

DÉBORA DE MELO ALMEIDA

**BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO NA CAATINGA: CIENCIOMETRIA E
POTENCIAL DE ACÚMULO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA
REGENERAÇÃO NATURAL PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

**RECIFE
PERNAMBUCO – BRASIL
JULHO – 2025**

DÉBORA DE MELO ALMEIDA

**BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO NA CAATINGA: CIENCIOMETRIA E
POTENCIAL DE ACÚMULO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA
REGENERAÇÃO NATURAL PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

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

Orientador:

Prof. Dr. Fernando José Freire

Coorientador:

Prof. Dr. Renato Garcia Rodrigues

**RECIFE
PERNAMBUCO – BRASIL
JULHO – 2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

A447b Almeida, Débora de Melo.

Biomassa e estoque de carbono na caatinga: cienciometria e potencial de acúmulo em núcleos de aceleração da regeneração natural para a restauração de áreas degradadas / Débora de Melo Almeida. – Recife, 2025.

220 f.; il.

Orientador(a): Fernando José Freire.

Co-orientador(a): Renato Garcia Rodrigues.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2024.

Inclui referências.

1. Regiões áridas . 2. Cobertura dos solos. 3. Solos - Degradação. 4. Nucleação 5. Solo - Uso. I. Freire, Fernando José, orient. II. Rodrigues, Renato Garcia, coorient. III. Título

CDD 634.9

DÉBORA DE MELO ALMEIDA

**BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO NA CAATINGA: CIENCIOMETRIA E
POTENCIAL DE ACÚMULO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA
REGENERAÇÃO NATURAL PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**

Banca examinadora:

Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

Profa. Dra. Ane Cristine Fortes da Silva
(Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA)

Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva
(Universidade Federal de Santa Maria – UFSM)

Profa. Dra. Juliana Lorensi do Canto
(Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN)

Orientador:

Prof. Dr. Fernando José Freire
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

**RECIFE
PERNAMBUCO – BRASIL
JULHO – 2025**

Dedico aos meus pais, Francisco Renan de Almeida e Ronalda de Melo Oliveira, que me ensinaram a valorizar o poder transformador da educação e a sempre acreditar nos meus sonhos. Esta tese é fruto do caminho trilhado com o amor e o apoio incondicional de vocês.

AGRADECIMENTOS

O período do doutorado foi de intenso crescimento profissional e pessoal, amadurecimento, mudanças inevitáveis e desafios que por vezes pareciam maiores do que eu mesma. E por mais que as mudanças e os desafios façam parte do fluxo contínuo da vida quase sempre vêm acompanhados daquele “frio na barriga” e do medo íntimo de que tudo escape das nossas próprias mãos. Ao iniciar a escrita destes agradecimentos, a primeira coisa que me veio à mente foi: “UFAAAAA! CONSEGUI!”, mas sei que seria impossível atravessar esse caminho sozinha.

Quero, portanto, expressar minha profunda gratidão:

A Deus, pelo dom da vida, pelas bênçãos concedidas e por sempre me proteger e iluminar o caminho.

À minha mãe, Ronalda Oliveira, essa força potente que me deu a vida e fez de mim a mulher que sou hoje. Ao meu pai, Renan Almeida, que me ensinou a seguir em frente com coragem, resiliência e orgulho das nossas raízes. Agradeço profundamente pelo cuidado, pela dedicação, pelo incentivo e por sempre acreditarem em mim.

A minha amada irmã, Dayane Almeida, com quem compartilho a vida, os sonhos, as alegrias, as angústias, os silêncios e a coragem de sempre seguir em frente.

Ao meu companheiro e amigo João Matheus, pela paciência, pela escuta atenta e por tornar os dias desafiadores mais leves e fluidos. Que sorte a minha viver no mesmo tempo e espaço que você!

À minha gatinha Brisa, companheira incansável de escrita, ainda que entre bons e longos cochilos, sempre ao meu lado.

Ao meu orientador, professor Dr. Fernando José Freire, a quem tive a honra de ter como orientador durante o mestrado e o doutorado, sendo sempre exemplo de ser humano e profissional. Obrigada pela confiança, disponibilidade e pelos ensinamentos ao longo destes seis anos.

Ao meu coorientador, professor Dr. Renato Garcia Rodrigues, pela receptividade, disponibilidade e por conceder a oportunidade de estar inserida em um projeto tão grandioso e importante: a restauração da Caatinga.

À Valeska, minha amiga de turma, pela parceria generosa desde a concepção do projeto, qualificação, coletas em campo, atividades no laboratório, análise de dados, escrita e, enfim, a defesa da tese.

Aos que toparam enfrentar a distância e o sol de Cabrobó para colaborar nas coletas de dados em campo: Alex, João Matheus, Patryk, Suellen e Valeska.

Aos amigos que permaneceram e aos que cruzaram meu caminho desde que o Recife virou casa — Alex, Anderson, Bruna, Daysianne, Dennis, Gustavo, João, Joyce, Naldiran, Nélío, Marcela, Maurício, Ricardo e Vital — pela amizade, pelos conselhos e pelas conversas que acalmam o caos e aquecem os dias. E um adendo especial aos amigos que entre cafés, cervejas, pagodes e carnavais, tornaram a caminhada mais leve, cheia de riso e memórias que levo comigo para a vida inteira. Como diria Fernanda Torres: “a vida presta”!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF) e à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) pela oportunidade de cursar o doutorado e por todo o suporte oferecido.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

A todos os professores do PPGCF/UFRPE, em especial à professora Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire, ao professor Dr. Emanuel Araújo Silva, ao professor Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira e à professora Dra. Maria da Penha Moreira Gonçalves, pela atenção, disponibilidade e ensinamentos ao longo da minha formação.

A todos do Laboratório de Química do Solo da UFRPE, especialmente a Paulo Dias que com generosidade e prestatividade me guiou em todo o processo para a realização das análises.

Ao Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental (NEMA) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) pelo financiamento e suporte concedido para a realização desta pesquisa.

A toda equipe do NEMA, em especial à Dra. Daniela Cristine Mascia Vieira, ao identificador florestal Gilvado e aos motoristas Erisvaldo e Denilton por todo o suporte na realização das coletas em campo.

A todos os professores do curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), em especial à professora Dra. Juliana Lorensi do Canto, ao professor Dr. José Augusto da Silva Santana e ao professor Dr. Malcon do Prado Costa, pela dedicação e generosidade ao longo da graduação. O conhecimento e a orientação que recebi foram fundamentais para minha formação e para o despertar do interesse pela pesquisa.

Finalizo este ciclo com o coração cheio de gratidão por cada encontro, ensinamento, apoio e desafio. Sigo com a certeza de que partilhar a caminhada torna tudo mais leve, significativo e transformador. A todas as pessoas que caminharam comigo deixo o meu mais sincero agradecimento.

*É preciso informar;
Que a caatinga
Temos que preservar;
Não é necessário ser doutor,
Cantor, poeta ou pintor,
Basta apenas observar
Que nesta biodiversidade,
Cada vegetação, cada animal,
Tem o seu valor.
Deixe livre a seriema, o papagaio,
O periquito e a sabiá,
Deixe livre a ema, o tatu-bola, o tamanduá.
Há tantas belezas, como a flor do mandacaru,
O pôr-do-sol e o luar;
Quantos sabores inesquecíveis
Como o fruto da palma,
O umbu e o juá.
E por vasta riqueza,
Vamos preservar?
Vamos caatingar?
Caatingar é um verbo que acabei de inventar.*

Leidinar Oliveira (Curaçá-BA)

ALMEIDA, DÉBORA DE MELO ALMEIDA. **Biomassa e estoque de carbono na Caatinga: cienciometria e potencial de acúmulo em núcleos de aceleração da regeneração natural para a restauração de áreas degradadas.** 2025. Orientador: Fernando José Freire. Coorientador: Renato Garcia Rodrigues.

RESUMO

A Caatinga é um dos biomas menos estudados em termos de restauração ecológica. A intensa transformação da vegetação nativa, a extensa degradação de áreas e as condições climáticas severas representam um grande desafio para a restauração de diferentes componentes do ecossistema nesse bioma. Técnicas de restauração baseadas na ideia de nucleação têm sido utilizadas para enfrentar esse desafio. No entanto, são escassos os estudos que buscam compreender os efeitos do plantio de mudas em núcleos de alta diversidade sobre a produção de biomassa e o acúmulo de carbono (C). Este estudo busca responder as seguintes questões científicas: i) como variam os teores de C entre folhas e caule das espécies nativas da Caatinga e quais implicações essas diferenças trazem para a estimativa dos estoques de C da biomassa? ii) o plantio de mudas em núcleos de alta diversidade contribui para o aumento dos estoques de C e da atividade biológica do solo em curto prazo? Os objetivos do estudo foram: i) realizar análise cienciométrica e do estado da arte da produção científica sobre biomassa e estoques de C na Caatinga; ii) quantificar os teores e estoques de C de espécies nativas da Caatinga implantadas em núcleos de alta diversidade; e iii) avaliar a dinâmica do C e da atividade biológica do solo em núcleos de alta diversidade. A análise cienciométrica e do estado da arte foi realizada com base em artigos indexados na base de dados *Scopus* até o ano de 2023. Foram selecionados artigos de pesquisa realizados na Caatinga sobre biomassa e/ou estoque de C na vegetação e no solo. Para a avaliação da produção de biomassa e dos estoques de C foram selecionadas cinco áreas: Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) e áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI). Os estoques de C das folhas, caule e parte área total foram determinados para cada espécie e área de estudo. Amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm. Foram determinados os teores e estoques do carbono orgânico total (COT) e das frações húmicas (ácidos fúlvicos, húmicos e húmina). Para a análise cienciométrica e do estado da arte 123 publicações atenderam aos critérios de inclusão. O primeiro artigo foi publicado em 1987, com crescimento gradual a partir de 2007 e acentuado entre 2018 e 2023. Quinze autores concentraram 89,43% da produção, indicando estrutura bem definida de redes de colaboração. Predominaram pesquisas em áreas conservadas, em regeneração natural e em sistemas agrícolas e pecuários. Áreas sob manejo florestal, com sistemas agroflorestais ou plantios florestais, áreas restauradas e degradadas permanecem subexploradas. A maioria dos estudos abordou a biomassa de forma isolada, seguida pela abordagem integrada entre biomassa e solo e por avaliações isoladas do C no solo. O avanço do conhecimento científico depende da ampliação das investigações em áreas pouco exploradas e do desenvolvimento de metodologias adaptadas à diversidade de condições climáticas, edáficas e formas de vida presentes na Caatinga. Os teores de C variaram de 359,11 a 428,79 g kg⁻¹ nas folhas e de 357,86 a 449,41 g kg⁻¹ nos caules das espécies pioneiras. Para as espécies secundárias os teores de C variaram de 387,63 a 442,13 g kg⁻¹ nas folhas e de 423,99 a 455,93 g kg⁻¹ no caule. O ERI apresentou a maior produção de biomassa e estoque de C, seguido pelo NARN-S, ERII e NARN-P. As espécies que mais contribuíram para o acúmulo de C foram *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium*, *C. heliotropiifolius*, *J. mollissima*, *X. gounellei*, *C. jamacaru*, *T. aurea* e *M. carthagenensis*. Os núcleos de aceleração da regeneração natural demonstraram potencial para promover acúmulo de biomassa e C no curto prazo. Os teores e estoques de COT e das frações húmicas foram mais elevados no ERI. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentam teores e estoques de COT

semelhantes ou apenas ligeiramente superiores aos da ADSI. Os estoques de C das frações húmicas do solo seguiram o padrão C-HUM (humina) > C-AH (ácidos húmicos) > C-AF (ácidos fúlvicos). Em curto prazo os NARN-P e NARN-S ainda não promovem mudanças significativas nos estoques de COT e das frações húmicas. A diversidade funcional das espécies e o tempo influenciam diretamente no acúmulo de C em ambientes semiáridos como a Caatinga.

Palavras-chave: semiárido brasileiro; uso e cobertura do solo; áreas degradadas; nucleação

ALMEIDA, DÉBORA DE MELO ALMEIDA. **Biomass and carbon stock in the Caatinga: scientometric analysis and accumulation potential in natural regeneration acceleration nuclei for the restoration of degraded areas.** 2025. Advisor: Fernando José Freire. Co-advisor: Renato Garcia Rodrigues.

ABSTRACT

The Caatinga is one of the least studied biomes in terms of ecological restoration. The intense transformation of native vegetation, extensive land degradation, and severe climatic conditions pose major challenges to restoring different ecosystem components in this biome. Restoration techniques based on the concept of nucleation have been used to address these challenges. However, few studies have investigated the effects of planting seedlings in high-diversity nuclei on biomass production and carbon (C) accumulation. This study seeks to answer the following scientific questions: (i) How do C contents vary between leaves and stems of native Caatinga species, and what are the implications of these differences for estimating biomass C stocks? (ii) Does planting seedlings in high-diversity nuclei contribute to increasing C stocks and soil biological activity in the short term? The objectives were: (i) to conduct a scientometric and state-of-the-art analysis of scientific production on biomass and C stocks in the Caatinga; (ii) to quantify C contents and stocks of native species established in high-diversity nuclei; and (iii) to evaluate soil C dynamics and biological activity in high-diversity nuclei. The scientometric and state-of-the-art analyses were based on articles indexed in the Scopus database up to 2023. Research conducted in the Caatinga on biomass and/or C stocks in vegetation and soil were selected. To assess biomass production and C stocks, five areas were selected: Caatinga in advanced (ERI) and intermediate (ERII) stages of regeneration; natural regeneration acceleration nuclei with pioneer (NARN-P) and secondary (NARN-S) species; and degraded areas without intervention (ADSI). C stocks in leaves, stems, and total aboveground biomass were determined for each species and study area. Soil samples were collected from 0-5 cm and 5-10 cm depths. Total organic carbon (TOC) and humic fractions (fulvic acids, humic acids, and humin) were quantified. A total of 123 publications met the inclusion criteria. The first article was published in 1987, with gradual growth from 2007 and a sharp increase between 2018 and 2023. Fifteen authors accounted for 89.43% of the total production, indicating a well-defined collaboration network. Most studies were conducted in conserved areas, natural regeneration sites, and agricultural or livestock systems. Managed forest areas, agroforestry systems, forest plantations, and degraded or restored areas remain underexplored. Most studies addressed biomass in isolation, followed by integrated analyses of biomass and soil, and by isolated assessments of soil C. Scientific advancement depends on expanding investigations in underexplored areas and developing methodologies adapted to the climatic, edaphic, and biological diversity of the Caatinga. C contents ranged from 359.11 to 428.79 g kg⁻¹ in leaves and from 357.86 to 449.41 g kg⁻¹ in stems of pioneer species. For secondary species, C contents ranged from 387.63 to 442.13 g kg⁻¹ in leaves and from 423.99 to 455.93 g kg⁻¹ in stems. ERI had the highest biomass production and C stock, followed by NARN-S, ERII, and NARN-P. The species that most contributed to C accumulation were *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium*, *C. heliotropiifolius*, *J. mollissima*, *X. gounellei*, *C. jamaru*, *T. aurea*, and *M. carthagenensis*. The natural regeneration acceleration nuclei showed potential to promote short-term biomass and C accumulation. TOC and humic fraction contents and stocks were highest in ERI. NARN-P and NARN-S showed TOC values similar to or only slightly higher than ADSI. Soil humic fraction C stocks followed the pattern C-HUM (humin) > C-HA (humic acids) > C-FA (fulvic acids). In the short term, NARN-P and NARN-S do not yet produce significant changes in TOC and humic fraction stocks. Functional diversity and time directly influence C accumulation in semiarid environments such as the Caatinga.

Keywords: Brazilian semiarid; land use and land cover; degraded areas; nucleation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	21
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	24
2.1 A Caatinga: características e desafios de conservação	24
2.2 Variabilidade espacial e temporal da biomassa acima do solo na Caatinga: influências climáticas, edáficas e de uso do solo	30
2.3 Dinâmica do carbono na biomassa acima do solo da Caatinga: influência da sazonalidade, estrutura vegetal e estado de conservação	32
2.4 Fatores determinantes e dinâmica dos estoques de carbono do solo na Caatinga.....	33
2.5 Carbono nas frações da matéria orgânica do solo na Caatinga	38
REFERÊNCIAS	39
CAPÍTULO I.....	56
ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E DO ESTADO DA ARTE SOBRE BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO NA CAATINGA: PANORAMA ATUAL, EVOLUÇÃO E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	56
1. INTRODUÇÃO.....	59
2. MATERIAL E MÉTODOS	61
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
4. CONCLUSÃO.....	86
REFERÊNCIAS	87
CAPÍTULO II.....	103
POTENCIAL DE ESPÉCIES DA CAATINGA PARA ACÚMULO DE BIOMASSA E CARBONO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL	103
1. INTRODUÇÃO.....	106
2. MATERIAL E MÉTODOS	108
2.1 Área de estudo	108
2.2 Desenho experimental	113
2.3 Coleta de dados.....	115
2.3.1 Biomassa acima do solo	116
2.3.2 Teor e estoque de carbono na biomassa acima do solo	116
2.4 Análise de dados.....	117
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	118
3.1 Composição florística.....	118
3.2 Biomassa acima do solo	122
3.3 Teores de carbono	128

3.4	Teor de carbono: folhas vs. caule	135
3.5	Teor de carbono: espécies pioneiras vs. espécies secundárias.....	136
3.6	Estoques de carbono	138
4.	CONCLUSÃO.....	143
	REFERÊNCIAS	144
	CAPÍTULO III	150
	DINÂMICA DO CARBONO E DA ATIVIDADE BIOLÓGICA DO SOLO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO NA CAATINGA	150
1.	INTRODUÇÃO.....	153
2.	MATERIAL E MÉTODOS	155
2.1	Área de estudo	155
2.2	Desenho experimental	160
2.3	Coleta de dados.....	164
2.3.1	Teor de carbono orgânico total e das frações húmicas	164
2.3.2	Atividade biológica.....	165
2.3.3	Estoque de carbono orgânico total e das frações húmicas.....	166
2.4	Análises dos dados.....	167
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	168
3.1	Teores de carbono orgânico total e das frações húmicas	168
3.2	Indicadores de atividade biológica do solo.....	183
3.3	Análise multivariada aplicada aos indicadores de qualidade do solo.....	192
3.4	Estoques de carbono orgânico total e das frações húmicas	199
4.	CONCLUSÃO.....	211
	REFERÊNCIAS	212
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	219

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Evolução temporal do número de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga entre 1987 e 2023.	63
Figura 2. Principais autores de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	65
Figura 3. Distribuição temporal do número de publicações e citações dos principais autores sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	66
Figura 4. Rede de colaboração entre os autores de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	67
Figura 5. Principais instituições de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	68
Figura 6. Principais periódicos com publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	69
Figura 7. Principais palavras-chave em publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	70
Figura 8. Rede de coocorrência das principais palavras-chave em publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (A). Rede temporal de coocorrência das principais palavras-chave em publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (B).	71
Figura 9. (A) Distribuição dos biomas brasileiros. (B) Distribuição espacial das publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	73
Figura 10. Principais tipos de uso e cobertura da terra associados às publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	74
Figura 11. Componentes avaliados nas publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.	76
Figura 12. Período de avaliação da biomassa e do estoque de carbono em estudos na Caatinga.	77
Figura 13. Frações de biomassa avaliadas nas publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (A). Estoque de carbono nas frações de biomassa avaliadas nas publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (B).	79
Figura 14. Métodos utilizados para determinação da biomassa na Caatinga.	80
Figura 15. Equações utilizadas para determinação da biomassa na Caatinga.	81
Figura 16. Métodos utilizados para a determinação do estoque de carbono na biomassa na Caatinga.	83
Figura 17. Métodos utilizados para a determinação do carbono no solo na Caatinga.	85
Figura 18. Profundidades de solo avaliadas para a determinação do estoque de carbono na Caatinga.	85

CAPÍTULO II

Figura 1. Localização dos eixos Leste e Norte no contexto do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional.	108
Figura 2. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies pioneiras em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	110
Figura 3. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies secundárias iniciais e tardias em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	112
Figura 4. Localização geográfica das áreas de estudo na porção do eixo Norte do PISF, em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	113
Figura 5. Caatinga em estágios avançado (A) e intermediário (B) de regeneração em Cabrobó e Salgueiro, Pernambuco, Brasil.	115
Figura 6. Ordenação NMDS da composição florística das áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário de regeneração natural (ERII) e dos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	121
Figura 7. Biomassa dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total das espécies regenerantes nas áreas de Caatinga em estágio avançado (A) e intermediário (B) de regeneração em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	123
Figura 8. Biomassa dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total das espécies plantadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (NARN-S) (B) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	124
Figura 9. Biomassa dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	126
Figura 10. Biomassa média dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. As análises de variância indicaram ausência de diferenças significativas entre as áreas para todos os compartimentos avaliados ($p > 0,05$).	128
Figura 11. Teor de carbono nas folhas das diferentes espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (B). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).	129
Figura 12. Teor de carbono no caule das diferentes espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).	131
Figura 13. Teor de carbono nas folhas e no caule das espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias	

(NARN-S) (B). Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre os compartimentos ($p < 0,05$; teste t).....	136
Figura 13. Teor de carbono nas folhas (A) e no caule (B) das espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S). Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre os compartimentos ($p < 0,05$; teste t).	137
Figura 14. Estoques de carbono por espécie nos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágios avançado (A) e intermediário (B) de regeneração em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).	139
Figura 15. Estoques de carbono por espécie nos compartimentos folhas, caule e parte área total nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (NARN-S) (B) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).....	140
Figura 16. Estoques de carbono nos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó e Salgueiro, Pernambuco, Brasil.	141
Figura 17. Estoques de carbono médios dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).	142

CAPÍTULO III

Figura 1. Localização dos eixos Leste e Norte no contexto do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional.	155
Figura 2. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies pioneiras em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	157
Figura 3. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies secundárias iniciais e tardias em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	159
Figura 4. Localização geográfica das áreas de estudo na porção do eixo Norte do PISF, em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	160
Figura 5. Mapa de solos na porção do eixo Norte do PISF em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	161
Figura 6. Caatinga em estágios avançado (A) e intermediário (B) de regeneração e área degradada sem qualquer intervenção (C) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	163
Figura 7. Teores de carbono orgânico total nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas	

sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey)..... 169

Figura 8. Carbono da fração ácidos fúlvicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

172

Figura 9. Carbono da fração ácidos húmicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

175

Figura 10. Carbono da fração humina nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas (A) e na interação área x período (B) ($p < 0,05$; teste de Tukey). 177

Figura 11. Carbono das substâncias húmicas nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey)..... 181

Figura 12. Carbono da biomassa microbiana nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey). 184

Figura 13. Respiração basal do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. A análise de variância indicou ausência de diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$). 187

Figura 14. Quociente metabólico nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em

Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas para a interação área x período ($p < 0,05$; teste de Tukey).....	189
Figura 15. Quociente microbiano nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas iguais indicam ausência de diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey) (A). A análise de variância indicou ausência de diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$) (B).	191
Figura 16. Dendrograma de similaridade entre ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período seco.	192
Figura 17. Biplot da ACP representando a distribuição das áreas (ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período seco.	195
Figura 18. Dendrograma de similaridade entre ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período chuvoso.	196
Figura 19. Biplot da ACP representando a distribuição das áreas (ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período chuvoso.	198
Figura 20. Estoques de carbono orgânico total nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).....	201
Figura 21. Estoques de carbono na fração ácidos fúlvicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).....	203
Figura 22. Estoques de carbono na fração ácidos húmicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).....	205
Figura 23. Estoques de carbono na fração humina nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco,	

Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).....207

Figura 24. Estoques de carbono das substâncias húmicas nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).....210

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Fatores de conversão utilizados para a determinação do estoque de carbono em diferentes frações da biomassa na Caatinga.	84
---	----

CAPÍTULO II

Tabela 1. Equações alométricas para estimar a biomassa de espécies da Caatinga com base no diâmetro do caule ao nível do solo (DNS).	116
Tabela 2. Relação das espécies registradas nas áreas de Caatinga (ERI e ERII) e nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S).	119
Tabela 3. Diferença percentual entre o teor médio de carbono observado e o valor padrão do IPCC (470 g kg^{-1}) nas folhas e no caule das espécies pioneiras da Caatinga.	133
Tabela 4. Diferença percentual entre o teor médio de carbono observado e o valor padrão do IPCC (470 g kg^{-1}) nas folhas e no caule das espécies secundárias iniciais e tardias da Caatinga.	134

CAPÍTULO III

Tabela 1. Análise de variância dos teores de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 0-5 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	168
Tabela 2. Análise de variância dos teores de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 5-10 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	170
Tabela 3. Análise de variância da atividade biológica do solo na camada de 0-5 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	183
Tabela 4. Análise de variância da atividade biológica do solo na camada de 5-10 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.	185

Tabela 5. Coeficientes de correlação, autovalores, variância explicada e acumulada dos dois primeiros eixos da ACP para as camadas de 0-5 cm e 5-10 cm do solo no período seco.	194
Tabela 6. Coeficientes de correlação, autovalores, variância explicada e acumulada dos dois primeiros eixos da ACP para as camadas de 0-5 cm e 5-10 cm do solo no período chuvoso.	197
Tabela 7. Análise de variância dos estoques de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 0-5 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.....	200
Tabela 8. Análise de variância dos estoques de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 5-10 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.....	200

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Caatinga, principal bioma da região nordeste do Brasil, abriga a maior área contínua de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) da América do Sul (Moro *et al.*, 2016). No entanto, a cobertura vegetal nativa foi drasticamente reduzida para cerca de 11%, dos quais apenas 4% representam cobertura florestal, com avanço significativo da vegetação arbustiva sobre as florestas mais densas (Araujo *et al.*, 2023). Como resultado, grande parte da vegetação está mais aberta e baixa, com áreas em avançado estágio de degradação, caracterizadas por arbustos dispersos e extensos trechos de solo exposto (Sampaio, 2010; Albuquerque *et al.*, 2012; Antongiovanni *et al.*, 2020).

Entre as principais causas da degradação destacam-se a conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas ou pastagens, a prática de agricultura itinerante, a exploração desordenada dos recursos florestais e as obras de infraestrutura (Socolowski *et al.*, 2021; Nascimento *et al.*, 2022; Lopes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024b). Essas práticas comprometem a manutenção do equilíbrio ecológico, a preservação da biodiversidade e resultam em significativa diminuição dos estoques de carbono (C) da vegetação e do solo (Giongo *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2019b; Menezes *et al.*, 2021).

Esse cenário se agrava diante da elevada vulnerabilidade da Caatinga às mudanças climáticas (Seddon *et al.*, 2016), que incluem aumento da temperatura, redução da precipitação e intensificação da aridez (Fernandes *et al.*, 2023a; Lima *et al.*, 2023b; Paula *et al.*, 2023). A pressão antrópica aumenta a suscetibilidade da Caatinga a esses eventos climáticos extremos e ao processo de desertificação, afetando diretamente a regeneração natural, a capacidade produtiva e a funcionalidade do ecossistema (Oliveira *et al.*, 2021b; Macedo *et al.*, 2023; Oliveira Filho, 2024). Althoff *et al.* (2016) destacam que, se as condições climáticas se modificarem de acordo com as projeções, a biomassa da vegetação nativa da Caatinga e os estoques de C do solo tenderão a diminuir ao longo deste século, mesmo na ausência de desmatamento.

Diante desse contexto, a restauração florestal tem sido reconhecida como estratégia global para mitigar a perda de biodiversidade e os impactos das mudanças climáticas (Strassburg *et al.*, 2020; Gardon *et al.*, 2020). No Brasil, a implementação de ações de restauração em todos os biomas poderia remover de 3,9 a 9,8 Pg C (petagrama= 10^{15} g) da atmosfera até 2050-2080 (Barros *et al.*, 2023). Essa contribuição é fundamental para o cumprimento das metas estabelecidas em acordos nacionais e internacionais, como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Brasil, 2024), as Estratégias de Conservação,

Restauração e Manejo para a Biodiversidade da Caatinga, Pampa e Pantanal (GEF Terrestre) (Brasil, 2018), as Metas de Aichi (CBD, 2010), o Desafio de Bonn (IUCN, 2011), o Acordo de Paris (UNFCCC, 2015), os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2015) e a Década das Nações Unidas sobre Restauração de Ecossistemas (UN, 2020).

No entanto, a Caatinga permanece entre os biomas menos estudados em termos de restauração, o que ressalta a necessidade urgente de realizar pesquisas adicionais para preencher lacunas de conhecimento (Guerra *et al.*, 2020; Jakovac *et al.*, 2023). A transformação significativa da vegetação nativa, a extensa degradação de áreas e as condições climáticas severas representam um grande desafio para a restauração de diferentes componentes do ecossistema nesse bioma (Vieira; Araújo; Zandavalli, 2013; Hulvey *et al.*, 2017).

O desafio de restaurar áreas de Caatinga impactadas pelo Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional (PISF), considerada a maior obra de infraestrutura hídrica do Brasil, impulsionou o desenvolvimento de técnicas de restauração baseadas na ideia de nucleação (Socolowski *et al.*, 2021). Essas técnicas visam estabelecer pequenos núcleos de vegetação em áreas degradadas, com o objetivo de criar micro-habitats e promover a regeneração natural da vegetação de forma acelerada e eficaz (Boanares; Azevedo, 2014; Piaia *et al.*, 2020). As técnicas de nucleação para a restauração incluem a transposição de solo, semeadura direta, instalação de poleiros artificiais, transposição de galharia e o plantio de mudas em núcleos de alta diversidade (Reis *et al.*, 2003).

