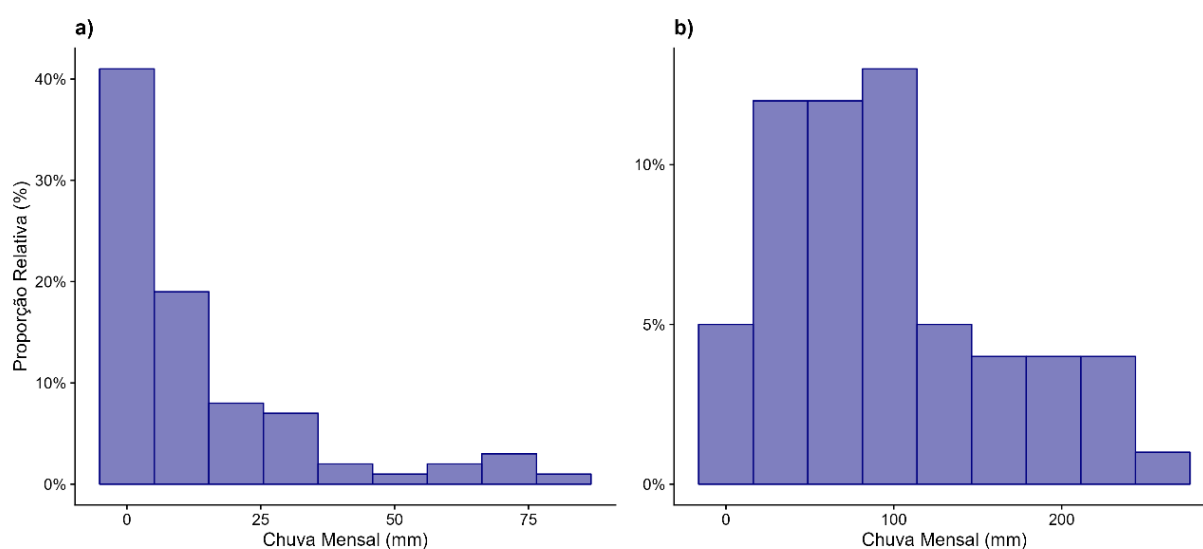


Figura 9 - Distribuição relativa da chuva mensal em (a) período seco e (b) período chuvoso.

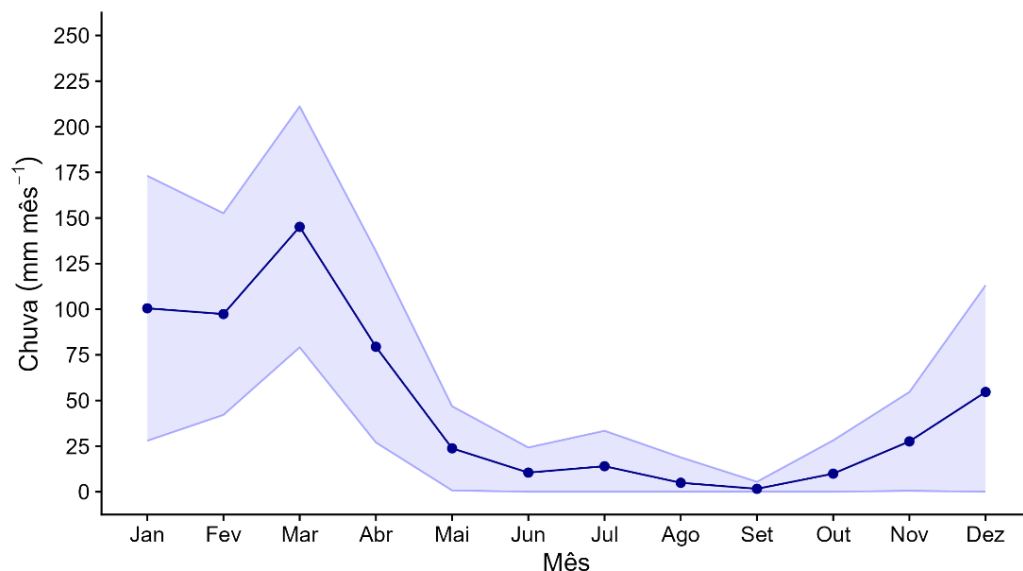


Figura 10 - Condição hídrica média e variabilidade mensal da chuva calculada no período de 2011 a 2022. Faixa sombreada indica a variabilidade interanual. Dados locais, coletados da estação meteorológica convencional do IPA.

Tabela 4 - Valores mensais da chuva calculada no período de 2011 a 2022 na área da Estação Experimental do Instituto Agronômico de Pernambuco, em Araripina (PE)

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Mínimo	17,8	10,4	40,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Máximo	243,0	192,9	260,2	178,4	81,6	43,0	68,0	49,0	12,8	64,9	76,1	223,4
Média	100,5	97,4	145,2	79,4	23,8	10,5	14,0	4,9	1,6	9,9	27,6	54,7
Mediana	77,7	80,6	119,3	85,8	23,9	5,4	6,3	0,0	0,0	4,2	20,9	41,1
Desvio Padrão	72,6	55,3	66,0	52,5	23,1	13,8	19,4	14,0	3,9	18,3	27,1	58,5

A partir de maio, a chuva decresceu rapidamente, situando-se abaixo de 15 mm em junho e atingindo valores residuais (< 5 mm) de julho a setembro, caracterizando um período seco contínuo de cerca de 120 dias. A retomada das chuvas iniciou-se gradativamente em outubro, intensificando-se em dezembro (≈ 55 mm mês⁻¹) e sinalizando o início do novo período chuvoso.

Ao longo do tempo experimental verificou-se diferença pluviométrica entre os dois anos monitorados (Figura 11). Em 2021, o total anual atingiu 568,3 mm, enquanto em 2022 somou 817,1 mm, representando incremento de 44 % (Figura 11 b).

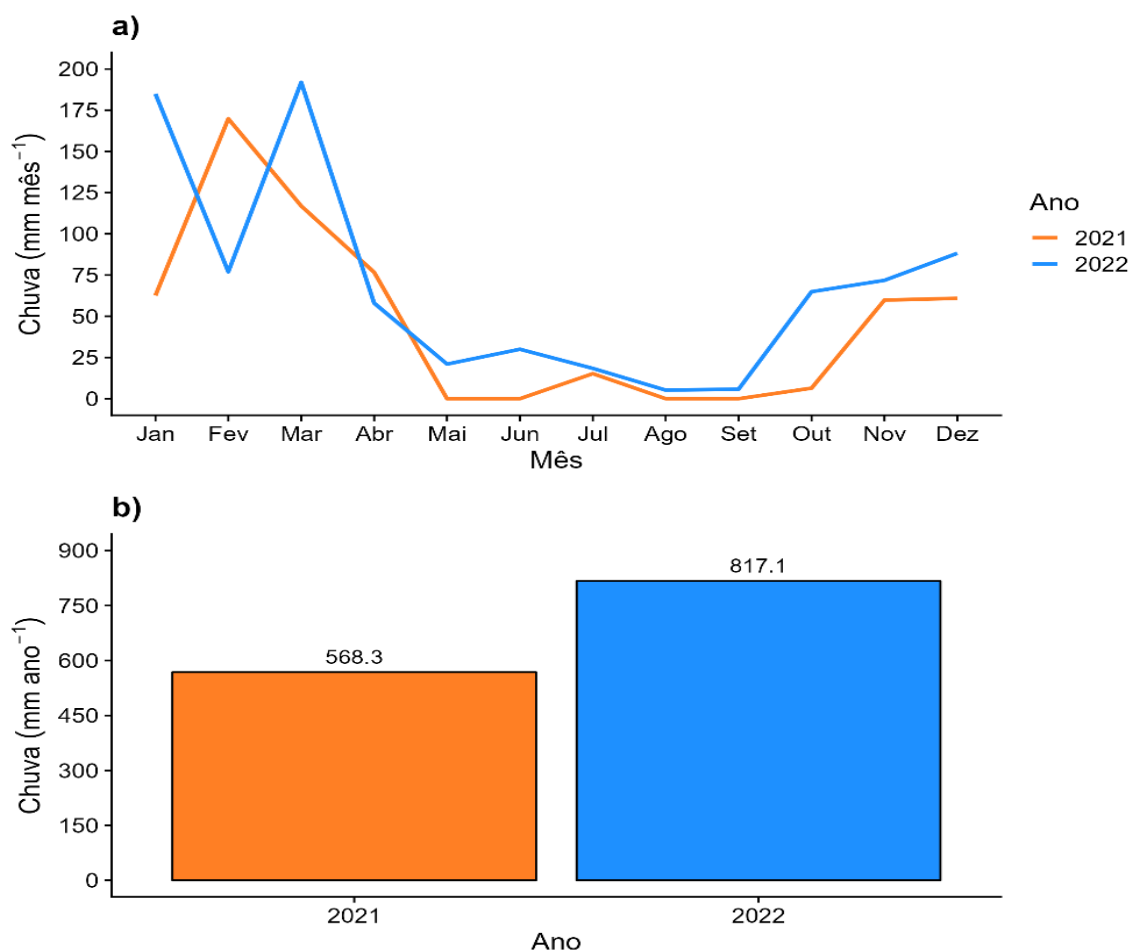


Figura 11 - Chuva observada durante o período experimental na escala (a) mensal e (b) anual. Dados locais, coletados da estação meteorológica convencional do IPA.

A distribuição mensal mostrou que a maioria da precipitação se concentrou no primeiro quadrimestre de ambos os anos, com picos em fevereiro-março; contudo, 2022 registrou valores máximos mais elevados (≈ 195 mm em março) e manteve chuvas residuais de 10-30 mm durante junho e julho. Em 2021, por outro lado, a estiagem prolongou-se de maio a setembro, período em que os totais mensais ficaram próximos de zero. A retomada das chuvas ocorreu mais cedo e foi mais intensa em 2022, com acréscimo gradual a partir de outubro e novo pico em dezembro (≈ 110 mm), ao passo que em 2021 a recuperação foi restrita aos dois últimos meses do ano (Figura 11 a).

4.2 ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO

Os valores de pH do solo foram, em geral, semelhantes entre os períodos seco e chuvoso nas camadas de 0,0-0,10 m e 0,10–0,30 m. Houve diferença apenas na camada de 0,30-0,50 m, com maior pH no período chuvoso (5,40) em comparação ao seco (4,78) (Tabela 5).

Tabela 5 - Valores médios de pH do solo em função dos contrastes ortogonais testados entre tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	pH H2O					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	5,49	5,49	ns	5,49	5,53	ns
0,10-0,30	5,25	5,19	ns	5,25	5,46	ns
0,30-0,50	4,52	4,84	ns	5,43	5,39	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	5,44	5,67	ns	5,71	5,43	*
0,10-0,30	5,17	5,20	ns	5,59	5,43	ns
0,30-0,50	4,83	4,84	ns	5,44	5,38	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	5,40	5,48	ns	5,35	5,51	ns
0,10-0,30	5,14	5,25	ns	5,35	5,51	ns
0,30-0,50	4,80	4,88	ns	5,32	5,44	ns
		CV (%)			CV (%)	
0,00-0,10		8,84			10,52	
0,10-0,30		8,10			10,11	
0,30-0,50		7,01			10,22	
Média Geral			Média Geral			
0,00-0,10		5,50 a			5,50 a	
CV (%)			1,40			
0,10-0,30		5,20 a			5,43 a	
CV (%)			2,57			
0,30-0,50		4,78 b			5,40 a	
CV (%)			6,72			

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

Entre os contrastes testados, apenas no período chuvoso foi observada diferença entre a testemunha (C3) e os tratamentos com insumos (C4), na camada de 0,0-0,10 m, com valores de 5,71 e 5,43, respectivamente. Os demais contrastes não apresentaram diferenças significativas em nenhuma das camadas e períodos avaliados.

Os teores de P disponível no solo variaram entre os períodos, com maiores valores no período seco na camada de 0,0-0,10 m (5,06 mg dm⁻³) e no período chuvoso nas camadas de 0,10–0,30 m (5,63 mg dm⁻³) e 0,30-0,50 m (5,43 mg dm⁻³) (Tabela 6).

Tabela 6 - Teores médios de P disponível no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	P (mg dm ⁻³)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	5,35	3,30	*	3,12	4,09	ns
0,10-0,30	3,69	2,38	ns	7,12	5,31	ns
0,30-0,50	4,46	2,52	ns	6,68	5,13	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	5,01	6,69	*	3,42	1,96	ns
0,10-0,30	1,43	2,62	*	5,96	5,14	ns
0,30-0,50	1,16	2,86	*	6,21	4,86	*
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	4,89	5,13	ns	3,77	3,06	ns
0,10-0,30	2,64	2,60	ns	5,35	4,94	ns
0,30-0,50	2,63	3,09	ns	4,68	5,03	ns
CV (%)			CV (%)			
0,00-0,10	69,59		41,73			
0,10-0,30	81,80		44,55			
0,30-0,50	78,20		43,85			
Média Geral			Média Geral			
0,00-0,10	5,06 a		3,24 b			
CV (%)			28,75			
0,10-0,30	2,56 b		5,63 a			
CV (%)			42,62			
0,30-0,50	2,79 b		5,43 a			
CV (%)			37,96			

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra

na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, o solo sob controle (C1) apresentou maior teor de P disponível na camada de 0,0-0,10 m em comparação ao cultivo (C2), com 5,35 e 3,30 mg dm⁻³, respectivamente. Ainda no seco, os tratamentos com insumos (C4) apresentaram maiores teores que a testemunha (C3) em todas as camadas. No chuvoso, essa diferença foi significativa apenas na camada de 0,30-0,50 m, com 6,21 mg dm⁻³ para a testemunha e 4,86 mg dm⁻³ para os tratamentos com insumos. Entre os tratamentos com insumos orgânicos (C5) e tratamentos com insumos biotecnológicos (C6) não houve diferença em nenhuma das camadas e períodos avaliados.

Os teores de acidez potencial (H+Al) do solo foram maiores no período seco nas camadas de 0,10-0,30 m e 0,30-0,50 m, enquanto no chuvoso o maior valor foi observado na camada de 0,0-0,10 m (Tabela 7).

Tabela 7 - Teores médios de H+Al em função de contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	H+Al (cmol _c kg ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	0,32	0,10	*	0,56	0,69	ns
0,10-0,30	0,93	0,70	ns	0,12	0,38	ns
0,30-0,50	0,93	0,84	ns	0,22	0,38	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	0,33	0,28	ns	0,56	0,54	ns
0,10-0,30	0,59	0,73	ns	0,31	0,39	ns
0,30-0,50	0,75	0,86	ns	0,40	0,37	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	0,35	0,32	ns	0,50	0,63	ns
0,10-0,30	0,81	0,65	ns	0,41	0,37	ns
0,30-0,50	0,87	0,85	ns	0,43	0,31	ns
		CV (%)				CV (%)
0,00-0,10	62,46			109,82		
0,10-0,30	54,37			74,79		
0,30-0,50	52,71			76,21		
Média Geral			Média Geral			
0,00-0,10	0,28 b			0,58 a		

CV (%)	34,50	
0,10-0,30	0,73 a	0,33 b
CV (%)	43,32	
0,30-0,50	0,85 a	0,35 b
CV (%)	45,77	

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, na camada de 0,0-0,10 m, o solo sob controle (C1) apresentou maior acidez potencial em comparação ao solo sob cultivo (C2), com 0,32 e 0,10 cmolc kg⁻¹, respectivamente. Os demais contrastes: C3 x C4 (sem insumo x com insumos) e C5 x C6 (insumos orgânicos x insumos biotecnológicos) não foram significativos em nenhuma camada, indicando que os insumos não afetaram significativamente a acidez do solo.

O Ca²⁺ trocável no período seco foi maior na superfície (0,0-0,10 m), com 1,07 cmolc kg⁻¹ e menor nas camadas 0,10-0,30 e 0,30-0,50 m, com 0,38 e 0,31 cmolc kg⁻¹, respectivamente (Tabela 8). Entretanto no período chuvoso, o padrão se inverteu, com teores mais altos nas camadas mais profundas.

Tabela 8 - Teores médios de Ca²⁺ trocável no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	0,91	1,86	*	0,49	0,61	ns
0,10-0,30	0,37	0,38	ns	1,13	0,93	ns
0,30-0,50	0,32	0,30	ns	1,54	0,78	*
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	0,91	0,91	ns	0,49	0,47	ns
0,10-0,30	0,35	0,39	ns	1,00	0,91	ns
0,30-0,50	0,33	0,30	ns	0,88	0,76	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	0,94	0,87	ns	0,47	0,51	ns
0,10-0,30	0,39	0,38	ns	0,90	0,93	ns
0,30-0,50	0,31	0,28	ns	0,74	0,79	ns

	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	0,35	0,41	ns	0,41	0,50	ns
0,10-0,30	0,39	0,31	ns	0,49	0,38	ns
0,30-0,50	0,38	0,25	ns	0,32	0,36	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	0,36	0,35	ns	0,38	0,45	ns
0,10-0,30	0,29	0,33	ns	0,32	0,44	ns
0,30-0,50	0,24	0,26	ns	0,35	0,37	ns
	CV (%)			CV (%)		
0,00-0,10	65,16			69,72		
0,10-0,30	80,58			88,14		
0,30-0,50	119,54			67,38		
	Média Geral			Média Geral		
0,00-0,10	0,41 a			0,41 a		
CV (%)	13,29					
0,10-0,30	0,30 a			0,48 a		
CV (%)	51,32					
0,30-0,50	0,25 a			0,37 a		
CV (%)	25,76					

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

Para C3 x C4 (testemunha x com insumos) não foi observada influência no teor de Mg^{2+} trocável do solo pela utilização de insumos em relação ao tratamento testemunha. Do mesmo modo que não foi vista diferença entre utilizar insumos orgânicos (C5) e biotecnológicos (C6).