O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade envolve a utilização de diferentes espécies com o intuito de atrair polinizadores, dispersores, predadores e decompositores (Boanares; Azevedo, 2014), buscando estabelecer uma comunidade vegetal robusta e funcional. Essa técnica visa restaurar a cobertura vegetal, promover a biodiversidade e a resiliência ecossistêmica. Os princípios da restauração ativa e da sucessão natural são empregados para acelerar a regeneração da vegetação, permitindo que os processos de recuperação ocorram de forma semelhante aos padrões naturais (Corbin; Holl, 2012; Reis *et al.*, 2014).

As mudanças no ecossistema decorrentes do plantio de mudas em núcleos de alta diversidade podem ser avaliadas a partir de diferentes indicadores ecológicos. Na Caatinga, destacam-se como principais indicadores para monitorar a trajetória da restauração a riqueza e diversidade de espécies, a estrutura da vegetação e a presença de regeneração natural. Por outro lado, ainda são escassos os estudos que avaliam de forma integrada o acúmulo de C na biomassa e no solo em áreas em processo de restauração.

Para a estimativa do C acumulado na biomassa das espécies da Caatinga utilizadas em ações de restauração, o emprego do valor fixo de 47% de C, recomendado pelo IPCC (2007) para florestas tropicais, pode resultar na subestimação ou superestimação dos estoques de C (Thomas e Martin, 2012; Ma *et al.*, 2018), porque desconsidera as diferenças entre espécies e compartimentos da planta. Estudos pioneiros demonstram que os teores de C em folhas e caules variam entre espécies nativas da Caatinga (Vieira *et al.*, 2009; Althoff *et al.*, 2018b; Lana *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022).

No entanto, as informações disponíveis ainda são restritas a um número limitado de espécies, o que reforça a necessidade de organizar um banco de dados abrangente, contemplando os teores específicos de C por espécie e compartimento. Essa abordagem permite estimativas mais confiáveis dos estoques de C da biomassa e orienta a seleção de espécies com maior potencial de sequestro de C em ações de restauração. Além disso, fornece subsídios estratégicos para fortalecer políticas de mitigação das mudanças climáticas e compreender o papel da Caatinga no ciclo global do C.

O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade também tem demonstrado potencial para aumentar os estoques de C no solo (Raiesi, 2021). O componente florestal influencia diretamente o microclima, propiciando temperaturas mais amenas, aumento da umidade e intensificação da atividade microbiana do solo, favorecendo a incorporação e estabilização da matéria orgânica ao longo do tempo (Araújo Filho *et al.*, 2018; Tonucci *et al.*, 2023). A diversidade de espécies também se destaca como fator determinante para o acúmulo de C no solo, uma vez que a complexidade da composição vegetal impulsiona ganhos qualitativos e quantitativos na matéria orgânica (Schulz *et al.*, 2016; Wallwork *et al.*, 2022; Tonucci *et al.*, 2023).

No entanto, a disponibilidade de dados confiáveis sobre os efeitos da restauração no sequestro de C ainda é limitada (Wheeler *et al.*, 2016; Sullivan *et al.*, 2017). Compreender os impactos do plantio de mudas em núcleos de alta diversidade no acúmulo de C representa um desafio devido à complexidade do processo. Jakovac *et al.* (2023) destacam que a recuperação dos estoques de C da vegetação e do solo segue padrões semelhantes, havendo menor variabilidade nos estoques de C do solo em comparação com os estoques de C da vegetação em diferentes locais. O monitoramento contínuo e a pesquisa científica são fundamentais para avaliar se os ecossistemas florestais em processo de restauração estão progredindo de acordo com as metas estabelecidas (Holl, 2017).

O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade surge como uma estratégia promissora para acelerar o processo de regeneração natural e aumentar os estoques de C da vegetação e do solo na Caatinga. Para isso, é fundamental conhecer o potencial de cada espécie em absorver e armazenar C, bem como a influência dos diferentes grupos de espécies no acúmulo de C no solo. Essa abordagem busca assegurar que as áreas em processo de restauração estão contribuindo efetivamente para o armazenamento de C e preservação da Caatinga. Além disso, possibilita uma compreensão mais abrangente dos impactos do plantio de mudas em núcleos de alta diversidade no sequestro de C em regiões áridas e semiáridas, fornecendo base técnica para subsidiar futuros projetos de restauração.

Com base no exposto, este estudo busca responder às seguintes questões científicas: i) Como variam os teores de C entre folhas e caule das espécies nativas da Caatinga e quais implicações essas diferenças trazem para a estimativa dos estoques de C da biomassa? ii) O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade contribui para o aumento dos estoques de C e da atividade biológica do solo em curto prazo? Os objetivos do estudo foram: i) Realizar análise cienciométrica e do estado da arte da produção científica sobre biomassa e estoques de C na Caatinga; ii) Quantificar os teores e estoques de C de espécies nativas da Caatinga implantadas em núcleos de alta diversidade; e iii) Avaliar a dinâmica do C e da atividade biológica do solo em núcleos de alta diversidade.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A Caatinga: características e desafios de conservação

A região semiárida do Brasil ocupa cerca de 11,53% do território nacional, equivalente a 969.589,4 km² (Borges *et al.*, 2024). Nessa região, predomina o bioma Caatinga, que se estende por 844.453 km², representando aproximadamente 76% do semiárido brasileiro (Macêdo *et al.*, 2024; Tomaz *et al.*, 2024; Borges *et al.*, 2024). A Caatinga está integralmente contida no Brasil e abriga a maior área contínua de FTSS da América do Sul (Moro *et al.*, 2016; Vanderlei *et al.*, 2024).

O termo "Caatinga", que significa "floresta esbranquiçada" em Tupi, refere-se ao aspecto da vegetação durante o período seco (Fernandes; Cardoso; Queiroz, 2020; Lima *et al.*, 2024). Com o fim do período chuvoso, as folhas das árvores e arbustos caem, e apenas os troncos brancos e brilhantes permanecem na paisagem seca (Albuquerque *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2023b; Lambais *et al.*, 2024). A queda das folhas da maioria das espécies durante o período seco está entre as características mais marcantes dessa vegetação (Santos *et al.*, 2023b).

A vegetação da Caatinga desenvolveu diversas adaptações para sobreviver às condições climáticas adversas da região, que incluem altas temperaturas, intensa radiação ultravioleta, elevadas taxas de evapotranspiração e baixa umidade (Silva *et al.*, 2023; Lima *et al.*, 2024; Tomaz *et al.*, 2024). A precipitação é escassa, irregular e sazonal, concentrando-se em três a quatro meses e raramente ultrapassa 800 mm anuais, com alta variabilidade espacial e temporal (Nascimento *et al.*, 2022; Medeiros *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024).

Para minimizar a perda de água por transpiração durante o período seco, a vegetação apresenta adaptações como folhas pequenas, acúleos, espinhos, suculência, senescência foliar e fechamento dos estômatos (Rodal; Sampaio, 2002; Borges *et al.*, 2024; Fernandes *et al.*, 2023a; Oliveira *et al.*, 2023b; Mendes *et al.*, 2023). A senescência foliar contribui significativamente para a sobrevivência das espécies, permitindo a conservação de energia, maior eficiência no uso da água e a manutenção da produção de biomassa (Carvalho *et al.*, 2023; Lambais *et al.*, 2024). Além disso, o fechamento dos estômatos, em resposta à baixa disponibilidade hídrica, reduz efetivamente a transpiração, restringindo a perda de água para a atmosfera (Silva *et al.*, 2021; Mendes *et al.*, 2023).

Essas adaptações de tolerância à seca, somadas à redução da evaporação no período seco em função da menor disponibilidade de água no solo (Oliveira *et al.*, 2023b), influenciam diretamente na evapotranspiração. Esse processo tende a ser mais elevado durante o período chuvoso em comparação com o período seco, uma vez que quanto maior a quantidade de água disponível, maior a umidade na atmosfera e, conseqüentemente, maior a taxa de evapotranspiração (Oliveira *et al.*, 2021b; Fernandes *et al.*, 2023a).

A disponibilidade de água também influencia amplamente a dinâmica do balanço de C na Caatinga (Mendes *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2021b; Costa *et al.*, 2022; Borges *et al.*, 2024). A produção primária bruta, o fluxo líquido de C e a respiração do ecossistema estão diretamente relacionados à precipitação, sendo observada redução da liberação de CO₂ nos anos com alta precipitação, enquanto os picos de captura de C e a respiração do ecossistema diminuem em anos com baixa precipitação. Esses padrões indicam que mesmo em anos de seca extrema a Caatinga continua a atuar como sumidouro de CO₂ (Mendes *et al.*, 2023).

No período chuvoso, a produção primária bruta excede a respiração do ecossistema e a Caatinga atua como sumidouro de C. Durante o período seco, a redução da produção primária é compensada pelas taxas mais baixas de respiração do ecossistema, fazendo com que a Caatinga continue a atuar como sumidouro de C mesmo sob condições climáticas extremas. O

sequestro de C é máximo nos meses úmidos e mínimo nos meses secos, devido à limitada disponibilidade de água no solo (Mendes *et al.*, 2020).

A média anual de respiração do ecossistema na Caatinga é de aproximadamente 13 g C m⁻² dia⁻¹, com valores diários superiores a 30 g m⁻² dia⁻¹ durante a estação chuvosa, diminuindo com a redução da disponibilidade de água, que restringe a atividade biológica das plantas e dos microrganismos do solo (Borges *et al.*, 2024). Assim, a Caatinga apresenta maior assimilação de C no período chuvoso em comparação ao seco, mas apesar de diminuir nos meses mais secos do ano, continua atuando como sumidouro de C, podendo absorver até 2 g C m⁻² dia⁻¹ (Fernandes *et al.*, 2023a). Desta forma, nos períodos seco e chuvoso, a Caatinga sequestra em média 4,44 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Carvalho *et al.*, 2023). Logo, a precipitação é um fator chave na sua capacidade de sequestrar C (Costa *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2023b).

A Caatinga abriga um rico mosaico de espécies vegetais xerofíticas e endêmicas, com composição florística que inclui árvores, arbustos, cactos, bromélias e plantas herbáceas anuais (Santos *et al.*, 2023a; Tonucci *et al.*, 2023; Lima *et al.*, 2024; Macêdo *et al.*, 2024). Entre os núcleos de FTSS, destaca-se pela elevada riqueza florística e elevado grau de endemismo (Costa *et al.*, 2015; Queiroz *et al.*, 2017), com registro de pelo menos 3.347 espécies com flores, das quais 526 são endêmicas, representando 15,7% da diversidade total (Fernandes; Cardoso; Queiroz *et al.*, 2020). Apesar dessa expressiva biodiversidade, apenas 7,96% da área da Caatinga encontra-se legalmente protegida e somente 1,3% em categorias de proteção integral, que oferecem maior salvaguarda legal (Teixeira *et al.*, 2021).

O padrão típico da Caatinga era uma vegetação relativamente densa, com árvores e arbustos formando um dossel baixo e contínuo (Maia, 2004). No entanto, grande parte dessa vegetação está mais aberta e baixa, com áreas em avançado estágio de degradação, caracterizadas por arbustos dispersos e extensos trechos de solo exposto (Sampaio, 2010; Albuquerque *et al.*, 2012; Antongiovanni *et al.*, 2020). Araujo *et al.* (2023) destacam que a cobertura vegetal nativa foi severamente reduzida para cerca de 11%, dos quais apenas 4% representam cobertura florestal, sendo observado avanço significativo da vegetação arbustiva sobre as florestas mais densas.

A expressiva redução e alteração da vegetação são consequências diretas dos distúrbios antropogênicos que ocorrem desde a chegada dos colonizadores europeus ao Brasil (Lourenço *et al.*, 2022; Macêdo *et al.*, 2024). Atualmente, a Caatinga abriga uma população de 27 milhões de pessoas, com densidade populacional média de cerca de 25 habitantes por quilômetro quadrado (Althoff *et al.*, 2018a; Fernandes *et al.*, 2023b; Lopes *et al.*, 2023; Primo *et al.*, 2023).

Essa elevada densidade demográfica intensifica a pressão sobre os recursos naturais, especialmente considerando que grande parte da população local depende diretamente desses recursos para sua subsistência (Oliveira Filho, 2024).

Ao longo dos séculos, o uso intensivo da terra nessa região provocou alterações substanciais na cobertura vegetal, sobretudo pela conversão da vegetação nativa em áreas destinadas à agricultura, pastagens e mineração, bem como pela prática da agricultura itinerante e exploração desordenada dos recursos florestais (Nascimento *et al.*, 2022; Lopes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024b). De modo geral, essas atividades são realizadas de maneira insustentável, incluindo remoção da madeira, queima de resíduos, extração de tocos e o cultivo de culturas como feijão, milho e macaxeira, além da criação extensiva de gado, cabras e ovelhas (Oliveira *et al.*, 2023a; Primo *et al.*, 2023; Lima *et al.*, 2024).

As FTSS foram amplamente convertidas em mosaicos sucessionais de vegetação devido à combinação de agricultura de corte e queima e exploração florestal (Kulka *et al.*, 2024). Na Caatinga, essa dinâmica resultou na formação de pequenos fragmentos florestais em diferentes estágios de regeneração, localizados próximos a áreas mais preservadas, que são protegidas pelo Código Florestal (Lei 12.651/2012), o qual restringe o desmatamento em 20% da área das propriedades privadas (Oliveira *et al.*, 2023a). Dessa maneira, a paisagem atual da Caatinga é composta por mosaicos com diferentes estágios de regeneração, reflexo direto da exploração florestal histórica e da conversão do uso do solo para atividades agropecuárias (Althoff *et al.*, 2018a; Santos *et al.*, 2024b).

Como consequência, extensas áreas de solo ficam expostas devido à limitada ou ausente cobertura vegetal, oferecendo pouca proteção à superfície do solo. Na Caatinga, a degradação do solo é frequentemente desencadeada pela remoção da vegetação nativa (Rezende *et al.*, 2022). Além disso, os solos são predominantemente menos profundos ou rasos e com baixa capacidade de retenção de água (Galindo *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2023). Assim, a cobertura vegetal escassa, somada às características do solo e às chuvas intensas e de curta duração, tornam o solo altamente suscetível à degradação (Barbosa Neto *et al.*, 2020; Pinheiro Junior *et al.*, 2022; Lins *et al.*, 2023).

A exposição do solo cria condições ideais para o aumento da erosão, resultando na perda da camada superficial, compactação e redução da disponibilidade de nutrientes (Santos *et al.*, 2020; Macedo *et al.*, 2023; Maciel *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024b). Com o solo exposto, a aridez e a seca aumentam, comprometendo sua capacidade produtiva e aumentando o risco de desertificação (Lucena; Wanderley; Nóbrega, 2016; Jesus *et al.*, 2023; Lima *et al.*, 2024).

Além disso, a remoção ou perturbação da cobertura vegetal desencadeia a liberação de C do solo para a atmosfera (Rezende *et al.*, 2022; Lourenço *et al.*, 2022), uma vez que o armazenamento de C depende do equilíbrio entre a entrada e a saída de matéria orgânica (Gava *et al.*, 2021; Maciel *et al.*, 2024). Com a escassa cobertura vegetal, há uma redução na deposição de resíduos orgânicos e aumento da temperatura da superfície do solo (Tomaz *et al.*, 2024), favorecendo a oxidação da matéria orgânica e resultando em perdas significativas de C (Medeiros; Cesário; Maia, 2023).

Nesse contexto, áreas de Caatinga esparsa apresentam maior temperatura do solo e maiores taxas de evapotranspiração em comparação àquelas com vegetação mais densa. Embora ambas atuem como sumidouros de C, a Caatinga densa absorve até 2,5 vezes mais C do que a esparsa, reforçando que a remoção ou perturbação da cobertura vegetal reduz a fixação de C atmosférico e afeta os fluxos evaporativos (Oliveira *et al.*, 2021).

A remoção ou perturbação da cobertura vegetal também compromete a estabilidade da atividade microbiana ao longo do tempo, levando ao consumo do C armazenado até que essa atividade se torne limitada (Araújo *et al.*, 2013; Araújo Filho *et al.*, 2018; Raiesi, 2021; Lourenço *et al.*, 2022; Primo *et al.*, 2023). Em análise da comunidade microbiana do solo na Caatinga, Pereira *et al.* (2022) identificaram que o metabolismo microbiano predominante foi o quimioheterotrófico, no qual os microrganismos utilizam compostos orgânicos como fonte de energia para manter sua atividade metabólica e crescimento.

Como consequência, ocorre uma contínua liberação de C do solo para a atmosfera até que esses valores se aproximem de zero (Lourenço *et al.*, 2022), acompanhada pela degradação das propriedades biológicas, físicas e químicas do solo. Esses fatores dificultam a regeneração da vegetação, comprometem o equilíbrio ecológico, a preservação da biodiversidade e provocam uma significativa redução dos estoques de C (Giongo *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2019b; Menezes *et al.*, 2021).

Os distúrbios antropogênicos que removem completamente a biomassa acima do solo também podem reduzir drasticamente a abundância de espécies, diminuindo a viabilidade dos brotos e eliminando as espécies que não possuem mecanismos de persistência (Silva *et al.*, 2024). Além disso, a perda de nutrientes e água na camada superficial do solo impacta negativamente a diversidade, riqueza e produtividade da Caatinga (Maciel *et al.*, 2024).

Essa situação é agravada pelo fato de a Caatinga ser um dos ecossistemas mais vulneráveis às mudanças climáticas no Brasil (Seddon *et al.*, 2016). A degradação aumenta sua suscetibilidade a eventos climáticos extremos e ao processo de desertificação, afetando

diretamente a regeneração natural da vegetação e sua capacidade produtiva (Oliveira *et al.*, 2021b; Macedo *et al.*, 2023; Oliveira Filho, 2024). As mudanças climáticas previstas para a região incluem temperaturas mais altas, menor precipitação e o aumento da aridez (Fernandes *et al.*, 2023a; Lima *et al.*, 2023b; Paula *et al.*, 2023).

Nesse contexto, a resiliência florestal e a provisão de serviços ecossistêmicos parecem ser extremamente sensíveis à exploração dos recursos florestais e ao aumento da aridez (Menezes *et al.*, 2024). Por outro lado, a demanda crescente por produtos florestais, aliada as mudanças climáticas, pode reduzir ainda mais a produtividade e a resiliência da Caatinga, resultando em taxas de recuperação mais baixas ou até mesmo à interrupção da sucessão ecológica (Kulka *et al.*, 2024). Assim, as fisionomias vegetais da Caatinga podem se tornar incompatíveis com as futuras condições climáticas, resultando na substituição da vegetação atual por uma vegetação de menor estatura e biomassa, o que refletiria o estado de equilíbrio característico de um ecossistema mais seco (Castanho *et al.*, 2020b).

O aumento da aridez na Caatinga também pode levar à diminuição da diversidade e complexidade da vegetação, com as espécies lenhosas sendo as mais afetadas devido à sua menor capacidade de adaptação às mudanças climáticas em comparação com as espécies não lenhosas (Moura *et al.*, 2023). Isso compromete os serviços ecossistêmicos relacionados à produção de biomassa e armazenamento de C. De forma geral, as mudanças climáticas podem impactar o desenvolvimento e a manutenção das florestas, colocando em risco a distribuição, persistência e diversidade das espécies (Fernandes *et al.*, 2023a). Além disso, diante das previsões de redução de precipitação em áreas do semiárido brasileiro, o processo de desertificação pode se expandir para novas regiões, resultando em florestas secas com baixa diversidade (Maciel *et al.*, 2024).

Em função disso, o planejamento da conservação em longo prazo é fundamental para a manutenção das FTSS (Moura *et al.*, 2023). Com o objetivo de restaurar áreas degradadas no semiárido brasileiro, o Governo Federal instituiu a Política Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (Brasil, 2015). Nesse contexto, as ações de restauração devem priorizar a recuperação dos solos degradados por meio do aumento da cobertura vegetal e do teor de matéria orgânica do solo (Silva *et al.*, 2024).

2.2 Variabilidade espacial e temporal da biomassa acima do solo na Caatinga: influências climáticas, edáficas e de uso do solo

A biomassa acima do solo é um importante indicador da produtividade primária líquida e da capacidade da vegetação de fornecer serviços ecossistêmicos (Souza *et al.*, 2019b; Menezes *et al.*, 2024). Na Caatinga, a biomassa acima do solo apresenta grande variação espacial e sazonal (Luz *et al.*, 2022). De acordo com Castanho *et al.* (2020a), a biomassa na Caatinga varia de 0 a 272 Mg ha⁻¹, com média de 39 Mg ha⁻¹. Em regiões mais úmidas, onde a vegetação densa predomina, os valores variam de 40 a 80 Mg ha⁻¹, enquanto nas regiões mais secas raramente ultrapassa 40 Mg ha⁻¹.

Essa variabilidade está diretamente relacionada às características climáticas e edáficas da região (Castanho *et al.*, 2020a; Maia *et al.*, 2020; Nascimento *et al.*, 2022; Kulka *et al.*, 2024). A sazonalidade da precipitação e o déficit hídrico regulam as fisionomias e a produção de biomassa na Caatinga (Castanho *et al.*, 2020b). Por esse motivo, a produção de biomassa se intensifica durante o período chuvoso (Gava *et al.*, 2021).

A macro variabilidade da biomassa na Caatinga é determinada pelo clima e está relacionada a diferentes fisionomias, que variam desde solo nu e herbáceas até florestas decíduas espinhosas, florestas secas decíduas/semidecíduas e florestas úmidas de altitude. Por outro lado, a meso variabilidade está associada ao atual uso do solo, como áreas preservadas, abandonadas, pastagens e extração seletiva de madeira, enquanto a micro variabilidade refere-se à idade do estágio de regeneração da área, que pode variar de zero até o total de anos em processo de regeneração (Castanho *et al.*, 2020a).

A interação entre a precipitação, a idade das áreas e a riqueza de espécies também influencia na variabilidade da biomassa acima do solo na Caatinga. Áreas mais antigas e com maior disponibilidade de água tendem a abrigar maior número de espécies e apresentar maior acúmulo de biomassa. Em contrapartida, áreas nos estágios iniciais de sucessão e com baixa diversidade de espécies apresentam valores de biomassa mais baixos (Souza *et al.*, 2019b).

Além da disponibilidade de água, fatores como temperatura, nutrientes, textura e fertilidade do solo são determinantes para a produção de biomassa, bem como para a riqueza e a diversidade de espécies na Caatinga (Maia *et al.*, 2020; Kulka *et al.*, 2024; Maciel *et al.*, 2024). Áreas com maior cobertura vegetal, biomassa, diversidade e riqueza florística estão associadas a solos mais estruturados, com maiores teores de argila, carbono, nitrogênio, fósforo e bases trocáveis (Maciel *et al.*, 2024). Por outro lado, a baixa produção de biomassa na Caatinga está geralmente associada à escassez de água e nutrientes (Santos *et al.*, 2024a),

sobretudo em áreas de regeneração estabelecidas sobre solos arenosos, que apresentam capacidade limitada de armazenar água e nutrientes para a produção e acumulação de biomassa (Menezes *et al.*, 2024).

Castanho *et al.* (2020b) observaram que as regiões mais secas da Caatinga, caracterizadas por baixa precipitação e alto déficit hídrico, apresentam valores de biomassa acima do solo inferiores a 40 Mg ha⁻¹, predominando na ecorregião da Depressão Sertaneja. Em contrapartida, as regiões com biomassa acima do solo superiores a 60 Mg ha⁻¹ estão localizadas nas zonas bioclimáticas mais úmidas, com maior precipitação e menor déficit hídrico. Essas regiões mais produtivas são encontradas em altitudes elevadas, como o Planalto da Borborema, o Planalto da Diamantina, o Planalto da Ibipaba e as Serras de Baturité.

Os estoques de biomassa acima do solo em áreas com formação florestal na Caatinga, especificamente na ecorregião Complexo Campo Maior, variam de 0 a 278 Mg ha⁻¹, com média de 56,44 Mg ha⁻¹ (Sousa Júnior *et al.*, 2023). Em áreas de Caatinga na Bahia, Santos *et al.* (2023a) observaram variações de 2,85 a 80,88 Mg ha⁻¹, com estoques de biomassa acima do solo inferiores a 20 Mg ha⁻¹ nas regiões com menores taxas de precipitação e temperaturas mais elevadas. No semiárido Pernambuco, os estoques de biomassa acima do solo variaram de 9,33 a 24,94 Mg ha⁻¹ (Oliveira *et al.*, 2021a). Luz *et al.* (2022), ao avaliarem a biomassa acima do solo em diferentes regiões da Caatinga, encontraram variações de 6,88 a 123,82 Mg ha⁻¹. Esses resultados refletem a forte influência das condições edafoclimáticas sobre o acúmulo de biomassa acima do solo na Caatinga.

Em relação ao estado de conservação, Souza *et al.* (2019b) relatam que as áreas de Caatinga madura apresentam o dobro de biomassa acima do solo (38,81 Mg ha⁻¹) quando comparadas as áreas em sucessão ecológica (14,68 Mg ha⁻¹). Lopes *et al.* (2023), ao avaliarem a recuperação da biomassa acima do solo em áreas de Caatinga em regeneração em General Sampaio-CE, observaram aumento gradual da biomassa de árvores e arbustos ao longo do tempo: 10,89 Mg ha⁻¹ após três anos, 16,66 Mg ha⁻¹ após cinco anos, 32,05 Mg ha⁻¹ após oito anos, 50,25 Mg ha⁻¹ após 15 anos e 67,33 Mg ha⁻¹ após 40 anos. A biomassa acumulada em 15 anos correspondeu a 76% da biomassa observada após 40 anos de regeneração. Em estudo complementar na mesma região, Lopes *et al.* (2020) encontraram valores semelhantes: 4,90 Mg ha⁻¹ após três anos, 16,11 Mg ha⁻¹ após cinco anos, 30,03 Mg ha⁻¹ após oito anos, 39,17 Mg ha⁻¹ após 11 anos, 53,80 Mg ha⁻¹ após 15 anos e 79,33 Mg ha⁻¹ após 40 anos.

Nunes *et al.* (2023), ao estudarem áreas de Caatinga em sucessão secundária no Rio Grande do Norte, encontraram biomassa média acima do solo de 30,47 Mg ha⁻¹. Os autores

relatam que mesmo 30 anos após o desmatamento, a floresta ainda estava aumentando em termos de diversidade, área basal e densidade. De acordo com Oliveira *et al.* (2023a), a Caatinga necessita de mais de 35 anos para retornar ao seu estado original, especialmente em relação à composição de espécies e biomassa. A capacidade da Caatinga de produzir biomassa em áreas modificadas pelo homem depende de fatores locais, como perturbações crônicas e mudanças na precipitação em escala de paisagem (Santos *et al.*, 2024a).

2.3 Dinâmica do carbono na biomassa acima do solo da Caatinga: influência da sazonalidade, estrutura vegetal e estado de conservação

Na Caatinga, o sequestro de C durante a fotossíntese apresenta variações sazonais (Mendes *et al.*, 2020; Fernandes *et al.*, 2023a; Oliveira *et al.*, 2023b). A produtividade do ecossistema está diretamente relacionada à sazonalidade da precipitação (Oliveira *et al.*, 2021b; Sousa *et al.*, 2022). No período chuvoso, a maior disponibilidade de água propicia taxas fotossintéticas mais elevadas, resultando em máxima fixação de C e aumento da produção de biomassa (Costa *et al.*, 2022; Sousa *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2023a; Borges *et al.*, 2024). Além disso, com o aumento da cobertura foliar, a quantidade de CO₂ fixado pelas plantas ultrapassa a emissão de CO₂ decorrente da respiração (Mendes *et al.*, 2020; Borges *et al.*, 2024).

Por outro lado, no período seco, a vegetação da Caatinga atinge seu nível mínimo de atividade fisiológica (Mendes *et al.*, 2021). O déficit hídrico provoca a queda das folhas, reduzindo o consumo de água e a produção de biomassa por meio da fixação de CO₂, além de induzir a dormência na maioria das espécies (Sousa *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2023a; Borges *et al.*, 2024). A redução da cobertura foliar limita a atividade fotossintética e a fixação de CO₂ às poucas espécies semidecíduas que conseguem manter suas folhas durante todo o ano (Mendes *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2021). Assim, a disponibilidade de água influencia no sequestro e armazenamento de C na Caatinga (Mendes *et al.*, 2020; Mendes *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2021; Fernandes *et al.*, 2023a; Mendes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024).

Schulz *et al.* (2018) sugerem que a Caatinga pode armazenar cerca de 1,23 Pg C na biomassa acima do solo. Por outro lado, Castanho *et al.* (2020a) estimaram o estoque de C na biomassa acima do solo na Caatinga em 0,79 Pg C. As áreas de Caatinga preservada têm maior disponibilidade de água, bem como maior capacidade de armazenamento de C (Fernandes *et al.*, 2023a; Oliveira *et al.*, 2023b), com estoques de carbono na biomassa acima do solo em áreas de Caatinga preservada sendo estimados em 27 Mg ha⁻¹ (Moura *et al.*, 2016), 19,27 Mg

ha⁻¹ (Pereira Júnior *et al.*, 2016), 17,58 Mg ha⁻¹ (Leite *et al.*, 2017) e 12,92 Mg ha⁻¹ (Salami *et al.*, 2023).

Além disso, a vegetação mais densa favorece a absorção de CO₂ por meio da fotossíntese. Por outro lado, em áreas com menor densidade de cobertura vegetal, o ecossistema tende a liberar mais CO₂ do que absorve, uma vez que processo de respiração envolve contribuições tanto do solo quanto das plantas (Borges *et al.*, 2024). Oliveira *et al.* (2021b) relatam que a Caatinga densa consegue absorver 2,5 vezes mais carbono que a Caatinga esparsa.

Santana *et al.* (2024) observaram estoque de C em torno de 12 Mg ha⁻¹ na Caatinga densa e de 6 Mg ha⁻¹ na Caatinga aberta. Os autores destacam que, por ser considerada um sistema pecuário, a Caatinga aberta teve muitas árvores e arbustos removidos, resultando em cerca de metade dos estoques de C em comparação à Caatinga preservada. Menezes *et al.* (2021) avaliaram os estoques de C na biomassa de árvores e arbustos em áreas de Caatinga densa e aberta, encontrando 19,83 e 10,88 Mg ha⁻¹, respectivamente.

A degradação da Caatinga também leva a uma redução na captura de C (Fernandes *et al.*, 2023a; Oliveira *et al.*, 2023). Althoff *et al.* (2018a) relatam que os estoques de C na Caatinga preservada foram de 21,99 Mg ha⁻¹, enquanto em áreas de Caatinga em processo de regeneração há cerca de 20 anos foram de 11,08 Mg ha⁻¹. Por outro lado, Oliveira *et al.* (2021a) encontraram estoque de C de 4,66 Mg ha⁻¹ na Caatinga preservada e de 12,47 Mg ha⁻¹ na Caatinga em regeneração. Schulz *et al.* (2018) encontraram estoque médio de C da biomassa acima do solo de 15,74 Mg ha⁻¹ em áreas de Caatinga preservada e sob intensidades de pastejo pesado e intermediário, com árvores e arbustos representando 89% dos estoques de carbono.

2.4 Fatores determinantes e dinâmica dos estoques de carbono do solo na Caatinga

Os estoques de C do solo variam de acordo com as condições ambientais, como clima, topografia, tipos de solo, fisionomias e estágios de sucessão ecológica (Santa *et al.*, 2019; Lourenço *et al.*, 2019; Gava *et al.*, 2021; Menezes *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2024b). Esses estoques dependem do equilíbrio dinâmico entre as adições, que ocorrem por meio da fotossíntese, desenvolvimento do sistema radicular e deposição de resíduos orgânicos, e as perdas por mineralização, respiração, erosão e lixiviação. Os processos de perda são mediados pelos complexos mineral-orgânicos e pela recalcitrância dos compostos orgânicos (Souza *et al.*, 2022; Maciel *et al.*, 2024).

A deposição de resíduos orgânicos na superfície do solo contribui para sua proteção e para o controle das reações de decomposição e mineralização do C (Lima *et al.*, 2023a). A

presença do componente arbóreo aumenta a entrada de resíduos vegetais por meio da deposição de serapilheira e renovação das raízes, além de exercer forte influência no microclima, contribuindo para a redução da temperatura e o aumento da umidade (Monroe *et al.*, 2021; Tonucci *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2024). Assim, a vegetação nativa atua como um escudo protetor para os macroagregados do solo, protegendo o C orgânico por meio da oclusão física (Tomaz *et al.*, 2024).

A matéria orgânica do solo representa a principal reserva primária de C, permanecendo em equilíbrio dinâmico com leves flutuações ao longo do tempo em áreas de Caatinga preservada (Gava *et al.*, 2021; Santana *et al.*, 2022). Esse equilíbrio promove o aumento dos estoques de C e a melhoria da qualidade química, física e biológica do solo (Araújo Filho *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2019a; Santos *et al.*, 2021; Freitas *et al.*, 2022). Como resultado, solos sob vegetação preservada apresentam maior potencial para armazenar C (Lima *et al.*, 2023a).

As áreas de Caatinga cobertas por vegetação nativa preservada e densa armazenam em média 125 Mg C ha⁻¹, com cerca de 72% do C armazenado na matéria orgânica do solo (Menezes *et al.*, 2021). Na Caatinga, os maiores estoques de C do solo são encontrados nas camadas superficiais, diminuindo com o aumento da profundidade (Sacramento *et al.*, 2018; Santana *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2019a; Andrade *et al.*, 2020; Corrêa *et al.*, 2021; Monroe *et al.*, 2021; Freitas *et al.*, 2022; Lourenço *et al.*, 2022; Medeiros *et al.*, 2022; Souza *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2023a; Medeiros *et al.*, 2023; Tonucci *et al.*, 2023; Maciel *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024a; Santos *et al.*, 2024b; Tomaz *et al.*, 2024).

Esse padrão resulta da deposição de matéria orgânica na superfície do solo, proveniente da serapilheira, dos sistemas radiculares abundantes e extensos e da exsudação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas (Andrade *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2023a; Santos *et al.*, 2024b). A deposição de resíduos orgânicos na superfície do solo favorece a decomposição lenta e progressiva, garantindo a incorporação da matéria orgânica no solo (Santana *et al.*, 2019; Corrêa *et al.*, 2021). Souza *et al.* (2019a) complementam que a vegetação preservada contribui para um fluxo equilibrado de C no solo, resultando em atividade biológica mais intensa e com baixa demanda energética. Os autores destacam que essa dinâmica resulta em menores emissões de CO₂, favorecendo o armazenamento e a manutenção dos estoques de C do solo.

Estudos realizados em áreas de Caatinga preservada reforçam essa tendência. Primo *et al.* (2023) e Tonucci *et al.* (2023) observaram estoques de 28,40 Mg C ha⁻¹ (0-20 cm) e 22,80 Mg C ha⁻¹ (0-10 cm), respectivamente, em Sobral-CE. Pessoa *et al.* (2022) encontraram estoque de 25,30 Mg C ha⁻¹ na camada de 0-10 cm em área preservada em Serra Talhada-PE, enquanto

Sacramento *et al.* (2018) relataram estoque de 26,92 Mg C ha⁻¹ na camada de 0-20 cm em Valente-BA.

Os estoques de C também variam de acordo com a fitofisionomia e a estrutura da vegetação. Macedo *et al.* (2023) encontraram estoques de C na camada de 0-20 cm de 19,20 Mg ha⁻¹ em área de Caatinga densa e de apenas 2,1 Mg ha⁻¹ em Caatinga esparsa. Na região oeste de Pernambuco, Santana *et al.* (2019) observaram estoques de C variando de 27,50 a 98,30 Mg ha⁻¹ em Caatinga densa e de 14,24 a 63,50 Mg ha⁻¹ em Caatinga aberta. Em área de Caatinga aberta em Santana do Seridó-RN, Corrêa *et al.* (2021) encontraram estoque de C na camada de 0-10 cm de 21,15 Mg ha⁻¹. Por outro lado, Andrade *et al.* (2020) relatam que na Caatinga densa e aberta em processo de regeneração no Ceará os estoques de C foram de apenas 8 Mg ha⁻¹ na camada de 0-30 cm.

Segundo Menezes *et al.* (2021), os estoques médios de C no solo em áreas de Caatinga densa são cerca de 30% superiores aos observados na Caatinga aberta. Os autores atribuem essa diferença à baixa fertilidade natural dos solos — geralmente rasos e/ou com alto teor de cascalho — e à degradação resultante de atividades humanas, como desmatamento e décadas de uso inadequado da terra para pastagens ou cultivos. De acordo com os autores, essas condições limitam o crescimento da vegetação florestal, impedindo que as áreas evoluam para uma estrutura de floresta mais densa, o que leva a um menor acúmulo de C no solo.

Além disso, em algumas regiões da Caatinga, o acúmulo de C no solo pode ser ainda mais limitado devido à baixa precipitação e altas temperaturas. Nessas condições, a produção de resíduos vegetais é reduzida e as taxas de decomposição da matéria orgânica são altas (Monroe *et al.*, 2021). Esse processo dificulta a incorporação e estabilização do C no solo.

As variações nos estoques de C também estão associadas ao estágio sucessional da vegetação. Na Floresta Nacional Contendas do Sincorá-BA, a vegetação de Caatinga em processo de regeneração, submetida a diferentes práticas de manejo — como corte seletivo por espécie, por diâmetro e corte raso — apresentaram estoque médio 31,7 Mg C ha⁻¹ na camada de 0-10 cm. Por outro lado, na Caatinga preservada, o estoque foi de 64,60 Mg C ha⁻¹ (Santos *et al.*, 2021).

Medeiros *et al.* (2022) analisaram os estoques de C na camada de 0-10 cm em área de Caatinga secundária no estado de Alagoas, observando variações de 14,24 Mg ha⁻¹ a 23,47 Mg ha⁻¹. Maia *et al.* (2019) relataram que o estoque de C em área de Caatinga secundária com cerca de 20 anos foi de 17 Mg ha⁻¹ na camada de 0-10 cm. Em áreas de Caatinga com aproximadamente 40 anos de regeneração natural em diferentes tipos de solo, os estoques de C

na camada de 0-10 cm variaram de 14,24 Mg ha⁻¹ em Neossolos quartzarênicos, 20,10 Mg ha⁻¹ em Argissolos e 21,49 Mg ha⁻¹ em Regossolos (Medeiros *et al.*, 2023).

Gava *et al.* (2021) avaliaram áreas de Caatinga preservada e em processo de regeneração natural em Irecê-BA, encontrando estoques de C na camada de 0-10 de aproximadamente 18 e 12 Mg ha⁻¹, respectivamente. Santos *et al.* (2019b), ao analisarem os estoques de C na camada superficial do solo em Serra Talhada-PE, observaram variações para a Caatinga preservada (~28,5 Mg ha⁻¹), regeneração secundária arbustiva (+ 20 anos) (~21,5 Mg ha⁻¹), sucessão florestal com *Tabebuia alba* (~17,5 Mg ha⁻¹) e sucessão florestal com *Anadenanthera falcata* (~14 Mg ha⁻¹).

Araújo Filho *et al.* (2018), ao analisarem os estoques de C na camada de 0-20 cm em áreas de Caatinga preservada (45, 21 Mg ha⁻¹) e em processo de regeneração durante 50 (42,5 Mg ha⁻¹), 25 (40 Mg ha⁻¹), 12 (37 Mg ha⁻¹), 9 (34 Mg ha⁻¹), 6 (31 Mg ha⁻¹) e 0,5 (27,57 Mg ha⁻¹) anos, observaram aumento gradual dos estoques de C do solo ao longo do processo de sucessão ecológica. Moura *et al.* (2016) relatam que os estoques de C na camada de 0-20 cm em áreas de Caatinga em Santa Teresinha-PB foram de 21,79 Mg ha⁻¹ após 1 ano, 22,39 Mg ha⁻¹ após 15 anos, 36,66 Mg ha⁻¹ após 37 anos e 30,21 Mg ha⁻¹ após 57 anos de regeneração. Esses resultados indicam que áreas mais antigas tendem a apresentar maiores estoques de C no solo.

Althoff *et al.* (2018a) avaliaram estoques de C na camada de 0-20 cm em áreas de Caatinga preservada e em processo de regeneração, encontrando valores de 31,85 Mg ha⁻¹ e 23,1 Mg ha⁻¹, respectivamente. Os autores observaram que, mesmo após 20 anos de regeneração, as florestas secundárias da Caatinga ainda apresentavam cerca de 30% menos C no solo em relação às áreas de Caatinga preservada, estimando que seriam necessários aproximadamente 65 anos para a completa recuperação dos estoques de C.

Medeiros *et al.* (2017) também encontraram maiores teores de C em áreas de Caatinga nos estágios de regeneração intermediário e tardio, as quais apresentavam maior densidade e diversidade de espécies arbóreas. Os autores destacam que a área em estágio de regeneração inicial apresentou aumento de apenas 20% no C após 15 anos, indicando que a recuperação do carbono no solo na Caatinga é um processo de longo prazo. De forma semelhante, Tomaz *et al.* (2024) identificaram maiores estoques de C em áreas de Caatinga preservada (50,9 Mg ha⁻¹) em comparação a Caatinga em processo de regeneração natural (45,1 Mg ha⁻¹), destacando que a área sob regeneração natural recuperou 79% do estoque de C do solo na camada de 0-20 cm.

Santos *et al.* (2024b), em estudo realizado no semiárido pernambucano, observaram que os estoques de C na camada de 0-10 cm foram mais elevados na Caatinga em regeneração

(13,25 Mg ha⁻¹), seguido pela Caatinga preservada (9,55 Mg ha⁻¹) e desmatada (5,78 Mg ha⁻¹). Santos *et al.* (2022) relataram que os estoques de C na camada superficial do solo no semiárido pernambucano foram de 39,80 Mg ha⁻¹ na Caatinga preservada, 20,60 Mg ha⁻¹ na Caatinga aberta e 4,50 Mg ha⁻¹ na Caatinga degradada. De modo geral, os teores de C são mais elevados em áreas de Caatinga preservada e restaurada em comparação a Caatinga degradada (Silva *et al.*, 2024).

Os maiores estoques de C no solo em áreas de Caatinga preservada e em processo de regeneração estão associados ao maior acúmulo de biomassa vegetal e à intensificação da atividade microbiana do solo. Esses fatores favorecem a incorporação e estabilização da matéria orgânica ao longo do tempo. Além disso, as frações mais estáveis da matéria orgânica tendem a se acumular em solos de ecossistemas nativos devido à maior deposição de serapilheira e à ausência de intervenções antrópicas (Freitas *et al.*, 2022). Dessa forma, em áreas onde a vegetação permanece não perturbada por períodos prolongados, os estoques de C são mais elevados, indicando que a manutenção da cobertura vegetal a longo prazo contribui para o aumento do armazenamento de C no solo (Araújo Filho *et al.*, 2018).

Na Caatinga, os estoques de C no solo também variam em função da sazonalidade da precipitação. Santos *et al.* (2019a), ao analisarem área de Caatinga durante dois anos consecutivos, encontraram estoques de 9,45 e 8,17 Mg C ha⁻¹ na camada de 0-10 cm. A redução observada de um ano para o outro foi associada à diminuição da precipitação, que limita o sequestro de C na Caatinga.

Souza *et al.* (2019a) avaliaram os estoques de C na camada de 0-10 cm nos períodos seco e chuvoso, observando variações de 9 a 24 Mg ha⁻¹ na Caatinga secundária inicial, 23 a 25 Mg ha⁻¹ na Caatinga secundária tardia e 20 a 40 Mg ha⁻¹ na Caatinga preservada. Os autores atribuem essas variações às altas temperaturas e à maior incidência de radiação solar sobre a superfície do solo em áreas com menor cobertura vegetal. Essas condições favorecem a oxidação da matéria orgânica e contribuem para a redução dos estoques de C no solo.

Como resultado, durante o período chuvoso, o solo passa a liberar C em vez de armazená-lo (Abril; Melo; Noe, 2013). Althoff *et al.* (2018a) reforçam que a acumulação de carbono é mais expressiva nos anos mais secos, enquanto em anos mais úmidos ocorre maior decomposição da matéria orgânica, resultando na liberação de uma fração significativa desse C para a atmosfera.

2.5 Carbono nas frações da matéria orgânica do solo na Caatinga

A humificação é caracterizada como o processo de transformação de compostos orgânicos macromorfológicos e menos estáveis em complexos orgânicos mais estáveis e menos suscetíveis à biodegradação (Abril; Melo; Noe, 2013). As substâncias húmicas são consideradas a fração mais estável da matéria orgânica e representam o principal reservatório de matéria orgânica do solo (Maia *et al.*, 2007).

As substâncias húmicas correspondem a cerca de 85-90% do C do solo, sendo compostas por macromoléculas humificadas amorfas (Santos *et al.*, 2019a). As frações das substâncias húmicas diferem em solubilidade e resistência ao intemperismo: a fração ácido fúlvico é solúvel em meios ácidos e alcalinos, a fração ácido húmico é solúvel apenas em meio alcalino e insolúvel em meio ácido e a fração humina é insolúvel em meios ácidos e alcalinos (Santos; Lacerda; Zinn, 2013).

A fração humina é a mais recalcitrante e resistente ao intemperismo, porque se liga as partículas de argila e forma complexos minerais orgânicos estáveis (Santos *et al.*, 2019a; Rezente *et al.*, 2022). O acúmulo de humina está diretamente associado a maiores estoques de C no solo (Araújo Filho *et al.*, 2018). Em solos sob ecossistemas nativos, as frações mais estáveis da matéria orgânica apresentam elevados teores e estoques de C devido à maior deposição de serapilheira e à ausência de atividades antrópicas (Araújo Filho *et al.*, 2018; Freitas *et al.*, 2022).

Araújo Filho *et al.* (2018), ao avaliarem os estoques de C nas frações húmicas na camada de 0-20 cm em uma área de Caatinga preservada em Floresta-PE, observaram maior acúmulo de C na fração humina (20 Mg ha⁻¹), seguido pelos ácidos fúlvicos (10,8 Mg ha⁻¹) e ácidos húmicos (6,0 Mg ha⁻¹). Em área de Caatinga preservada em Petrolina-PE, Santos *et al.* (2019a) relatam que os estoques de C na camada de 0-20 cm nas frações humina, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos foram de 9,25; 3,0 e 4,1 Mg ha⁻¹, respectivamente. Santos *et al.* (2019b), ao analisarem os estoques de C nas frações húmicas na camada de 0-20 cm em área de Caatinga preservada em Serra Talhada-PE, encontraram maior estoque de C na fração humina (5,03 Mg ha⁻¹), seguido pelos ácidos húmicos (1,0 Mg ha⁻¹) e ácidos fúlvicos (0,47 Mg ha⁻¹).

Pessôa *et al.* (2022) avaliaram os estoques de C nas frações húmicas na camada de 0-10 cm em área de Caatinga preservada em Serra Talhada-PE, encontrando estoques de C de 11,13 Mg ha⁻¹ na fração humina, 5,05 Mg ha⁻¹ nos ácidos fúlvicos e 2,27 Mg ha⁻¹ nos ácidos húmicos. Freitas *et al.* (2022) avaliando os teores de C nas frações húmicas da matéria orgânica do solo

na vegetação nativa e no estrato regenerativo do Cerrado-Caatinga, encontraram maior proporção de C na fração humina, seguida pela fração ácidos húmicos e ácidos fúlvicos.

O estudo realizado por Araújo Filho *et al.* (2018) proporcionou uma análise ampla dos estoques de C das diferentes frações húmicas em áreas de Caatinga em processo de regeneração. Esse estudo abrangeu um espectro temporal que variou de 0,5 a 50 anos. Os resultados revelaram padrões interessantes, indicando que os estoques de C nas frações humina, ácidos fúlvicos e ácidos húmicos foram mais elevados na área mais antiga, aumentando à medida que a área amadurece. Isso sugere uma relação positiva entre o tempo de regeneração e a acumulação desses componentes do solo.

De maneira complementar, Santos *et al.* (2019a) analisaram os estoques de C das frações húmicas em diferentes contextos, incluindo áreas de sucessão florestal com *Anadenanthera falcata*, sucessão florestal com *Tabebuia alba* e regeneração secundária arbustiva com mais de 20 anos. As áreas de sucessão florestal com *Anadenanthera falcata* apresentaram estoques mais elevados de ácidos fúlvicos e húmicos, enquanto a fração humina predominou na área de sucessão florestal com *Tabebuia alba*.

Os estudos conduzidos por Araújo Filho *et al.* (2018) e Santos *et al.* (2019a) destacam a importância do tempo de regeneração e da composição específica de espécies para o acúmulo de C nas diferentes frações húmicas. Essas descobertas sugerem a existência de dinâmicas complexas na acumulação de C do solo durante o processo de restauração, influenciadas por fatores como espécies vegetais dominantes, tempo de regeneração e características edafoclimáticas, contribuindo para uma melhor compreensão dos processos de sequestro de C em áreas de restauração da Caatinga.

REFERÊNCIAS

- ABRIL, A.; MERLO, C.; NOE, L. Realistic soil C sink estimate in dry forests of western Argentina based on humic substance content. **Journal of Arid Environments**, v. 91, p. 113-118, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.12.009>
- ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L.; EL-DEIR, A. C. A.; LIMA, A. L. A.; SOUTO, A.; BEZERRA, B. M.; FERRAZ, E. M. N.; FREIRE, E. M. X.; SAMPAIO, E. V. S. B.; LASCASAS, F. M. G.; MOURA, G. J. B.; PEREIRA, G. A.; MELO, J. G.; RAMOS, M. A.; RODAL, M. J. N.; SCHIEL, N.; LYRA-NEVES, R. M.; ALVES, R. R. N.; AZAVEDO-JÚNIOR, S. M.; TELINO JÚNIOR, W. R.; SEVERI, W. Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of na Important Seasonal Dry Forest. **The Scientific World Journal**, v.2012, e205182, 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/205182>

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L. de; PINTO, A. de S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; VON RANDOW, C.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 367-375, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.001>

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L. de; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p. 26-34, 2018a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>

ALTHOFF, T. D.; SILVA, R. R.; MARTINS, J. C. R.; WANDERLEY, L. S. A.; SALES, A. T.; MENEZES, R. S. C. Simulation of aboveground biomass production under different rainfall scenarios and soil types in the Caatinga Biome, Brazil. **Revista Geama**, v. 4, n. 2, p. 13–18, 2018b. Disponível em: <https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/1887>. Acesso em: 12 dez. 2024.

ANDRADE, E. M.; VALBRUN, W.; ALMEIDA, A. M. M.; ROSA, G.; SILVA, A. G. R. Land-use effect on soil carbon and nitrogen stock in a seasonally dry tropical forest. **Agronomy**, v. 10, n. 2, e158, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020158>

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; MATSUMOTO, M.; FONSECA, C. R. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, 2020. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13686>

ARAÚJO FILHO, R. N.; FREIRE, M. B. G. S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>

ARAÚJO, A. S. F.; CESARZ, S.; LEITE, L. F. C.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M.; EISENHAUER, N. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 66, p. 175-181, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.013>

ARAUJO, H. F. P.; CANASSA, N. F.; MACHADO, C. C. C.; TABARELLI, M. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18440, 2023. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>

BARBOSA NETO, M. V.; ARAÚJO, M. S. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ALMEIDA, B. G. Rill and sheet soil erosion estimation in an area undergoing desertification in the Brazilian semi-arid region. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 7, n. 2, p. 1183-1191, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s40808-020-01026-y>

BARROS, F. V.; LEWIS, K.; ROBERTSON, A. D.; PENNINGTON, R. T.; HILL, T. C.; MATTHEWS, C.; LIRA-MARTINS, D.; MAZZOCHINI, G. G.; OLIVEIRA, R. S.;

ROWLAND, L. Cost-effective restoration for carbon sequestration across Brazil's biomes. **Science of the Total Environment**, v. 876, p. 162600, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162600>

BOANARES, D.; AZEVEDO, C. S. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93-98, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.002>

BORGES, C. K.; CARNEIRO, R. G.; SANTOS, C. A.; ZERI, M.; POCZTA, P.; CUNHA, A. P. M. A.; STACHLEWSKA, I. S.; SANTOS, C. A. C. Partitioning of water vapor and CO fluxes and underlying water use efficiency evaluation in a Brazilian seasonally dry tropical forest (Caatinga) using the Fluxpart model. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 142, p. 104963, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2024.104963>

BRASIL. GEF Terrestre – Projeto Estratégias de Conservação, Restauração e Manejo para a Biodiversidade da Caatinga, Pampa e Pantanal. 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas/projetos/gef-terrestre-projeto-estrategias-de-conservacao-restauracao-e-manejo-para-a-biodiversidade-da-caatinga-pampa-e-pantanal>. Acesso em: 25 jan. 2024.

BRASIL. Lei nº 13.153, de 30 de julho de 2015. **Institui a Política Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca e seus instrumentos; prevê a criação da Comissão Nacional de Combate à Desertificação; e dá outras providências**. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 31 jul. 2015. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/lei/113153.htm. Acesso em: 16 jun. 2025.

BRASIL. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG)**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2024. 73p. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/sbio/dflo/plano-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa-planaveg/planaveg_2025-2028_2dez2024.pdf. Acesso em: 06 maio 2025.

BRINCK, K.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; PAULA, M. D.; PÜTZ, S.; SEXTON, J. O.; SONG, D.; HUTH, A. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 14855, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms14855>

CARVALHO, H. F. S.; SILVA, T. G. F.; GALVÍNCIO, J. D.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C.; SANTOS, C. V. B.; MIRANDA, R. Q.; NÓBREGA, R. L. B.; DOMINGUES, T. F.; SILVA, E. A.; MOURA, M. S. B. Use of terrestrial laser scanner for aboveground biomass estimation in a seasonally dry tropical forest. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 5, p. 2641-2657, 2023.

CASTANHO, A. D. A.; COE, M.; ANDRADE, E. M.; WALKER, W.; BACCINI, A.; CAMPOS, D. A.; FARINA, M. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest - Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 20190282, 2020a. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>

CASTANHO, A. D. A.; COE, M. T.; BRANDO, P.; MACEDO, M.; BACCINI, A.; WALKER, W.; ANDRADE, E. M. Potential shifts in the aboveground biomass and physiognomy of a seasonally dry tropical forest in a changing climate. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 3, p. 034053, 2020b. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab7394>

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Aichi Biodiversity Targets**. 2010. Disponível em: <https://www.cbd.int/sp/targets/>. Acesso em: 02 maio 2022.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>

CORRÊA, M. M.; CAVALCANTI, M. C.; PRIMO, D. C.; ROLIM NETO, F. C.; MARTINS, J. M.; MENEZES, R. S. C.; ANTONINO, A. C. D.; MENDES, I. S.; MEDEIROS, L. R. S. Wastewater reuse in irrigation: short-term effect on soil carbon and nitrogen stocks in brazilian semi-arid region. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 16, n. 1, p. 2623, 2021. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2623>

COSTA, G. B.; MENDES, K. R.; VIANA, L. B.; ALMEIDA, G. V.; MUTTI, P. R.; SILVA, C. M. S.; BEZERRA, B. G.; MARQUES, T. V.; FERREIRA, R. R.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, W. A.; OLIVEIRA, P. E.; CAMPOS, S.; ANDRADE, M. U. G.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C. Seasonal ecosystem productivity in a seasonally dry tropical forest (Caatinga) using flux tower measurements and remote sensing data. **Remote Sensing**, v. 14, n. 16, p. 3955, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/rs14163955>

COSTA, G.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P.; CONCEIÇÃO, A. A. Variações locais na riqueza florística em duas ecorregiões de Caatinga. **Rodriguésia**, v., 66, n. 3, p. 685-709, 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-786020156630>

LANA, M. D.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; DUDA, G. P.; CESPEDDES, G. H. G. Carbon content in shrub-tree species of the Caatinga. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. e20170617, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.061717>

FERNANDES, G. S. T.; MACHADO, I. L. S. S.; GUEDES, F. R. C. M.; SOUSA, M. K. M.; LIMA, E. A. Gross primary productivity by remote sensing in the Serra das Confusões National Park, Piauí, Brazil. **Forests**, v. 29, p. 100890, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100890>

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, v. 174, p. 104079, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>

FERNANDES, M. R. M.; SILVA, G. F.; ALMEIDA, A. Q.; FERNANDES, M. M.; MENDONÇA, A. R.; GONÇALVES, F. G.; BINOTI, D. H. B.; SILVA, J. P. M. Aboveground biomass estimation in dry forest in northeastern Brazil using metrics extracted from sentinel-2

data: comparing parametric and non-parametric estimation methods. **Advances In Space Research**, v. 72, n. 2, p. 361-377, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.asr.2023.03.010>

FREITAS, I. C.; ALVES, M. A.; MAGALHÃES, J. R.; DIAS, R. F.; ALBUQUERQUE, C. J. B.; FERREIRA, E. A.; FERNANDES, L. A.; PEGORARO, R. F.; FRAZÃO, L. A. Soil carbon and nitrogen stocks under agrosilvopastoral systems with different arrangements in a transition area between Cerrado and Caatinga Biomes in Brazil. **Agronomy**, v. 12, n. 12, p. 2926, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12122926>

GALINDO, I. C. de L.; RIBEIRO, M. R.; SANTOS, M. de F. de A. V.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. de A. e L. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no município de Jataúba, PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1283-1296, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832008000300036>

GARDON, F. R.; SANTOS, R. F.; RODRIGUES, R. R. Brazil's forest restoration, biomass, and carbon stocks: a critical review of the knowledge gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 462, p. 117972, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117972>

GAVA, C. A. T.; GIONGO, V.; SIGNOR, D.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. 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, 2021. <http://dx.doi.org/10.1111/sum.12716>

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. T. Carbono no Sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 6, p. 1233, 2012. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v4i6.232769>

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. L.; SANTOS, T. M. R.; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>

HOLL, K. D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, v. 355, n. 6324, p. 455-456, 2017. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aam5432>

HULVEY, K. B.; LEGER, E. A.; PORENSKY, L. M.; ROCHE, L. M.; VEBLEN, K. E.; FUND, A.; SHAW, J.; GORNISH, E. S. Restoration islands: a tool for efficiently restoring dryland ecosystems? **Restoration Ecology**, v. 25, n. 2, p. 124-134, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12614>

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **About The Challenge**. 2011. Disponível em: <https://www.bonnchallenge.org/about>. Acesso em: 02 maio 2022.