O teor de K^+ trocável no solo, na camada de 0,0-0,10 m, foi maior no período chuvoso ($0,08 \text{ cmolc kg}^{-1}$) em comparação ao seco ($0,05 \text{ cmolc kg}^{-1}$). Nas demais camadas, os teores desse cátion foram semelhantes entre os períodos. Não houve diferença entre os contrastes testados (Tabela 10).

Tabela 10 - Teores médios do K^+ trocável no solo em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0.00-0.10	0.05	0.05	ns	0.07	0.09	ns

0,10-0,30	0,05	0,05	ns	0,07	0,05	ns
0,30-0,50	0,06	0,04	ns	0,05	0,05	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	0,05	0,04	ns	0,08	0,06	ns
0,10-0,30	0,04	0,05	ns	0,05	0,06	ns
0,30-0,50	0,04	0,05	ns	0,04	0,06	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	0,05	0,05	ns	0,08	0,08	ns
0,10-0,30	0,06	0,05	ns	0,06	0,05	ns
0,30-0,50	0,05	0,05	ns	0,06	0,05	ns
	CV (%)			CV (%)		
0,0-0,10	69,01			77,04		
0,10-0,30	75,25			72,82		
0,30-0,50	79,87			74,09		
	Média Geral			Média Geral		
0,00-0,10	0,05 b			0,08 a		
CV (%)			21,64			
0,10-0,30	0,05 a			0,06 a		
CV (%)			11,05			
0,30-0,50	0,05 a			0,05 a		
CV (%)			10,87			

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

O teor de carbono orgânico total (COT) foi maior no período chuvoso na camada de 0,30-0,50 m, com 11,36 g kg⁻¹, em comparação ao período seco, com 7,08 g kg⁻¹. Nas demais camadas, não houve diferença entre os períodos (Tabela 11).

Tabela 11 - Teores médios de carbono orgânico total (COT) no solo em função dos contrastes ortogonais testado entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	COT (g kg ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	12,48	12,73	ns	12,87	12,56	ns
0,10-0,30	11,04	8,57	*	9,52	12,43	ns
0,30-0,50	8,07	6,88	ns	8,90	11,90	ns

2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	11,96	13,47	*	13,03	12,25	ns
0,10-0,30	7,82	8,76	ns	11,06	12,77	*
0,30-0,50	6,98	6,86	ns	10,78	12,18	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	12,74	12,17	ns	13,04	13,01	ns
0,10-0,30	8,51	9,02	ns	12,47	13,07	ns
0,30-0,50	7,11	6,62	ns	11,93	12,44	ns
CV (%)			CV (%)			
0,00-0,10	19,98		26,92			
0,10-0,30	25,07		24,44			
0,30-0,50	25,32		30,35			
Média Geral			Média Geral			
0,00-0,10	12,53 a		12,79 a			
CV (%)			2,16			
0,10-0,30	8,95 a		11,89 a			
CV (%)			17,02			
0,30-0,50	7,08 b		11,36 a			
CV (%)			26,22			

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, o controle (C1) apresentou maior teor de COT que o cultivo (C2) na camada de 0,10-0,30 m, com 11,04 e 8,57 g kg⁻¹, respectivamente. Ainda no seco, os tratamentos com insumos (C4) apresentaram maior COT que a testemunha (C3) na camada de 0,0-0,10 m (13,47 e 11,96 g kg⁻¹, respectivamente). No período chuvoso, essa diferença foi significativa apenas na camada de 0,10-0,30 m, com maior valor nos tratamentos com insumos (12,77 g kg⁻¹) em relação à testemunha (11,06 g kg⁻¹). Entre os tratamentos com insumos orgânicos (C5) e biotecnológicos (C6) não houve diferença em nenhuma das camadas e períodos avaliados.

O estoque de carbono no solo (EstC) aumentou no período chuvoso em todas as profundidades avaliadas, com destaque para a camada 0,30-0,50 m, que passou de 2,26 Mg C ha⁻¹ no período seco para 3,62 Mg C ha⁻¹ no chuvoso (Tabela 12).

Tabela 12 - Valores médios de estoque de carbono (EstC) no solo em função dos contrastes ortogonais testado entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	EstC (Mg C ha ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	2,01	2,13	ns	2,07	2,07	ns
0,10-0,30	3,68	2,81	*	3,19	4,08	ns
0,30-0,50	2,54	2,20	ns	2,82	3,79	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	1,94	2,18	*	2,14	2,06	ns
0,10-0,30	2,57	2,87	ns	3,65	4,19	*
0,30-0,50	2,19	2,20	ns	3,39	3,89	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	2,18	2,18	ns	2,08	2,03	ns
0,10-0,30	2,80	2,94	ns	4,10	4,28	ns
0,30-0,50	2,28	2,11	ns	3,80	3,98	ns
		CV (%)	CV (%)			
0,00-0,10	21,82		28,18			
0,10-0,30	25,17		24,94			
0,30-0,50	25,11		30,42			
Média Geral			Média Geral			
0,00-0,10	2,11 a		2,08 a			
CV (%)			2,18			
0,10-0,30	2,95 a		3,92 a			
CV (%)			17,01			
0,30-0,50	2,26 b		3,62 a			
CV (%)			26,25			

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, o controle (C1) apresentou maior EstC que o cultivo (C2) na camada de 0,10-0,30 m, com 3,68 e 2,81 Mg C ha⁻¹, respectivamente. Ainda no seco, os tratamentos com insumos (C4) apresentaram maior EstC que a testemunha (C3) na camada de 0,0-0,10 m (2,18 e 1,94 Mg C ha⁻¹, respectivamente). No período chuvoso, essa diferença entre C4 e C3

foi observada na camada de 0,10-0,30 m, com 4,19 e 3,65 Mg C ha⁻¹, respectivamente. Os tipos de insumos orgânicos (C5) e biotecnológicos (C6) não influenciaram o EstC.

O nitrogênio total do solo (N) foi maior no período chuvoso na camada de 0,30-0,50 m, com média de 0,82 g kg⁻¹, em comparação ao período seco, com 0,48 g kg⁻¹ (Tabela 13). Não foram observadas diferenças entre os tratamentos nos contrastes testados.

Tabela 13 - Teores médios de N total do solo em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	N (g kg ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	0,94	0,99	ns	0,95	0,94	ns
0,10-0,30	0,74	0,59	ns	0,68	0,91	ns
0,30-0,50	0,52	0,47	ns	0,64	0,86	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	0,91	1,00	ns	0,98	0,94	ns
0,10-0,30	0,55	0,60	ns	0,82	0,94	ns
0,30-0,50	0,49	0,46	ns	0,79	0,88	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	1,00	1,01	ns	0,96	0,92	ns
0,10-0,30	0,58	0,61	ns	0,91	0,97	ns
0,30-0,50	0,48	0,44	ns	0,87	0,89	ns
		CV (%)			CV (%)	
0,00-0,10		20,35	0,00-0,10		30,07	
0,10-0,30		26,28	0,10-0,30		27,45	
0,30-0,50		27,06	0,30-0,50		34,49	
Média Geral			Média Geral			
0,00-0,10		0,92 a	0,00-0,10		0,95 a	
CV (%)			2,46			
0,10-0,30		0,61 a	0,10-0,30		0,87 a	
CV (%)			20,58			
0,30-0,50		0,48 b	0,30-0,50		0,82 a	
CV (%)			30,00			

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

A densidade do solo (Ds) e a porosidade total (PT) não foram afetadas por nenhum dos contrastes, em nenhuma profundidade. Os valores médios da Ds e PT foram em torno de 1,60 g cm⁻³ e 0,37 cm cm⁻³ (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores médios da densidade do solo (Ds) e porosidade total (PT) do solo em função de contrastes ortogonais testado entre os tratamentos, por camada

Prof. (m)	Ds (g cm ⁻³)			PT (cm cm ⁻³)		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
0,00-0,10	1,62	1,61	ns	0,36	0,36	ns
0,10-0,30	1,67	1,64	ns	0,35	0,35	ns
0,30-0,50	1,57	1,60	ns	0,39	0,38	ns
2º Contraste						
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
0,00-0,10	1,61	1,61	ns	0,36	0,36	ns
0,10-0,30	1,64	1,64	ns	0,35	0,35	ns
0,30-0,50	1,58	1,60	ns	0,38	0,38	ns
3º Contraste						
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
0,00-0,10	1,61	1,61	ns	0,37	0,36	ns
0,10-0,30	1,65	1,64	ns	0,36	0,35	ns
0,30-0,50	1,60	1,60	ns	0,38	0,39	ns
CV (%)			CV (%)			
0,00-0,10	5,05			11,02		
0,10-0,30	3,18			12,61		
0,30-0,50	3,63			9,68		

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Coeficiente de variação (CV).

4.3 ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO

A respiração basal do solo (RBS) não diferiu entre os períodos seco e chuvoso (Tabela 15). No período chuvoso, o solo sob cultivo (C2) apresentou maior RBS em relação ao controle (C1), com 37,81 e 30,52 mg kg⁻¹ dia⁻¹, respectivamente. Ainda nesse período, os tratamentos com insumos (C4) detiveram maior RBS que a testemunha (C3), com 36,80 e 28,95 mg kg⁻¹ dia⁻¹, respectivamente.

Tabela 15 - Valores médios de respiração basal do solo (RBS) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	RBS (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)
-----------	--

0,00-0,10	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
	28,26	25,12	ns	30,52	37,81	*
	2º Contraste					
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
	28,58	26,99	ns	28,95	36,80	*
	3º Contraste					
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
	30,38	26,77	*	26,44	31,45	ns
	CV (%)			CV (%)		
	43,4			38,15		
	Média Geral			Média Geral		
	27,68 a			31,99 a		
	CV (%)			11,29		

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, houve diferença apenas entre os tipos de insumo, com maior RBS nos tratamentos com insumos orgânicos (C5) em comparação aos biotecnológicos (C6), com 30,38 e 26,77 mg kg⁻¹ dia⁻¹, respectivamente.

Os teores de carbono da biomassa microbiana (CBM) não diferiram entre os períodos seco e chuvoso (Tabela 16). O CBM foi maior no solo do tratamento controle (C1) em comparação ao solo sob cultivo (C2), tanto no período seco (85,70 e 59,07 mg kg⁻¹) quanto no chuvoso (78,36 e 62,65 mg kg⁻¹).

Tabela 16 - Valores médios de carbono da biomassa microbiana (CBM) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	CBM (mg kg ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
	85,70	59,07	*	78,36	62,65	*
0,00-0,10	2º Contraste					
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
	86,90	80,88	ns	79,67	73,16	ns
	3º Contraste					
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6

103,34	70,47	*	70,16	89,17	*
CV (%)			CV (%)		
54,60			51,83		
Média Geral			Média Geral		
81,06 a			75,53 a		
CV (%)			9,85		

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, os tratamentos com insumos orgânicos (C5) apresentaram maior CBM que os biotecnológicos (C6), com 103,34 e 70,47 mg kg⁻¹, respectivamente. No chuvoso, o efeito foi inverso: os insumos biotecnológicos (C6) resultaram em maior CBM que os orgânicos (C5), com 89,17 e 70,16 mg kg⁻¹, respectivamente. A testemunha (C3) e os tratamentos com insumos (C4) não influenciaram CBM.

O quociente metabólico (qCO₂) foi maior no período chuvoso (0,51 mg mg⁻¹ dia⁻¹) em comparação ao seco (0,37 mg mg⁻¹ dia⁻¹) (Tabela 17).

Tabela 17 - Valores médias do quociente metabólico (qCO₂) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	qCO ₂ (mg mg ⁻¹ dia ⁻¹)					
	Seco			Chuvoso		
	1º Contraste					
0,00-0,10	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
	0,39	0,32	ns	0,51	0,44	ns
	2º Contraste					
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
	0,40	0,34	ns	0,48	0,64	*
	3º Contraste					
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
	0,35	0,45	*	0,53	0,44	ns
	CV (%)			CV (%)		
	61,11			62,05		
Média Geral			Média Geral			
0,37 b			0,51 a			
CV (%)	19,68					

C1= Controle (CO), C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= Testemunha (TE); C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo,

respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período chuvoso, o solo sob os tratamentos com insumos (C4) apresentaram maior qCO_2 em relação à testemunha (C3), com 0,64 e 0,48 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$, respectivamente. No período seco, houve diferença entre os tipos de insumos, com maior qCO_2 nos tratamentos com insumos biotecnológicos (C6) em relação aos orgânicos (C5), 0,45 e 0,35 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$, respectivamente. Não foi observada diferença entre o solo sob o controle (C1) e o cultivo das plantas (C2).

O quociente microbiano (qMIC) foi semelhante entre o período seco e chuvoso (Tabela 18). O solo sob controle (C1) apresentou maior qMIC em relação ao cultivo (C2), tanto no período seco (0,74 e 0,36%) quanto no chuvoso (0,75 e 0,45%).

Tabela 18 - Valores médios do quociente microbiano (qMIC) em função dos contrastes ortogonais testados entre os tratamentos, por camada e período de coleta

Prof. (m)	qMIC (%)					
	Seco			Chuvoso		
0,00-0,10	1º Contraste					
	C1 Média	C2 Média	C1xC2	C1 Média	C2 Média	C1xC2
	0,74	0,36	*	0,75	0,45	*
	2º Contraste					
	C3 Média	C4 Média	C3xC4	C3 Média	C4 Média	C3xC4
	0,68	0,98	*	0,75	0,77	ns
	3º Contraste					
	C5 Média	C6 Média	C5xC6	C5 Média	C6 Média	C5xC6
	0,78	0,58	*	0,65	0,85	*
	CV (%)			CV (%)		
	60,51			48,52		
	Média Geral			Média Geral		
	0,69 a			0,70 a		
CV (%)	16,62					

C1= CO, C2= cultivo (TE, COM, EC, HI e IF), C3= TE; C4= com insumos (COM, EC, HI e IF), C5= insumos orgânicos (COM e EC), C6= insumos biotecnológicos (HI e IF). *, ns = significativo a 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente, pela análise de contraste entre as médias. Média geral seguida de mesma letra na linha não difere estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade. Coeficiente de variação (CV).

No período seco, os tratamentos com insumos (C4) aumentaram o qMIC em relação à área da testemunha (C3), com 0,98 e 0,68%, respectivamente. Ainda no seco, os insumos

orgânicos (C5) promoveram maior qMIC que os biotecnológicos (C6), com 0,78 e 0,58%, respectivamente. No chuvoso, o efeito foi inverso, com maior qMIC nos biotecnológicos (0,85%) em relação aos orgânicos (0,65%).

4.4 ATRIBUTOS DENDROMÉTRICOS

O índice de sobrevivência das mudas das espécies testadas variou em função do tipo de insumo aplicado (Tabela 19). A análise de variância mostrou diferença apenas para a interação entre tratamentos e espécies ($p < 0,05$), enquanto os efeitos principais não diferiram. O coeficiente de variação foi de 18,29% para parcelas e 17,09% para subparcelas, com média geral de 87,75%.

Tabela 19 - Resumo da análise de variância do índice de sobrevivência das mudas aos 12 meses do transplante

Fonte de variação	GL	F
Blocos	3	-
Tratamentos	4	2,95 ^{ns}
Erro (1)	12	-
Espécies	4	1,24 ^{ns}
Tratamentos x Espécies	16	1,86 [*]
Erro (2)	60	-
CV% 1		18,29
CV% 2		17,09
Média Geral		87,75

*:significativo ao nível de 5%; ^{ns}: não significativo; CV= coeficiente de variação GL= grau de liberdade.

Aos 12 meses, a sobrevivência das plantas manteve-se elevada ($\geq 85\%$) na maioria das combinações entre espécies e tratamentos (Figura 12).

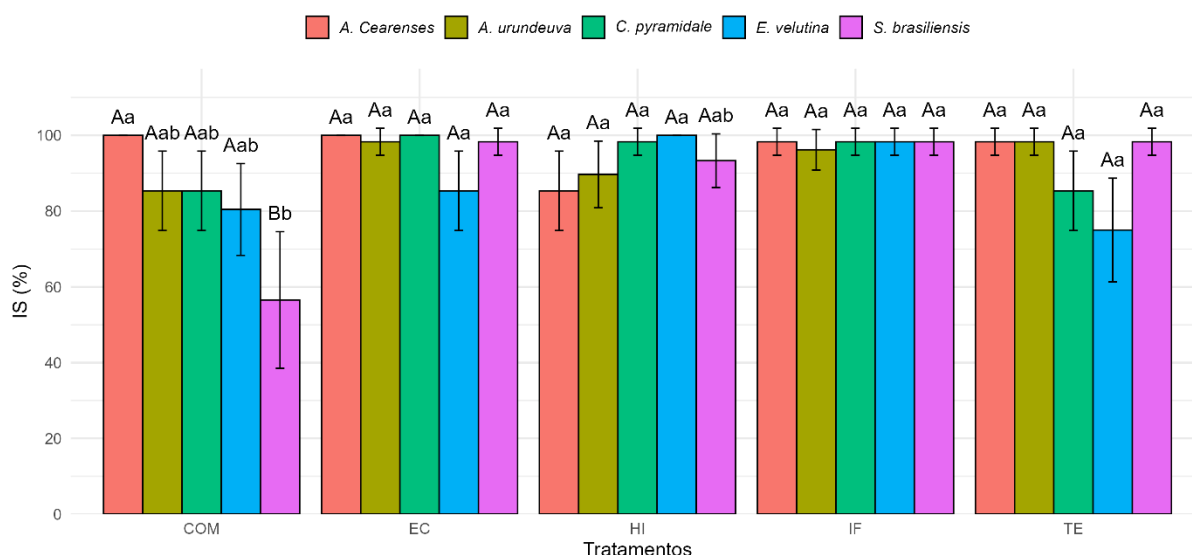


Figura 12 - Índice de sobrevivência das mudas de espécies nativas da Caatinga aos 12 meses após transplante, sob os diferentes tratamentos. Composto orgânico (COM); esterco caprino curtido (EC); hidrogel (HI); inoculante micorrízico (IF); testemunha (TE). Erros padrão representados pelas barras. Letras maiúsculas comparam as espécies dentro de cada tratamento, enquanto letras minúsculas comparam os tratamentos dentro de espécies. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ajustado por Sidak, a 5% de probabilidade.

O IF teve o melhor desempenho geral, garantindo índices de sobrevivência superiores a 96% para todas as espécies. Os tratamentos HI e EC também promoveram alta sobrevivência, com destaque para *E. velutina* sob HI (100%) e para *A. cearensis* e *C. pyramidale* sob EC (100%). Em contraste, o tratamento COM reduziu significativamente a sobrevivência de *S. brasiliensis* para 56,5%, o menor valor observado entre todas as combinações. A TE manteve desempenho satisfatório para a maioria das espécies, mas apresentou redução de sobrevivência para *E. velutina* (75%).

A análise de variância da altura das mudas foi influenciada pelos fatores espécie e tempo, assim como pelas interações tratamento $\times$ espécie e espécie $\times$ tempo (Tabela 20). Os demais efeitos, incluindo tratamento isolado, tratamento $\times$ tempo e a interação tripla, não foram significativos. O coeficiente de variação foi de 29,09% e a média geral da altura das mudas foi de 48,78 cm.

Tabela 20 - Resumo da análise de variância (tipo III) para altura das mudas, considerando os efeitos de tratamento, espécie, tempo e suas interações

Fonte de variação	GL (NumDF)	GL (DenDF)	F valor
Tratamento	4	975,34	1,65 ^{ns}

Espécie	4	975,30	326,59***
Tempo	2	975,02	154,45***
Tratamento x Espécie	16	975,27	1,78*
Tratamento x Tempo	8	975,02	1,27 ^{ns}
Espécie x Tempo	8	975,02	12,85***
Tratamento x Espécie x Tempo	32	975,02	0,78 ^{ns}
CV%			29,09
Média Geral (cm)			48,78

* e ***: significativo ao nível de 5% e 1%; ^{ns}: não significativo; CV= coeficiente de variação GL= grau de liberdade.

A partir da interação entre tratamento e espécie (Figura 13), observou-se que *A. cearensis*, *S. brasiliensis* e *C. pyramidale* tiveram crescimento semelhante entre os tratamentos, com alturas variando entre 43,5 e 46,3 cm, 45,4 e 51,9 cm, e 31,9 e 36,3 cm, respectivamente. Para *E. velutina*, houve diferenças entre os tratamentos, com destaque para o EC (43,4 cm), que superou TE (31,1 cm). No entanto, o maior crescimento foi observado em *A. urundeuva*, com valores entre 74,7 e 82,1 cm, independentemente do insumo aplicado.

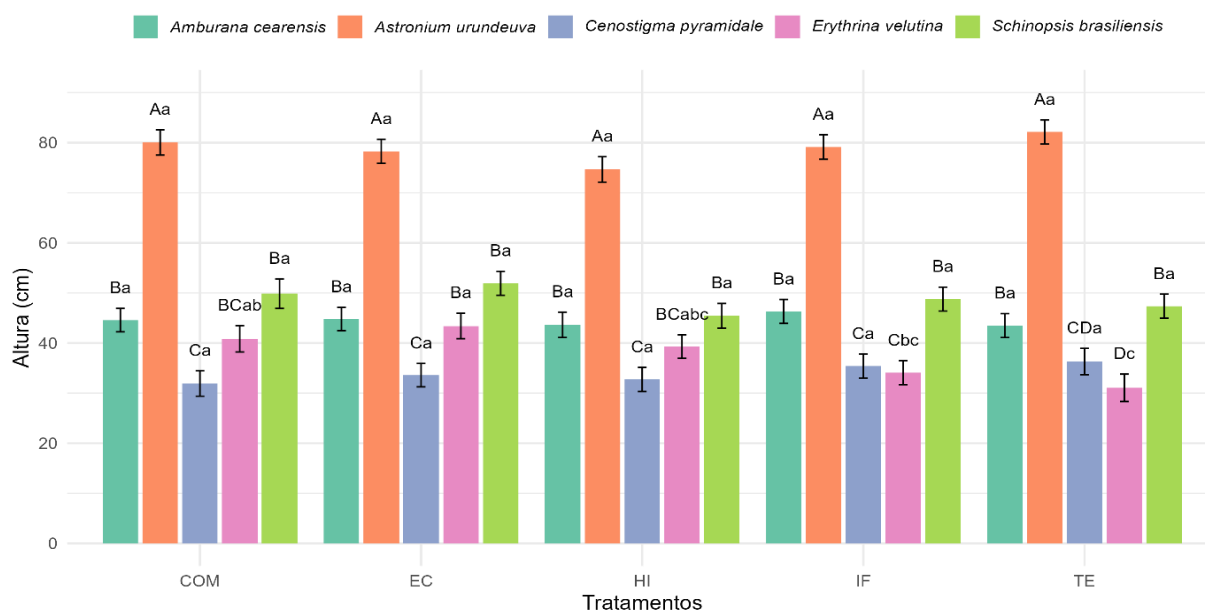


Figura 13 - Altura média das mudas de espécies nativas da Caatinga em resposta aos diferentes tratamentos de insumos: Composto orgânico (COM); esterco caprino curtido (EC); hidrogel (HI); inoculante micorrízico (IF); testemunha (TE). As barras representam o erro padrão da média. Letras maiúsculas comparam as espécies dentro do tratamento, enquanto letras minúsculas comparam os tratamentos dentro de espécies. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ajustado por Sidak, a 5% de probabilidade.

A altura das espécies em função do tempo trouxe padrões distintos de crescimento entre os 12, 17 e 22 meses após o transplante (Tabela 21). *A. urundeuva* apresentou os maiores valores em todos os períodos, com incremento significativo ao longo do tempo. *E. velutina* e *S. brasiliensis* tiveram incremento entre 17 e 22 meses, com destaque para *E. velutina*, cuja altura dobrou no período, de 28,2 cm para 60,3 cm. Por outro lado, *C. pyramidale* e *A. cearensis* tiveram crescimento mais lento, divergindo ao final do período avaliado.

Tabela 21 - Altura média das mudas de espécies nativas da Caatinga em função do tempo, aos 12, 17 e 22 meses após o transplante

Espécie	Tempo (meses)		
	12	17	22
<i>A. cearenses</i>	39,47 Bb	43,37 Bb	50,85 Ca
<i>A. urundeuva</i>	71,66 Ab	79,96 Aa	84,94 Aa
<i>C. pyramidale</i>	28,12 Cb	33,44 Cb	40,42 Da
<i>E. velutina</i>	24,68 Cb	28,24 Cb	60,29 Ba
<i>S. brasiliensis</i>	40,85 Bb	45,02 Bb	60,17 Ba

Letras maiúsculas, na coluna entre espécies dentro do tempo, e minúsculas na linha entre tempo dentro de espécie, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ajustado por Sidak, a 5% de probabilidade.

O diâmetro à altura da base (DAB) foi influenciado pela espécie e interação espécie x tempo (Tabela 22). O tipo de insumo, o tempo e demais interações não diferiram. A média geral do DAB foi 8,30 mm, com CV de 35,14%.

O DAB variou ao longo do tempo, com destaque para *E. velutina*, que deteve os maiores valores em ambos os períodos, passando 13,99 mm aos 17 meses para 22,86 mm aos 22 meses. *S. brasiliensis* manteve-se como a segunda espécie com maior diâmetro. Aos 17 meses, *A. cearensis*, *C. pyramidale* e *A. urundeuva* apresentaram valores semelhantes, mas aos 22 meses apenas *A. urundeuva* permaneceu com o menor DAB, divergindo das demais espécies (Tabela 23).

Tabela 22 - Resumo da análise de variância (tipo III) para o diâmetro à altura da base (DAB) das mudas, considerando os efeitos de tratamento, espécie, tempo e suas interações

Fonte de variação	GL	Qui-quadrado
Tratamento	4	0,65 ^{ns}
Espécie	4	28,92 ^{**}
Tempo	1	1,64 ^{ns}
Tratamento x Espécie	16	7,88 ^{ns}
Tratamento x Tempo	4	0,74 ^{ns}
Espécie x Tempo	4	61,34 ^{***}
Tratamento x Espécie x Tempo	16	10,43 ^{ns}

CV%	35,14
Média Geral (mm)	8,30

** e ***: significativo ao nível de 1% e 0,1%; ^{ns}: não significativo; CV= coeficiente de variação
GL= grau de liberdade.

Tabela 23 - Diâmetro à altura da base (DAB) das mudas em função do tempo, aos 17 e 22 meses após o transplante

Espécie	Tempo (meses)	
	17	22
<i>A. cearenses</i>	4,65 Cb	6,52 BCa
<i>A. urundeuva</i>	4,83 Cb	5,50 Ca
<i>C. pyramidale</i>	5,23 Cb	6,25 BCa
<i>E. velutina</i>	13,99 Ab	22,86 Aa
<i>S. brasiliensis</i>	6,51 Bb	7,72 Ba

Letras maiúsculas, na coluna entre espécies dentro do tempo, e minúsculas na linha entre tempo dentro de espécie, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, ajustado por Sidak, a 5% de probabilidade.

4.5 INTERAÇÕES DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO SOLO

No período seco (Figura 14 A) observaram-se correlações fortes e positivas entre N e COT ($r = 0,89$), N e EstC ($r = 0,78$) e COT e EstC ($r = 0,76$), indicando acúmulos nos teores de carbono orgânico total e nitrogênio total. A RBS teve correlação forte e positiva com CBM ($r = 0,62$) e correlações moderadas e positivas com N ($r = 0,31$), COT ($r = 0,42$) e EstC ($r = 0,42$), além de moderada e negativa com Ca^{2+} ($r = -0,40$), sugerindo que maiores teores de COT e N sustentam maior respiração basal do solo, enquanto a relação inversa com Ca^{2+} , pode favorecer a formação de complexos estáveis com compostos orgânicos, restringindo a mineralização do carbono e do nitrogênio e, conseqüentemente, diminuindo a RBS.

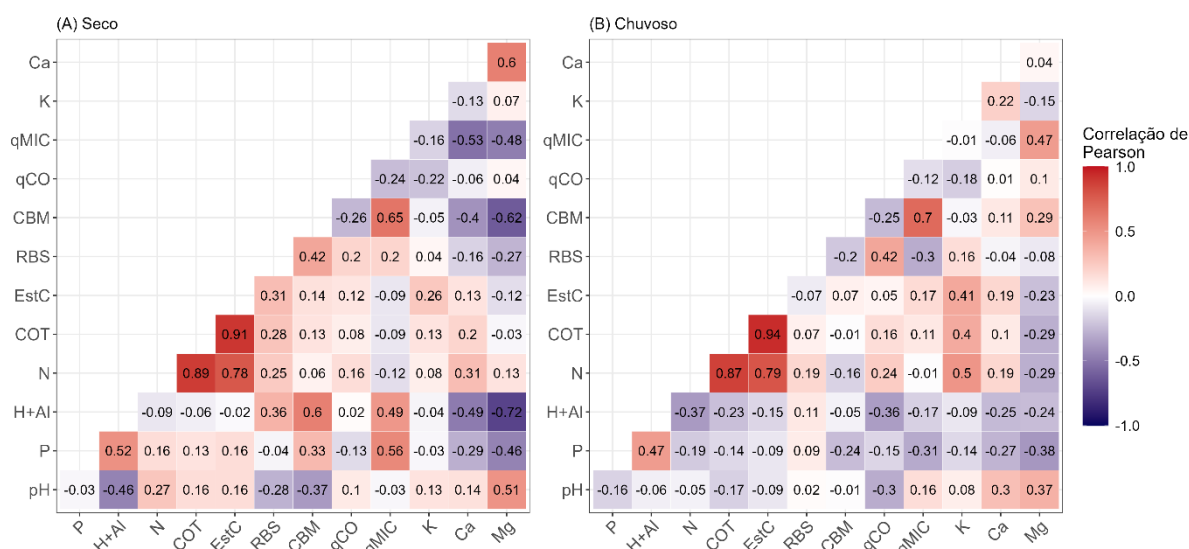


Figura 14 - Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre variáveis químicas e biológicas do solo em função dos tratamentos no período seco (A) e chuvoso (B). Variáveis: pH em H_2O , P (fósforo disponível), H+Al (acidez potencial), N (nitrogênio total), COT (carbono orgânico total), EstC (estoque de carbono), RBS (respiração basal do solo), CBM (carbono da biomassa microbiana), qCO_2 (quociente metabólico), qMIC (quociente microbiano), K (potássio trocável, Ca (calcio trocável), Mg (magnésio trocável).

O qMIC correlacionou-se moderadamente e de forma negativa com CBM ($r = -0,53$) e Mg^{2+} ($r = -0,48$), e o qCO_2 apresentou correlação moderada e negativa com Mg^{2+} ($r = -0,49$), apontando menor eficiência da biomassa sob maiores teores deste cátion. A relação pH e H+Al foi moderada e negativa ($r = -0,46$), compatível com a natureza antagônica entre reação do solo e acidez potencial. Entre os cátions básicos, Ca^{2+} e Mg^{2+} tiveram correlação forte e positiva ($r = 0,60$).

No período chuvoso (Figura 14 B) as correlações entre N e COT ($r = 0,97$), N e EstC ($r = 0,89$) e COT e EstC ($r = 0,74$), indicando que teores de COT, N e EstC do solo variam de forma conjunta e sob maior umidade. Foram observadas, também correlações moderadas e positivas entre P e H+Al ($r = 0,47$) e pH e Ca^{2+} ($r = 0,37$), indicando que o aumento da umidade do solo favorece a mobilidade de íons e a lixiviação de bases, ao mesmo tempo que acidez potencial pode restringir a disponibilidade de P, mesmo sem variações significativas no pH. O qMIC apresentou correlação moderada e positiva com Mg^{2+} ($r = 0,47$), invertendo o padrão observado no período seco e sugerindo que, no período chuvoso, o aumento de Mg^{2+} está associado à maior proporção de CBM.

Na análise de componentes principais durante o período seco, a PC1 (30,27 %) destacou o estercó caprino (EC) e o hidrogel (HI), ambos associados a maiores teores de C orgânico total,

estoque de C e fósforo Enquanto o tratamento controle (CO) se manteve no quadrante oposto, ligado a pH, teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} mais elevados, porém com baixa atividade microbiana. O tratamento do composto orgânico (COM) ficou próximo ao centro, e o inóculo micorrízico (IF) agrupou-se com o quociente microbiano (qMIC) (Figura 15 A).

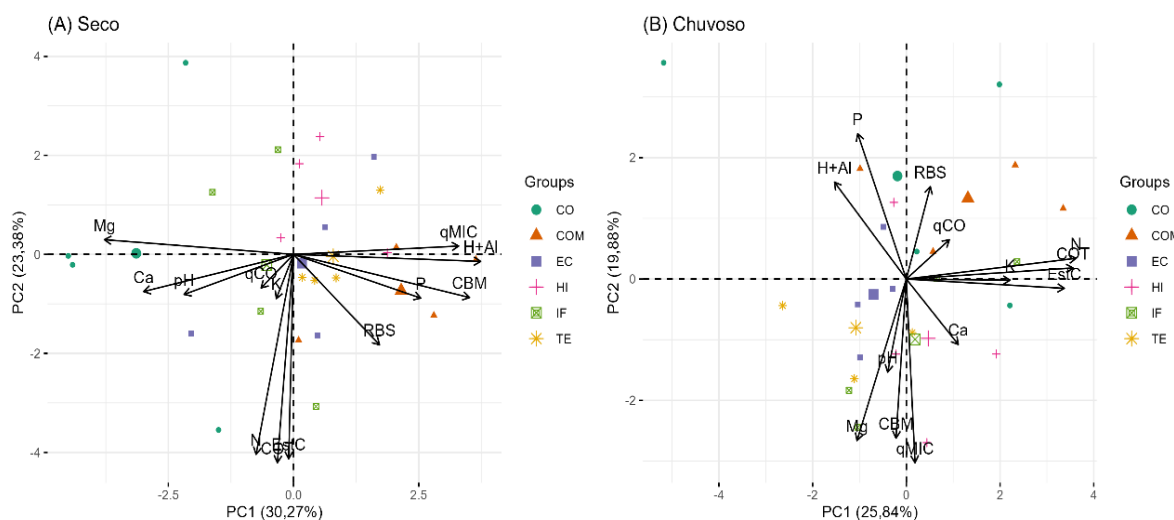


Figura 15 - Análise de componentes principais (PCA) dos atributos químicos e biológicos do solo em função dos tratamentos no período seco (A) e chuvoso (B). CO (controle), EC (esterco caprino curtido), HI (hidrogel), IF (inoculante micorrízico), TE (testemunha), pH em H_2O , P fósforo disponível, $\text{H}+\text{Al}$ (acidez potencial), N (nitrogênio total), COT (carbono orgânico total), EstC (estoque de carbono), RBS (respiração basal do solo), CBM (carbono da biomassa microbiana), qCO_2 (quociente metabólico), qMIC (quociente microbiano), K (potássio trocável), Ca (cálcio trocável), Mg (magnésio trocável).

Na estação chuvosa, o EC continuou a dominar o PC1 (25,84 %), agora fortemente correlacionado à RBS, sugerindo mineralização acelerada do esterco sob umidade elevada. O IF migrou para o quadrante onde qMIC ganhou peso, refletindo melhor desempenho microbiano durante o período chuvoso, enquanto HI e testemunha (TE) permaneceram associados a altos teores de C orgânico/estoque de C, mas com baixa atividade biológica. O tratamento controle (CO), por sua vez, deslocou-se em direção à acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) (Figura 15 B).