JAKOVAC, C.; KORYS, K. A.; RODRIGUES, A. F.; RONIX, A.; TUBENCHLAK, F.; MONTEIRO, L. M.; LEMGRUBER, L.; SANTOS, H. S.; MENDES, M.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; MAIOLI, V.; LATAWIEC, A. E. Meta-analysis of carbon stocks and

biodiversity outcomes across Brazilian restored biomes. **Science of the Total Environment**, p. 167558, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167558>

JESUS, J. B.; KUPLICH, T. M.; BARRETO, Í. D. C.; HILLEBRAND, F. L.; ROSA, C. N. Estimation of aboveground biomass of arboreal species in the semi-arid region of Brazil using SAR (synthetic aperture radar) images. **Journal of Arid Land**, v. 15, n. 6, p. 695-709, 2023. <http://dx.doi.org/10.1007/s40333-023-0017-4>

KULKA, D. D.; FILGUEIRAS, B. K. C.; SANTOS, A. B.; LOCATELLI, A. C. P.; FRANÇA, J. D.; LINS, S. R. M.; TABARELLI, M. Increased aridity and chronic anthropogenic disturbance reduce litter productivity in a Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 553, p. 121640, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121640>

LAMBAIS, E. O.; SOUZA, T. A. F.; KÉSSIA, P.; NASCIMENTO, G. S.; MACEDO, R.; BAKKER, A. P.; LAMBAIS, G. R.; DIAS, B. O.; FRAGA, V. S. Seasonality and activity of arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of endemic tree species. **Journal of Basic Microbiology**, p. e2400354, 2024. <http://dx.doi.org/10.1002/jobm.202400354>

LEITE, R. de S.; IVANOV, M. M. M.; ARAÚJO, B. M. de; MARIA, D. M. B.; FEITOSA, R. C.; VALE, N. M. O. do. Influence of climatic factors on carbon accumulation in the aerial biomass of native vegetation in the south of Piauí, in the Brazilian Northeast. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 37, n. 1, p. 15-24, 2017. <http://dx.doi.org/10.1080/10549811.2017.1385486>

LIMA, F. F.; DUDA, G. P.; MEDEIROS, E.; MARQUES, M. C.; COSTA, D. P.; HAMMECKER, C.; SANTOS, U. J. Land use regulates microbial biomass and activity in highly degraded soil from Brazilian dry tropical forest. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 69, n. 9, p. 1519-1534, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2022.2099845>

LIMA, A. Y. V.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, D. F.; MOTA, J. C. A.; SILVA, F. G. M.; ARAUJO, A. S. F.; MELO, V. M. M.; VERMA, J. P.; PEREIRA, A. P. A. Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. **Applied Soil Ecology**, v. 193, p. 105107, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105107>

LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ANTONINO, A. C. D.; SOUZA, E. S.; MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; FERREIRA, C. R. P. C.; MENEZES, R. S. C.; HAMMECKER, C. Moisture, temperature and respiration of two soil classes under pasture and tropical dry forest in the semiarid Brazilian region. **Journal of Arid Environments**, v. 214, p. 104981, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104981>

LINS, C. M. T.; SOUZA, E. R. de; SOUZA, T. E. M. dos S.; PAULINO, M. K. S. S.; MONTEIRO, D. R.; SOUZA JÚNIOR, V. S. de; DOURADO, P. R. M.; REGO JUNIOR, F. E. de A.; SILVA, Y. J. A. da; SCHAFFER, B. Influence of vegetation cover and rainfall intensity on soil attributes in an area undergoing desertification in Brazil. **Catena**, v. 221, p. 106751, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106751>

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; PEREIRA, E. C. B.; CAMPOS, D. A.; AQUINO, D. N. Cut cycles and soil carbon potential stocks in a managed forest in the Caatinga domain in Brazil. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 3, p. 735-745, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252020v33n317rc>

LOPES, J. F. B.; LOPES, F. B.; ARAÚJO, I. C. S.; PEREIRA, E. C. B.; BRANDÃO, M. L. S. M.; FEITOSA, E. O.; LUNA, N. R. S.; SOUSA, G. G.; AMORIM, A. V.; IWATA, B. F.; ANDRADE, E. M. How forest management with clear-cutting affects the regeneration, diversity and structure of a Seasonally Dry Tropical Forest in Brazil. **Forests**, v. 14, n. 9, p. 1870, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/f14091870>

LOURENÇO, E. R. C.; SOUZA, B. I.; D'ANDREA, A. F.; SOUZA, J. J. L. L. Temporal variation of soil CO₂ emission in different land uses in the Caatinga. **Applied Geography**, v. 140, p. 102661, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102661>

LOURENÇO, V. R.; COSTA, C. A. G.; ALMEIDA, A. M. M.; PEREIRA, F. J. S.; MORAIS, A. B. Temporal stability of total organic carbon of soils under different uses in the Caatinga biome. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 3, p. 760-768, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252019v32n320rc>

LUCENA, J. A.; WANDERLEY, L. S. de A.; NÓBREGA, R. S. Risk desertification in Cabrobó/PE: climatic conditions and human activities. **Revista Geama**, v. 2, n. 2, p. 149-159, 2016.

LUZ, L. R.; GIONGO, V.; SANTOS, A. M.; LOPES, R. J. C.; LIMA JÚNIOR, C. Biomass and vegetation index by remote sensing in different caatinga forest areas. **Ciência Rural**, v. 52, n. 2, p. e20201104, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20201104>

MACÊDO, M. S.; MENEZES, B. S.; LEDRU, M. P.; MAS, J. F.; SILVA, F. K. G.; CARVALHO, C. E.; COSTA, R. C.; ZANDAVALLI, R. B.; SOARES, A. A.; ARAÚJO, F. S. Everything's not lost: caatinga areas under chronic disturbances still have well-preserved plant communities. **Journal of Arid Environments**, v. 222, p. 105164, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105164>

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under Caatinga in the brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, p. 4702, 2023. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820230000002>

MACIEL, M. G. R.; RAMOS, M. B.; SOUZA, S. M.; CUNHA, S. S.; LOPES, S. F.; SOUZA, J. J. L. L. Water and nutrients mediate tree communities in the driest region of Caatinga. **Catena**, v. 242, p. 108107, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2024.108107>

MAIA, G. B. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. São Paulo: Leitura e Arte Editora, 2004. 413p.

MAIA, S. M. F.; OTUTUMI, A. T.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; OLIVEIRA, T. S. de. Combined effect of intercropping and minimum tillage on soil carbon sequestration and organic matter pools in the semiarid region of Brazil. **Soil Research**, v. 57, n. 3, p. 266, 2019. <http://dx.doi.org/10.1071/sr17336>

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 71, n. 2, p. 127-138, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-007-9063-8>

MAIA, V. A.; SOUZA, C. R.; AGUIAR-CAMPOS, N.; FAGUNDES, N. C. A.; SANTOS, A. B. M.; PAULA, G. G. P.; SANTOS, P. F.; SILVA, W. B.; MENINO, G. C. O.; SANTOS, R. M. Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 474, p. 118348, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118348>

MARTINS, A. F.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. P.; PEREIRA, W. E. Physical, chemical, and microbiological properties of soil under different plant covers in the Seridó desertification region in the Brazilian Semiarid. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, p. e0180162, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbs20180162>

MA, S.; HE, F.; TIAN, D.; ZOU, D.; YAN, Z.; YANG, Y.; ZHOU, T.; HUANG, K.; SHEN, H.; FANG, J. Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. **Biogeosciences**, v. 15, p. 693-702, 2018. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-15-693-2018>

MEDEIROS, A. S.; CESÁRIO, F. V.; MAIA, S. M. F. Long-term impact of conventional management on soil carbon and nitrogen stocks in the semi-arid region of Brazil: a meta-analysis. **Journal of Arid Environments**, v. 218, p. 105052, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052>

MEDEIROS, A. S.; GONZAGA, G. B. M.; SILVA, T. S.; BARRETO, B. S.; SANTOS, T. C.; MELO, P. L. A.; GOMES, T. C. A.; MAIA, S. M. F. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, v. 33, p. e00647, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>

MEDEIROS, A. S.; SOARES, A. A. S.; MAIA, S. M. F. Soil carbon stocks and compartments of organic matter under conventional systems in brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 3, p. 697-710, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252022v35n321r>

MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; SANTOS, L. A. R.; LIMA, J. R. S.; ALMEIDA-CORTÊZ, J. S.; HAMMECKER, C.; LARDY, L.; CURNAC, L. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil. **Catena**, v. 151, p. 137-146, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.012>

MENDES, K. R.; CAMPOS, S.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; RAMOS, T. M.; MARQUES, T. V.; REIS, J. S.; VIEIRA, M. M. L.; SILVA, A. C. N.; MARQUES, A. M. S.; SILVA, D. T. C.; SILVA, D. F.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, W. A.; COSTA, G. B.;

POMPELLI, M. F.; MARENCO, R. A.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C.; BEZERRA, B. G.; SILVA, C. M. S. Assessment of SITE for CO₂ and energy fluxes simulations in a seasonally Dry Tropical Forest (Caatinga ecosystem). **Forests**, v. 12, n. 1, p. 86, 2021. <http://dx.doi.org/10.3390/f12010086>

MENDES, K. R.; CAMPOS, S.; SILVA, L. L.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; MEDEIROS, S. S.; PEREZ-MARIN, A. M.; MARQUES, T. V.; RAMOS, T. M.; VIEIRA, M. M. L.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, W. A.; COSTA, G. B.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. C. S.; BEZERRA, B. G.; SILVA, C. M. S. Seasonal variation in net ecosystem CO₂ exchange of a Brazilian seasonally dry tropical forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 9454, 2020. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-66415-w>

MENDES, K. R.; MARQUES, A. M. S.; MUTTI, P. R.; OLIVEIRA, P. E. S.; RODRIGUES, D. T.; COSTA, G. B.; FERREIRA, R. R.; SILVA, A. C. N.; MORAIS, L. F.; LIMA, J. R. S. Interannual variability of energy and CO₂ exchanges in a remnant area of the Caatinga biome under extreme rainfall conditions. **Sustainability**, v. 15, n. 13, p. 10085, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/su151310085>

MENEZES, A. G. S.; LINS, S. R. M.; SILVA, C. S. G.; TABARELLI, M.; FILGUEIRAS, B. K. C. Negative effects of human disturbance and increased aridity on root biomass and nutrients along the regeneration of a tropical dry forest in the context of slash-and-burn agriculture. **Science of the Total Environment**, v. 934, p. 172955, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172955>

MENEZES, R. S. C.; SALES, A. T.; PRIMO, D. C.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M. de; JESUS, K. N. de; PAREYN, F. G. C.; SANTANA, M. da S.; SANTOS, U. J. dos; MARTINS, J. C. R.; ALTHOFF, T. D.; NASCIMENTO, D. M.; GOUVEIA, R. F.; FERNANDES, M. M.; LOUREIRO, D. C.; FILHO, J. C. de; GIONGO, V.; DUDA, G. P.; ALVES, B. J. R.; IVO, W. M. P. de M.; ANDRADE, E. M. de; SAMPAIO, E. V. de S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 527-534, 2018. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>

MONROE, P. H. M.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; BARROS, W. T.; OLIVEIRA, F. G. R. B.; PEREIRA, M. G. Physical protection of soil organic carbon through aggregates in different land use systems in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 186, p. 104427, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104427>

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **The Botanical Review**, p. 1-58, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

MOURA, M. R.; NASCIMENTO, F. A. O.; PAOLUCCI, L. N.; SILVA, D. P.; SANTOS, B. A. Pervasive impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest

plant assemblages. **Journal of Ecology**, v. 111, n. 8, p. 1762-1776, 2023. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.14139>

MOURA, P. M.; ALTHOFF, T. D.; OLIVEIRA, R. A.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 105, n. 1, p. 25-38, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9771-4>

NASCIMENTO, D. M.; SALES, A. T.; SOUZA, R.; SILVA, A. S. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Development of a methodological approach to estimate vegetation biomass using remote sensing in the Brazilian semiarid NE region. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 27, p. 100771, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100771>

NUNES, J. P. A.; ASENSIO, L. A. B.; SFAIR, J. C.; CHAVES, R. B.; SOUSA, J. B.; VIEIRA, I. K. C.; SOUZA, L. O. F.; BALDAUF, C. The impact of grazing on biodiversity and forest succession in the Brazilian dry forest region is constrained by non-equilibrium dynamics. **Science of the Total Environment**, v. 946, p. 174549, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174549>

OLIVEIRA, C. C.; MARTINS, F. R.; SOUZA, B. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; LOIOLA, M. I. B.; SOARES, A. A. Resilience and successional trends of woody vegetation in seasonally dry tropical forests. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 96, n. 5, p. 740-753, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpad010>

OLIVEIRA, C. L.; LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M. S.; ANTONINO, A. C. D.; ALVES, M. F. A. T.; SILVA, V. P.; LOPES, M. H. L.; SOUZA, E. S.; FERREIRA, R. C. A Caatinga emite ou sequestra carbono? **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 2, p. 791-804, 2023b. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v16.2.p791-804>

OLIVEIRA, C. P.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; SILVA, A. F.; LUCENA, J. D. S.; SANTOS, N. A. T.; LOPES, I. J. C.; PESSOA, M. M. L.; MELO, C. L. S-M. Modeling and spatialization of biomass and carbon stock using LiDAR metrics in Tropical Dry Forest, Brazil. **Forests**, v. 12, n. 4, p. 473, 2021a. <http://dx.doi.org/10.3390/f12040473>

OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, C. A. C.; OLIVEIRA, G.; PEREZ-MARIN, A. M.; SANTOS, C. A. G. 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, 2021b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148458>

OLIVEIRA FILHO, J. S. Climate change research in dry environments of South America: evolution, current state, and future directions. **Journal of Soils and Sediments**, v. 24, n. 8, p. 3013-3027, 2024. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-024-03855-1>

OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, C. A. C.; SANTOS, F. A. C.; OLIVEIRA, G.; SANTOS, C. A. G.; BEZERRA, U. A.; CUNHA, J. E. B. L.; SILVA, R. M. Evaluation of water and carbon estimation models in the Caatinga biome based on remote sensing. **Forests**, v. 14, n. 4, p. 828, 2023c. <http://dx.doi.org/10.3390/f14040828>

PAULA, A. S.; SFAIR, J. C.; TRINDADE, D. P. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M.; BARROS, M. F. The role of seed rain and soil seed bank in the regeneration of a Caatinga dry forest following slash-and-burn agriculture. **Journal of Arid Environments**, v. 211, p. 104948, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104948>

PEREIRA, A. P. A.; MENDES, L. W.; OLIVEIRA, F. A. S.; ANTUNES, J. E. L.; MELO, V. M. M.; ARAÚJO, A. S. F. Land degradation affects the microbial communities in the Brazilian Caatinga biome. **Catena**, v. 211, p. 105961, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105961>

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, E. M. de; PALÁCIO, H. A. de Q.; RAYMER, P. C. L.; RIBEIRO FILHO, J. C.; PEREIRA, F. J. S. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 1, p. 32-40, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, p. 105991, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>

PINHEIRO JUNIOR, C. R.; SALVADOR, C. A.; TAVARES, T. R.; ABREU, M. C.; FAGUNDES, H. S.; ALMEIDA, W. S.; SILVA NETO, E. C.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Lithic soils in the semi-arid region of Brazil: edaphic characterization and susceptibility to erosion. **Journal of Arid Land**, v. 14, n. 1, p. 56-69, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s40333-022-0002-3>

PRIMO, A. A.; ARAÚJO NETO, R. A.; ZEFERINO, L. B.; FERNANDES, F. E. P.; ARAÚJO FILHO, J. A.; CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, T. S. Slash and burn management and permanent or rotation agroforestry systems: a comparative study for C sequestration by Century Model simulation. **Journal of Environmental Management**, v. 336, p. 117594, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117594>

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

RAIESI, F. The quantity and quality of soil organic matter and humic substances following dry-farming and subsequent restoration in an upland pasture. **Catena**, v. 202, p. 105249, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105249>

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v.1, n.1, p. 28-36, 2003.

REIS, A. BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509814591>

REZENDE, J. S.; FREIRE, F. J.; ARAÚJO FILHO, J. C. D.; FREIRE, M. B. G. S.; ALMEIDA, B. G.; SANTOS, L. R. C. 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, 2022. <http://dx.doi.org/10.3832/ifor4016-015>

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma Caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. (Orgs.) **Vegetação e flora da Caatinga**. Recife: APNE/CNPI, 2002. p. 11-24.

SACRAMENTO, J. A. A. S.; SANTOS, J. A. G.; LOUREIRO, D. C.; COSTA, O. V.; COVA, A. M. W. Spatial variability and changes in carbon stocks of a Regosols (Psamments) cultivated with sisal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 11, p. 764-769, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n11p764-769>

SALAMI, G.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; SILVA, J. A. A.; PESSOA, M. M. L.; SILVA, A. F. Biomass and carbon balance in a dry tropical forest area in northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 4, p. e20191250, 2023. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202320191250>

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do bioma Caatinga. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 27-96.

SANTANA, M. S.; ANDRADE, E. M.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FERREIRA, T. O.; SALVIANO, A. M.; SILVA, D. J.; CUNHA, T. J. F.; GIONGO, V. Do agrosystems change soil carbon and nutrient stocks in a semiarid environment? **Journal of Arid Environments**, v. 201, p. 104747, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104747>

SANTANA, M. S.; GIONGO, V.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ANDRADE, E. M. Do irrigated and rainfed agrosystems change aboveground and root carbon and nitrogen stocks in a semiarid environment? **Journal of Arid Environments**, v. 224, p. 105223, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105223>

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>

SANTOS, A. B.; SILVA, A. C.; BARROS, M. F.; VANDERLEI, R. S.; TABARELLI, M.; LINS, S. R. M. 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, 2024a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105213>

SANTOS, C. A. G.; NASCIMENTO, T. V. M. do; SILVA, R. M. da. Analysis of forest cover changes and trends in the Brazilian semiarid region between 2000 and 2018. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 18, p. 418, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-020-09158-1>

SANTOS, H. K. V.; LIMA, R. B.; SOUZA, R. L. F.; CARDOSO, D.; MOONLIGHT, P. W.; SILVA, T. T.; OLIVEIRA, C. P.; ALVES JÚNIOR, F. T.; VEENENDAAL, E.; QUEIROZ, L. P.; RODRIGUES, P. M. S.; SANTOS, R. M.; SARKINEN, T.; PAULA, A.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; PENNINGTON, T.; PHILLIPS, O. L. Spatial distribution of aboveground biomass stock in tropical dry forest in Brazil. **Iforest - Biogeosciences and Forestry**, v. 16, n. 2, p. 116-126, 2023a. <http://dx.doi.org/10.3832/ifor4104-016>

SANTOS, L. R.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, J. C.; RODRIGUES, M. S.; SOARES, E. M. B.; SANTOS, L. P. A.; SILVA, A. V. L.; FONTES, M. P. F. Does irrigated mango cultivation alter organic carbon stocks under fragile soils in semiarid climate? **Scientia Horticulturae**, v. 255, p. 121-127, 2019a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2019.05.015>

SANTOS, L. L.; LACERDA, J. J. J.; ZINN, Y. L. Partição de substâncias húmicas em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 4, p. 955-968, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832013000400013>

SANTOS, M. O.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; MONROE, P. H. M.; PAULA, A. Efeito do manejo florestal da Caatinga no estoque de carbono orgânico em agregados do solo. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. 129, p. 3419, 2021. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v49n129.16>

SANTOS, R. C.; PAREYN, F. G. C.; SANTOS, C. P. S.; MININI, D.; ROCHA, S. M. G.; SOUZA, F. J. O.; CEZARIO, L. F. C.; DIAS JÚNIOR, A. F.; CASTRO, R. V. O. Quantification of wood biomass in an area of sustainable annual production in the brazilian semiarid region aiming at generating renewable energy. **Bioenergy Research**, v. 16, n. 2, p. 817-825, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-022-10495-1>

SANTOS, T. O.; FRACETTO, F. J. C.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; MENDES JÚNIOR, J. P.; SIQUEIRA NETO, M.; SILVA, Y. R. O.; BARROS, F. M. R.; FRACETTO, G. G. M. Carbon and nitrogen stocks and microbial indicators in tropical semiarid degraded Luvisols. **Catena**, v. 210, p. 105885, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105885>

SANTOS, W. R.; JARDIM, A. M. R. F.; SOUZA, C. A. A.; SOUZA, L. S. B.; SILVA, G. I. N.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, M. J.; ALVES, C. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, T. G. F. Carbon and nutrient dynamics in landscapes under different levels of anthropogenic intervention in the semi-arid region of Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 368, p. 109020, 2024b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2024.109020>

SANTOS, U. J.; DUDA, G. P.; MARQUES, M. C.; MEDEIROS, E. V.; LIMA, J. R. S.; SOUZA, E. S.; BROSSARD, M.; HAMMECKER, C. Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. **Arid Land Research and Management**, v. 33, n. 3, p. 255-273, 2019b. <http://dx.doi.org/10.1080/15324982.2018.1555871>

SCHULZ, K.; GUSCHAL, M.; KOWARIK, I.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CIERJACKS, A. Grazing, forest density, and carbon storage: towards a more sustainable

land use in Caatinga dry forests of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 7, p. 1969-1981, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-018-1303-0>

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>

SEDDON, A.W.; MACIAS-FAURIA, M.; LONG, P.R.; BENZ, D.; WILLIS, K.J. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, v. 531, n. 7593, p. 229-232, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16986>

SILVA, A. C. F.; FREIRE, F. J.; BORGES, C. H. A.; ARAUJO, E. C. G.; SANTANA, G. M.; CUNHA NETO, E. M.; SANQUETTA, C. R. Teores de carbono em espécies florestais da Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 1, p. 71-85, 2022. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509842456>

SILVA, A. C.; MENDES, K. R.; SILVA, C. M. S.; RODRIGUES, D. T.; COSTA, G. B.; SILVA, D. T. C.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; BEZERRA, B. G. Energy balance, CO₂ balance, and meteorological aspects of desertification hotspots in northeast Brazil. **Water**, v. 13, n. 21, p. 2962, 2021. <http://dx.doi.org/10.3390/w13212962>

SILVA, B. F.; RODRIGUES, R. Z. S.; HEISKANEN, J.; ABERA, T. A.; GASPARETTO, S. C.; BIASE, A. G.; BALLESTER, M. V. R.; MOURA, Y. M.; PIEDADE, S. M. S.; SILVA, A. K. O. Evaluating the temporal patterns of land use and precipitation under desertification in the semi-arid region of Brazil. **Ecological Informatics**, v. 77, p. 102192, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102192>

SILVA, D. F.; ARAUJO, A. S. F.; LIMA, A. Y. V.; MOTA, J. C. A.; NASCIMENTO, Í. V.; QUEIROZ, A. S.; MEDEIROS, E. V.; COSTA, D. P.; MELO, V. M. M.; CARDOSO, E. J. B. N. Enzymatic stoichiometry in degraded soils after two decades of restoration in a Brazilian semiarid region. **Catena**, v. 236, p. 107768, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2023.107768>

SOUZA, B. V.; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SALES, F. C. V.; SOUZA JUNIOR, C. M. P. Carbon in soil in different phisionomies of Caatinga in Paraíba, Brazil. **Floresta**, v. 49, n. 2, p. 287-296, 2019a. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v49i2.57579>

SOUZA JÚNIOR, V. P.; SPARACINO, J.; ESPINDOLA, G. M.; ASSIS, R. J. S. Carbon biomass estimation using vegetation indices in agriculture–pasture mosaics in the brazilian Caatinga dry tropical forest. **Isprs International Journal of Geo-Information**, v. 12, n. 9, p. 354, 27 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi12090354>

SOUZA, M. G.; ARAUJO, J. K. S.; FRACETTO, G. G. M.; FERREIRA, T. O.; FRACETTO, F. J. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OTERO, X. L.; SANTOS, J. C. B.; SILVA, A. H. N.; SOUZA JUNIOR, V. S. Changes in organic carbon and microbiology community structure due to long-term irrigated agriculture on Luvisols in the Brazilian semi-arid region. **Catena**, v. 212, p. 106058, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106058>

SOUZA, D. G.; SFAIR, J. C.; PAULA, A. S.; BARROS, M. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57-65, 2019b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>

SOUZA, J. J. L. L.; SOUZA, B. I.; XAVIER, R. A.; CARDOSO, E. C. M.; MEDEIROS, J. R.; FONSECA, C. F.; SCHAEFER, C. E. R. G. Organic carbon rich-soils in the Brazilian semiarid region and paleoenvironmental implications. **Catena**, v. 212, p. 106101, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106101>

SOCOŁOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, n. 2, p. 247-263, 2021.

STRASSBURG, B. B. N.; IRIBARREM, A.; BEYER, H. L.; CORDEIRO, C. L.; CROUZEILLES, R.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; LACERDA, E.; LATAWIEC, A. E.; BALMFORD, A.; BROOKS, T. M.; BUTCHART, S. H. M.; CHAZDON, R. L.; ERB, K.-H.; BRANCALION, P.; BUCHANAN, G.; COOPER, D.; DÍAZ, S.; DONALD, P. F.; KAPOSO, V.; LECLÈRE, D.; MILES, L.; OBERSTEINER, M.; PLUTZAR, C.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; VISCONTI, P. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724-729, 2020. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>

SULLIVAN, M. J. P.; TALBOT, J.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; QIE, L.; BEGNE, S.K.; CHAVE, J.; CUNI-SANCHEZ, A.; HUBAU, W.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MILES, L.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; SONKÉ, B.; SUNDERLAND, T.; STEEGE, H.; WHITE, L. J.; AFFUM-BAFFOE, K.; AIBA, S.; ALMEIDA, E. C.; OLIVEIRA, E. A.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; DÁVILA, E. A.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O.; ASHTON, P.; AYMARD C., G. A.; BAKER, T. R.; BALINGA, M.; BANIN, L. F.; BARALOTO, C.; BASTIN, J.F.; BERRY, N.; BOGAERT, J.; BONAL, D.; BONGERS, F.; BRIENEN, R.; CAMARGO, J. L. C.; CERÓN, C.; MOSCOSO, V. C.; CHEZEAUX, E.; CLARK, C. J.; PACHECO, A. C.; COMISKEY, J. A.; VALVERDE, F. C.; CORONADO, E. N. H.; DARGIE, G.; DAVIES, S. J.; CANNIERE, C.; DJUIKOUO K., M. N.; DOUCET, J. L.; ERWIN, T. L.; ESPEJO, J. S.; EWANGO, C. E. N.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; HERRERA, R.; GILPIN, M. GLOOR, E.; HALL, J. S.; HARRIS, D. J.; HART, T. B.; KARTAWINATA, K.; KHO, L. K.; KITAYAMA, K.; LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; LEAL, M. E.; LOVEJOY, T.; LOVETT, J. C.; LUKASU, F. M.; MAKANA, J. R.; MALHI, Y.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; MARIMON JUNIOR, B. H.; MARSHALL, A. R.; MORANDI, P. S.; MUKENDI, J. T.; MUKINZI, J.; NILUS, R.; VARGAS, P. N.; CAMACHO, N. C. P.; PARDO, G.; PENÃ-CARLOS, M.; PÉTRONELLI, P.; PICKAVANCE, G. C.; POULSEN, A. D.; POULSEN, J. R.; PRIMACK, R. B.; PRIYADI, H.; QUESADA, C. A.; REITSMA, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; RESTREPO, Z.; RUTISHAUSER, E.; SALIM, K. A.; SALOMÃO, R. P.; SAMSOEDIN, I.; SHEIL, D.; SIERRA, R.; SILVEIRA, M.; SLIK, J. W. F.; STEEL, L.; TAEDOUMG, H.; TAN, S.; TERBORGH, J. W.; THOMAS, S. C.; TOLEDO, M.; UMUNAY, P. M.; GAMARRA, L. V.; VIEIRA, I. C. G.; VOS, V. A.; WANG, P.; WILLCOCK, S.; ZEMAGHO, L. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 30102, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/srep39102>

TEIXEIRA, L. P.; LUGHADHA, E. N.; SILVA, M. V. C.; MORO, M. F. How much of the Caatinga is legally protected? An analysis of temporal and geographical coverage of protected areas in the Brazilian semiarid region. **Acta Botanica Brasilica**, v. 35, n. 3, p. 473-485, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062020abb0492>.