Na camada de 0,0-0,10 m durante o período seco, os cinco primeiros componentes principais explicaram 81,9 % da variância total dos 13 atributos químicos e biológicos avaliados, entretanto, a estrutura do sistema pode ser resumida aos dois primeiros eixos ($\text{PC1} + \text{PC2} = 53,7\%$) (Tabela 24).

Tabela 24 - Cargas fatoriais, autovalores e variância explicada pelos cinco primeiros componentes principais (PCA) dos atributos químicos e biológicos do solo, avaliados no período seco

Prof. (m)		0,00-0,10				
Época		Seco				
Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	
pH	-0,25	-0,11	-0,43	0,35	0,33	
P	0,29	-0,12	-0,39	0,32	-0,04	
H+Al	0,43	-0,02	0,12	0,03	0,05	
N	-0,09	-0,53	-0,03	0,12	-0,11	
COT	-0,04	-0,55	-0,02	0,00	-0,08	
EstC	-0,01	-0,54	-0,02	-0,07	0,06	
RBS	0,20	-0,24	0,44	-0,17	0,07	
CBM	0,40	-0,11	-0,03	-0,14	-0,23	
qCO	-0,07	-0,09	0,52	0,48	0,46	
qMIC	0,38	0,02	-0,31	0,24	-0,05	
K	-0,04	-0,12	-0,28	-0,64	0,53	
Ca	-0,34	-0,10	0,06	-0,03	-0,56	
Mg	-0,43	0,04	-0,10	0,03	-0,05	
Autovalores	3,94	3,04	1,44	1,18	1,05	
Variância (%)	30,27	23,38	11,09	9,11	8,08	
Cumulativo (%)	30,27	53,65	64,74	73,85	81,93	

PC1 apresenta cargas positivas altas para H+Al (+0,43) e Mg^{2+} (-0,43), além de contribuição expressiva de Ca^{2+} (-0,34) e pH (-0,25). PC2 (23,4%) é dominado por variáveis relacionadas ao acúmulo de matéria orgânica: COT (-0,55), EstC (-0,54) e N total (-0,53).

Em PC3 (11,1 %) captura qCO_2 (+0,52) e RBS (+0,44), indicando variações no uso metabólico do carbono microbiano, ao passo que PC4 (9,1%) é influenciado por K^+ (-0,64) e pH (+0,35), segregando locais com elevado teor de potássio trocável. Por fim, PC5 (8,1%) opõe K^+ (+0,53) a Ca^{2+} (-0,56), reforçando a importância do balanço Ca/K em níveis residuais de variância.

No período chuvoso, a análise de componentes principais resumiu 77,8 % da variabilidade dos atributos químico-biológicos do solo nos cinco primeiros eixos. O PC1 (25,8

%) discriminou ambientes enriquecidos em matéria orgânica, altos teores de N, COT e EstC, acompanhados de maior K^+ (Tabela 25).

Tabela 25 - Cargas fatoriais, autovalores e variância explicada pelos cinco primeiros componentes principais (PCA) dos atributos químicos e biológicos do solo, avaliados no período chuvoso

Prof. (m)	0,00-0,10				
Época	Chuvoso				
Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
pH	-0,06	-0,25	0,05	-0,60	0,20
P	-0,15	0,39	-0,28	0,03	0,11
N	0,52	0,06	0,03	-0,01	0,04
COT	0,51	0,03	-0,13	0,14	0,05
EstC	0,48	-0,02	-0,23	0,08	0,01
RBS	0,07	0,25	0,35	-0,09	0,70
CBM	-0,03	-0,43	-0,27	0,24	0,20
qCO	0,13	0,11	0,60	0,34	0,07
qMIC	0,03	-0,49	-0,19	0,28	0,26
K	0,32	0,00	-0,15	-0,35	0,24
Ca	0,16	-0,18	0,12	-0,47	-0,30
Mg	-0,15	-0,43	0,26	0,00	0,24
pH	-0,06	-0,25	0,05	-0,60	0,20
Autovalores	3,36	2,58	1,73	1,44	1,01
Variância (%)	25,84	19,88	13,32	11,04	7,76
Cumulativo (%)	25,84	45,72	59,04	70,08	77,84

O PC2 (19,9 %) separou amostras com maior disponibilidade de P e RBS daquelas com maiores qMIC e CBM. O PC3 (13,3 %) refletiu pulsos de atividade metabólica qCO₂ + RBS, enquanto o PC4 (11,0 %) expressou um gradiente de acidez, onde menor pH se associou a menores níveis de Ca e K. Por fim, o PC5 (7,8 %) capturou variações residuais de RBS e qCO₂.

5. DISCUSSÃO

5.1 CONDIÇÃO HÍDRICA REGIONAL

A distribuição de frequência da precipitação diária observada no presente estudo (Figura 7) evidenciou o contraste entre as duas estações hídricas da Caatinga, confirmando os padrões descritos por (SILVA *et al.*, 2017, 2022; FRIES *et al.*, 2020) para o semiárido brasileiro. Durante o período seco, em aproximadamente 92% dos dias não ocorreu evento de chuva, enquanto eventos leves entre 0,1 e 5 mm dia⁻¹ foram esporádicos, chegando a 6%; e chuvas moderadas a fortes (acima de 5 mm dia⁻¹) foram praticamente inexistentes. Esse padrão reflete a escassez e a alta irregularidade das chuvas, características do sertão do Nordeste Brasileiro (SILVA *et al.*, 2022).

No período chuvoso, embora a ocorrência de chuva tenha aumentado, dias secos ainda representaram 75% do total (Figura 7), evidenciando que mesmo na estação mais favorável, a disponibilidade hídrica permanece limitada. Esta concentração temporal das precipitações (Figura 10 e Tabela 4) tem implicações diretas para os processos de restauração ecológica, uma vez que a disponibilidade hídrica em eventos intensos e espaçados de chuvas, exige adaptações específicas tanto de espécies vegetais quanto de estratégias de manejo. Nogueira *et al.* (2019) destacam que na Caatinga predomina uma precipitação baixa e irregular, variando de 300 a 1000 mm ano⁻¹, e que as plantas possuem diversas adaptações morfológicas e fisiológicas para lidar com essa variabilidade hídrica.

A análise da distribuição mensal entre 2011 e 2022 (Figura 8) mostrou assimetria positiva acentuada, com predominância de baixos volumes e poucos eventos extremos. O teste de normalidade (Figura 9 a e b) confirmou a não normalidade dos dados de precipitação, coerente com a distribuição altamente irregular (Figura 10). Aproximadamente 80% da precipitação anual concentrou-se entre janeiro e abril, com pico em março (≈ 145 mm mês⁻¹), enquanto de maio a setembro os totais mensais ficaram próximos de zero, caracterizando um período seco contínuo por cerca de 120 dias.

Durante o período experimental (2021-2022), observou-se que a precipitação total anual em 2022 (817,1 mm) foi 44% superior a 2021 (568,3 mm) (Figura 11 b). Além disso, em 2022 a retomada das chuvas ocorreu mais cedo e foi mais intensa, com chuvas residuais de 10–30 mm ainda em junho e julho e um novo pico em dezembro (≈ 110 mm) (Figura 11 a). Esse comportamento demonstra como as condições hídricas podem variar entre anos consecutivos. Tal variação foi influenciada pelo fenômeno La Niña (HASAN; CHIKAMOTO; MCPHADEN,

2022), embora os efeitos possam ser modulados por outros fatores, como a Oscilação Decadal do Atlântico e as temperaturas do Atlântico Tropical (WU; LIN; SUN, 2020; PEZZI *et al.*, 2023).

A complexidade do regime pluviométrico, evidenciada nos resultados, ressalta a importância de compreender esses padrões para o planejamento de intervenções ecológicas e agrícolas. A janela temporal crítica para o plantio, delimitada pelos meses chuvosos (janeiro–abril), e os riscos de erosão associados à intensidade das chuvas (ALMAGRO *et al.*, 2017) reforçam a necessidade de práticas de manejo que otimizem a captação de água e a conservação do solo. A compreensão detalhada dessa variabilidade é fundamental para aumentar a eficácia das estratégias de restauração e manejo sustentável na Caatinga.

5.2 RESPOSTAS DO SOLO AO MANEJO E À SAZONALIDADE

O solo da área experimental, antes da instalação, apresentava características típicas de solo degradado, como baixa fertilidade, baixos teores de carbono orgânico total e fósforo disponível, além de pH ácido (Tabela 2). Condições semelhantes também foram reportadas em áreas de Caatinga (REZENDE *et al.*, 2022; BARBOSA, 2024; FELIX *et al.*, 2025), os quais destacaram que a remoção da cobertura vegetal nativa, associada a práticas agrícolas convencionais, resultou na deterioração dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

Ressalta-se ainda que, embora muitos solos da região apresentem caráter eutrófico, devido às reduzidas perdas de cátions em função da baixa frequência e intensidade das chuvas, solos desenvolvidos a partir de material geológico pobre, como os arenitos quartzosos da Formação Exu no topo da Chapada do Araripe, podem apresentar limitações significativas de fertilidade (SCHAEFER *et al.*, 2022). Tal condição foi confirmada no estudo pela textura franco-arenosa do solo (Tabela 2), bem como pelos atributos químicos observados (Tabelas 5 a 12).

Os resultados obtidos para o pH do solo (Tabela 5) no período seco não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos em nenhuma das camadas avaliadas. Este comportamento sugere que as condições de baixa umidade limitam processos de mineralização da matéria orgânica, a qual reduz também a liberação de H^+ e de ácidos orgânicos, mantendo a acidez estável (WANG; KUZYAKOV, 2024). A estabilidade do pH durante a estiagem é atribuída à menor atividade microbiana e à redução das reações químicas, que mantem relativamente inalteradas as condições de acidez do solo nesse período.

No período chuvoso, observou-se diferenciação significativa entre o pH do solo da testemunha e dos tratamentos com insumos na camada de 0,0–0,10 m, com valores de 5,71 e 5,43, respectivamente (Tabela 5). Essa redução no pH indica que a aplicação de insumos promoveu leve acidificação do solo na camada superficial durante o período de maior atividade biológica. Esse efeito pode estar associado à intensificação dos processos de decomposição da matéria orgânica fornecida pelos insumos, que libera ácidos orgânicos e estimula a atividade microbiana, resultando em maior produção de CO₂ e consequente formação de ácido carbônico no solo (OH; RICHTER, 2004; BUSS *et al.*, 2024).

As médias gerais de pH entre os períodos seco e chuvoso divergiram significativamente na camada mais profunda (0,30–0,50 m), com pH mais elevado no período chuvoso (5,40) em comparação ao seco (4,78). Esse padrão está relacionado com aumento da umidade do solo, que favorece a mobilização de bases das camadas superficiais para as mais profundas, elevando o pH ao longo do perfil. Em solos arenosos, que detêm maior macroporosidade a percolação da água é facilitada ocorrendo o transporte de íons para camadas mais profundas (RODRIGUES *et al.*, 2024).

A acidez potencial (H+Al) teve comportamento inverso ao do pH do solo. No período seco, aumentou com a profundidade, enquanto no período chuvoso o padrão se inverteu, com maior acidez na superfície (Tabela 7). O solo do controle apresentou H+Al significativamente maior (0,32 cmol_c kg⁻¹) que os tratamentos com cultivo das espécies (0,10 cmol_c kg⁻¹), indicando que a presença de vegetação contribui para redução no valor de H+Al do solo por meio da ciclagem de nutrientes e da adição de bases via decomposição dos insumos orgânicos (SOUSA *et al.*, 2024).

O comportamento do P disponível trouxe padrões complexos de distribuição no perfil do solo em resposta aos tratamentos, evidenciando a influência conjunta da sazonalidade e dos insumos aplicados (Tabela 6). No período seco, os teores de P foram mais elevados na superfície e diminuíram em profundidade. Enquanto no período chuvoso, esse padrão se inverteu, com aumento dos teores de P nas camadas mais profundas, como observado por Sun *et al.* (2020) em solos arenosos, o aumento da precipitação favoreceu a percolação de P solúvel na solução do solo para camadas mais profundas, principalmente pela intensificação da atividade microbiana.

Houve diferença significativa entre o teor de P disponível do solo sob o tratamento controle e sob cultivo das plantas na camada superficial durante o período seco, com o controle apresentando maior disponibilidade de P (5,35 mg dm⁻³) comparado ao cultivo (3,30 mg dm⁻³). Isso pode indicar absorção ativa do nutriente pelas plantas, reduzindo sua disponibilidade no

solo. Este resultado corrobora com aqueles encontrados por Santos *et al.* (2024) para Caatinga que recobre solos arenosos, onde se observaram baixas concentrações do macronutriente no solo cultivados com espécies arbóreas, enquanto elevados teores nos compartimentos das plantas acima do solo. Por outro lado, o solo da testemunha teve teores menores que os tratamentos com insumos em todas as camadas durante o período seco, evidenciando o efeito positivo da utilização dos insumos na disponibilidade deste nutriente, possivelmente por aumento da mineralização do COT e maior mobilidade do P na solução do solo.

Apesar dos teores de P encontrados no solo variarem entre 2,56 e 5,63 mg dm⁻³, estes valores são considerados baixos para solos da região. De forma semelhante, Rezende *et al.* (2022) observaram baixos teores de P em solo sob diferentes usos no topo da Chapada do Araripe, com valores de 0,56 a 1,26 mg dm⁻³ sob vegetação nativa preservada, 0,11 a 0,95 mg dm⁻³ sob vegetação nativa degradada, 0,90 a 2,10 mg dm⁻³ sob cultivo convencional de mandioca e 0,79 a 2,59 mg dm⁻³ sob plantios de eucalipto, considerando a camada de 0,0–0,20 m.

No período chuvoso, o padrão se inverteu na camada de 0,30-0,50 m, onde o solo da testemunha teve maior disponibilidade de P (6,68 mg dm⁻³) que o solo sob os tratamentos com insumos (4,86 mg dm⁻³) (Tabela 6). Esta inversão pode estar relacionada à liberação gradual do P dos insumos e sua maior retenção nas camadas superficiais, devido à incorporação dos materiais orgânicos/inorgânicos, que podem ter limitado a concentração de P e redistribuído este para maior profundidade.

Os cátions básicos (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺) responderam de forma distinta à sazonalidade e aos tratamentos (Tabelas 8, 9 e 10). O Ca²⁺ trocável ficou mais concentrado na superfície no período seco, tornando-se mais homogêneo no chuvoso. Durante o período seco, os cultivos de espécies apresentaram maior teor de Ca²⁺ na superfície (1,86 cmolc kg⁻¹) em comparação ao controle (0,9 cmolc kg⁻¹), indicando que o cultivo das espécies favoreceu a ciclagem desse nutriente.

O Mg²⁺ trocável apresentou padrão semelhante ao Ca²⁺, com diferenças significativas entre tratamentos que variaram conforme o período e a camada do solo (Tabela 9). Observou-se uma inversão nos padrões entre os períodos: no período seco, os maiores teores foram registrados nas parcelas com cultivo de espécies, enquanto no período chuvoso, os maiores valores foram encontrados no controle. Esse comportamento sugere diferentes estratégias de ciclagem de nutrientes adotadas pelas plantas em resposta à disponibilidade hídrica, influenciando a dinâmica do Mg²⁺ no solo.

Em relação ao K⁺, os teores foram baixos em todos os tratamentos e camadas avaliadas, o que pode ser atribuído à textura franco-arenosa do solo e à alta mobilidade desse cátion,

características que favorecem sua lixiviação. A única diferença significativa observada ocorreu na camada superficial (0,0-0,10 m) entre os períodos avaliados, com maior disponibilidade no período chuvoso ($0,08 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) em comparação ao seco ($0,05 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) (Tabela 10).

Em solos arenosos típicos de semiárido, a distribuição de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ no perfil está condicionada pelos fluxos de água e pelas características físico-químicas do solo (SUN *et al.*, 2020; OISHY *et al.*, 2025). Em períodos secos, a baixa percolação da água limita a movimentação e favorece a acumulação de Ca^{2+} e Mg^{2+} nas camadas superficiais. Enquanto no período chuvoso, o aumento da umidade intensifica o fluxo descendente da solução do solo, sob a ação da gravidade, favorecendo o transporte de cátions básicos para camadas mais profundas por lixiviação, levando à redistribuição no perfil. O comportamento do K^+ , por sua vez, tende a ser mais instável, mantendo-se em baixos teores devido à sua elevada mobilidade e à limitada capacidade de retenção, especialmente em solos arenosos (PAIVA *et al.*, 2020).

O COT e EstC apresentaram respostas significativas aos tratamentos e à sazonalidade, evidenciando a importância destes atributos como indicadores da qualidade do solo em sistemas de restauração (Tabelas 11 e 12). No período seco, os valores de COT foram mais elevados na superfície, decrescendo com a profundidade. Já no período chuvoso, a distribuição ao longo do perfil tornou-se mais homogênea, indicando que a maior umidade favoreceu a atividade microbiana, a incorporação de COT e a redistribuição de compostos orgânicos solúveis por percolação.

Os tratamentos com insumos promoveram aumento significativo do COT na superfície no período seco e na camada intermediária (0,10-0,30 m) no período chuvoso, em comparação à testemunha. Este padrão indica que os insumos orgânicos e biotecnológicos contribuíram efetivamente para o incremento de COT no solo, com distribuição vertical modulada pela sazonalidade. A ausência de diferenças significativas entre tipos de insumos (orgânicos x biotecnológicos) sugere que ambos são igualmente eficazes na promoção do acúmulo de COT.

Este resultado é relevante para a restauração de solos degradados da Caatinga, dado que o baixo teor constitui uma das maiores limitações para o estabelecimento vegetal. De acordo com Sá *et al.* (2025), o incremento de COT está fortemente associado a práticas conservacionistas, como a manutenção da cobertura do solo e a redução da perturbação, que favorecem o acúmulo e estabilização do carbono, inclusive em camadas subsuperficiais.

O EstC seguiu tendência semelhante ao COT quanto à influência dos tratamentos e da sazonalidade. No período chuvoso, houve aumento dos estoques em todas as profundidades, com destaque para a camada de 0,30-0,50 m, que passou de 2,26 para 3,62 Mg C ha^{-1} . Contudo, os maiores valores médios de EstC foram observados na camada intermediária (0,10-0,30 m),

no período chuvoso ($3,92 \text{ Mg C ha}^{-1}$), indicando que essa faixa de solo pode atuar como principal zona de acúmulo de carbono. Esse acúmulo nas camadas subsuperficiais está associado ao aumento da umidade no período chuvoso, que favorece a estabilização da matéria orgânica, funcionando como um mecanismo importante para o sequestro de carbono de longo prazo. No entanto, é importante considerar que a camada superficial (0,0-0,10 m), por ter metade da espessura das demais, pode apresentar estoques proporcionalmente equivalentes ou até superiores quando os valores são ajustados por unidade de profundidade.

No período seco, o solo sob o tratamento controle (C1) deteve maior EstC que o solo sob cultivo (C2) na camada de 0,10-0,30 m ($3,68$ e $2,81 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Este resultado pode indicar maior uso e redistribuição do carbono em solos com presença vegetal, reflexo da atividade biológica associada ao sistema radicular e à mineralização da matéria orgânica induzida pela microbiota na rizosfera.

Considerando a camada de 0–50 cm, os estoques de carbono observados neste estudo ($13,58$ a $15,56 \text{ Mg C ha}^{-1}$) foram inferiores aos reportados por Greschuk *et al.* (2025) para os semiáridos brasileiros, que variaram de $46,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em áreas agrícolas a $87,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em sistemas integrados, indicando que os solos avaliados ainda se encontram em estágios iniciais de recuperação e acúmulo de carbono (GRESCHUK, 2025). Essa diferença pode ser atribuída não apenas à limitação hídrica regional, mas também às características intrínsecas do solo avaliado, que apresenta baixa fertilidade e textura arenosa (Tabela 2), condições que restringem a retenção e estabilização da matéria orgânica. Em consonância, Cotrufo e Lavalée (2025) destacam que em ambientes áridos e semiáridos o sequestro de carbono orgânico do solo ocorre em taxas médias de apenas $0,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, aproximadamente metade do verificado em climas úmidos ($0,22 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), devido à menor produtividade e à rápida mineralização da matéria orgânica. Dessa forma, os baixos valores encontrados neste estudo refletem o desafio de sequestro de carbono em solos arenosos sob clima semiárido, mas confirmam que o uso de insumos orgânicos e biotecnológicos pode favorecer incrementos graduais e consistentes nos teores e estoques de carbono.

A ausência de diferenças significativas para N no solo (Tabela 13) entre os tratamentos indica que os insumos aplicados não promoveram alterações detectáveis durante o período avaliado. O mesmo ocorreu para Ds e PT (Tabela 14) com valores médios observados (Ds $\approx 1,60 \text{ g cm}^{-3}$ e PT $\approx 0,37 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) típicos de solos franco-arenosos. Estes resultados se devem ao tempo relativamente curto de experimentação ou, ainda, tratando-se de N, à rápida ciclagem do nutriente no sistema.

A RBS apresentou valores significativamente maiores no período chuvoso em comparação ao seco, refletindo o aumento da atividade microbiana em resposta à maior disponibilidade de água no solo, que favorece a mineralização COT e os processos biológicos (Tabela 15). O cultivo das espécies resultou em um aumento na RBS ($37,81 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) em relação ao controle ($30,52 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), indicando que a presença de vegetação contribui para a manutenção de uma comunidade microbiana mais ativa, em razão do aporte de resíduos orgânicos pelas plantas ao solo. Ressalta-se que, durante toda a condução do experimento, o solo permaneceu coberto por resíduos vegetais, o que pode ter ajudado a proteger a microbiota e a sustentar sua atividade ao longo do tempo.

Os tratamentos com insumos levaram à RBS 27% maior que a testemunha no período chuvoso, confirmando que a adição de insumos orgânicos e biotecnológicos promoveram intensificação da atividade microbiana (Tabela 15). Entre os tipos de insumos, os orgânicos promoveram maior RBS que os biotecnológicos durante o período seco ($30,38$ contra $26,77 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), indicando que os insumos orgânicos forneceram substrato mais prontamente disponível para os microrganismos durante condições de menor disponibilidade hídrica.

O CBM (Tabela 16) foi maior no solo no período seco (média de $85,70 \text{ mg kg}^{-1}$ no controle) em relação ao chuvoso ($78,36 \text{ mg kg}^{-1}$ no controle), comportamento relatado para solos sob estresse hídrico em regiões semiáridas (RUI *et al.*, 2017). Este padrão pode refletir estratégias de sobrevivência dos microrganismos, que tendem a imobilizar carbono em suas células como reserva energética e estrutural, além de reduzirem sua atividade metabólica, minimizando as perdas por RBS durante a seca (Tabela 15). O solo sob o tratamento controle teve os maiores valores de CBM em ambos os períodos, enquanto os tratamentos com cultivos de espécies reduziram significativamente o CBM do solo. Este comportamento pode ser explicado pela competição na rizosfera. Em solos cultivados, o carbono lábil e nutrientes são consumidos preferencialmente pelas raízes e microrganismos rizosféricos, reduzindo os recursos disponíveis para a biomassa microbiana (NAYLOR; MCCLURE; JANSSEN, 2022)

Entre os insumos, observou-se alternância sazonal: os orgânicos (composto orgânico e esterco caprino) promoveram maior CBM no solo no período seco ($103,34 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto os biotecnológicos (hidrogel e inoculante de fungo micorrízico) resultaram em maiores valores no solo no período chuvoso ($89,17 \text{ mg kg}^{-1}$). Este comportamento está diretamente ligado à qualidade e disponibilidade dos substratos: os insumos orgânicos fornecem compostos de rápida e lenta decomposição, sustentando a biomassa microbiana mesmo quando a disponibilidade de COT e água é limitada (HUESO-GONZÁLEZ; MUÑOZ-ROJAS; MARTÍNEZ-MURILLO, 2018). Já os biotecnológicos exigem umidade para ativar interações

rizosféricas e processos enzimáticos intensos, resultando em maior CBM no período chuvoso, conforme observado em dinâmicas sazonais do CBM em climas semiáridos (ZHAO *et al.*, 2022).

O qCO_2 foi mais alto no solo no período chuvoso (0,44 a 0,64 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$) em comparação ao solo no período seco (0,32 a 0,45 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$) (Tabela 17), indicando maior RBS sob disponibilidade hídrica. Em comparação, Leite *et al.* (2020) observaram o oposto, com qCO_2 mais elevado na época seca (3,26 a 7,85 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$) do que na chuvosa (1,79 a 3,06 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$) em solo cultivado. Em seu estudo, a maior RBS na época seca foi associada ao estresse por salinidade e à menor eficiência do uso do carbono em solos mais degradados. Nesse estudo, o aumento do qCO_2 no solo no período chuvoso nos tratamentos com insumos (até 0,64 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$), reflete o “efeito da reidratação”, no qual a umidade e o aporte dos insumos estimulam microrganismos elevando a RBS. No período seco, o maior qCO_2 nos tratamentos biotecnológicos em relação aos orgânicos (0,45 e 0,35 $mg\ mg^{-1}\ dia^{-1}$, respectivamente) indica maior custo energético para sobrevivência microbiana sob estresse hídrico.

O $qMIC$ foi maior no solo sob o controle em ambos os períodos (0,74% no seco e 0,36% nos cultivos), indicando maior imobilização de carbono microbiano em solo sob pousio (Tabela 18). Em contraste, Leite *et al.* (2020) observaram maiores valores de $qMIC$ no solo sob cultivos (até 1,25%) do que no controle (0,71%), resultado associado à melhoria das condições físicas e químicas promovidas pelas espécies cultivadas. Nesse estudo, os menores valores de $qMIC$ nos cultivos podem ser explicados pelo curto período experimental, não sendo suficiente para que espécies estabelecessem efeitos expressivos sobre a qualidade do solo. Assim, a maior atividade rizosférica no solo sob cultivos pode ter intensificado a mineralização do carbono sem que houvesse tempo suficiente para aumentar a incorporação de carbono na CBM, diferentemente do observado por Leite *et al.* (2020) em sistemas mais consolidados.

Estes resultados reforçam que o qCO_2 e o $qMIC$ são indicadores sensíveis ao manejo, à umidade e ao tipo de insumo. Os padrões observados evidenciam as distintas estratégias adotadas pela comunidade microbiana em resposta às variações sazonais e aos diferentes tratamentos, confirmando que esses quocientes capturam bem as adaptações microbianas frente às condições edáficas e de manejo em ambientes semiáridos.

Para aprofundar a compreensão entre os atributos químicos e biológicos, foi realizada a análise de correlação de Pearson (r). Esse tipo de correlação permite identificar relações lineares entre variáveis quantitativas, sendo valores positivos indicativos de que ambas aumentam em conjunto, enquanto valores negativos indicam tendências opostas. A interpretação seguiu os

critérios de Callegari-Jacques (2009), em que correlações entre 0,30 e 0,60 são moderadas e entre 0,60 a 0,90 fortes.

No período seco (Figura 14 A), as correlações fortes e positivas entre N, COT e EstC ($r = 0,89$; $0,78$; $0,76$, respectivamente) confirmam a estreita associação entre estes atributos, refletindo a importância da matéria orgânica como reservatório de carbono e nitrogênio em solos de ambiente semiárido. A correlação forte e positiva entre RBS e CBM ($r = 0,62$) indica que a atividade respiratória está diretamente relacionada à biomassa microbiana (DASH; KUJURI, 2024).

As correlações moderadas e positivas da RBS com N, COT e EstC durante o período seco indicam que a atividade microbiana é sustentada pela disponibilidade de matéria orgânica e nitrogênio, recursos que se tornam limitantes durante condições de menor disponibilidade hídrica. A correlação moderada e negativa entre RBS e Ca^{2+} ($r = -0,40$) demonstra que a presença de Ca^{2+} não exerce efeito estabilizador da matéria orgânica, como ocorre em solos com alta saturação por bases, mas reflete padrões de redistribuição influenciados pela lixiviação ou absorção vegetal, comuns em solos arenosos com baixa capacidade de troca catiônica (Tabela 2). Assim, o padrão observado está mais relacionado a limitações físicas e químicas do solo e estratégias adaptativas da microbiota em condições restritivas do que a um efeito direto do Ca^{2+} sobre a respiração microbiana (SHABTAI *et al.*, 2023).

No período chuvoso, as correlações entre N, COT e EstC se intensificaram ($r = 0,97$; $0,89$; $0,74$), indicando maior sincronização entre estes atributos durante condições de maior atividade biológica (Figura 14 B). As correlações moderadas e positivas entre P e H^+Al ($r = 0,47$) e pH e Ca^{2+} ($r = 0,37$) estão associadas à dinâmica de liberação de nutrientes a partir da matéria orgânica em decomposição e à ação das raízes das espécies nativas da Caatinga. Espécies pioneiras podem favorecer a solubilização de nutrientes pouco disponíveis por meio da exsudação de compostos orgânicos e alteração do microambiente rizosférico, essas alterações químicas, que incluem variações no pH local, tende a acidificação, o que pode contribuir para melhorar a nutrição vegetal em ambientes pobres (OLIVEIRA; PEREIRA; SANTOS, 2023; MENDES *et al.*, 2025).

A inversão da correlação entre qMIC e Mg^{2+} , de negativa no período seco ($r = -0,48$) para positiva no chuvoso ($r = 0,47$), reflete alterações no padrão de utilização e imobilização desse nutriente pela microbiota do solo conforme a disponibilidade hídrica. No período seco, os maiores teores de Mg^{2+} ocorreram no solo com cultivo de espécies ($0,63 \text{ cmolc kg}^{-1}$ na camada de 0,0–0,10 m) em comparação ao solo sob o controle ($0,36 \text{ cmolc kg}^{-1}$), o que pode ter gerado um acúmulo relativo de Mg^{2+} na solução do solo, não necessariamente acompanhado de

incremento proporcional da biomassa microbiana, resultando na correlação negativa. Já no período chuvoso, o padrão se inverteu, o solo sob o controle teve maior teor de Mg^{2+} na superfície ($0,43 \text{ cmolc kg}^{-1}$) que o solo cultivado ($0,28 \text{ cmolc kg}^{-1}$), indicando maior absorção e imobilização microbiana nos tratamentos com cultivos. Essa relação pode ser explicada pela intensificação dos processos rizosféricos sob condições de maior umidade, que promovem maior exsudação radicular e consequente estimulação da microbiota, favorecendo a incorporação de Mg^{2+} à biomassa ativa (MOREIRA *et al.*, 2022).

A análise de componentes principais (PCA) permitiu uma visão integrada dos atributos químicos e biológicos do solo em resposta aos tratamentos e períodos de coleta (Figura 15). No período seco, o primeiro e segundo componentes principais ($PC1 = 30,27\%$, $PC2 = 23,38\%$) explicaram juntos 53,65% da variância total, o que revela uma estrutura moderadamente distribuída dos dados, com sobreposição entre os tratamentos. Ainda assim, observou-se uma tendência de agrupamento do esterco de caprino (EC) e hidrogel (HI) em associação com maiores teores de COT, EstC, e P, atributos enriquecidos por resíduos orgânicos e com estratégia de conservação de água (BESHARATI *et al.*, 2022; GARCÍA CASTELLANOS; GARCÍA GARCÍA; GARCÍA GARCÍA, 2023). Por outro lado, o controle (CO) posicionou-se no quadrante oposto, associado a maiores valores de pH, Ca^{2+} , e Mg^{2+} , mas distante dos vetores biológicos, indicando ambiente quimicamente mais estável, porém menos biologicamente ativo, característica comum em solos degradados sob pousio (MOREIRA *et al.*, 2022; MENDES *et al.*, 2025).

No período chuvoso, a variância explicada por $PC1$ e $PC2$ foi de 45,72% ($PC1 = 25,84\%$, $PC2 = 19,88\%$), e a sobreposição entre os tratamentos se acentuou. Ainda, assim, o EC manteve-se associado a atributos de acúmulo e mineralização de carbono, fortemente correlacionado com RBS e qCO_2 . Resíduos orgânicos ricos em matéria orgânica facilmente degradável (Tabela 3), como EC e COM, promovem picos de RBS, devido à abundância de substratos energeticamente acessíveis, especialmente quando a umidade do solo atinge níveis ótimos para o metabolismo microbiano (ZHANG *et al.*, 2021; BEKHIT *et al.*, 2025).

Apesar da relativa sobreposição entre os tratamentos nos biplots, a análise dos autovalores (Tabelas 24 e 25) observou-se que, no período seco, os cinco primeiros componentes explicaram 81,9% da variância total, com $PC1$ dominado por atributos químicos (acidez e cátions) e $PC2$ por variáveis de acúmulo de matéria orgânica. No chuvoso, a variância total explicada reduziu para 77,8%, com reorganização dos atributos: $PC1$ relacionou-se ao enriquecimento orgânico e $PC2$ à atividade microbiana e disponibilidade de fósforo. Essa mudança estrutural entre os períodos climáticos reforça a influência da sazonalidade na

dinâmica solo-microrganismos, exigindo abordagens temporais no planejamento da restauração em ambientes semiáridos.

5.2 RESPOSTAS DAS ESPÉCIES E INTEGRAÇÃO SOLO-PLANTA

A utilização de espécies nativas da Caatinga e de ocorrência na paisagem do entorno ao local do experimento é de fundamental importância, frente as características do bioma e ao acentuado déficit hídrico.

E. velutina, leguminosa pioneira, divergiu em resposta à sazonalidade e aos tratamentos aplicados, com incrementos expressivos em altura e DAB entre 17 (final do período seco) e 22 meses (final do período chuvoso) (Tabelas 21 e 22). Na análise por tratamento (Figura 13), o EC promoveu os maiores valores em comparação à TE, este desempenho está diretamente relacionado ao elevado teor de matéria orgânica do insumo (688 g kg^{-1} ; Tabela 3), que contribuiu para a melhoria dos atributos do solo evidenciada pela maior atividade microbiana. *E. velutina*, por sua vez, possui características funcionais que favorecem o aproveitamento dessas condições, como folhas compostas decíduas e capacidade de fixação biológica de nitrogênio, o que lhe confere elevada adaptabilidade a ambientes empobrecidos e sujeitos à seca (SOUZA *et al.*, 2022). Apesar do crescimento mais limitado no período seco, as mudas desta espécie tiveram 100% de sobrevivência sob os tratamentos HI e IF (Figura 12), reforçando seu potencial para projetos de revegetação assistida, especialmente quando associada a práticas de manejo que ampliem a qualidade edáfica.