THOMAS, S. C.; MARTIN, A. R. Carbon content of tree tissues: a synthesis. **Forests**, v. 3, p. 332-352, 2012. <http://dx.doi.org/10.3390/f3020332>

TOMAZ, A. R.; FERREIRA, A. O.; LAL, R.; AMADO, T. J. C.; SILVA, B. O. T.; SILVA, W. R.; FRACETTO, F. J. C.; INAGAKI, T. M.; FREIRE, M. B. G. S.; NUNES, E. O. S. Can natural undisturbed revegetation restores soil organic carbon to levels under native climax vegetation under tropical semiarid climate? **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 5, p. 1971-1981, 2024. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.5036>

TONUCCI, R. G.; VOGADO, R. F.; SILVA, R. D.; POMPEU, R. C. F. F.; ODA-SOUZA, M.; SOUZA, H. A. Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. 0220124, 2023. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbs20220124>

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **The Paris Agreement**. 2015. Disponível em: <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>. Acesso em: 02 maio 2022.

UN – UNITED NATIONS. **The Sustainable Development Agenda**. 2015. Disponível em: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/development-agenda/>. Acesso em: 02 maio 2022.

UN – UNITED NATIONS. **United Nations Decade on Ecosystem Restoration**. 2020. Disponível em: <https://www.decadeonrestoration.org/>. Acesso em: 02 maio 2022.

VANDERLEI, R. S.; BARROS, M. F.; DEXTER, K. G.; TABARELLI, M.; SANTOS, M. G. Human disturbances reduce tree abundance and stimulate woody plant resprouting and clonal growth in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 555, p. 121694, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121694>

VIEIRA, G.; SANQUETTA, C. R.; KLÜPPEL, M. L. W.; BARBEIRO, L. S. S. Teores de carbono em espécies vegetais da Caatinga e do Cerrado. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 7, n. 2, p. 145-155, 2009. <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v7i2.9846>

VIEIRA, I. R.; ARAÚJO, F. S.; ZANDAVALLI, R.B. Shrubs promote nucleation in the Brazilian semi-arid region. **Journal of Arid Environments**, v. 92, p. 42-45, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.01.009>

VIEIRA, R. M. D. S. P.; TOMASELLA, J.; BARBOSA, A. A.; MARTINS, Minella A.; RODRIGUEZ, D. A.; REZENDE, F. S. D.; CARRIELLO, F.; SANTANA, M. D. O. Desertification risk assessment in Northeast Brazil: current trends and future scenarios. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 1, p. 224-240, 2020. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3681>

WALLWORK, A.; BANIN, L. F.; DENT, D. H.; SKIBA, U.; SAYER, E. Soil carbon storage is related to tree functional composition in naturally regenerating tropical forests. **Functional Ecology**, v. 36, n. 12, p. 3175-3187, 2022. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.14221>

WHEELER, C. E.; OMEJA, P. A.; CHAPMAN, C. A.; GLIPIN, M.; TUMWESIGYE, C.; LEWIS, S. L. Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 373, p. 44-55, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.025>

CAPÍTULO I

ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E DO ESTADO DA ARTE SOBRE BIOMASSA E ESTOQUE DE CARBONO NA CAATINGA: PANORAMA ATUAL, EVOLUÇÃO E PERSPECTIVAS FUTURAS

RESUMO

A cienciometria é amplamente utilizada para mapear o estado da arte do conhecimento científico em diferentes áreas de pesquisa. Essa abordagem permite identificar o estado atual, a evolução ao longo do tempo, lacunas existentes e tendências emergentes. Este estudo apresenta uma análise cienciométrica e do estado da arte da produção científica sobre biomassa e estoque de carbono (C) na Caatinga. Os objetivos foram: i) avaliar a evolução da produção científica; ii) identificar padrões de colaboração entre pesquisadores e instituições; iii) analisar o panorama atual, as lacunas de conhecimento e as perspectivas futuras para o avanço das pesquisas na Caatinga. A análise foi realizada com base em artigos indexados na base de dados *Scopus* até o ano de 2023. Foram selecionados artigos de pesquisa realizados na Caatinga sobre biomassa e/ou estoque de C na vegetação e no solo. A busca resultou em 524 publicações, das quais apenas 123 atenderam aos critérios de inclusão. O primeiro artigo foi publicado em 1987, com baixa produção científica nas duas primeiras décadas, crescimento gradual a partir de 2007 e aumento acentuado entre 2018 e 2023. Quinze autores concentraram 89,43% da produção, sendo observada estrutura bem definida de redes de colaboração. As instituições mais produtivas foram a UFRPE, UFC, UFPE e Embrapa. Os estudos abrangeram todos os estados da Caatinga, com destaque para Pernambuco e Ceará. Predominaram pesquisas em áreas conservadas, em regeneração natural e em sistemas agrícolas e pecuários. Por outro lado, áreas sob manejo florestal, com sistemas agroflorestais ou plantios florestais, áreas restauradas e degradadas permanecem subexploradas. A maioria dos estudos abordou a biomassa de forma isolada, seguida pela abordagem integrada entre biomassa e solo e por avaliações isoladas do C no solo. A predominância de estudos que não informam o período avaliado limita a compreensão dos impactos da sazonalidade da precipitação sobre a dinâmica de produção de biomassa e sequestro de C na Caatinga. A biomassa acima do solo (árvores e arbustos) foi o compartimento mais estudado, seguida pela serapilheira, estrato herbáceo, folhas, caules e ramos. Compartimentos menos estudados incluem biomassa abaixo do solo, necromassa, tocos e cascas. O método destrutivo foi o mais utilizado para a determinação da biomassa, seguido pelas equações alométricas e pelo sensoriamento remoto. Para a estimativa dos estoques de C da biomassa, predominou o uso de fatores de conversão genéricos. Os estoques de C no solo foram avaliados em profundidades que variaram de 0 a mais de 100 cm, mas a maioria dos estudos se concentrou nas camadas superficiais do solo. O avanço do conhecimento científico sobre biomassa e estoques de C na Caatinga depende da ampliação das investigações em áreas pouco exploradas e do desenvolvimento de metodologias adaptadas à diversidade de condições climáticas, edáficas e formas de vida presentes no bioma.

Palavras-chave: Semiárido brasileiro, uso e cobertura do solo, produção científica, bibliometria, revisão sistemática

ABSTRACT

Scientometrics is widely used to map the state of the art of scientific knowledge in different research areas. This approach makes it possible to identify the current state, evolution over time, existing gaps, and emerging trends. This study presents a scientometric and state-of-the-art analysis of scientific production on biomass and carbon (C) stocks in the Caatinga. The objectives were: i) to assess the evolution of scientific production; ii) to identify collaboration patterns among researchers and institutions; iii) to analyze the current panorama, knowledge gaps, and future perspectives for advancing research in the Caatinga. The analysis was carried out based on articles indexed in the Scopus database up to 2023. Articles selected were those conducted in the Caatinga on biomass and/or C stocks in vegetation and soil. The search resulted in 524 publications, of which only 123 met the inclusion criteria. The first article was published in 1987, with low scientific production in the first two decades, gradual growth from 2007, and a sharp increase between 2018 and 2023. Fifteen authors accounted for 89.43% of the production, with a well-defined structure of collaboration networks. The most productive institutions were UFRPE, UFC, UFPE, and Embrapa. The studies covered all states within the Caatinga, with emphasis on Pernambuco and Ceará. Research was concentrated in conserved areas, natural regeneration, and agricultural and livestock systems. In contrast, areas under forest management, agroforestry systems, forest plantations, restored areas, and degraded lands remain underexplored. Most studies addressed biomass in isolation, followed by integrated approaches between biomass and soil, and by isolated evaluations of soil C. The predominance of studies not reporting the evaluated period limits the understanding of precipitation seasonality impacts on biomass production dynamics and C sequestration in the Caatinga. Aboveground biomass (trees and shrubs) was the most studied compartment, followed by litter, herbaceous layer, leaves, stems, and branches. Less studied compartments include belowground biomass, necromass, stumps, and bark. The destructive method was the most widely used for biomass determination, followed by allometric equations and remote sensing. For estimating biomass C stocks, the use of generic conversion factors predominated. Soil C stocks were evaluated at depths ranging from 0 to more than 100 cm, but most studies focused on surface soil layers. The advancement of scientific knowledge on biomass and C stocks in the Caatinga depends on expanding investigations in underexplored areas and on developing methodologies adapted to the biome's diversity of climatic and edaphic conditions, as well as life forms.

Keywords: Brazilian semiarid, land use and land cover, scientific production, bibliometrics, systematic review

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas terrestres removem cerca de 30% das emissões antrópicas anuais de CO₂ da atmosfera (Le Quéré *et al.*, 2016). Os ecossistemas florestais se destacam por sua ampla distribuição e elevada capacidade de sequestrar e estocar mais carbono (C) do que qualquer outro tipo de ecossistema (Gibbs *et al.*, 2007). A vegetação remove CO₂ da atmosfera por meio da fotossíntese e o C assimilado é armazenado tanto na biomassa quanto no solo (Houghton e Nassikas, 2017; Salami *et al.*, 2023). Por isso, as florestas são reconhecidas como um dos principais mecanismos naturais de mitigação das mudanças climáticas.

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), os ecossistemas florestais apresentam cinco principais reservatórios de C: biomassa viva acima e abaixo do solo, madeira morta, serapilheira e carbono orgânico do solo. Em escala global, estima-se que as florestas e os solos armazenem cerca de 1.146 Pt C, dos quais aproximadamente 37% estão concentrados em florestas tropicais (Dixon *et al.*, 1994). Embora essas florestas atuem como importantes sumidouros de C (Pütz *et al.*, 2014; Magnago *et al.*, 2015; Zaki *et al.*, 2016; Sullivan *et al.*, 2017), também podem se tornar fontes de emissões quando submetidas a mudanças no uso da terra (Gibbs *et al.*, 2007; Zaki *et al.*, 2016; Houghton; Nassikas, 2017; Mitchard, 2018; Hansen *et al.*, 2020).

Nesse cenário, as florestas remanescentes assumem papel central, pois são responsáveis pela absorção de parcela significativa do C liberado na atmosfera (Chazdon *et al.*, 2016; Mitchard, 2018). Destacam-se as florestas tropicais em crescimento, que apresentam taxas mais elevadas de acúmulo de C em relação às florestas maduras, devido ao processo contínuo de recuperação do C anteriormente perdido em decorrência de mudanças no uso da terra (Chazdon *et al.*, 2016; Houghton e Nassikas, 2017; Mitchard, 2018). O Brasil, que abriga a maior extensão de florestas tropicais do mundo, apresenta elevado potencial de sequestro de C em florestas jovens (1 a 20 anos) e intermediárias (20 a 60 anos) (Chazdon *et al.*, 2016).

De acordo com Barros *et al.* (2023), a restauração de áreas degradadas no país poderia resultar no sequestro de 3,6 Pg de C, dos quais 44,70% seriam armazenados na Amazônia, 35,40% no Cerrado, 14,50% na Mata Atlântica, 3,40% na Caatinga e 2% no Pantanal. Apesar dos ecossistemas secos apresentarem menor capacidade de armazenamento de C, são fundamentais para maximizar a redução das emissões, pois concentram extensas áreas degradadas e podem ampliar em até 54% o potencial total de sequestro de C no Brasil. Além disso, no Cerrado e na Caatinga, os estoques de C em áreas em restauração tendem a se assemelhar mais rapidamente aos de ecossistemas de referência do que na Amazônia e na Mata

Atlântica, devido à recuperação em um período mais curto e à menor quantidade de C naturalmente estocado (Jakovac *et al.*, 2024).

Entre os ecossistemas secos, a Caatinga atua como um sumidouro de C altamente eficiente, contribuindo para retardar o aumento das concentrações de CO₂ na atmosfera, com implicações nos climas local, regional e global (Mendes *et al.*, 2025). Evidências recentes indicam que o aumento da precipitação e da atividade fotossintética eleva a capacidade da Caatinga de remover C da atmosfera, podendo representar quase 50% das remoções totais no Brasil (Costa *et al.*, 2025). Integralmente contida no território brasileiro, a Caatinga ocupa 844.453 km² (Tomaz *et al.*, 2024; Borges *et al.*, 2024) e abriga a maior área contínua de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) da América do Sul (Moro *et al.*, 2016).

No entanto, para que esse potencial seja plenamente compreendido, é necessário considerar a elevada variabilidade espacial dos estoques de C na Caatinga. Essa heterogeneidade resulta de fatores climáticos, edáficos e fisionômicos, bem como dos diferentes tipos de uso e cobertura da terra (Santana *et al.*, 2019; Lourenço *et al.*, 2019; Castanho *et al.*, 2020; Maia *et al.*, 2020; Gava *et al.*, 2021; Menezes *et al.*, 2021; Nascimento *et al.*, 2022; Kulka *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024b). A variabilidade dificulta a mensuração e comparação dos estoques de C entre diferentes áreas, sobretudo pela ausência de metodologias específicas para ecossistemas secos. Como os estudos globais de C são, em sua maioria, baseados em florestas tropicais úmidas, surgem desafios conceituais e metodológicos para compreender a dinâmica do C nas FTSS, como a Caatinga.

A definição de estratégias adequadas para enfrentar esses desafios exige respostas abrangentes a questões centrais, como: i) quem lidera a pesquisa sobre biomassa e estoque de C na Caatinga? ii) quais regiões são mais estudadas e quais permanecem negligenciadas? iii) de que forma a biomassa e os estoques de C têm sido avaliados? iv) quais são os principais objetivos que norteiam as pesquisas? Essas questões permanecem em aberto no Brasil. Até o momento, não foi realizada uma análise abrangente que sistematize a evolução das pesquisas, os tópicos mais estudados e as colaborações científicas sobre biomassa e estoques de C na Caatinga. Investigações dessa natureza são fundamentais para subsidiar políticas públicas, orientar estratégias de manejo e impulsionar o desenvolvimento de pesquisas que aprofundem o entendimento sobre a contribuição da Caatinga no ciclo global do C.

Diante dessa lacuna de conhecimento sobre a biomassa e estoques de C na Caatinga, a cienciometria surge como ferramenta metodológica eficaz para mapear e compreender o desenvolvimento científico sobre a temática. Essa abordagem permite obter uma visão geral do

estado da arte do conhecimento científico em diferentes áreas de pesquisa, a partir da aplicação de indicadores matemáticos e estatísticos que fornecem subsídios para compreender o estado atual e a evolução da ciência em cada campo do saber (Pessin; Yamane; Siman, 2022; Oliveira Filho, 2023). A análise da evolução temporal da produção científica evidencia o grau de atenção e importância atribuídos pela comunidade científica a determinada temática (Sawirdin *et al.*, 2023). Além disso, possibilita identificar a construção intelectual, os padrões de colaboração, as tendências emergentes e as lacunas existentes em cada área de pesquisa (Oliveira Filho, 2023; Passas, 2024).

Diante disso, este estudo apresenta uma análise cienciométrica e do estado da arte da produção científica sobre biomassa e estoques de C na Caatinga. Os principais objetivos foram: i) avaliar a evolução temporal da produção científica; ii) identificar padrões de colaboração entre pesquisadores e instituições; iii) analisar o panorama atual, as lacunas do conhecimento e as perspectivas futuras para o avanço das pesquisas na região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O levantamento de artigos sobre biomassa e estoques de C na Caatinga foi realizado utilizando o banco de dados *Scopus*, desenvolvido pelo *Relx Group*. O *Scopus* foi escolhido como ferramenta de pesquisa por ser reconhecido como o maior banco de dados de publicações científicas revisadas por pares do mundo (Baas *et al.*, 2020). Além disso, esse banco de dados tem sido amplamente utilizado para a realização de análises cienciométricas e do estado da arte em diferentes áreas de pesquisa (Ucella-Filho *et al.*, 2022; Araújo *et al.* 2023a; Lucas *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2024a).

Para abranger o maior número possível de artigos sobre a temática, foram utilizados termos representativos do objeto de estudo. O levantamento considerou a ocorrência desses termos nos títulos, resumos e palavras-chave de todos os artigos indexados no banco de dados até o ano de 2023. Destaca-se que este levantamento representa uma amostragem dos artigos publicados, uma vez que nem todas as revistas científicas são indexadas no *Scopus*.

Os termos foram inseridos no banco de dados da seguinte forma: TITLE-ABS-KEY ("Brazilian semi-arid" OR "semi-arid Brazil" OR "Caatinga" OR "Biome Caatinga") AND TITLE-ABS-KEY ("Biomass" OR "Aboveground biomass" OR "Belowground Biomass" OR "Carbon" OR "Soil carbon" OR "Soil organic carbon" OR "Total organic carbon" OR "Carbon stock" OR "Stored carbon" OR "Carbon sink" OR "Carbon storage" OR "Fixed carbon" OR "Carbon sequestration").

Após o levantamento inicial, foi realizada uma triagem dos artigos que abordaram biomassa e estoques de carbono na Caatinga. Os critérios de inclusão adotados foram: i) artigos de pesquisa (excluindo artigos de revisão); ii) estudos realizados na Caatinga; iii) estudos relacionados aos estoques de biomassa e/ou C; e iv) estudos que avaliaram a vegetação e/ou o solo. Apenas os artigos que atenderam aos quatro critérios de inclusão foram selecionados para as análises subsequentes.

Para a análise bibliométrica, foram extraídas as seguintes informações de cada artigo selecionado: i) ano de publicação; ii) identificação dos autores e instituição de afiliação; iii) periódicos das publicações; e iv) principais palavras-chave. Além disso, para a análise do estado da arte da temática, foram identificados: i) locais de estudo; ii) tipo de cobertura do solo; iii) componente avaliado (biomassa, solo ou biomassa e solo); iv) período de avaliação (seco ou chuvoso); v) fração de biomassa; vi) métodos de determinação da biomassa e do estoque de C da biomassa; vii) métodos de determinação do C no solo; viii) profundidades de avaliação dos estoques de C no solo. Os dados utilizados para análise do estado da arte foram extraídos de cada artigo selecionado, com base na metodologia proposta por Araujo *et al.* (2023a).

Esses dados foram tabulados e submetidos à análise estatística descritiva. A análise bibliométrica foi realizada utilizando a função *biblioshiny* do pacote *bibliometrix* (Ária e Cuccurullo, 2017). Os gráficos foram produzidos com o pacote *ggplot2* no R Studio versão 4.3.2 (R Development Core Team, 2024). As redes de *clusters* de interação entre autores e palavras-chave foram geradas com o *software* VOSviewer versão 1.6.15 (van Eck; Waltman, 2010). O mapa indicando os estados que englobam a Caatinga com maior número de estudos foi elaborado no *software* QGIS versão 3.38.1.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram encontradas 524 publicações, das quais apenas 123 (23,47%) atenderam aos critérios de inclusão estabelecidos. As demais publicações foram classificadas como estudos de revisão ou não atendiam aos critérios de inclusão. O primeiro artigo sobre a temática foi publicado em 1987 (Figura 1). Intitulado “*Clearcutting Brazilian caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice*”, o estudo de Kirmse *et al.* (1987), publicado na revista *Agroforestry Systems*, avaliou a influência do corte raso na Caatinga na produção de biomassa do estrato herbáceo para a nutrição de pequenos ruminantes. Os autores observaram que a rebrota das árvores e a produção de folhas melhorava a qualidade nutricional da dieta

desses animais, sugerindo que o corte raso poderia ser utilizado para o aumento da produtividade animal.

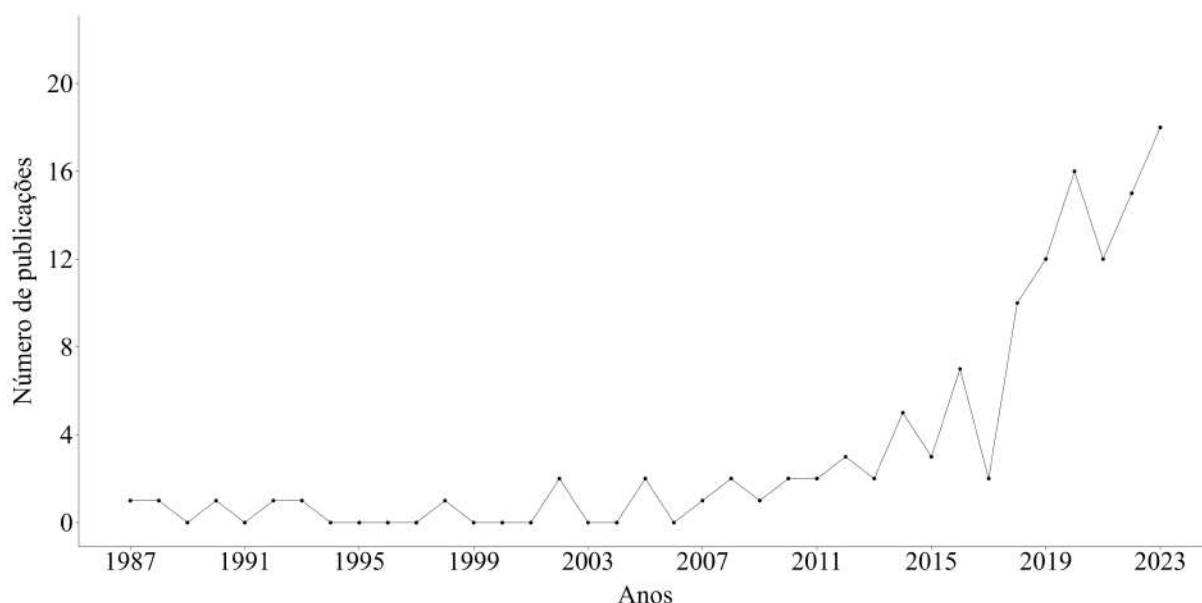


Figura 1. Evolução temporal do número de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga entre 1987 e 2023.

De maneira geral, as publicações desse período, incluindo os estudos de Kirmse *et al.* (1987), Schacht *et al.* (1988), Schacht *et al.* 1990, Schacht *et al.* 1992 e Araújo Filho *et al.*, (2002), concentravam-se na maximização da produtividade e no uso imediato dos recursos naturais, sendo dada uma menor atenção à conservação ambiental.

Nas duas primeiras décadas, o número de publicações sobre biomassa e estoque de C na Caatinga permaneceu baixo e estável, com apenas 10 artigos publicados nesse período. A partir de 2007, observa-se um aumento gradual no número de publicações, totalizando 30 artigos publicados ao longo de 10 anos. Esse aumento se torna mais significativo e acentuado a partir de 2018, sendo publicados 83 artigos até 2023, representando um aumento de 107,5% em relação ao período anterior. Em 2023, observa-se um pico, registrando o maior número de publicações de todo o período avaliado (Figura 1).

Atualmente, estima-se que a cobertura vegetal nativa da Caatinga foi severamente reduzida para cerca de 11%, dos quais apenas 4% representam cobertura florestal, com um avanço significativo da vegetação arbustiva sobre as florestas mais densas (Araujo *et al.*, 2023b). A remoção ou perturbação dessa vegetação reduz a biomassa acima do solo e desencadeia a liberação do C armazenado no solo para a atmosfera (Rezende *et al.*, 2022; Lourenço *et al.*, 2022). Na Caatinga, o armazenamento de C no solo depende do equilíbrio entre

a entrada e a saída de matéria orgânica (Gava *et al.*, 2021; Maciel *et al.*, 2024), sendo esse balanço comprometido pelas mudanças no uso da terra.

Os impactos das mudanças no uso da terra são ainda mais agravantes quando somados à vulnerabilidade da Caatinga às mudanças climáticas. A Caatinga está entre os ecossistemas brasileiros mais suscetíveis à ocorrência de eventos extremos e ao processo de desertificação (Seddon *et al.*, 2016). Esses fatores comprometem a regeneração da vegetação, a produção de biomassa e a capacidade do ecossistema de sequestrar e armazenar C (Oliveira *et al.*, 2021b; Macedo *et al.*, 2023; Oliveira Filho, 2024). Esse cenário despertou o interesse em investigar como os impactos das mudanças no uso da terra influenciam na produção de biomassa e no sequestro de C no ecossistema.

O aumento no número de publicações também reflete o crescente reconhecimento da Caatinga como importante sumidouro de C (Mendes *et al.*, 2020; Pereira *et al.*, 2020; Menezes *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2023; Oliveira *et al.*, 2023b; Borges *et al.*, 2024). Esses estudos destacam a importância da Caatinga no ciclo global do C, bem como sua contribuição para a mitigação das mudanças climáticas.

Além disso, esse interesse crescente pode estar relacionado ao fortalecimento de marcos legais e institucionais nos âmbitos nacional e internacional. No Brasil, destacam-se: o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima (2009), a Política Nacional sobre Mudança do Clima (2009), a Política Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (2015) e a Estratégia Nacional para Redução das Emissões de Gases de Efeito Estufa Provenientes do Desmatamento e da Degradação Florestal, Conservação dos Estoques de Carbono Florestal, Manejo Sustentável de Florestas e Aumento de Estoques de Carbono Florestal (ENREDD+) (2015). No cenário internacional, destacam-se o Acordo de Paris (2015) e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (2015) — especialmente o ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima).

Os autores com maior número de publicações foram Sampaio, E. V. S. B (22 artigos), Menezes, R. S. C (13 artigos), Andrade, E. M. (11 artigos) e Pareyn, F. G. C. (8 artigos). Ferreira, R. L. C., Giongo, V. e Silva, J. A. A. publicaram 7 artigos cada, enquanto Althoff, T. D., Barreto-Garcia, P. A. B., Freire, J. F., Maia, S. M. F., Medeiros, A. S., Oliveira, T. S. e Santos, R. M. publicaram 5 artigos cada (Figura 2). A identificação dos autores que mais publicaram sobre a temática é fundamental para orientar e direcionar estudos futuros, facilitando a obtenção de informações pelos novos pesquisadores (Araujo *et al.*, 2023a). Esses autores contribuíram com 89,43% do total de publicações, revelando elevada concentração da

produção científica em um pequeno grupo. Esse cenário indica a necessidade de fomentar a diversificação de grupos de pesquisa e ampliar as redes de colaboração para potencializar novas perspectivas para o desenvolvimento de pesquisas na Caatinga.

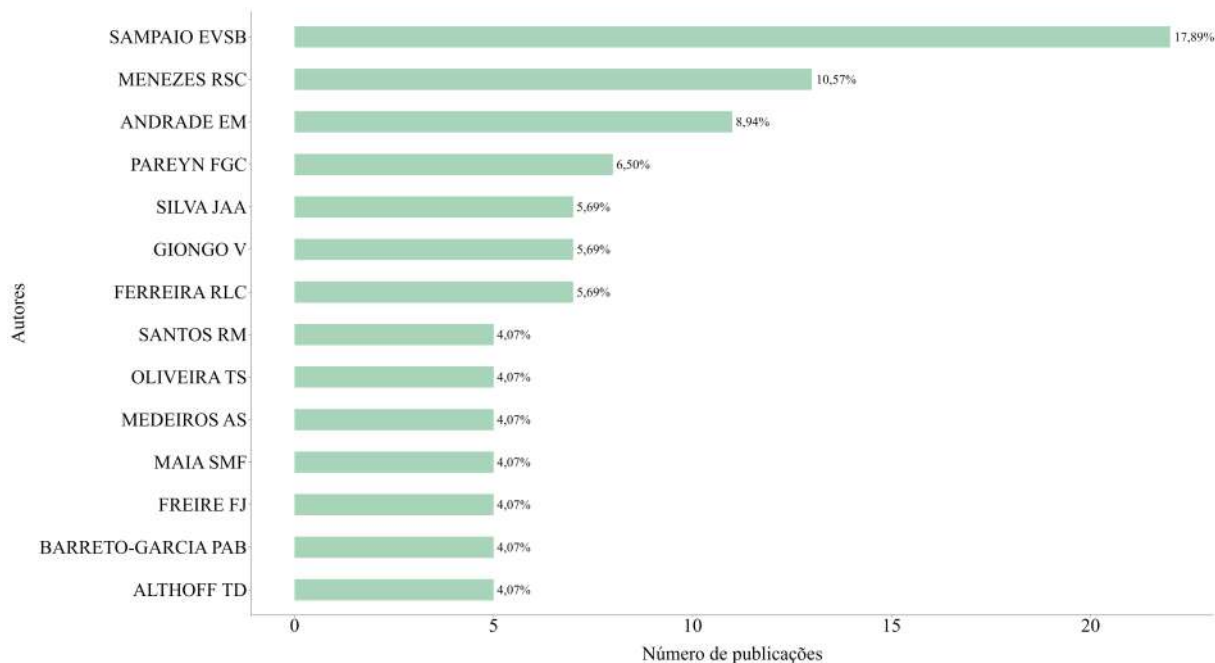


Figura 2. Principais autores de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

Sampaio, E. V. S. B. pode ser considerado o pioneiro nos estudos sobre biomassa e estoque de C na Caatinga empregando uma visão conservacionista. O pesquisador manteve produção contínua e constância de citações ao longo de todo o período avaliado, evidenciando a relevância e o impacto desses estudos na comunidade científica ao longo do tempo (Figura 3). A contribuição de Sampaio, E. V. S. B. iniciou em 1993 com a publicação do artigo “*Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests*” na revista *Ecology*. Esse estudo marcou o início da avaliação dos impactos causados pelo desmatamento e queima de biomassa na Caatinga, com destaque para o rápido esgotamento dos recursos naturais, interrupção nos ciclos biogeoquímicos, perda de biodiversidade e poluição atmosférica.