A. cearensis, espécie clímax com sistema radicular profundo e ciclo fenológico estacional bem definido, manteve padrão estável de crescimento em ambos os períodos (Tabelas 21 e 23). Embora não tenha diferido entre tratamentos, observou-se tendência de maior DAB no período chuvoso com aplicação de HI, essa tendência reflete a capacidade deste insumo melhorar a retenção hídrica no solo, conforme amplamente descrito na literatura para ambientes semiáridos (BESHARATI *et al.*, 2022; MUHAMMAD *et al.*, 2025). A sobrevivência de suas mudas foi elevada em todos os tratamentos, com valores variando de 85,4% a 100%, o que evidencia sua tolerância à limitação hídrica no estabelecimento inicial (Figura 12). Estudos em áreas de Caatinga apontam que *A. cearensis* possui alta eficiência no uso da água, sendo capaz de manter a fotossíntese mesmo sob baixos potenciais hídricos (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

C. pyramidale, leguminosa pioneira, com folhas compostas pequenas e arquitetura aberta, respondeu com crescimento significativo em altura e DAB entre 17 e 22 meses (Tabelas

21 e 23), porém sem resposta aos tratamentos (Figura 13). Sua sobrevivência foi alta em todos os insumos, alcançando 100% com EC e próxima disso com os demais ($\geq 85,4\%$), inclusive na testemunha (Figura 12). Tal padrão reforça sua tolerância a estresses hídricos e edáficos, característica que pode estar ligada a uma estratégia funcional conservadora. Ademais, há evidências de sua responsividade a insumos orgânicos em solos arenosos (RIBEIRO *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2024), o que indica que sua resposta pode variar conforme o contexto edáfico.

S. brasiliensis, espécie secundária de crescimento lento, apresentou aumento gradual de altura e DAB no tempo (Tabelas 21 e 23), com destaque para avaliação aos 22 meses (período chuvoso). Embora não tenham sido observadas diferenças entre os tratamentos (Figura 13), o crescimento desta espécie mais pronunciado no período chuvoso, pode estar relacionada ao aumento da atividade microbiana no solo durante este período, conforme indicado pelos maiores valores de respiração basal (Tabela 15), sugerindo um ambiente rizosférico mais ativo.

Em relação à sobrevivência, as mudas desta espécie tiveram altas taxas em todos os tratamentos, com 100% nos tratamentos EC, HI e IF e 98,3% na TE, com exceção do COM que resultou na menor taxa geral de sobrevivência com 56,5% (Figura 12). Esse resultado aponta que, apesar da adaptabilidade da espécie, a qualidade do insumo orgânico influencia diretamente seu estabelecimento, pois a compostagem a partir de resíduo vegetal pode liberar compostos fenólicos ou alterar localmente o pH e a disponibilidade de nutrientes, o que, aliado à baixa tolerância inicial das mudas, potencializa o estresse radicular (TSABEDZE *et al.*, 2024). Entretanto, estudos em ambientes semiáridos indicam que *S. brasiliensis* responde não apenas à estação chuvosa, mas também a pulsos de umidade isolados, como eventos pontuais de precipitação (LEDRU *et al.*, 2022; LUZ *et al.*, 2024).

A. urundeuva, espécie clímax amplamente distribuída no semiárido, foi a única que não divergiu em altura entre 17 e 22 meses, mas apresentou diferença em DAB no mesmo período (Tabelas 21 e 23). Sua estabilidade frente à sazonalidade é compatível com sua estratégia ecológica conservadora. A sobrevivência foi elevada em todos os tratamentos, com valores entre 85,4% e 98,3%, sendo máxima com HI e TE (Figura 12). Este padrão indica que, apesar da reconhecida adaptação da espécie à seca, a disponibilidade hídrica no estabelecimento inicial também é um fator determinante para sua sobrevivência em áreas degradadas, as adaptações morfofisiológicas dessa espécie, como o sistema radicular profundo e a elevada eficiência no uso da água, conferem alto potencial para uso em projetos de restauração em ambientes com baixa resiliência hidrológica, o que justifica seu desempenho no tratamento sem insumos (ELIAS; ARRUDA; ALBUQUERQUE, 2024; NASCIMENTO *et al.*, 2024).

Os tratamentos com esterco caprino (EC), hidrogel (HI) e inoculante micorrízico (IF) promoveram os melhores resultados em crescimento e/ou sobrevivência para algumas espécies. Destaca-se *E. velutina*, com 100% de sobrevivência sob HI e excelente desempenho com IF, além de expressivo crescimento. Em *S. brasiliensis*, embora o crescimento tenha sido influenciado apenas pelo tempo, a sobrevivência foi elevada na maioria dos tratamentos, exceto sob COM. Esses padrões coincidem com os maiores valores de COT (Tabela 11), respiração basal (Tabela 15) e atividade microbiana (Tabela 16) nos solos tratados com EC e HI, demonstrando a importância de práticas que ampliem a qualidade edáfica frente à sazonalidade da Caatinga (FALCÃO *et al.*, 2015; HUESO-GONZÁLEZ; MUÑOZ-ROJAS; MARTÍNEZ-MURILLO, 2018). Por sua vez, o comportamento estável de *A. cearensis* e *C. pyramidale* reforça sua tolerância ao déficit hídrico e às condições edáficas iniciais do solo, constituindo alternativas relevantes para a composição funcional da vegetação em projetos de restauração na região.

6. CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que o uso de insumos orgânicos (EC e COM) e biotecnológicos (HI e IF) potencializou a recuperação da qualidade edáfica em Latossolo degradado da Caatinga, com respostas moduladas pela sazonalidade. No período chuvoso, a maior disponibilidade hídrica favoreceu a incorporação e redistribuição do carbono orgânico, elevando o COT e o estoque de carbono, além de aumentar a respiração basal nos tratamentos biotecnológicos. Nos tratamentos orgânicos, observou-se maior carbono da biomassa microbiana no período seco, refletindo a adaptação da microbiota às condições de menor umidade. Por outro lado, os efeitos sobre os atributos físicos e sobre o nitrogênio total foram pouco expressivos no curto prazo.

A resposta positiva das espécies nativas sob diferentes manejos confirma que a restauração ativa, baseada na integração entre insumos e revegetação dirigida, é mais eficiente que a regeneração passiva em ambientes de baixa fertilidade e alta limitação hídrica. *E. velutina* e *S. brasiliensis* apresentaram maior crescimento e sobrevivência, associadas ao uso de HI, IF e EC, enquanto *A. cearensis*, *C. pyramidale* e *A. urundeuva* mostraram crescimento mais estável e menor sensibilidade aos tratamentos, evidenciando tolerância às limitações edáficas e hídricas iniciais e reforçando o potencial funcional em projetos de revegetação no semiárido.

Os indicadores qCO_2 e o $qMIC$ destacaram-se pela sensibilidade às variações ambientais e ao tipo de manejo, configurando ferramentas eficientes para o monitoramento funcional de áreas em processo de restauração.

A sazonalidade revelou-se determinante na dinâmica do solo e no desempenho das espécies, exigindo atenção ao período de plantio e ao manejo. A adoção da janela chuvosa, concentrada entre janeiro e abril, mostrou-se essencial para o sucesso das intervenções, por favorecer a incorporação de compostos orgânicos, intensificar a atividade biológica e melhorar o desempenho vegetativo das plantas.

Os resultados oferecem subsídios técnicos para orientar práticas de manejo sustentável e programas de restauração ecológica no semiárido, com ênfase no uso de compostos orgânicos locais, bioinsumos e revegetação nativa. Tais medidas fortalecem a resiliência dos sistemas produtivos, ampliam o sequestro de carbono e contribuem para o controle da desertificação e a mitigação das mudanças climáticas. Recomenda-se a continuidade dos estudos para avaliar a sustentabilidade da microbiota do solo, o acúmulo de carbono em profundidade e as respostas ecofisiológicas das espécies frente à intensificação de eventos extremos no semiárido brasileiro.

REFERÊNCIAS

ABIEC - Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes. **Beef Report–Perfil da Pecuária no Brasil 2022**. São Paulo: ABIEC, 2022. 72 p. Disponível em: <https://www.abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2022/>. Acesso em: 15 ago. 2022.

ABDALLAH, A. M. The effect of hydrogel particle size on water retention properties and availability under water stress. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 275–285, set. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095633918301114?via%3Dihub>. Acesso em: 25 mar. 2025.

ABRISHAM, E. S. *et al.* Effects of a super absorbent polymer on soil properties and plant growth for use in land reclamation. **Arid Land Research and Management**, v. 32, n. 4, p. 407–420, 2 out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/15324982.2018.1506526>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15324982.2018.1506526>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ACEITUNO, P. *et al.* The 1877–1878 El Niño episode: associated impacts in South America. **Climatic Change**, v. 92, n. 3–4, p. 389–416, 10 fev. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9470-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-008-9470-5>. Acesso em: 08 ago. 2022.

ADETUNJI, T. L. *et al.* Erythrina velutina Willd.: A review of its traditional uses, phytochemistry, pharmacology, and toxicology. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 319, p. 117273, jan. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2023.117273>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378874123011431?via%3Dihub>. Acesso em: 02 jul. 2025.

ALMAGRO, A. *et al.* Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 8130, 15 ago. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08298-y>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-08298-y>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ALONSO PIPPO, W.; ALVES, A. Corn Ethanol in Brazil: Analyzing the Prospect of Becoming a Widespread Practice in South America. **Sugar Tech**, v. 24, n. 3, p. 857–869, 7 jun. 2022. <https://doi.org/10.1007/s12355-021-01103-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12355-021-01103-1>. Acesso em 05 ago. 2025.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 3, p. 393–395, 1 mar. 1993. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071793901407?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064–2074, 5 out. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13686>. Acesso em: 05

ago. 2025.

ASSIS, J. M. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. C. Análise climática da precipitação no submédio da bacia do Rio São Francisco com base no índice de anomalia de chuva. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v. 2, n. 36, p. 115–127, jun. 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820151012>. Disponível em: https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RB CIAMB/article/view/194. Acesso em: 28 set. 2022.

AYANGBENRO, A. S.; BABALOLA, O. O. Reclamation of arid and semi-arid soils: The role of plant growth-promoting archaea and bacteria. **Current Plant Biology**, v. 25, p. 100173, jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cpb.2020.100173>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214662820300542?via%3Dihub>. Acesso em: 28 set. 2022.

BARBOSA, H. A. Understanding the rapid increase in drought stress and its connections with climate desertification since the early 1990s over the Brazilian semi-arid region. **Journal of Arid Environments**, v. 222, p. 105142, jun. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105142>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196324000223?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

BEKHIT, N. *et al.* Impact of Management Practices on Soil Organic Carbon Content and Microbial Diversity Under Semi-Arid Conditions. **Land**, v. 14, n. 5, p. 1126, 21 maio 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/land14051126>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/14/5/1126>. Acesso em: 02 ago. 2025.

BERG, A.; MCCOLL, K. A. No projected global drylands expansion under greenhouse warming. **Nature Climate Change**, v. 11, n. 4, p. 331–337, 11 abr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01007-8>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-021-01007-8>. Acesso em: 05 ago. 2025.

BESHARATI, J. *et al.* Changes in growth and quality performance of Roselle (*Hibiscus sabdariffa* L.) in response to soil amendments with hydrogel and compost under drought stress. **South African Journal of Botany**, v. 145, p. 334–347, mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2021.03.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0254629921000922?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

BEZERRA, A. M. R. *et al.* Subsidies for a poorly known endemic semiarid biome of Brazil: non-volant mammals of an eastern region of Caatinga. **Zoological Studies**, v. 53, n. 1, p. 16, 26 dez. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1186/1810-522X-53-16>. Disponível em: <https://zoologicalstudies.springeropen.com/articles/10.1186/1810-522X-53-16>. Acesso em ago. 2025.

BEZERRA, F. G. S. *et al.* Analysis of areas undergoing desertification, using EVI2 multi-temporal data based on MODIS imagery as indicator. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106579, out. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106579>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20305161?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

BISWAS, B. *et al.* Environmental Microbial Health Under Changing Climates: State, Implication and Initiatives for High-Performance Soils. In: **Sustainable Agriculture Reviews 29: Sustainable Soil Management: Preventive and Ameliorative Strategies**. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 1–32. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-26265-5_1. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-26265-5_1. Acesso em: 01 ago. 2023.

BUNEMANN, E. K. *et al.* Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, maio 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071718300294?via%3Dihub>. Acesso em: 15 out. 2023.

BURRELL, A. L.; EVANS, J. P.; KAUWE, M. G. Anthropogenic climate change has driven over 5 million km² of drylands towards desertification. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 3853, 31 dez. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17710-7>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-17710-7>. Acesso em: 05 ago. 2025.

BUSS, W. *et al.* Applying minerals to soil to draw down atmospheric carbon dioxide through synergistic organic and inorganic pathways. **Communications Earth & Environment**, v. 5, n. 1, p. 602, 18 out. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01771-3>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s43247-024-01771-3>. Acesso em: 05 ago. 2025.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed Artmed, 2009.

CARVALHO, Í. K. V.; MACIEL, J. C. F.; CLEMENTINO, J. A. H. L.; CAVALCANTE, L. O. C.; ALMEIDA, R. S. de. Análise da eficácia das políticas públicas no que tange à mitigação dos períodos de seca no semiárido. **Revista Interdisciplinar e do Meio Ambiente**, v. 3, n. 1, e102, 2021. DOI: 10.52664/rima.v3.n1.2021.e102. Disponível em: <https://caroa.org.br/revista/index.php/rima/article/view/137>. Acesso em: 05 ago. 2025.

CAVALCANTI, F. J. A. (coord.). **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco: segunda aproximação**. 3. ed. revisada. Recife: Instituto Agrônômico de Pernambuco - IPA, 2008. 212p. ISBN 978-85-60827-01-5.

CHAMIZO, S. *et al.* Cyanobacteria Inoculation Improves Soil Stability and Fertility on Different Textured Soils: Gaining Insights for Applicability in Soil Restoration. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. JUN, 11 jun. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00049>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2018.00049/full>. Acesso em: 01 jun. 2021.

CHÁVEZ-GARCÍA, E.; SIEBE, C. Rehabilitation of a highly saline-sodic soil using a rubble barrier and organic amendments. **Soil and Tillage Research**, v. 189, p. 176–188, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198718311140?via%3Dihub>. Acesso em: 05 marc. 2025.

CHILLO, V. *et al.* Functional diversity loss with increasing livestock grazing intensity in drylands: the mechanisms and their consequences depend on the taxa. **Journal of Applied**

Ecology, v. 54, n. 3, p. 986–996, 1 jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12775>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12775>. Acesso em: 05 ago. 2025.

CONG, W. *et al.* A new scientific framework of dryland ecological quality assessment based on IOAO principle. **Ecological Indicators**, v. 136, p. 108595, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108595>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X22000668?via%3Dihub>. Acesso em: 28 jan. 2025.

COSTA, T. S.; SILVA, H. A. da. Políticas de convivência no semiárido a partir da recuperação de áreas degradadas. In: SANTOS, E. D.; BRINDEIRO, F. O. da S.; FREITAS, P. G. de (orgs.). **Desenvolvimento sustentável: desdobramentos ambientais, sociais e econômicos sobre a exploração do meio ambiente**. v. 1. Rio de Janeiro: Editora e-Publicar, 2022. p. 90–100. ISBN 978-65-5364-088-7.

COTRUFO, M.F.; LAVALLEE, J.M. Incorporating aridity in soil carbon stewardship frameworks. **Nat. Clim. Chang.** v. 15, p. 240–242, 2025. <https://doi.org/10.1038/s41558-025-02270-9>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-025-02270-9>. Acesso em: 05 ago. 2025.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: diagnóstico do município de Araripina, estado de Pernambuco**. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. 26 p. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16290/1/Rel_Araripina.pdf. Acessado em: 10 set. 2021.

CUI, Y. *et al.* Responses of soil bacterial communities, enzyme activities, and nutrients to agricultural-to-natural ecosystem conversion in the Loess Plateau, China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 3, p. 1427–1440, 16 mar. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2110-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-018-2110-4>. Acesso em: 01 abr. 2025.

CUNHA, A. P. M. A. *et al.* Extreme Drought Events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v. 10, n. 11, p. 642, 24 out. 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos10110642>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/498170a>. Acesso em: 18 dez. 2024.

DASH, S.; KUJURI, M. Contribution of Organic Carbon, Moisture Content, Microbial Biomass-Carbon, and Basal Soil Respiration Affecting Microbial Population in Chronosequence Manganese Mine Spoil. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 23, n. 4, p. 2315–2323, 2024. DOI: <https://doi.org/10.46488/NEPT.2024.v23i04.035>. Disponível em: [https://neptjournal.com/upload-images/\(35\)B-4164.pdf](https://neptjournal.com/upload-images/(35)B-4164.pdf). Acesso em: 05 ago. 2025.

DAWSON, N. *et al.* Protected areas and the neglected contribution of Indigenous Peoples and local communities: Struggles for environmental justice in the Caatinga dry forest. **People and Nature**, v. 5, n. 6, p. 1739–1755. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1002/pan3.10288>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pan3.10288>. Acesso em: 05 ago. 2025.

DE, M. *et al.* Soil health recovery after grassland reestablishment on cropland: The effects of

time and topographic position. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, n. 2, p. 568–586, 1 mar. 2020. <https://doi.org/10.1002/saj2.20007>. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/saj2.20007>. Acesso em: 18 dez. 2024.

DÍAZ-GARCÍA, J. M. *et al.* Comparing the success of active and passive restoration in a tropical cloud forest landscape: A multi-taxa fauna approach. **PLOS ONE**, v. 15, n. 11, p. e0242020, 10 nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242020>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0242020>. Acesso em: 10 set. 2021.

ELIAS, L.; ARRUDA, E. C. P.; ALBUQUERQUE, U. P. Does Bark Anatomy Influence the Selection of Woody Medicinal Plants in Seasonal Dry Forests from Brazil? **Economic Botany**, v. 78, n. 4, p. 375–389, 9 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-024-09617-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12231-024-09617-x>. Acesso em: 07 jun. 2024.

ERB, K. H. *et al.* Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. **Nature**, v. 553, n. 7686, p. 73–76, 20 jan. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature25138>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature25138>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ESHETIE, M.; GOBEZIE, T.; DAWD, S. M. Effect of exclosure on dryland woody species restoration in northeastern Amhara, Ethiopia. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 5, p. 1953–1961, 19 out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01248-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-020-01248-x>. Acesso em: 07 out. 2023.