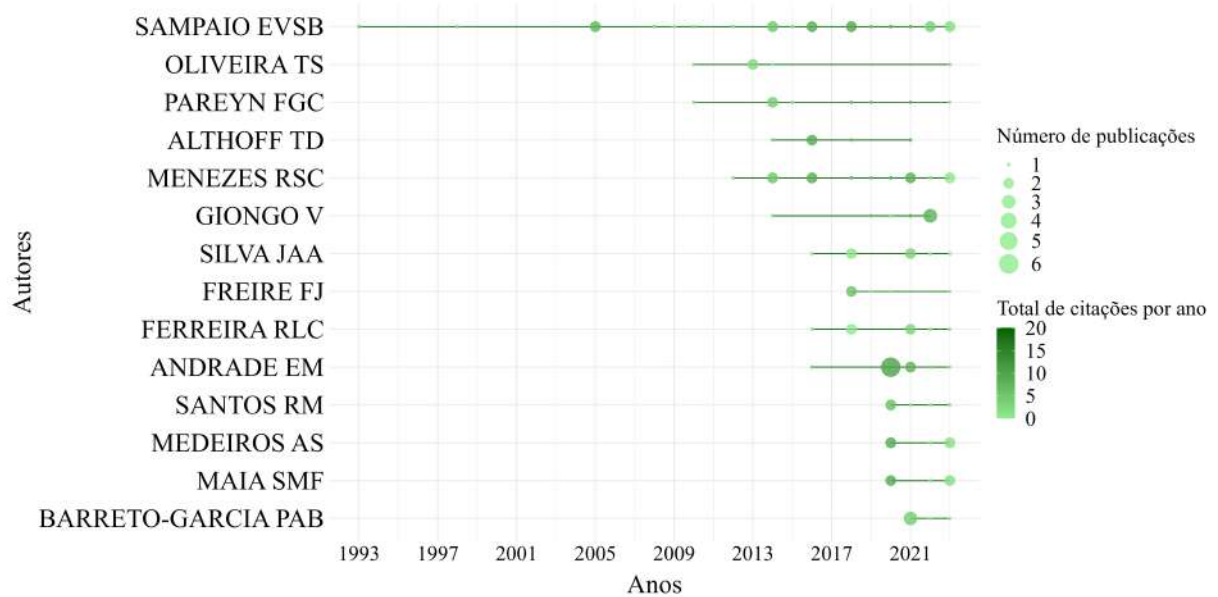


Figura 3. Distribuição temporal do número de publicações e citações dos principais autores sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

Em 2005, o artigo “*Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants*” foi publicado na *Acta Botanica Brasilica*, apresentando equações alométricas para estimar a biomassa acima do solo de espécies da Caatinga (Sampaio e Silva, 2005). Em 2008, na *Revista Árvore*, foi publicado o artigo “Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga”, com equações alométricas para estimativa da biomassa de folhas, galhos e lenho de espécies da Caatinga (Silva; Sampaio, 2008). Em 2010, o artigo “*Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil*” foi publicado na *Forest Ecology and Management*, fornecendo equações alométricas para estimar a biomassa acima do solo de espécies da Caatinga em regeneração após corte raso (Sampaio *et al.*, 2010). Esses estudos estabeleceram a base para o avanço do conhecimento científico sobre biomassa e estoque de C na Caatinga, além de contribuir para o aumento do interesse de pesquisadores sobre a temática.

A partir de 2010, novos autores começaram a publicar sobre a temática, como Oliveira, T. S., Pareyn, F. G. C., Menezes R. S. C., Giongo V, Althoff, T. D., Silva J. A. A., Ferreira, R. L. C. e Andrade E. M. Nos últimos cinco anos (2018-2023), destacam-se Freire, F. J., Maia, S. M. F., Medeiros, A. S., Santos R.M e Barreto-Garcia P. A.B., indicando uma renovação dos pesquisadores interessados na temática. De modo geral, esses autores mantêm produção científica contínua e constância no número de citações ao longo do tempo (Figura 3). A constância de citações, inclusive de estudos mais recentes, evidencia a relevância e o impacto desses estudos na comunidade científica.

A rede de colaboração entre os autores apresenta uma estrutura bem definida, composta por grupos organizados de pesquisadores. A diversidade de cores dos grupos representa redes de pesquisadores que colaboram entre si (Figura 4). Sampaio, E. V. S. B. se destaca como o autor com a mais ampla rede de colaborações, resultado de suas contribuições com artigos de base que estruturam o conhecimento atual sobre biomassa e estoque de C na Caatinga. Por outro lado, os grupos mais isolados e com menor número de conexões externas, como Andrade, E. M., Ferreira R. L. C. e Santos, R. M., sugere que esses autores estão associados a pesquisas com temáticas mais específicas ou de âmbito regional.

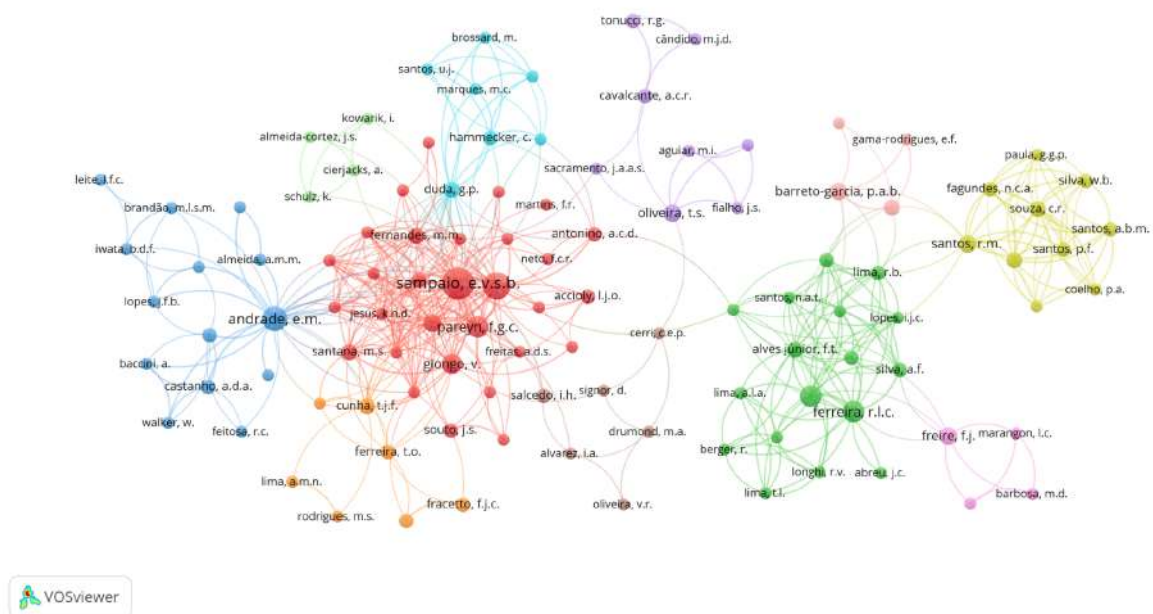
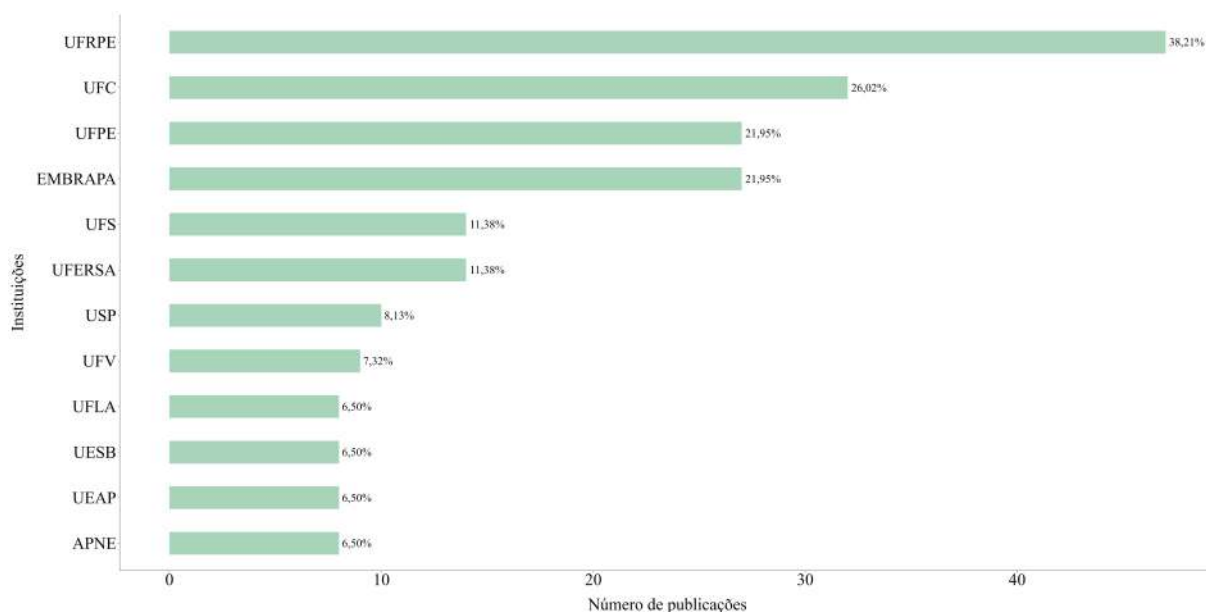


Figura 4. Rede de colaboração entre os autores de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

As instituições com o maior número de publicações foram a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Universidade Federal do Ceará (UFC), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) (Figura 5). Essas instituições são representadas pelos autores que mais publicaram sobre a temática. A UFRPE é especializada em cursos no âmbito das ciências agrárias, como Agronomia e Engenharia Florestal. Dispõe de programas de pós-graduação em Ciência do Solo e Ciências Florestais, sendo a única instituição do Nordeste a oferecer o doutorado em Ciências Florestais. Entre os pesquisadores da UFRPE que se destacam em estudos sobre biomassa e estoque de C na Caatinga estão Ferreira, R. L. C., Silva, J. A. A. e Freire, F. J.



UFRPE = Universidade Federal Rural de Pernambuco; UFC = Universidade Federal do Ceará; UFPE = Universidade Federal de Pernambuco; EMBRAPA = Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; UFS = Universidade Federal de Sergipe; UFERSA = Universidade Federal Rural do Semiárido; USP = Universidade de São Paulo; UFV = Universidade Federal de Viçosa; UFLA = Universidade Federal de Lavras; UESB = Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia; UEAP = Universidade do Estado do Amapá; APNE = Associação Plantas do Nordeste.

Figura 5. Principais instituições de publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

A UFPE se destaca com o curso de Engenharia de Energia e o programa de pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Nesse contexto, pesquisadores como Sampaio, E. V. S. B., Menezes, R. S. C. e Althoff, T. D. C têm contribuído significativamente com estudos sobre biomassa e estoque de C na Caatinga. A UFC oferece o curso de Agronomia e abriga o Centro de Ciências Agrárias, que integra diversos programas de pós-graduação, como o de Ciência do Solo. Destaca-se a pesquisadora Andrade, E. M., cujas pesquisas ampliam o conhecimento sobre a Caatinga do Ceará.

A Embrapa, vinculada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), conta com diversas unidades especializadas distribuídas por todo o território brasileiro. Nesse contexto, destacam-se a Embrapa Semiárido e a Embrapa Solos. Com sede em Petrolina, no sertão pernambucano, a Embrapa Semiárido conduz um amplo programa de pesquisa e inovação com foco no desenvolvimento sustentável das regiões semiáridas do Brasil. A Embrapa Solos, localizada no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, também mantém uma Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento em Recife, Pernambuco. Reconhecida internacionalmente como referência em solos tropicais, a Embrapa Solos coordena e executa

ações em todo o Brasil, com o objetivo de prever e prevenir riscos ambientais associados ao uso inadequado dos recursos solo e água.

Entre os periódicos com maior número de publicações sobre a temática, predominam os nacionais (Figura 6). No entanto, o período internacional *Forest Ecology and Management* destacou-se como o principal veículo de publicação de artigos relacionada à biomassa e ao estoque de C na Caatinga. Amplamente reconhecido na comunidade científica pelo impacto de suas publicações, esse periódico concentra-se na divulgação de pesquisas que integram a ecologia e o manejo florestal.

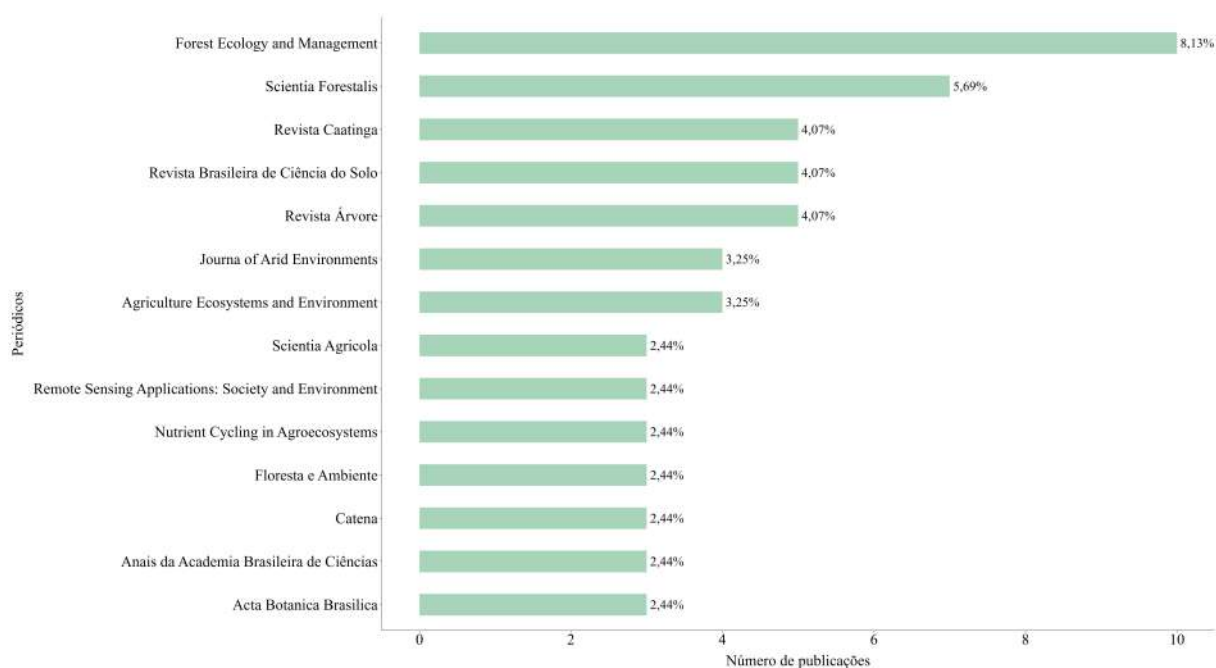


Figura 6. Principais periódicos com publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

Em seguida, destaca-se o período brasileiro *Scientia Forestalis*, vinculado ao Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF) e ao Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (Esalq - USP). Esse periódico dedica-se à publicação de pesquisas que abordam os aspectos biológicos, ecológicos, econômicos e sociais do manejo florestal, bem como temas relacionados à produção e ao uso sustentável das florestas e seus recursos naturais.

Destacam-se também os periódicos brasileiros Revista Brasileira de Ciência do Solo (RBCS), Revista Árvore e Revista Caatinga. A RBCS, vinculada à Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, divulga pesquisas sobre o uso sustentável do solo, manutenção da produtividade, segurança alimentar e mitigação das mudanças climáticas. A Revista Árvore,

vinculada a Sociedade de Investigações Florestais (SIF) e ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), publica pesquisas sobre Ciência Florestal. A Revista Caatinga, vinculada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), publica pesquisas relacionadas às Ciências Agrárias e aos Recursos Naturais.

As palavras-chave mais utilizadas na indexação dos artigos relacionados a biomassa e ao estoque de C na Caatinga foram: *Brazil*, *biomass*, *Caatinga*, *forestry*, *dry forest* e *semiarid region*. Por outro lado, as palavras-chave *organic carbon* e *soil carbon* aparecem com menor frequência, o que pode indicar uma lacuna ou menor volume de pesquisas sobre estoque de C no solo na Caatinga (Figura 7).

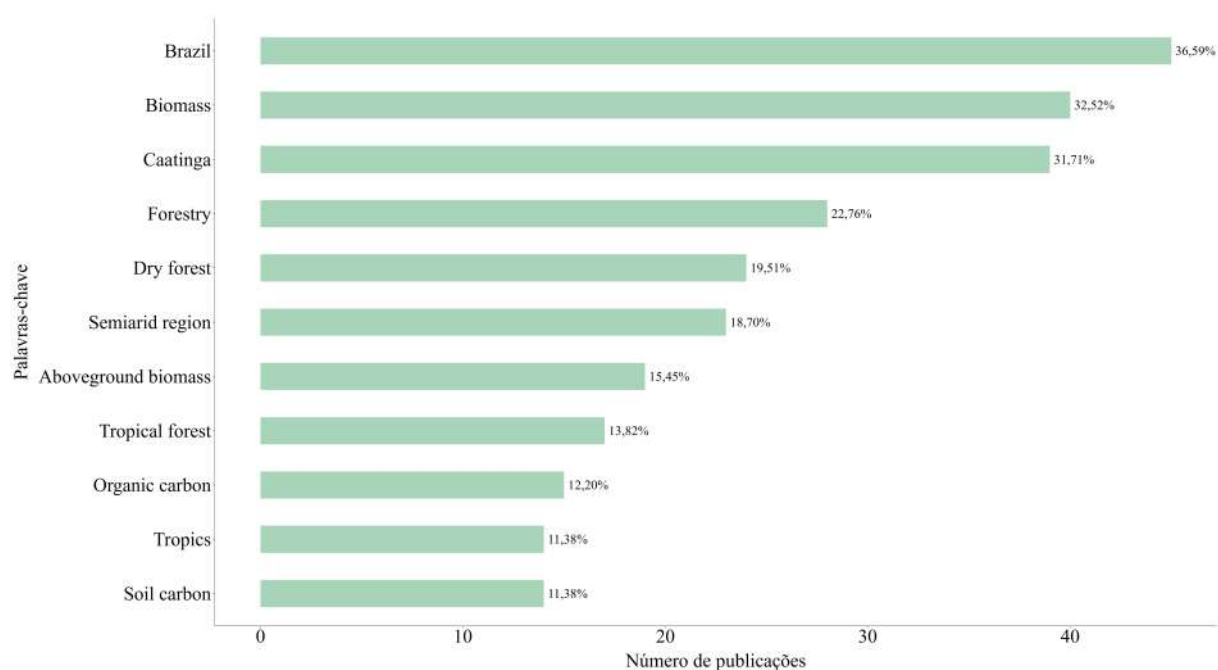
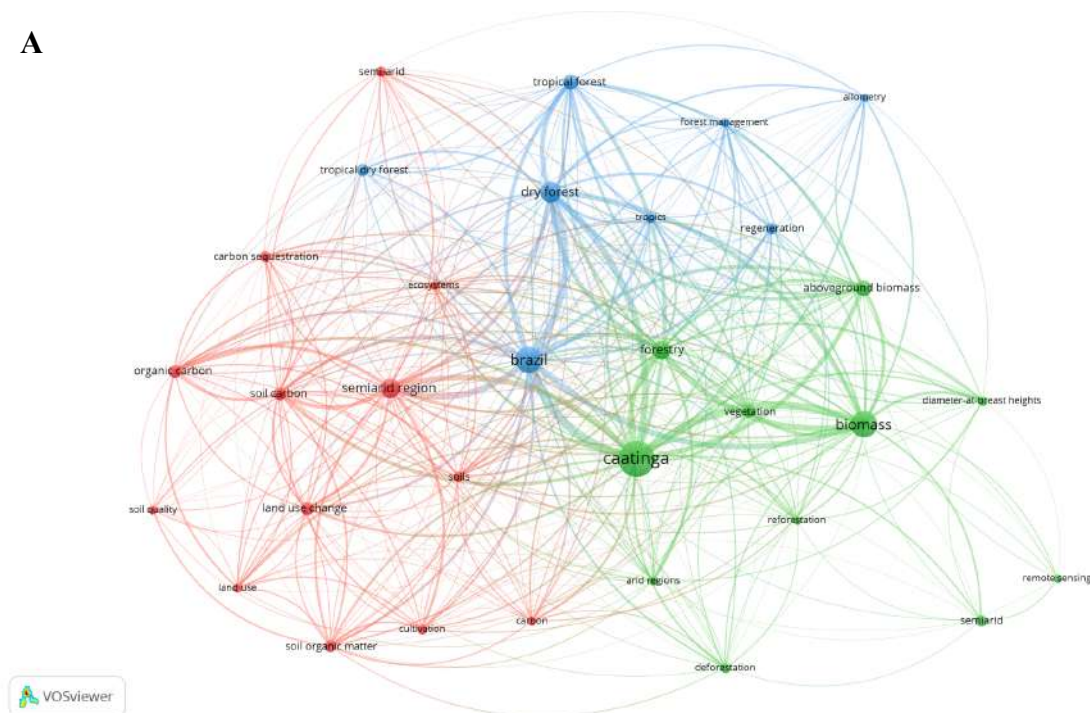


Figura 7. Principais palavras-chave em publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

A rede de interação exibe as 32 principais palavras-chave associadas aos artigos publicados sobre biomassa e estoque de C na Caatinga (Figura 8). Os termos *Caatinga*, *Brazil*, *biomass*, *dry forest*, *semiarid region* e *forestry* destacam-se como os mais frequentes, ocupando posições centrais e conectando diferentes agrupamentos. As linhas mais espessas indicam conexões mais fortes, demonstrando que esses termos coocorrem com maior frequência (Figura 8A).

A



B

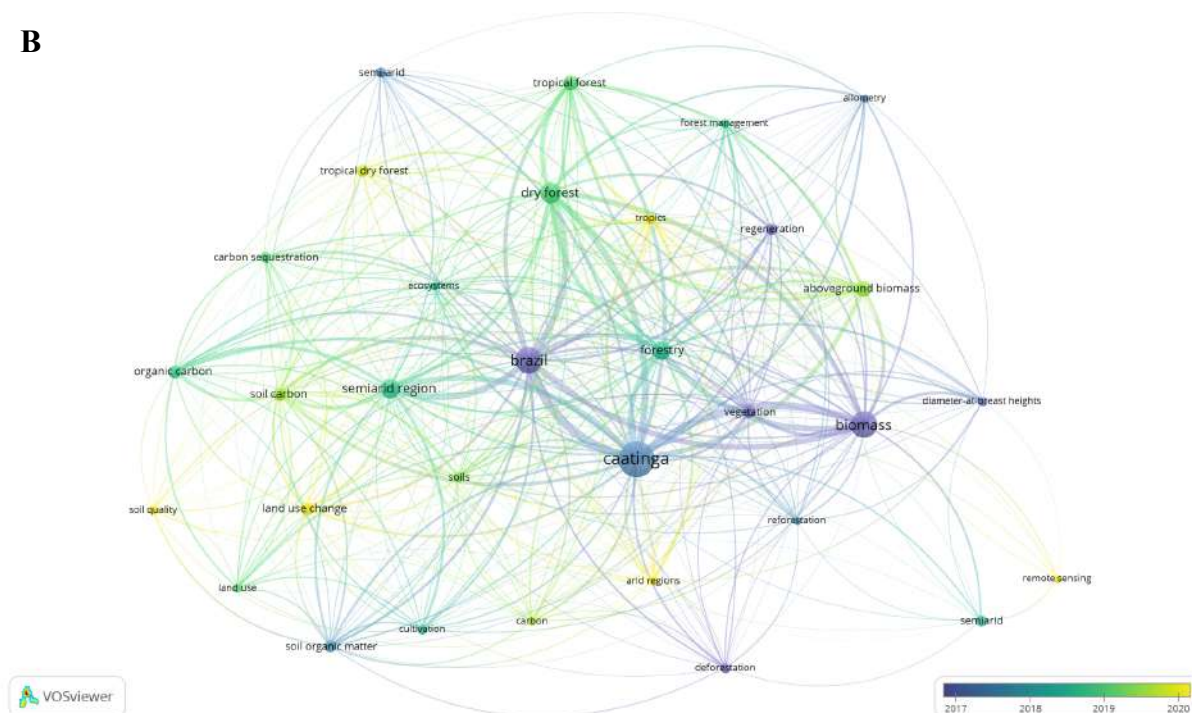


Figura 8. Rede de coocorrência das principais palavras-chave em publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (A). Rede temporal de coocorrência das principais palavras-chave em publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (B).

Foram identificados três agrupamentos principais na rede de interação de palavras-chave, representando diferentes focos temáticos (Figura 8A). A proximidade entre os termos em cada agrupamento indica conexões conceituais ou contextuais mais fortes. O agrupamento verde inclui termos como *Caatinga*, *forestry*, *biomass*, *aboveground biomass* e *vegetation*. O

agrupamento vermelho concentra termos como *semiarid region*, *soil carbon*, *organic carbon*, *soil organic matter* e *land use change*. O agrupamento azul inclui termos como *Brazil*, *dry forest*, *tropical forest*, *forest management* e *regeneration*. Os artigos abordam de maneira integrada aspectos como produção de biomassa, C do solo e práticas de manejo florestal, demonstrando a interdisciplinaridade das pesquisas conduzidas sobre biomassa e estoque de C na Caatinga.

A evolução temporal do uso das palavras-chave demonstra que *Caatinga*, *Brazil* e *biomass* são termos centrais que conectam abordagens emergentes (Figura 8B). Os termos *aboveground biomass* e *remote sensing* destacam-se em publicações mais recentes, devido ao surgimento de novas abordagens metodológicas e avanços tecnológicos para a estimativa da biomassa acima do solo na Caatinga (Carvalho *et al.*, 2023; Jesus *et al.*, 2023a; Jesus *et al.*, 2023b; Machado *et al.*, 2023; Moura *et al.*, 2023; Santos *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2023a; Sousa Júnior *et al.*, 2023).

Os termos *soil carbon*, *soil quality* e *land use change* também se destacam em publicações mais recentes (Figura 8B). Esses estudos buscam compreender os impactos da degradação e das mudanças no uso da terra nos estoques de C no solo na Caatinga (Freitas *et al.*, 2022; Gava *et al.*, 2022; Medeiros *et al.*, 2022; Santana *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2022; Medeiros *et al.*, 2023; Primo *et al.*, 2023; Tonucci *et al.*, 2023).

Os artigos publicados englobaram todos os estados de ocorrência da Caatinga (Figura 9). Delimitada pela Mata Atlântica e pelo Cerrado, a Caatinga se estende pelos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe e o norte de Minas Gerais (Figura 9A). Predominaram pesquisas nos estados de Pernambuco e Ceará (Figura 9B), os quais concentraram 59,35% do total de publicações sobre a temática.

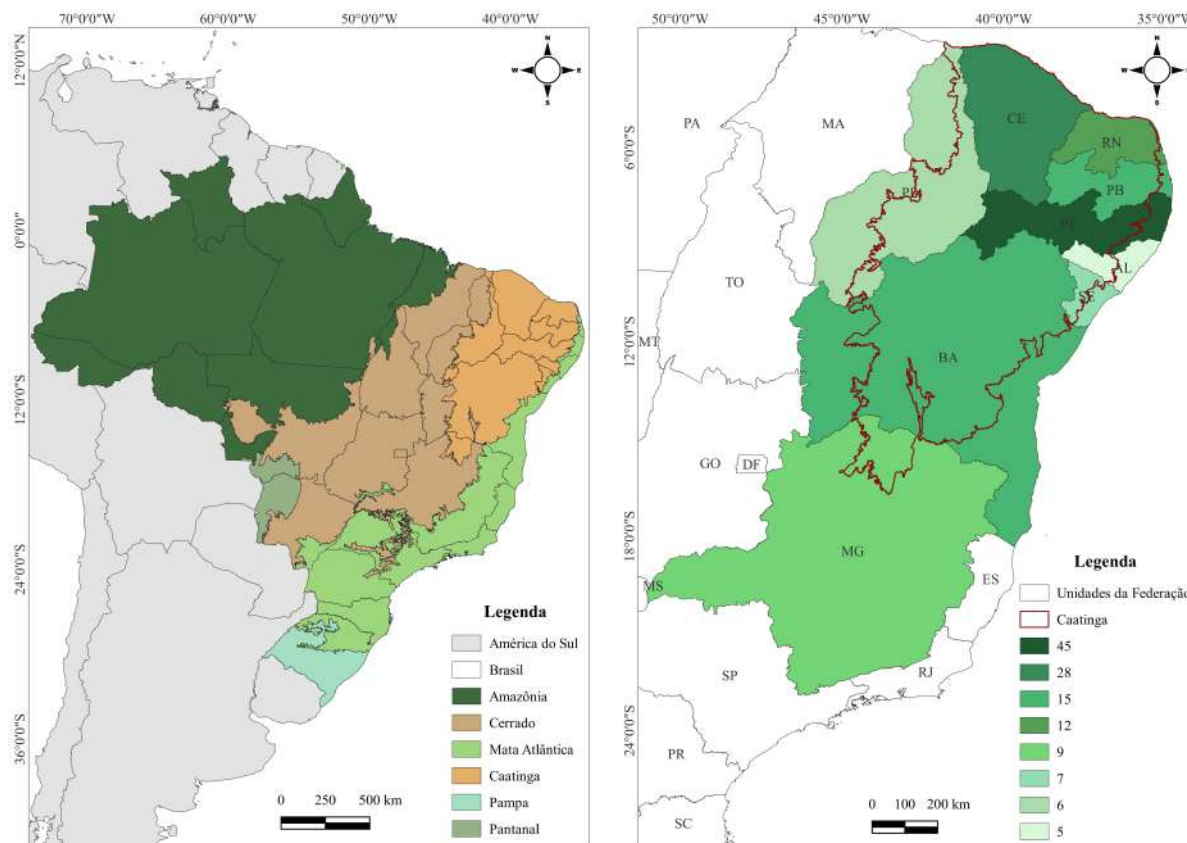


Figura 9. (A) Distribuição dos biomas brasileiros. (B) Distribuição espacial das publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

O elevado número de pesquisas no estado de Pernambuco pode ser atribuído a atuação de instituições como a UFRPE, UFPE, Embrapa Semiárido, Embrapa Solos e a Associação de Plantas do Nordeste (APNE) (Figura 5). Essas instituições são representadas por pesquisadores ativos na área. Além disso, destaca-se atuação da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), que tem incentivado e fomentado de forma contínua à realização de pesquisas na Caatinga pernambucana. Por outro lado, os estados com menor número de pesquisas foram Alagoas, Piauí e Sergipe (Figura 9B).