FALCÃO, H. M. *et al.* Phenotypic plasticity and ecophysiological strategies in a tropical dry forest chronosequence: A study case with *Poincianella pyramidalis*. **Forest Ecology and Management**, v. 340, p. 62–69, mar. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.029>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714007452?via%3Dihub>. Acesso em: 07 ou. 2025.

FARIAS, P. L. C.; VIEIRA, B. H. R. Atuação do estado de Pernambuco no combate aos efeitos da desertificação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 12, n. 2, p. 562–573, 2019. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.2.p562-573>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/236660>. Acesso em: 28 ago. 2025.

FELIX, V. J. L. *et al.* Treated Wastewater Affects the Fertility and Geochemistry of Degraded Soil in the Brazilian Semi-Arid Region. **Agronomy**, v. 15, n. 3, p. 721, 17 mar. 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy15030721>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/15/3/721>. Acesso em: 05 ago. 2025.

FERNANDES, M. F. *et al.* The Origins and Historical Assembly of the Brazilian Caatinga Seasonally Dry Tropical Forests. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, 24 fev. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.723286>. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.723286>. Acesso em: 05 ago. 2025.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. de. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e**

Cultura, v. 70, n. 4, p. 51–56, out. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252018000400014&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 05 ago. 2025.

FERREIRA, R. A. C.; ESPINOZA, F. Políticas públicas no Nordeste brasileiro: uma análise acerca da seca e da gestão dos recursos hídricos. **Revista Direitos Humanos & Sociedade**, Criciúma, v. 7, n. 2, p. 106–120, 2024. ISSN 2595-8348. Disponível em: <https://www.periodicos.unesc.net/ojs/index.php/dirhumanos/article/view/9607/7429>. Acesso em: 02 out. 2024.

FRIES, A. *et al.* Water Balance and Soil Moisture Deficit of Different Vegetation Units under Semiarid Conditions in the Andes of Southern Ecuador. **Climate**, v. 8, n. 2, p. 30, 8 fev. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/cli8020030>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2225-1154/8/2/30>. Acessado em: 05 ago. 2025.

GAO, X. *et al.* Identifying a suitable revegetation technique for soil restoration on water-limited and degraded land: Considering both deep soil moisture deficit and soil organic carbon sequestration. **Geoderma**, v. 319, p. 61–69, jun. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706117318232?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

GARCÍA CASTELLANOS, B.; GARCÍA GARCÍA, B.; GARCÍA GARCÍA, J. Economic and Environmental Effects of Replacing Inorganic Fertilizers with Organic Fertilizers in Three Rainfed Crops in a Semi-Arid Area. **Sustainability**, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/su152416897>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/24/16897>. Acesso em: 05 ago. 2025.

GAVA, C. A. T. *et al.* Land-use change alters the stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in a Haplic Cambisol in the Brazilian semi-arid region. **Soil Use and Management**, v. 38, n. 1, p. 953–963, 15 jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12716>. Disponível em: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/sum.12716>. Acesso em: 05 ago. 2025.

GE, N. *et al.* Soil texture determines the distribution of aggregate-associated carbon, nitrogen and phosphorous under two contrasting land use types in the Loess Plateau. **CATENA**, v. 172, p. 148–157, jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816218303461?via%3Dihub>. Acesso em: 03 out. 2024.

GHANI, M. I. *et al.* Variations of soil organic carbon fractions in response to conservative vegetation successions on the Loess Plateau of China. **International Soil and Water Conservation Research**, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.05.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095633922000363?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

GHORUI, M.; CHOWDHURY, S.; BURLA, S. Recent advances in the commercial formulation of arbuscular mycorrhizal inoculants. **Frontiers in Industrial Microbiology**, v. Volume 3-, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3389/finmi.2025.1553472>. Disponível em:

<https://www.frontiersin.org/journals/industrial-microbiology/articles/10.3389/finmi.2025.1553472/full>. Acesso em: 05 ago. 2025.

GRESCHUK, L. T. *et al.* Soil carbon storage in Brazilian drylands: A review. **Catena**, v. 257, p. 109144, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.109144>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816225004461?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

HASAN, N. A.; CHIKAMOTO, Y.; MCPHADEN, M. J. The influence of tropical basin interactions on the 2020–2022 double-dip La Niña. **Frontiers in Climate**, v. 4, 20 set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.1001174>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/climate/articles/10.3389/fclim.2022.1001174/full>. Acesso em: 05 ago. 2025.

HUA, L. *et al.* Mapping the Spatial-Temporal Dynamics of Vegetation Response Lag to Drought in a Semi-Arid Region. **Remote Sensing**, v. 11, n. 16, p. 1873, 10 ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11161873>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/16/1873>. Acesso em: 05 ago. 2025.

HUANG, W. *et al.* Mechanism of water extraction from gypsum rock by desert colonizing microorganisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 20, p. 10681–10687, 19 maio 2020. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2001613117>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.2001613117>. Acesso em: 01 abr. 2025.

HUDSON, A. R. *et al.* Cross-Site Comparisons of Dryland Ecosystem Response to Climate Change in the US Long-Term Ecological Research Network. **BioScience**, v. 72, n. 9, p. 889–907, 29 ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biab134>. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/72/9/889/6654840>. Acesso em: 05 out. 2025.

HUESO-GONZÁLEZ, P.; MUÑOZ-ROJAS, M.; MARTÍNEZ-MURILLO, J. F. The role of organic amendments in drylands restoration. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 1–6, out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468584417300405?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário: Resultados Definitivos 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=73096>. Acesso em: 15 ago. 2022.

JAMSRANJAV, C. *et al.* Applying a dryland degradation framework for rangelands: the case of Mongolia. **Ecological Applications**, v. 28, n. 3, p. 622–642, 6 abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1684>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eap.1684>. Acesso em: 08 jan. 2025.

KANE, R. P. Prediction of Droughts in North-East Brazil: Role of ENSO and Use of Periodicities. **International Journal of Climatology**, v. 17, n. 6, p. 655–665, 1 maio 1997. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0088\(199705\)17:6%3C655::AID-JOC144%3E3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0088(199705)17:6%3C655::AID-JOC144%3E3.0.CO;2-1). Disponível em: [https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1097-0088\(199705\)17:6%3C655::AID-JOC144%3E3.0.CO;2-1](https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1097-0088(199705)17:6%3C655::AID-JOC144%3E3.0.CO;2-1). Acesso em: 08 out. 2023.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. **Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses**. Versão 1.0.7. 2020. R package. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>. Acesso em: 5 ago. 2025.

KHEIRFAM, H.; SADEGHI, S. H.; ZAREI DARKI, B. Soil conservation in an abandoned agricultural rain-fed land through inoculation of cyanobacteria. **CATENA**, v. 187, p. 104341, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104341>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816219304837?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2024.

KUMAR, B. P. *et al.* Geo-environmental monitoring and assessment of land degradation and desertification in the semi-arid regions using Landsat 8 OLI / TIRS, LST, and NDVI approach. **Environmental Challenges**, v. 8, p. 100578, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100578>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010022001342?via%3Dihub>. Acesso em: 20 out. 2024.

LEDRU, M.-P. *et al.* Estimated degradation of the Caatinga based on modern pollen rain deposited in reservoirs. **Acta Botanica Brasilica**, v. 36, p. e20220111, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1677-941X-ABB-2022-0111>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/CcQvq4gyg4R8ynD9hw9W5SD/?lang=en>. Acesso em: 17 out. 2024.

LEITE, M. J. S.; AMORIM, F. C. L. Convivência com a seca e políticas públicas no Nordeste brasileiro. **História Unicap**, Recife, v. 7, n. 13, p. 198–213, jan./jun. 2020. ISSN 2359-2370. DOI: <https://doi.org/10.25247/hu.2020.v7n13.p197-213>. Disponível em: <https://www1.unicap.br/ojs/index.php/historia/article/view/1660>. Acesso em: 04 jul. 2023.

LEITE, M. C. B. S. *et al.* Mycorrhizal Atriplex nummularia promote revegetation and shifts in microbial properties in saline Brazilian soil. **Applied Soil Ecology**, v. 153, n. October 2019, p. 103574, set. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103574>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139319312648?via%3Dihub>. Acesso em: 02 mar. 2025.

LIMA VERDE, R. **Os registros rupestres da Chapada do Araripe**. 2007. Dissertação (Mestrado em Arqueologia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/671>. Acesso em: 1 abr. 2022.

LIRA JUNIOR, M. A. *et al.* Legume silvopastoral systems enhance soil organic matter quality in a subhumid tropical environment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, n. 4, p. 1209–1218, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1002/saj2.20106>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/saj2.20106>. Acesso em: 09 ou. 2024.

LIRA JUNIOR, M. A. *et al.* Legume-based silvopastoral systems drive C and N soil stocks in a subhumid tropical environment. **CATENA**, v. 189, p. 104508, 1 jun. 2020b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104508>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816220300576?via%3Dihub>; Acesso em: 05 ago. 2024.

LIRA JUNIOR, M. A. *et al.* Legume silvopastoral systems enhance soil organic matter quality in a subhumid tropical environment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, n. 4, p. 1209–1218, 31 jul. 2020c. DOI: <https://doi.org/10.1002/saj2.20106>. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/saj2.20106>. Acesso em: 06 fev. 2025.

LUNA, L. *et al.* Effect of soil properties and hydrologic characteristics on plants in a restored calcareous quarry under a transitional arid to semiarid climate. **Ecohydrology**, v. 11, n. 6, p. e1896, 1 set. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.1896>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eco.1896>. Acesso em: 16 ago. 2023.

LUZ, L. *et al.* schinopsis brasiliensis bark metabolomic profiling based on nmr: evaluation of metabolic variations of different microenvironment and seasonal periods. **Química Nova**, v. 47, n. 2, p. e-20230098, 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20230098>. Disponível em: <https://quimicanova.sbq.org.br/pdf/AR2023-0061>. Acesso em: 06 fev. 2025.

MACQUEEN, J. **Classification and analysis of multivariate observations**. In: Proceedings of the 5th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, v. 1: Statistics, University of California Press, Berkeley, 1967, p. 281-297.

MAPBIOMAS - Projeto MapBiomias. **Destaques do mapeamento anual da cobertura e uso da terra no Brasil de 1985 a 2021: Caatinga**. São Paulo: MapBiomias, 2022. (Coleção 7). Disponível em: https://mapbiomas-br.site.s3.amazonaws.com/MAPBiomias_CAATINGA_06102010_OK-v2.pdf. Acesso em: 15 ago. 2024.

MARENGO, J. A. *et al.* Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 °C. **Natural Hazards**, v. 103, n. 2, p. 2589–2611, 16 set. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04097-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11069-020-04097-3>. Acesso em: 08 out. 2024.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3–4, p. 1189–1200, 9 ago. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1840-8>. Acesso em: 01 mar 2023.

MARINHO, A. P. F. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; CUNHA, K. P. V. da. Soil degradation and Cu, Cr, Ni, Pb and Zn contamination in dumpsites of humid and semiarid tropical regions in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 7, p. 459, 26 jul. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10122-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-022-10122-8>. Acesso em: 05 ago. 2025.

MARTIN, David M. Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 5, p. 668–673, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12554>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.12554>. Acesso em: 05 ago. 2025.

MARTINS, M. A. *et al.* Improving drought management in the Brazilian semiarid through crop forecasting. **Agricultural Systems**, v. 160, p. 21–30, fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.11.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X16308204?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

MAURYA, S. *et al.* Indicators for assessment of soil quality: a mini-review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 9, p. 604, 28 set. 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08556-z>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-020-08556-z>. Acesso em: 03 ago. 2022.

MENDES, K. R. *et al.* The caatinga dry tropical forest: A highly efficient carbon sink in South America. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 369, p. 110573, jun. 2025. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110573>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168192325001935?via%3Dihub>.

Acesso em: 05 ago. 2025.

MENDONÇA, E. de S.; MATOS, E. da S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**.

2. ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107 p. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/323613044_Materia_Organica_do_Solo_Metodos_de_Analises. Acesso em: 05 ago. 2025.

MICCOLIS, A. *et al.* **Agroforestry Systems for Ecological Restoration: How to reconcile conservation and production. Options for Brazil's Cerrado and Caatinga biomes**.

Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza – ISPN; World Agroforestry Centre – ICRAF, 2016. 240 p. ISBN 978-85-63288-18-9. Disponível em:

<https://share.google/PpELUY2AP5mRScT0t>. Acesso em: 05 ago. 2024.

MIR, A. H. *et al.* Passive restoration considerably improved the community structure, soil health and carbon stock in the Pine forests of Kashmir Himalaya, India. **Ecological Engineering**, v. 176, p. 106535, mar. 2022. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106535>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857421003906?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

MIRANDA, M. F. A. *et al.* Improvement of degraded physical attributes of a saline-sodic soil as influenced by phytoremediation and soil conditioners. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 64, n. 9, p. 1207–1221, 29 jul. 2018. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2017.1419195>. Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/03650340.2017.1419195>. Acesso em: 05 ago. 2025.

MOREIRA, B. C. *et al.* Roots and Beneficial Interactions with Soil Microbes. In:

OLIVEIRA, T. S. DE; BELL, R. W. (Ed.). **Subsoil Constraints for Crop Production**.

Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 263–287. DOI:

https://doi.org/10.1007/978-3-031-00317-2_11. Disponível em:

https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-00317-2_11. Acesso em: 05 ago. 2025.

MOYA, D. *et al.* Temporal characterisation of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. forests. **Science of The Total Environment**, v. 640–641, p. 42–51, nov. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.212>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718318631?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

MUHAMMAD, N. *et al.* A review of impacts of hydrogels on soil water conservation in dryland agriculture. **Farming System**, v. 3, n. 4, p. 100166, out. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.farsys.2025.100166>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2949911925000309?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

NASCIMENTO, E. *et al.* Degradação e conservação da caatinga: práticas agrícolas na comunidade de Umarizeiras em Cariús-CE. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**, v. 16, n. 6, p. e4641, 26 jun. 2024. DOI: <https://doi.org/10.55905/cuadv16n6-182>. Disponível em: <https://ojs.cuadernoseducacion.com/ojs/index.php/ced/article/view/4641>. Acesso em: 05 ago. 2025.

NAYLOR, D.; MCCLURE, R.; JANSSON, J. Trends in Microbial Community Composition and Function by Soil Depth. **Microorganisms**, v. 10, n. 3, p. 540, 28 fev. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms10030540>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-2607/10/3/540>. Acesso em: 05 ago. 2025.

NEVES, L. V. de M. W. *et al.* Microbial abundance and C and N stocks in tropical degraded Planosols from semiarid northeastern Brazil. **Catena**, v. 196, p. 104931, 1 jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104931>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816220304811?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

NOGUEIRA, F. de C. *et al.* The hydrological performance of *Prosopis juliflora* (Sw.) growth as an invasive alien tree species in the semiarid tropics of northeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 21, n. 8, p. 2561–2575, 19 ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01994-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-019-01994-y>. Acesso em: 05 ago. 2025.

NOVAES, R. L. M.; FELIX, S.; SOUZA, R. de F. Save Caatinga from drought disaster. **Nature**, v. 498, n. 7453, p. 170–170, 13 jun. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/498170a>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/498170a>. Acesso em: 17 abr. 2023.

OH, N.; RICHTER, D. D. Soil acidification induced by elevated atmospheric CO₂. **Global Change Biology**, v. 10, n. 11, p. 1936–1946, 25 nov. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00864.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2004.00864.x>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OISHY, M. N. *et al.* Unravelling the effects of climate change on the soil-plant-atmosphere interactions: A critical review. **Soil & Environmental Health**, v. 3, n. 1, p. 100130, jan. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seh.2025.100130>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2949919425000032?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OLIVEIRA, F. N., A. *et al.* Long-term effects of grazing on the biological, chemical, and physical soil properties of the Caatinga biome. **Microbiological Research**, v. 253, p. 126893, dez. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126893>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0944501321001993?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OLIVEIRA, M. M. *et al.* Crescimento e partição de massa seca em plantas jovens de amburana (*Amburana cearensis* (Fr. All.) AC Smith) e de umbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arr. Cam.). **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1142–1153, 30 set. 2019. DOI:

<https://doi.org/10.5902/1980509827189>. Disponível em:

<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/27189>. Acesso em: 26 set. 2024.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. F. *et al.* Fire foci dynamics and their relationship with socioenvironmental factors and meteorological systems in the state of Alagoas, Northeast Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 10, p. 654, 23 out. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08588-5>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-020-08588-5>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OLIVEIRA FILHO, J. S. *et al.* Assessing the effects of 17 years of grazing exclusion in degraded semi-arid soils: Evaluation of soil fertility, nutrients pools and stoichiometry. **Journal of Arid Environments**, v. 166, p. 1–10, jul. 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.03.006>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196319300357?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2022.

OLIVEIRA, H.; PEREIRA, S.; SANTOS, M. G. Cenostigma microphyllum seedlings in semiarid region grow faster under arbuscular mycorrhizal symbiosis, regardless of water availability. **Journal of Arid Environments**, v. 212, p. 104962, maio 2023. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104962>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196323000332?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OLIVEIRA, M. L. *et al.* Effects of human-induced land degradation on water and carbon fluxes in two different Brazilian dryland soil covers. **Science of The Total Environment**, v. 792, p. 148458, out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148458>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721035300>. Acesso em:

12 out. 2025.

OLIVEIRA SANTOS, T. *et al.* Carbon and nitrogen stocks and microbial indicators in tropical semiarid degraded Luvisols. **CATENA**, v. 210, p. 105885, mar. 2022. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105885>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816221007438?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OLIVEIRA SANTOS, N.; SOUZA MACHADO, R. A.; LOIS GONZÁLEZ, R. C.