De maneira geral, as pesquisas sobre biomassa e estoque de C no solo na Caatinga concentram-se na avaliação dos impactos das mudanças no uso da terra sobre esses atributos. As áreas de Caatinga conservada foram abordadas em 50% das publicações sobre a temática, porque são amplamente utilizadas como ecossistemas de referência (Figura 10).

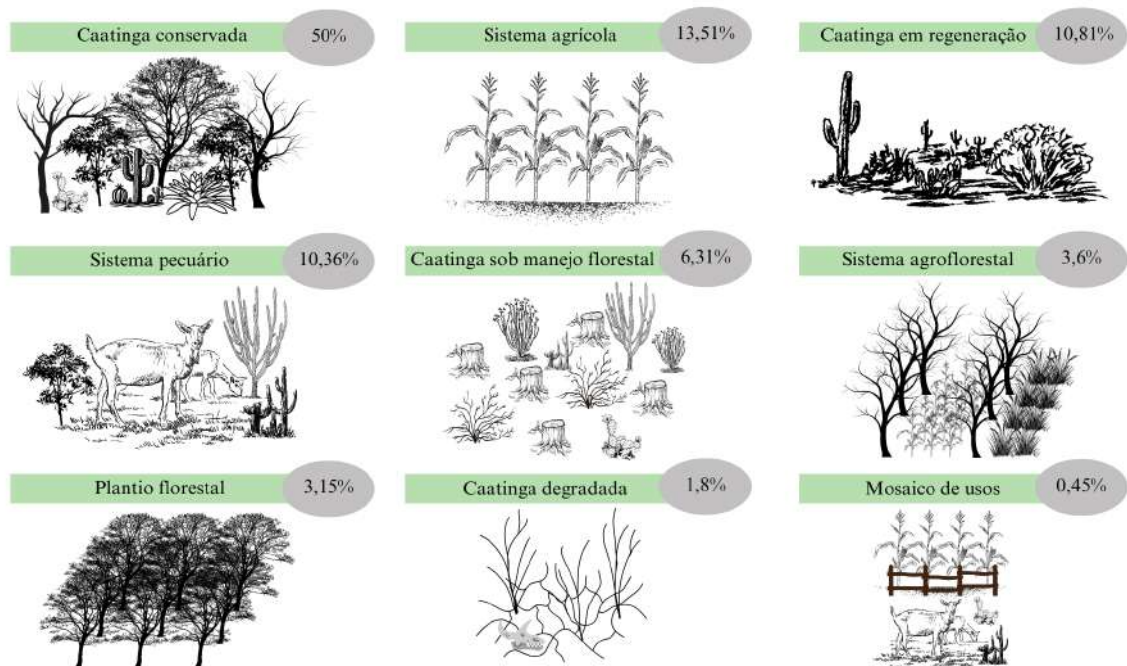


Figura 10. Principais tipos de uso e cobertura da terra associados às publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

As mudanças no uso da terra na Caatinga, incluindo a conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas ou pastagens, a prática de agricultura itinerante e a exploração desordenada dos recursos florestais, resultaram em alterações significativas na cobertura vegetal ao longo dos séculos (Nascimento *et al.*, 2022; Lopes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024b). Essas práticas, frequentemente realizadas de maneira insustentável, envolvem a remoção de madeira, queima de resíduos, extração de tocos e cultivo de culturas como feijão, milho e macaxeira, além da criação extensiva de gado, cabras e ovelhas (Oliveira *et al.*, 2023a; Primo *et al.*, 2023; Lima *et al.*, 2024).

A conversão da vegetação nativa em sistemas agrícolas e pecuários contribui para a diminuição dos estoques de C na biomassa e no solo (Schulz *et al.* 2016; Schulz *et al.* 2018; Menezes *et al.*, 2021; Medeiros *et al.*, 2022; Santana *et al.*, 2022; Medeiros; Cesário; Maia, 2023; Souza Júnior *et al.* 2023; Primo *et al.*, 2023). No entanto, apenas 13,51% e 10,36% das pesquisas realizadas avaliaram, respectivamente, os impactos dos sistemas agrícolas e pecuários na liberação e armazenamento de C (Figura 10).

Além disso, a mudança no uso da terra transformou a paisagem da Caatinga em um mosaico de pequenos fragmentos florestais em diferentes estágios de regeneração (Althoff *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2023a; Kulka *et al.* 2024; Santos *et al.*, 2024b). Como consequência, extensas áreas de solo ficam expostas devido à limitada ou ausente cobertura vegetal. Ressalta-

se que a degradação do solo na Caatinga é frequentemente desencadeada pela remoção da vegetação nativa (Rezende *et al.*, 2022).

Nesse contexto, áreas em processo de regeneração natural, avaliadas em apenas 10,81% das publicações (Figura 10), são fundamentais para compreender a dinâmica da recuperação da biomassa e dos estoques de C no solo ao longo do tempo. Por outro lado, as áreas de Caatinga degradada, que representaram apenas 1,80% das avaliações, permanecem subexploradas, apesar de sua importância para a análise dos processos de degradação e recuperação (Figura 10).

Observa-se também a ausência de estudos que avaliem a dinâmica de recuperação da biomassa e dos estoques de C no solo em áreas onde foi utilizada a técnica de nucleação baseada no plantio de mudas em núcleos de alta diversidade. Essa técnica se destaca como uma alternativa viável e eficiente para acelerar o processo de regeneração natural em áreas degradadas da Caatinga (Socolowski *et al.*, 2021).

As áreas de Caatinga submetidas ao manejo florestal, seja por corte raso ou corte seletivo por diâmetro ou espécie, apresentam redução da biomassa e dos estoques de C no solo (Santos *et al.*, 2021; Lopes *et al.*, 2023). Apesar da importância dessa prática como alternativa para a exploração de produtos florestais madeireiros na Caatinga, apenas 6,31% das publicações avaliaram os impactos do manejo florestal na produção de biomassa e nos estoques de C no solo (Figura 10).

Os sistemas agroflorestais e os plantios florestais representam estratégias promissoras de uso sustentável da terra, com potencial para impulsionar a recuperação da Caatinga e mitigar as mudanças climáticas (Freitas *et al.*, 2022; Primo *et al.*, 2023; Tonucci *et al.*, 2023). Essas práticas favorecem o sequestro de C, contribuindo para a redução da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. No entanto, ainda recebem atenção limitada nos estudos relacionados à biomassa e aos estoques de C no solo na Caatinga (Figura 10).

De maneira geral, a biomassa foi o componente mais abordado nas pesquisas. O estoque de C no solo foi avaliado de forma exclusiva em apenas 7,38% dos estudos, enquanto a abordagem integrada entre biomassa e estoque de C no solo foi observada em 31,45% dos artigos publicados (Figura 11). Na Caatinga, a maior parcela do C está armazenada na matéria orgânica do solo (72,1%), seguida pela biomassa acima do solo (15,9%), biomassa abaixo do solo (7,3%), madeira morta (2,9%), serapilheira (1,3%) e biomassa herbácea (0,5%) (Menezes *et al.*, 2021). Assim, o solo representa o principal reservatório de C na Caatinga, evidenciando a importância de estudos relacionados à avaliação dos estoques de C no solo em diferentes usos

da terra. Esses estudos são fundamentais para subsidiar estratégias de recuperação, manejo sustentável e mitigação das mudanças climáticas na região semiárida.

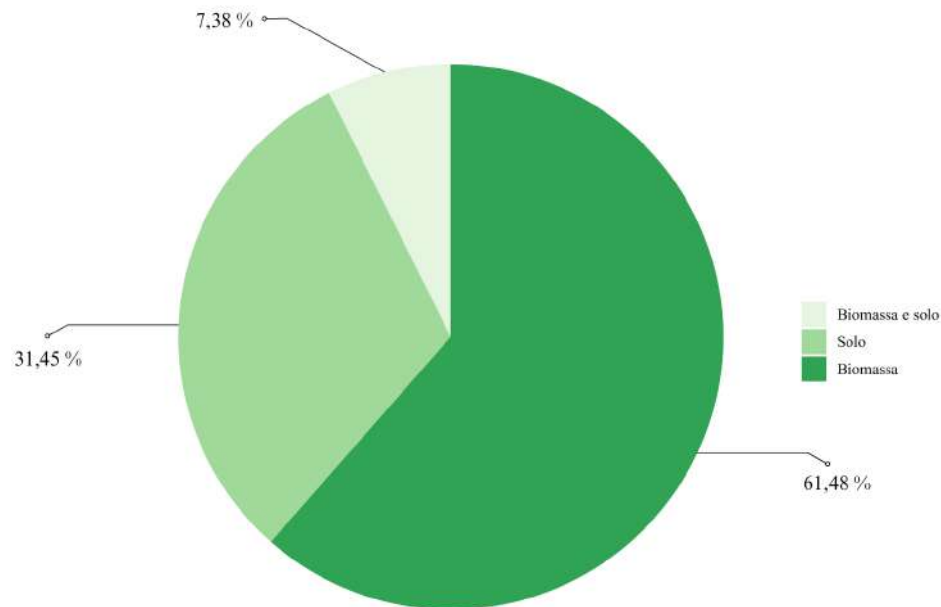


Figura 11. Componentes avaliados nas publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga.

Quanto ao período de avaliação da biomassa e do estoque de C no solo, observa-se que a maioria dos estudos (57,38%) não informou o período avaliado. Em seguida, destacam-se os estudos realizados durante os períodos chuvoso e seco (18,25%) e exclusivamente no período chuvoso (13,11%). Os demais períodos de avaliação apresentaram contribuições inferiores a 5% (Figura 12). A predominância de estudos que não informam o período avaliado limita a compreensão dos impactos da sazonalidade da precipitação na dinâmica do sequestro de C na Caatinga.

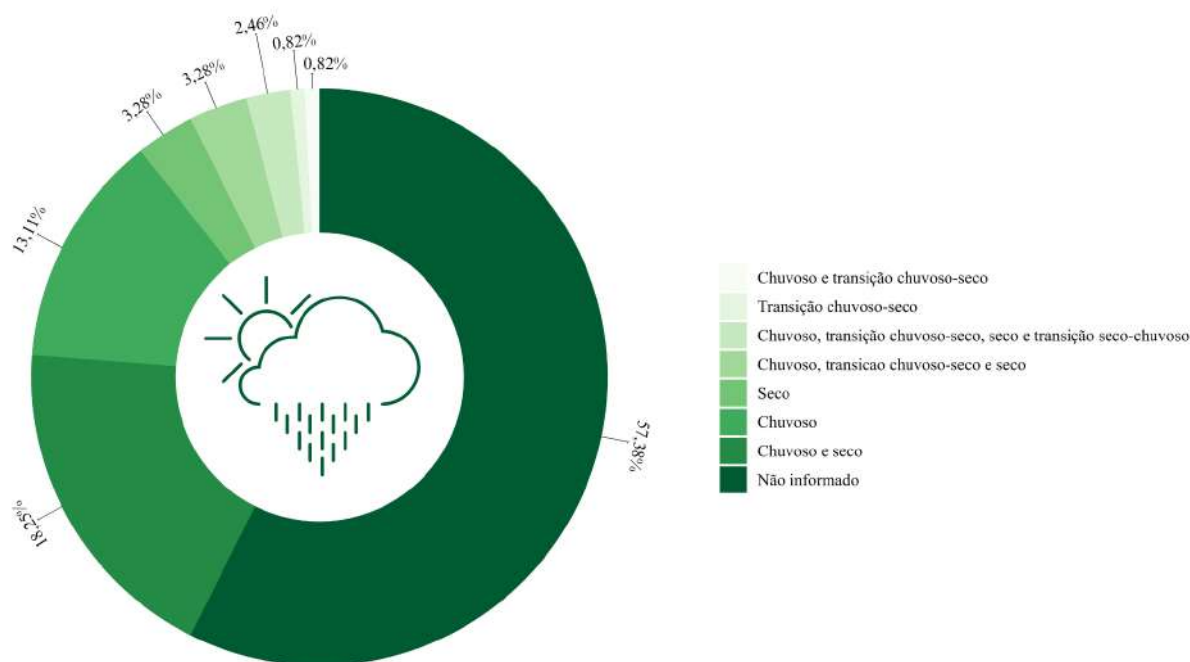


Figura 12. Período de avaliação da biomassa e do estoque de carbono em estudos na Caatinga.

Na Caatinga, a produtividade do ecossistema está diretamente relacionada à sazonalidade da precipitação (Oliveira *et al.*, 2021a; Sousa *et al.*, 2022). Durante o período chuvoso, as taxas fotossintéticas são mais elevadas devido a maior disponibilidade de água, resultando na máxima fixação de C e aumento da produção de biomassa (Gava *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2022; Sousa *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024). Em função disso, 13,11% dos estudos priorizam avaliações nesse período (Figura 12).

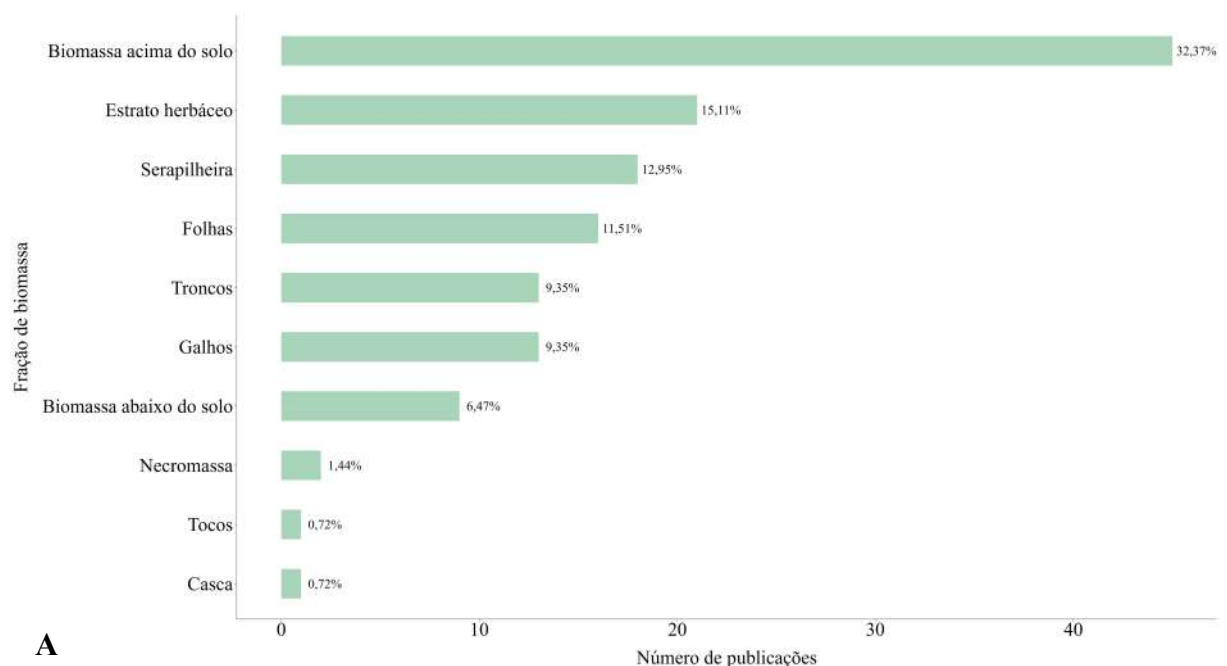
Por outro lado, no período seco, a vegetação da Caatinga atinge seu nível mínimo de atividade fisiológica devido ao déficit hídrico, que promove a queda das folhas, reduz a fixação de CO₂ e induz a dormência da maioria das espécies (Mendes *et al.*, 2021; ousa *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024). A redução da cobertura foliar limita a fixação de CO₂ a poucas espécies semidecíduas capazes de manter suas folhas ao longo do ano (Mendes *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2021). Assim, a disponibilidade de água emerge como um fator determinante no sequestro de C na Caatinga (Mendes *et al.*, 2020; Mendes *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2021; Fernandes *et al.*, 2023; Mendes *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024).

Além disso, os estoques de C no solo variaram em função da sazonalidade da precipitação (Santos *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2019a). Na Caatinga, os estoques de C no solo tendem a ser mais elevados no período seco, uma vez que a maior disponibilidade de água durante o período chuvoso intensifica a atividade biológica do solo, resultando na rápida decomposição da matéria orgânica (Corrêa *et al.*, 2021). Essa dinâmica está associada à

sensibilidade dos microrganismos às variações na umidade do solo (Tonucci *et al.*, 2023). Araújo Filho *et al.* (2018) destacam ainda que as elevadas temperaturas ao longo do ano estabelecem condições favoráveis para a rápida decomposição da matéria orgânica, especialmente em solos com níveis mais elevados de umidade.

Como resultado, durante o período chuvoso, o solo passa a liberar C em vez de armazená-lo (Abril; Melo; Noe, 2013). Althoff *et al.* (2018a) reforçam que o acúmulo de C no solo é mais expressivo em anos mais secos, enquanto em anos mais úmidos, a intensificação da decomposição da matéria orgânica resulta na liberação de uma parte significativa do C previamente armazenado para a atmosfera. Esses fatores reforçam a importância de considerar a sazonalidade da precipitação na avaliação dos estoques de C na Caatinga, dado que os períodos chuvoso e seco influenciam diretamente os padrões de fixação e armazenamento de C no ecossistema.

A biomassa acima do solo, composta por árvores e arbustos, foi avaliada em 32,37% dos estudos (Figura 13A). As árvores e os arbustos representam o principal reservatório de biomassa acima do solo na Caatinga. O estoque de biomassa pode ser estimado utilizando equações alométricas e ferramentas de sensoriamento remoto. Esses fatores justificam a predominância de estudos que avaliaram a biomassa de árvores e arbustos na Caatinga. Em seguida, destacam-se a biomassa do estrato herbáceo, serapilheira, folhas, troncos e galhos (Figura 13A).



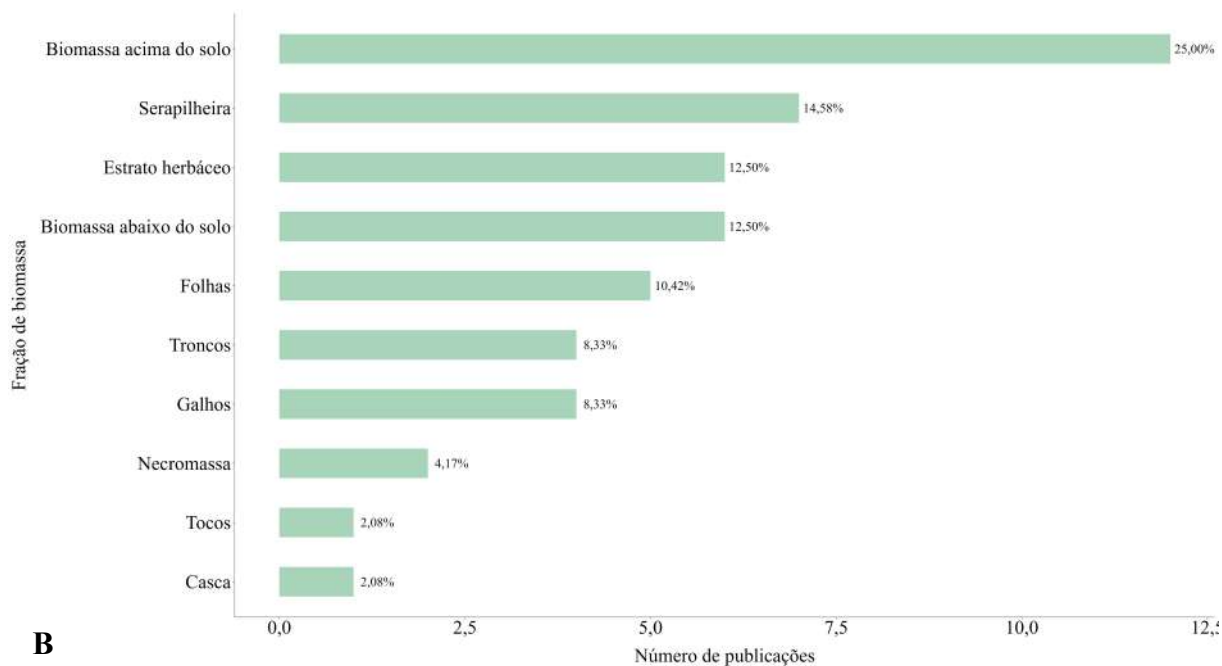


Figura 13. Frações de biomassa avaliadas nas publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (A). Estoque de carbono nas frações de biomassa avaliadas nas publicações sobre biomassa e estoque de carbono na Caatinga (B).

Por outro lado, as frações de biomassa menos estudadas incluem a biomassa abaixo do solo, necromassa, tocos e casca (Figura 13A), evidenciando lacunas significativas na análise de compartimentos menos acessíveis ou visíveis. Araujo *et al.* (2023a) sugerem que a dificuldade associada à coleta de raízes pode ser um fator que contribui para o menor número de estudos avaliando essa fração da biomassa.

No entanto, apenas 17,07% dos estudos sobre biomassa na Caatinga quantificaram o estoque de C. Entre esses estudos, 25% avaliaram a biomassa acima do solo (árvores e arbustos), seguido pela serapilheira, estrato herbáceo, biomassa abaixo do solo, folhas, troncos, galhos, necromassa, tocos e casca (Figura 13B). Essas observações reforçam a necessidade de ampliar os estudos sobre os estoques de C em diferentes frações da biomassa, visando identificar o potencial da Caatinga na mitigação das mudanças climáticas e na prestação de serviços ecossistêmicos.

O método destrutivo foi o mais utilizado para a determinação da biomassa (40,74%), seguido pelo método não destrutivo usando equações (39,81%) e pelo sensoriamento remoto (15,74%) (Figura 14). O método destrutivo se destaca pela sua aplicação na determinação da biomassa de diferentes compartimentos, como o estrato herbáceo, serapilheira, necromassa e biomassa abaixo do solo.

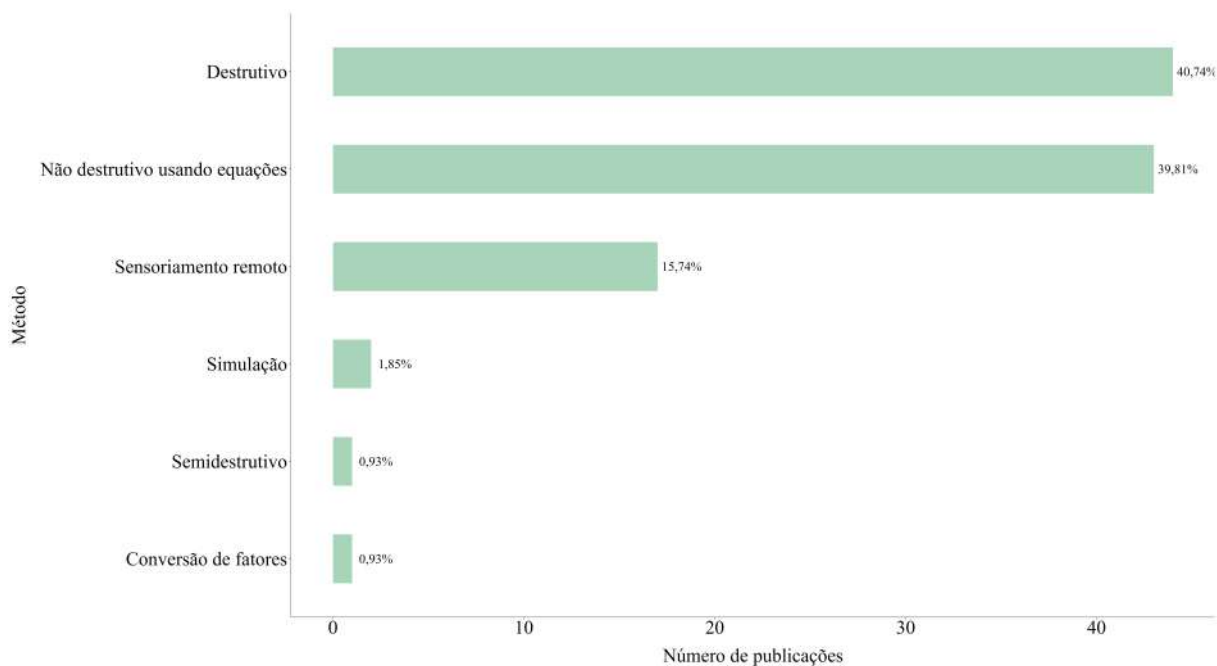


Figura 14. Métodos utilizados para determinação da biomassa na Caatinga.

Além disso, o método destrutivo é utilizado para o ajuste de equações alométricas e a validação dos dados obtidos por sensoriamento remoto (Sampaio; Silva, 2005; Silva; Sampaio, 2008; Sampaio *et al.*, 2010; Abreu *et al.*, 2016; Barreto *et al.*, 2018; Lana *et al.*, 2018; Abreu *et al.*, 2020; Carvalho *et al.*, 2023). Embora ofereça alta precisão, o método destrutivo apresenta limitações relacionadas aos elevados custos, à demanda de tempo e à necessidade de mão de obra especializada para o corte e pesagem das plantas (Lima Júnior *et al.*, 2014; Barreto *et al.*, 2018; Luz *et al.*, 2021; Carvalho *et al.*, 2023). A natureza destrutiva do método o torna inviável para aplicação em larga escala (Carvalho *et al.*, 2023).

O método não destrutivo usando equações é amplamente utilizado para a estimativa da biomassa da vegetação arbustiva-arbórea da Caatinga. Esse método requer a realização de inventários florestais para a mensuração de variáveis dendrométricas de interesse, como o diâmetro na base da árvore, diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) e altura total (H). Essas variáveis são utilizadas como parâmetros de entrada nas equações alométricas, possibilitando a estimativa da biomassa sem a necessidade de corte da vegetação. Entre as vantagens desse método destacam-se o baixo custo, a menor demanda por mão de obra e a preservação da integridade da vegetação (Lima Júnior *et al.*, 2014; Barreto *et al.*, 2018; Araujo *et al.*, 2023a; Carvalho *et al.*, 2023).

No entanto, as equações propostas para a estimativa da biomassa apresentam erros inerentes, os quais se somam aos erros não amostrais decorrentes das medições de campo

(Araujo *et al.*, 2023a). Assim, a precisão do método depende da utilização de equações adequadas às características específicas da vegetação local e garantia da qualidade das medições de campo.

O uso do sensoriamento remoto para a estimativa da biomassa acima do solo na Caatinga apresenta como vantagens a ampla cobertura espacial e a possibilidade de realizar análises temporais, permitindo avaliar a capacidade de regeneração da vegetação após intervenções antrópicas e a influência da sazonalidade da precipitação na produção de biomassa. No entanto, a principal limitação associada ao uso do sensoriamento remoto reside na necessidade de dados de campo para a calibração e validação das estimativas.

As equações desenvolvidas por Sampaio e Silva (2005) e Silva e Sampaio (2008) foram utilizadas em 61,82% dos artigos publicados sobre biomassa na Caatinga. Destacam-se também as equações propostas por Chave *et al.* (2014), Barreto *et al.* (2018), Sampaio *et al.* (2010) e Lana *et al.* (2018). Em relação as equações com utilização inferior a 5%, com exceção da equação de Chave *et al.* (2005), as demais foram desenvolvidas para estimativa da biomassa na Caatinga em locais específicos (Figura 15).