Identification of levels of anthropization and its implications in the process of desertification in the Caatinga biome (Jeremoabo, Bahia-Brazil). **Cuadernos de Investigación Geográfica**, v. 48, n. 1, p. 41–57, 17 maio 2022. DOI: <https://doi.org/10.18172/cig.5212>. Disponível em: <https://publicaciones.unirioja.es/ojs/index.php/cig/article/view/5212>. Acesso em: 05 ago. 2025.

OSBORNE, B. B. *et al.* The consequences of climate change for dryland biogeochemistry. **New Phytologist**, v. n/a, n. n/a, 15 jul. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.18312>.

Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.18312>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PAIVA, K. F. *et al.* Potassium availability in Brazilian semiarid soils cultivated with melon. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 50, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-40632020v5063663>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/pat/a/hp6CfTL9jSHTyhCqYF4xGqs/?lang=en>. Acesso em: 08 jun 2023.

PARENTE, L. *et al.* Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine cloud computing. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, p. 111301, out. 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111301>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425719303207?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PEREIRA, A. P. *et al.* Grazing exclusion regulates bacterial community in highly degraded semiarid soils from the Brazilian Caatinga biome. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 6, p. 2210–2225, 15 abr. 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3893>. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.3893>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PEREIRA, A. P. de A. *et al.* Land degradation affects the microbial communities in the Brazilian Caatinga biome. **CATENA**, v. 211, p. 105961, abr. 2022. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105961>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816221008195?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PEREIRA, S. *et al.* Arbuscular mycorrhizal inoculation increases drought tolerance and survival of *Cenostigma microphyllum* seedlings in a seasonally dry tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 492, n. March, p. 119213, jul. 2021b. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119213>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112721003017?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PESSOA, L. G. M. *et al.* Characterization and Classification of Halomorphic Soils in the Semiarid Region of Northeastern Brazil. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 4, p. 405, 15 mar. 2019. DOI: <https://doi.org/10.5539/jas.v11n4p405>. Disponível em:

<https://www.ccsenet.org/journal/index.php/jas/article/view/0/38749>. Acesso em 06 jul. 2025.

PESSOA, L. G. M. *et al.* Assessment of soil salinity status under different land-use conditions in the semiarid region of Northeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 141, p. 109139, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109139>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X22006112?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PETERSEN, R. S. *et al.* Índice de Território Saudável e Sustentável dos municípios do semiárido brasileiro. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 36, n. 11, 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1590/0102-311X00200020>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/csp/a/jWcWqCPKZGXt7wzSNG8gvgq/?lang=pt>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PEZZI, L. P. *et al.* Oceanic SACZ produces an abnormally wet 2021/2022 rainy season in

South America. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 1455, 26 jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28803-w>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-023-28803-w>. Acesso em: 05 ago. 2025.

PIVETTA, M.; FONTANETTO, R. Aquecimento global faz surgir primeira zona árida e expande clima semiárido e áreas secas no Brasil. Aregião menos úmida do país fica no norte da Bahia, perto da divisa com Pernambuco. **Revista Pesquisa FAPESP**. ed. 338 abr de 2024. Disponível em: < <https://revistapesquisa.fapesp.br/aquecimento-global-faz-surgir-primeira-zona-arida-e-expande-clima-semiarido-e-areas-secas-no-brasil/> >. Acesso em: 01 ago. 2025.

QUEIROZ, L. P. *et al.* Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: **Caatinga**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 23–63. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-68339-3>. Acesso em: 05 ago. 2025.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Versão 4.2.2. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 7 ago. 2025.

RABOT, E. *et al.* Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122–137, mar. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706117310273?via%3Dihub>. Acesso em: 08 out. 2023.

REBOITA, M. S. *et al.* Influência dos Diferentes Tipos do Fenômeno El Niño na Precipitação da América do Sul. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 729–742, 16 jun. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v14.2.p729-742>. Disponível em: Acesso em: 07 nov. 2024. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/246845>. Acesso em: 05 ago. 2025.

RENDÓN-SANDOVAL, F. J. *et al.* Traditional Agroforestry Systems and Conservation of Native Plant Diversity of Seasonally Dry Tropical Forests. **Sustainability**, v. 12, n. 11, p. 4600, 4 jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12114600>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/11/4600>. Acesso em: 02 mai. 2023.

REZENDE, J. S. *et al.* Impact of deforestation on the soil physical and chemical attributes, and humic fraction of organic matter in dry environments in Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 15, n. 6, p. 465–475, 31 dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor4016-015>. Disponível em: <https://iforest.sisef.org/abstract/?id=ifor4016-015>. Acesso em: 05 ago. 2025.

RIAH, K.; SCHAEFFER, R.; ARANGO, J.; CALVIN, K.; GUIVARCH, C.; HASEGAWA, T.; JIANG, K.; KRIEGLER, E.; MATTHEWS, R.; PETERS, G. P.; RAO, A.; ROBERTSON, S.; SEBBIT, A. M.; STEINBERGER, J.; TAVONI, M.; VAN VUUREN, D. P. *Mitigation pathways compatible with long-term goals*. In: **IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK; New York, USA: Cambridge University Press, 2022. DOI: 10.1017/9781009157926.005. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/>

climate-change-2022-mitigation-of-climate-change/mitigation-pathways-compatible-with-longterm-goals/7C750344E39ECA3BD5CB14156FCEEFE9. Acesso em: 05 ago. 2025.

RIBEIRO, I. M. C. *et al.* physical and chemical defenses of *Cenostigma pyramidale* (fabaceae): a pioneer species in successional Caatinga areas. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 2, p. 398–409, jun. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n216rc>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rcaat/a/TkW6yVBcw7YByWBBhypjNqH/?lang=en>. Acesso em: 04 out. 2022.

RILLIG, M. C. *et al.* The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. **Science**, v. 366, n. 6467, p. 886–890, 15 nov. 2019. <https://doi.org/10.1126/science.aay2832>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aay2832>. Acesso em: 05 ago. 2025.

RODRIGUES, J. R. *et al.* Soil water percolation and nutrient fluxes as a function of topographical, seasonal and soil texture variation in Central Amazonia, Brazil. **Hydrological Processes**, v. 38, n. 4, p. e15148, 11 abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.15148>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.15148>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ROSSI, F.; MUGNAI, G.; PHILIPPIS, R. Cyanobacterial biocrust induction: A comprehensive review on a soil rehabilitation-effective biotechnology. **Geoderma**, v. 415, p. 115766, jun. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115766>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706122000738?via%3Dihub>. Acesso em: 05 out. 2025.

RUI, Y. *et al.* Response of microbial biomass and CO₂-C loss to wetting patterns are temperature dependent in a semi-arid soil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 13032, 12 out. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-13094-9>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-13094-9>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SÁ, J. C. M. *et al.* No-till systems restore soil organic carbon stock in Brazilian biomes and contribute to the climate solution. **Science of The Total Environment**, v. 977, p. 179370, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179370>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972501006X?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SÁ, I. S. **Avaliação da degradação ambiental na região do Araripe pernambucano utilizando técnicas de sensoriamento remoto**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/6486>. Acesso em: 7 out. 2025. Acesso em: 24 set. 2023.

SAFAEI, M. *et al.* Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. **CATENA**, v. 177, p. 260–271, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816219300712?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jun. 2025.

SANTOS, A. B. *et al.* Aboveground and soil carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and stocks and their responses to environmental and human-related drivers in a tropical dry forest. **Journal of Arid Environments**, v. 224, p. 105213, out. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105213>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196324000934?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SANTOS, M. A. *et al.* Reclamation of Saline Soil under Association between *Atriplex nummularia* L. and Glycophytes. **Plants Agriculture**, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture12081124>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/12/8/1124>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SANTOS, S. R. Q.; CUNHA, A. P. M. do A.; RIBEIRO-NETO, G. G. Avaliação De Dados De Precipitação Para O Monitoramento Do Padrão Espaço-Temporal Da Seca No Nordeste Do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 25, 9 ago. 2019. <https://doi.org/10.5380/abclima.v25i0.62018>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/62018>. Acesso em: 21 out. 2022.

SANTOS, W. B. **Vegetação lenhosa em altitudes no semiárido pernambucano: estrutura, potencial energético e fatores ambientais**. 2018. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/8219>. Acesso em: 10 dez. 2020.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2025. 393 p. ISBN 978-65-5467-104-0. Disponível em: <https://share.google/94LdLIN2JWgPVqScp>. Acesso em: 5 ago. 2025.

SCHAEFER, C. E. G. R. *et al.* The Geological, Geomorphological, Climatic, and Hydrological Background of Tropical Regoliths and Hostile Subsoils: The Brazilian Landmass. In: OLIVEIRA, T. S. DE; BELL, R. W. (Ed.). **Subsoil Constraints for Crop Production**. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 11–52. https://doi.org/10.1007/978-3-031-00317-2_2. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-00317-2_2. Acesso em: 05 jun. 2025.

SHABTAI, I. A. *et al.* Calcium promotes persistent soil organic matter by altering microbial transformation of plant litter. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 6609, 19 out. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42291-6>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-023-42291-6>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SHACKELFORD, N. *et al.* Drivers of seedling establishment success in dryland restoration efforts. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 9, p. 1283–1290, 22 set. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01510-3>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-021-01510-3>. Acesso em: 19 nov. 2024.

SILVA, A. S. A. *et al.* Spatial and temporal variability of precipitation complexity in Northeast Brazil. **Sustainability**, v. 14, n. 20, p. 13467, 19 out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su142013467>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/20/13467>. Acesso em: 19 nov. 2024.

SILVA, A. K. P. M.; BRAGA, S. E.; HOLANDA, R. M.; ROCHA, L. G.; CAVALCANTI,

K. V. M.; FRANÇA, C. L. Convivência com o semiárido: políticas públicas e tecnologias para mitigar a escassez hídrica. **Revista Caderno Pedagógico**, Curitiba, v. 22, n. 7, p. 1–17, 2025. DOI: <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n7-094>. Disponível em: <https://ojs.studiespublicacoes.com.br/ojs/index.php/cadped/article/view/16181>. Acesso em: 28 ago. 2025.

SILVA, J. A. *et al.* Phenological Behavior of *Cenostigma pyramidale* (Tul.) E. Gagnon & G.P.Lewis in an Area of Caatinga in the Semi-Arid Region of Paraíba. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 67, p. e24230723, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2024230723>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/babt/a/brpsNwgynwv9rLjpSsz46ZB/?lang=en>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C. DA; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Ed.). **Caatinga**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 3–19. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-68339-3>. Acesso em: 19 nov. 2024.

SILVA, F. C. (org.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. ver. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p. ISBN 978-85-7383-430-7. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/330496>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SILVA JÚNIOR, J. A.; PACHECO, A. D. P. Avaliação de incêndio em ambiente de Caatinga a partir de imagens Landsat-8, índice de vegetação realçado e análise por componentes principais. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 1, p. 417–439, 15 mar. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509843818>. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/43818>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SILVEIRA, Z. S. *et al.* Phytochemistry and Biological Activities of *Amburana cearensis* (Allemão) ACSm. **Molecules**, v. 27, n. 2, p. 505, 14 jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules27020505>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1420-3049/27/2/505>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SINAGA, K. P.; YANG, M.S. **Unsupervised K-Means Clustering Algorithm**. IEEE.8:80716–80727. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2020.2988796>. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/9072123>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SIMONSON, W. D. *et al.* Enhancing climate change resilience of ecological restoration — A framework for action. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 300–310, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S253006442100050X?via%3Dihub>. Acesso em: 06 jun. 2024.

SONG, X. P. *et al.* Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, v. 560, n. 7720, p. 639–643, 8 ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-018-0411-9>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SORIA, R. *et al.* Effects of technosols based on organic amendments addition for the recovery

of the functionality of degraded quarry soils under semiarid Mediterranean climate: A field study. **Science of The Total Environment**, v. 816, p. 151572, abr. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151572>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972106650X?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jul. 2024.

SOUSA, M. K. C. R. *et al.* Nitrogen fertilization increased grass litter decomposition in a tropical agroforestry system. **Agroforestry Systems**, v. 98, n. 4, p. 995–1008, 7 abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-024-00968-x>. Disponível em: DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10457-024-00968-x>. Acesso em: 05 ago. 2025.

SOUZA, J. L. *et al.* Biotechnological potential of medicinal plant *Erythrina velutina* Willd: A systematic review. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 45, p. 102488, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2022.102488>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878818122002158?via%3Dihub>. Acesso em: 05 set. 2024.

STAVI, I. *et al.* Failure and Collapse of Ancient Agricultural Stone Terraces: On-Site Effects on Soil and Vegetation. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1400, 9 out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10101400>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/10/1400>. Acessado em: 06 mai. 2025.

SUN, F. *et al.* Long-term increase in rainfall decreases soil organic phosphorus decomposition in tropical forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 151, p. 108056, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108056>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071720303527?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p. ISBN 978-85-7035-771-7. Disponível em: <https://share.google/fHaMeCH0ZExz63TeW>. Acessado em: 05 ago. 2025.

TIANJIAO, F. *et al.* Effects of land preparation and plantings of vegetation on soil moisture in a hilly loess catchment in China. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 5, p. 1427–1441, 1 maio 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2867>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.2867>. Acesso em: 02 jan. 2025.

TONG, X. *et al.* Increased vegetation growth and carbon stock in China karst via ecological engineering. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 44–50, 8 jan. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0004-x>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41893-017-0004-x>. Acesso em: 05 ago. 2025.

TSABEDZE, S. A.; OTIENO, B.; THOMAS, A. R.; GETAHUN, S. T. Phytotoxicity and quality in compost: a concise review of sewage sludge and green waste applications. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 27, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-025-02334-0>. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-025-02334-0?utm_source=chatgpt.com#citeas. Acesso em: 12 out. 2025.

UNCCD – United Nations Convention to Combat Desertification. **Global Land Outlook:**

first edition. Bonn: UNCCD, 2017. Disponível em:

https://www.unccd.int/sites/default/files/documents/2017-09/GLO_Full_Report_low_res.pdf. Acesso em: 05 out. 2025.

VELDKAMP, E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 1, p. 175–180, 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>. Acesso em: 12 out. 2025.

VIEIRA, R. M. S. P. *et al.* Characterizing spatio-temporal patterns of social vulnerability to droughts, degradation and desertification in the Brazilian northeast. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 5, p. 100016, fev. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2665972719300169?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

VISCONTI, D. *et al.* Use of Brassica juncea and Dactylis glomerata for the phytostabilization of mine soils amended with compost or biochar. **Chemosphere**, v. 260, p. 127661, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127661>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520318567?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mai. 2024.

VLASENKO, M. V.; RYBASHLYKOVA, L. P.; TURKO, S. Y. Restoration of Degraded Lands in the Arid Zone of the European Part of Russia by the Method of Phytomelioration. **Agriculture**, v. 12, n. 3, p. 437, 21 mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture12030437>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/12/3/437>. Acesso em: 05 ago. 2025.

WANG, C.; KUZYAKOV, Y. Soil organic matter priming: The pH effects. **Global Change Biology**, v. 30, n. 6, p. e17349, 1 jun. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.17349>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.17349>. Acesso em: 05 ago. 2025.

WEBB, N. P. *et al.* Land degradation and climate change: building climate resilience in agriculture. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 8, p. 450–459, 1 out. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.1530>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/fee.1530>. Acesso em: 05 ago. 2025.

WICKHAM, H. *et al.* Welcome to the Tidyverse. **Journal of Open Source Software**, v. 4, n. 43, artigo 1686, 2019. DOI: 10.21105/joss.01686. Disponível em: <https://joss.theoj.org/papers/10.21105/joss.01686>. Acesso em: 02 out. 2023.

WU, R.; LIN, M.; SUN, H. Impacts of different types of El Niño and La Niña on northern tropical Atlantic sea surface temperature. **Climate Dynamics**, v. 54, n. 9–10, p. 4147–4167, 5 maio 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05220-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-020-05220-7>. Acesso em: 05 ago. 2025.

XIAO, L. *et al.* Effects of re-vegetation type and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on soil enzyme activities and microbial biomass in coal mining subsidence areas of Northern

China. **CATENA**, v. 177, p. 202–209, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816219300694?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2023.

YANG, T. *et al.* An Environmentally Friendly Soil Amendment for Enhancing Soil Water Availability in Drought-Prone Soils. **Agronomy**, v. 12, n. 1, p. 133, 6 jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12010133>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/12/1/133>. Acesso em: 05 ago. 2025.

YU, P. *et al.* Selecting the minimum data set and quantitative soil quality indexing of alkaline soils under different land uses in northeastern China. **Science of The Total Environment**, v. 616–617, p. 564–571, mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.301>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971733019X?via%3Dihub>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ZAMAN, M.; SHAHID, S. A.; HENG, L. **Guideline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques**. Cham: Springer, 2018. DOI: 10.1007/978-3-319-96190-3. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-96190-3>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ZHANG, C. *et al.* Interactions of soil bacteria and fungi with plants during long-term grazing exclusion in semiarid grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 124, p. 47–58, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.05.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071718301822?via%3Dihub>. Acesso em: 06 mar. 2024.

ZHANG, Y. *et al.* Changes in soil water holding capacity and water availability following vegetation restoration on the Chinese Loess Plateau. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 9692, 7 dez. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88914-0>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-021-88914-0>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ZHAO, F. *et al.* Latitudinal shifts of soil microbial biomass seasonality. **PNAS Nexus**, v. 1, n. 5, p. pgac254, 1 nov. 2022. <https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgac254>. Disponível em: <https://academic.oup.com/pnasnexus/article/1/5/pgac254/6798390>. Acesso em: 05 ago. 2025.

ZHENG, T. *et al.* Rhizosphere effects on soil microbial community structure and enzyme activity in a successional subtropical forest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 95, n. 5, p. 1–11, 1 maio 2019. DOI: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz043>. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsec/article/95/5/fiz043/5423322>. Acesso em: 04 fev. 2022.