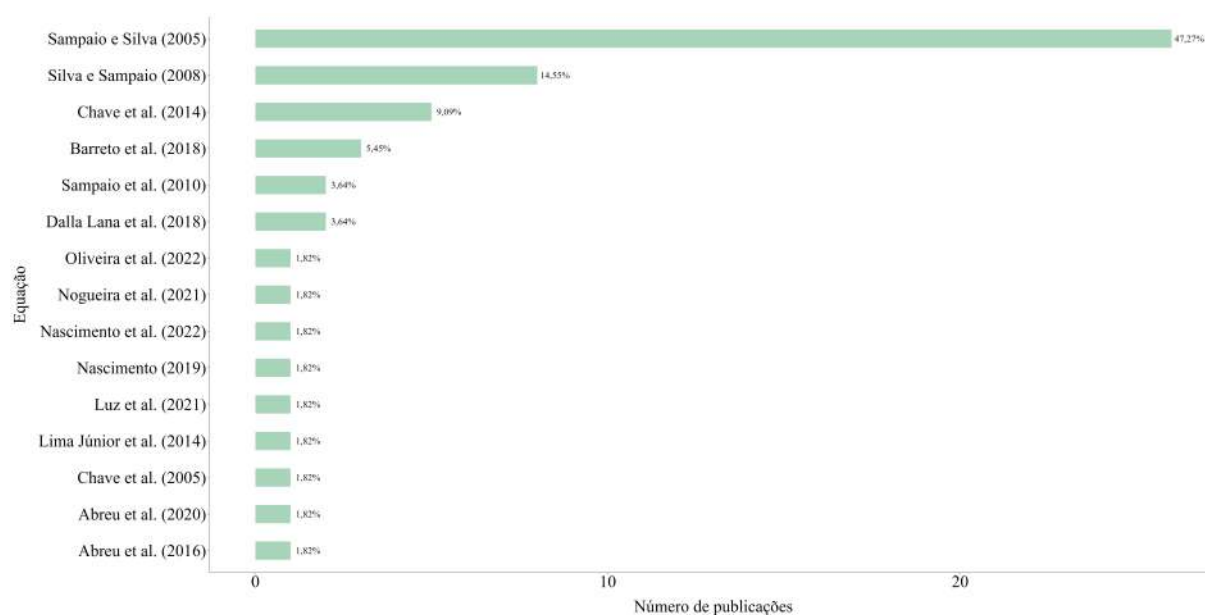


Figura 15. Equações utilizadas para determinação da biomassa na Caatinga.

Sampaio e Silva (2005), Silva e Sampaio (2008) e Sampaio *et al.* (2010) desenvolveram equações para a estimativa da biomassa de espécies da Caatinga. Essas equações são amplamente utilizadas devido ao pioneirismo dos estudos e à representatividade das espécies arbóreas e arbustivas comumente encontradas na Caatinga. As equações de Chave *et al.* (2005) e Chave *et al.* (2014) são modelos generalistas amplamente aplicados para a estimativa da

biomassa de árvores em florestas tropicais. Barreto *et al.* (2018) e Lana *et al.* (2018) desenvolveram equações com aplicação regional para a estimativa da biomassa de espécies da Caatinga.

A biomassa acima do solo na Caatinga apresenta elevada variação espacial (Luz *et al.*, 2021). Castanho *et al.* (2020) abordam que o clima define a macrovariabilidade da biomassa associada às diferentes fisionomias, abrangendo desde solos expostos e formações herbáceas até florestas decíduas espinhosas, florestas secas decíduas/semidecíduas e florestas úmidas de altitude. A mesovariabilidade corresponde ao atual uso da terra, como áreas preservadas, abandonadas, pastagens e extração seletiva de madeira. A microvariabilidade refere-se à idade do estágio de regeneração da área, que pode variar de zero até o total de anos em processo de regeneração.

Souza *et al.* (2019b) reforçam que a elevada variação da biomassa na Caatinga resulta da interação entre precipitação, idade das áreas e riqueza de espécies. Maia *et al.* (2020) destacam que fatores como disponibilidade de água, temperatura e textura do solo são determinantes para a produção de biomassa, bem como para a riqueza e diversidade na Caatinga. Kulka *et al.* (2024) e Maciel *et al.* (2024) enfatizam que a produtividade, a riqueza e a diversidade estão diretamente relacionadas à fertilidade do solo e a disponibilidade de água e nutrientes.

Nesse contexto, observa-se uma lacuna no desenvolvimento de equações que considerem as condições edafoclimáticas locais, as quais influenciam diretamente a produção de biomassa e a estrutura da vegetação na Caatinga. Além disso, ainda são limitadas equações para estimativa da biomassa de cactáceas e de áreas em processo de regeneração. Destacam-se os estudos de Sampaio e Silva (2005), que desenvolveram uma equação específica para o cacto *Cereus jamacaru* DC. (Mandacaru), e de Sampaio *et al.* (2010), que fornece equações para estimar a biomassa de espécies da Caatinga em regeneração.

O método mais utilizado para a determinação do estoque de C na biomassa foi a conversão de fatores (72,73%), seguido pelo método destrutivo (13,64%) e pela simulação (9,09%) (Figura 16). Os fatores de conversão representam a proporção do peso seco da biomassa que corresponde ao carbono. O método destrutivo consiste na coleta de amostras em campo e análise química para determinar o teor de carbono. Esse método fornece resultados mais precisos e específicos para uma determinada região (Araujo *et al.*, 2023). A simulação se baseia em dados de inventários florestais e ecológicos para estimativas do estoque de C da biomassa.

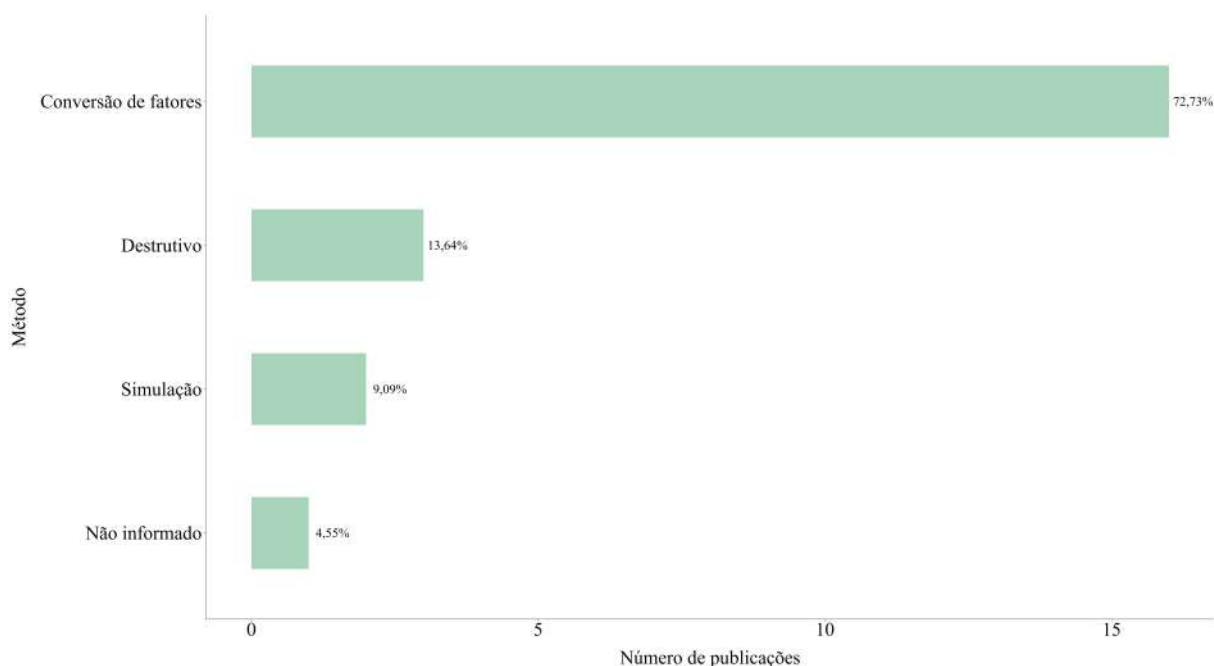


Figura 16. Métodos utilizados para a determinação do estoque de carbono na biomassa na Caatinga.

Para a biomassa acima do solo (árvores e arbustos), os fatores de conversão utilizados variaram de 0,41 a 0,50, enquanto para a serapilheira variaram de 0,43 a 0,47. O fator de conversão adotado para o estrato herbáceo foi de 0,37 e para a biomassa abaixo do solo, galhos e tocos foi de 0,45. Destaca-se que apenas os estudos de Vieira *et al.* (2009), Pereira Junior *et al.* (2016) e Lana *et al.* (2018) determinaram os teores de C da biomassa da Caatinga pelo método direto. Os demais estudos correspondem a fatores de conversão genéricos desenvolvidos para as florestas tropicais (Tabela 1).

O IPCC (2006) recomenda um fator de conversão médio de 47% para florestas tropicais. No entanto, Pereira Junior *et al.* (2016) sugerem fatores de conversão específicos para a Caatinga: 0,45 para a biomassa acima do solo e tocos, 0,43 para a serapilheira e 0,38 para o estrato herbáceo. Os teores e estoques de C na Caatinga variam entre espécies devido à diversidade de condições ambientais e às características morfofisiológicas (Vieira *et al.*, 2009; Althoff *et al.*, 2018b; Lana *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). Lana *et al.* (2019) observaram teores de carbono de 45% a 49% no tronco, 41% a 47% em galhos finos, 45% a 48% em galhos grossos e 43% a 49% nas folhas de diferentes espécies da Caatinga. Silva *et al.* (2022) encontraram teores de carbono entre 44,8% e 45,43% nas folhas e entre 45,14% e 45,31% no lenho. Dessa forma, a utilização de um fator de conversão uniforme pode levar à subestimação ou superestimação dos estoques de C (Thomas e Martin, 2012; Ma *et al.*, 2018).

Tabela 1. Fatores de conversão utilizados para a determinação do estoque de carbono em diferentes frações da biomassa na Caatinga.

Fração de biomassa	Fator	Artigos (%)	Referências
Biomassa acima do solo	0,41 a 0,49	12,50	Lana <i>et al.</i> (2019)
			Chazdon (2012)
	0,45	31,25	Mendonça <i>et al.</i> (2013)
			Pereira Junior <i>et al.</i> (2016)
	0,47	6,25	IPCC (2006)
	0,48	6,25	Phillips <i>et al.</i> (1998)
			Krankina e Harmon (1995)
			Clark <i>et al.</i> (2001)
	0,5	18,75	Soares e Oliveira (2002)
			Peichl e Arain (2006)
Cierjacks <i>et al.</i> (2010)			
Soares <i>et al.</i> (2011)			
Serapilheira	0,47	12,50	IPCC (2006)
	0,43	6,25	Pereira Junior <i>et al.</i> (2016)
Estrato herbáceo	0,38	12,50	Pereira Junior <i>et al.</i> (2016)
Biomassa abaixo do solo	0,45	6,25	Chazdon (2012)
Galhos	0,45	6,25	Vieira <i>et al.</i> (2009)
Tocos	0,45	6,25	Pereira Junior <i>et al.</i> (2016)
Não informado	-	6,25	-

O método mais utilizado para a determinar o teor de C no solo na Caatinga foi a combustão úmida (54,17%), seguida pela combustão seca (35,42%) e simulação (6,25%) (Figura 17). A ampla utilização da combustão úmida se deve à sua acessibilidade e baixo custo. Por outro lado, o uso limitado da combustão seca está relacionado ao alto custo e à necessidade de equipamentos específicos. O uso reduzido de simulações indica que esse método ainda não foi suficientemente explorado.

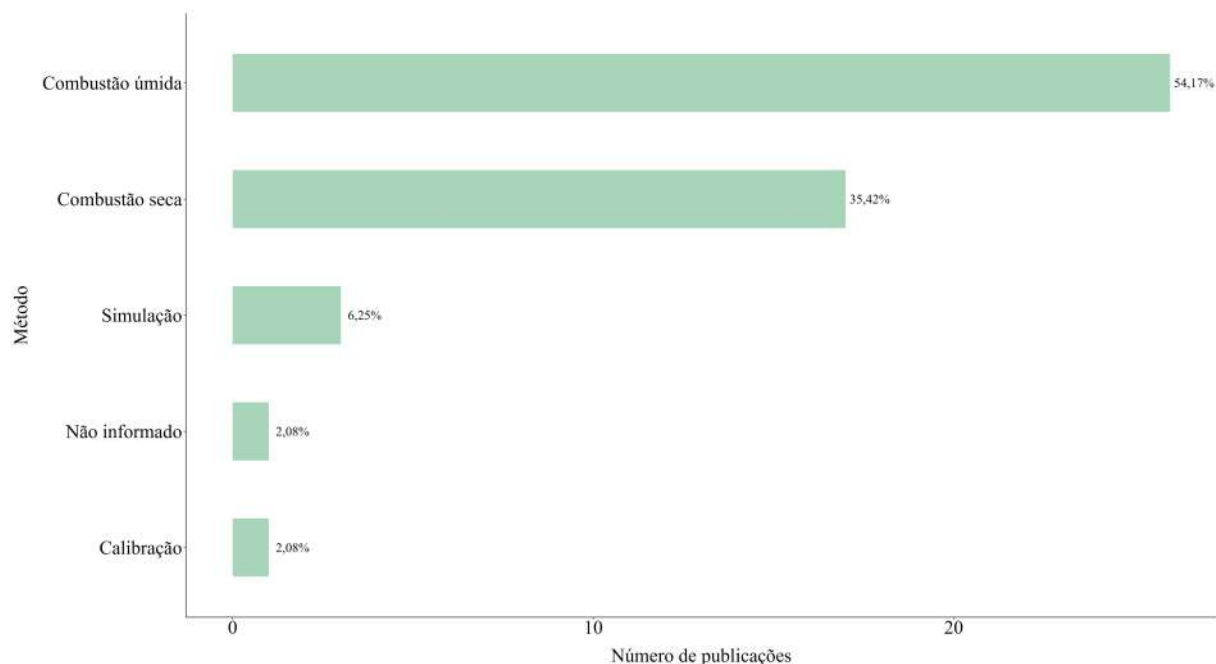


Figura 17. Métodos utilizados para a determinação do carbono no solo na Caatinga.

Os estoques de C no solo foram avaliados em profundidades que variam de 0 até mais de 100 cm (Figura 18). No entanto, a maioria dos estudos se concentrou nas camadas mais superficiais do solo. Destacam-se os estudos que avaliaram os estoques de C no solo até 20 cm (24,24%), 10 cm (20,24%), 30 cm (10,12%), 40 cm (10,12%) e 5 cm (8,93%) de profundidade (Figura 18). A predominância de estudos nas camadas superficiais está relacionada às características dos solos da Caatinga, que geralmente são menos profundos ou rasos (Galindo *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2023b).

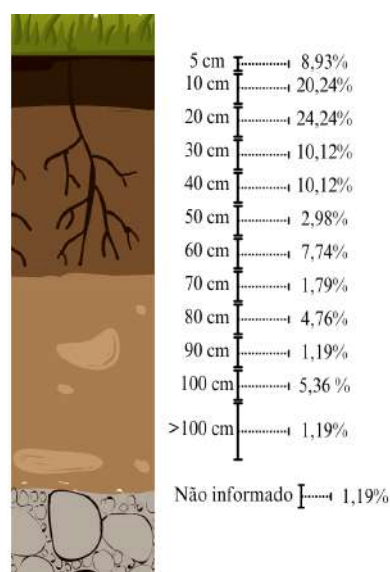


Figura 18. Profundidades de solo avaliadas para a determinação do estoque de carbono na Caatinga.

Além disso, os maiores estoques de C no solo são encontrados nas camadas mais superficiais, com redução progressiva à medida que a profundidade aumenta (Sacramento *et al.*, 2018; Santana *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2019; Andrade *et al.*, 2020; Corrêa *et al.*, 2021; Monroe *et al.*, 2021; Freitas *et al.*, 2022; Lourenço *et al.*, 2022; Medeiros *et al.*, 2022; Souza *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2023; Medeiros *et al.*, 2023; Tonucci *et al.*, 2023; Maciel *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024a; Santos *et al.*, 2024b; Tomaz *et al.*, 2024). Esse padrão resulta da deposição de matéria orgânica na superfície do solo, proveniente da serapilheira, da presença de sistemas radiculares abundantes e extensos e da exsudação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas (Andrade *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2023; Santos *et al.*, 2024b).

Embora os solos da Caatinga sejam geralmente menos profundos ou rasos e apresentem maiores estoques de C nas camadas superficiais, a escassez de dados em maiores profundidades pode resultar na subestimativa dos estoques totais de C no solo da Caatinga. Essa lacuna compromete a compreensão do real potencial de sequestro de C e da resiliência dos ecossistemas frente a mudanças no uso da terra ou eventos climáticos extremos.

Diante disso, torna-se fundamental considerar as características de cada classe de solo e adotar abordagens metodológicas que incluam a quantificação dos estoques de C até o contato com a rocha nos solos menos profundos ou rasos e até pelo menos 100 cm de profundidade nos solos mais profundos. Essa estratégia reduziria a atual lacuna científica e permitiria uma avaliação mais precisa do potencial de sequestro de carbono, fornecendo subsídios consistentes para políticas públicas de mitigação das mudanças climáticas e manejo sustentável dos recursos naturais da Caatinga.

4. CONCLUSÃO

Os artigos publicados sobre biomassa e estoque de C na Caatinga aumentaram em número e complexidade ao longo do tempo. A consolidação de redes de colaboração entre pesquisadores e instituições impulsionou a produção científica. Esse avanço reflete a relevância dessa temática no contexto das mudanças climáticas e o crescente reconhecimento da Caatinga como um importante sumidouro de C. No entanto, a distribuição desses estudos permanece desigual, com maior concentração nos estados de Pernambuco e Ceará.

Os impactos dos sistemas agrícolas e pecuários na liberação e no armazenamento de C ainda são pouco investigados. Áreas de Caatinga sob manejo florestal, em recuperação ou degradadas são subexploradas, embora sejam fundamentais para compreender a dinâmica da recuperação da biomassa e dos estoques de C no solo ao longo do tempo. Sistemas

agroflorestais e plantios florestais, apesar do potencial para o sequestro de C, ainda recebem pouca atenção nos estudos sobre biomassa e estoques de C na Caatinga. Além disso, não foram encontrados estudos conduzidos em áreas protegidas, como unidades de conservação, áreas de preservação permanente ou reservas legais. Essas áreas são fundamentais para compreender a resiliência do ecossistema e subsidiar o desenvolvimento de estratégias efetivas de mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

A predominância de pesquisas sobre biomassa acima do solo contrasta com a escassez de estudos sobre biomassa abaixo do solo e necromassa. Além disso, a influência da sazonalidade da precipitação na dinâmica do sequestro e armazenamento de C raramente é abordada. Equações alométricas específicas para as condições climáticas e edáficas locais, bem como para cactáceas e áreas em regeneração, ainda são limitadas. Observa-se também a ampla utilização de fatores de conversão genéricos desenvolvidos para florestas tropicais, o que pode levar à superestimação ou subestimação dos estoques de C da Caatinga.

O avanço do conhecimento científico sobre biomassa e estoques de carbono na Caatinga depende da ampliação das investigações em áreas subexploradas e do desenvolvimento de metodologias adaptadas a diversidade de condições climáticas, edáficas e formas de vida presentes na Caatinga.

REFERÊNCIAS

- ABREU, J. C.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C.; SOARES, C. P. B.; TORRES, C. M. M. E.; FARIAS, A. A.; TAVARES JÚNIOR, I. S. Mixed models for biomass prediction in the semiarid zone of Pernambuco State, Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 128, p. e3246, 2020. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v48n128.10>
- ABREU, J. C.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C.; ALVES JUNIOR, F. T. Ajuste de modelos matemáticos lineares e não lineares para estimativa de biomassa e nutrientes de *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* no semiárido pernambucano. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 111, p. 739-750, 2016. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v44n111.20>
- ABRIL, A.; MERLO, C.; NOE, L. Realistic soil C sink estimate in dry forests of western Argentina based on humic substance content. **Journal of Arid Environments**, v. 91, p. 113-118, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.12.009>
- ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. de S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p. 26-34, 2018a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>

ALTHOFF, T. D.; SILVA, R. R.; MARTINS, J. C. R.; WANDERLEY, L. S. A.; SALES, A. T.; MENEZES, R. S. C. Simulation of aboveground biomass production under different rainfall scenarios and soil types in the Caatinga Biome, Brazil. **Revista Geama**, v. 4, n. 2, p. 13–18, 2018b.

ANDRADE, E. M.; VALBRUN, W.; ALMEIDA, A. M. M.; ROSA, G.; SILVA, A. G. R. Land-use effect on soil carbon and nitrogen stock in a seasonally dry tropical forest. **Agronomy**, v. 10, n. 2, p. 158, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10020158>

ARAUJO, E. C. G.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; PELISSARI, A. L.; ORSO, G. A.; SILVA, T. C. Global review and state-of-the-art of biomass and carbon stock in the Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 331, p. 117251, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117251>

ARAUJO, H. F. P.; CANASSA, N. F.; MACHADO, C. C. C.; TABARELLI, M. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18440, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>

ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C.; GARCIA, R.; SOUSA, R. A. Efeitos da manipulação da vegetação lenhosa sobre a produção e compartimentalização da fitomassa pastável de uma caatinga sucessional. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, n. 1, p. 11-19, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/s1516-35982002000100002>

ARAÚJO FILHO, R. N.; FREIRE, M. B. G. S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>

ARIA, M.; CUCCURULLO, C. Bibliometrix: an R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, p. 959-975, 2017. <https://10.1016/j.joi.2017.08.007>

BARRETO, T.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C.; ALMEIDA, C. C. S. Ajuste de modelos matemáticos à biomassa seca dos compartimentos de plantas lenhosas em área de Caatinga. **Scientia Forestalis**, v. 46, n. 118, p. 285-295, 2018. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v46n118.14>

BARROS, F. V.; LEWIS, K.; ROBERTSON, A. D.; PENNINGTON, R. T.; HILL, T. C.; MATTHEWS, C.; LIRA-MARTINS, D.; MAZZOCHINI, G. G.; OLIVEIRA, R. S.; ROWLAND, L. Cost-effective restoration for carbon sequestration across Brazil's biomes. **Science of the Total Environment**, v. 876, p. 162600, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162600>

BAAS, J.; SCHOTTEN, M.; PLUME, A.; CÔTÉ, G.; KARIMI, R. Scopus as a curated, high-quality bibliometric data source for academic research in quantitative science studies. **Quantitative Science Studies**, v. 1, n. 1, p. 377-386, 2020. http://dx.doi.org/10.1162/qss_a_00019

BORGES, C. K.; CARNEIRO, R. G.; SANTOS, C. A.; ZERI, M.; POCZTA, P.; CUNHA, A. P. M. A.; STACHLEWSKA, I. S.; SANTOS, C. A. C. Partitioning of water vapor and CO fluxes and underlying water use efficiency evaluation in a Brazilian seasonally dry tropical forest (Caatinga) using the Fluxpart model. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 142, p. 104963, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2024.104963>

CARVALHO, H. F. S.; SILVA, T. G. F.; GALVÍNCIO, J. D.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C.; SANTOS, C. V. B.; MIRANDA, R. Q.; NÓBREGA, R. L. B.; DOMINGUES, T. F.; SILVA, E. A.; MOURA, M. S. B. Use of terrestrial laser scanner for aboveground biomass estimation in a seasonally dry tropical forest. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 5, p. 2641-2657, 2023.

CASTANHO, A. D. A.; COE, M.; ANDRADE, E. M.; WALKER, W.; BACCINI, A.; CAMPOS, D. A.; FARINA, M. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest - Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 20190282, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>

CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ZAMBRANO, A. M. A.; AIDE, T. M.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; CRAVEN, D.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; CABRAL, G. A. L.; JONG, B. DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; CÉSAR, R. G.; HALL, J. S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LETCHER, S. G.; LOHBECK, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCIA, E.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; RODRÍGUEZ-VELAZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I. E.; RUÍZ, J.; SILDARRIAGA, J. G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; SWENSON, N. G.; URIARTE, M.; BREUGEL, M.; WAL, H.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, HANS.; VIEIRA, I. C. G.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, B.; POORTER, L. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1501639>

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B. C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSIDE, P. M.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W. A.; MULLER-LANDAU, H. C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B. W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E. M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C. M.; SILDARRIAGA, J. G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of

tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12629>

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CIERJACKS, A.; KLEINSCHMIT, B.; BABINSKY, M.; KLEINSCHROTH, F.; MARKERT, A.; MENZEL, M.; ZIECHMANN, U.; SCHILLER, T.; GRAF, M.; LANG, F. Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 173, n. 5, p. 644-653, 2010.

CLARK, D. A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D. W.; CHAMBERS, J. Q.; THOMLINSON, J. R.; NI, J.; HOLLAND, E. A. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Ecological Applications**, v. 11, n. 2, p. 371-384, 2001. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0371:nppitf\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0371:nppitf]2.0.co;2)

CORRÊA, M. M.; CAVALCANTI, M. C.; PRIMO, D. C.; ROLIM NETO, F. C.; MARTINS, J. M.; MENEZES, R. S. C.; ANTONINO, A. C. D.; MENDES, I. S.; MEDEIROS, L. R. S. Wastewater reuse in irrigation: short-term effect on soil carbon and nitrogen stocks in brazilian semi-arid region. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 16, n. 1, p. 2623, 2021. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2623>

COSTA, G. B.; MENDES, K. R.; VIANA, L. B.; ALMEIDA, G. V.; MUTTI, P. R.; SILVA, C. M. S.; BEZERRA, B. G.; MARQUES, T. V.; FERREIRA, R. R.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, W. A.; OLIVEIRA, P. E.; CAMPOS, S.; ANDRADE, M. U. G.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C. Seasonal ecosystem productivity in a seasonally dry tropical forest (Caatinga) using flux tower measurements and remote sensing data. **Remote Sensing**, v. 14, n. 16, p. 3955, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/rs14163955>

COSTA, L. M.; DAVITT, A.; VOLPATO, G.; MENDONÇA, G. C.; PANOSSO, A. R.; LASCALA, N. A comparative analysis of GHG inventories and ecosystems carbon absorption in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 958, p. 177932, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177932>

LANA, M. D.; FERREIRA, R. L.; SILVA, J. A. A.; DUDA, G. P.; BRANDÃO, C. F. L. S.; SILVA, A. F. Biomass equations for Caatinga species. **Nativa**, v. 6, n. 5, p. 517-525, 2018. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i5.5361>

LANA, M. D.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; DUDA, G. P.; CESPEDES, G. H. G. Carbon content in shrub-tree species of the Caatinga. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. e20170617, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.061717>

DIXON, R. K.; SOLOMON, A. M.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. A.; TREXIER, M. C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185-190, 1994. <http://dx.doi.org/10.1126/science.263.5144.185>

FERNANDES, G. S. T.; MACHADO, I. L. S. S.; GUEDES, F. R. C. M.; SOUSA, M. K. M.; LIMA, E. A. Gross primary productivity by remote sensing in the Serra das Confusões National Park, Piauí, Brazil. **Forests**, v. 29, p. 100890, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100890>

FREITAS, I. C.; ALVES, M. A.; MAGALHÃES, J. R.; DIAS, R. F.; ALBUQUERQUE, C. J. B.; FERREIRA, E. A.; FERNANDES, L. A.; PEGORARO, R. F.; FRAZÃO, L. A. Soil carbon and nitrogen stocks under agrosilvopastoral systems with different arrangements in a transition area between Cerrado and Caatinga Biomes in Brazil. **Agronomy**, v. 12, n. 12, p. 2926, 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12122926>

GALINDO, I. C. de L.; RIBEIRO, M. R.; SANTOS, M. de F. de A. V.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. de A. e L. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no município de Jataúba, PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1283-1296, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832008000300036>

GAVA, C. A. T.; GIONGO, V.; SIGNOR, D.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. 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, 2021. <http://dx.doi.org/10.1111/sum.12716>

GIBBS, H. K.; BROWN, S.; NILES, J. O.; A FOLEY, J. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making redd a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, 2007. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>

HANSEN, M. C.; WANG, L.; SONG, X. P.; TYUKAVINA, A.; TURUBANOVA, S.; POTAPOV, P. V.; STEHMAN, S. V. The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. eaax8574, 2020. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aax8574>

HOUGHTON, R. A.; NASSIKAS, A. A. Negative emissions from stopping deforestation and forest degradation, globally. **Global Change Biology**, v. 24, n. 1, p. 350-359, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13876>

IPCC. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>. Acesso em: 01 dez. 2024.

JAKOVAC, C.; KORYS, K. A.; RODRIGUES, A. F.; RONIX, A.; TUBENCHLAK, F.; MONTEIRO, L. M.; LEMGRUBER, L.; SANTOS, H. S.; MENDES, M.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; MAIOLI, V.; LATAWIEC, A. E. Meta-analysis of carbon stocks and biodiversity outcomes across Brazilian restored biomes. **Science of the Total Environment**, p. 167558, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167558>

JESUS, J. B.; KUPLICH, T. M.; BARRETO, I. D. C.; GAMA, D. C. Dual polarimetric decomposition in Sentinel-1 images to estimate aboveground biomass of arboreal caatinga. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 29, p. 100897, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100897>

JESUS, J. B.; KUPLICH, T. M.; BARRETO, Í. D. C.; HILLEBRAND, F. L.; ROSA, C. N. Estimation of aboveground biomass of arboreal species in the semi-arid region of Brazil using

SAR (synthetic aperture radar) images. **Journal of Arid Land**, v. 15, n. 6, p. 695-709, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1007/s40333-023-0017-4>

KIRMSE, R. D.; PROVENZA, F. D.; MALECHEK, J. C. Clearcutting Brazilian caatinga: assessment of a traditional forest grazing management practice. **Agroforestry Systems**, v. 5, n. 4, p. 429-441, 1987. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00047177>

KRANKINA, O. N.; HARMON, M. E. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. **Boreal Forests and Global Change**, p. 227-238, 1995. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-0942-2_24

KULKA, D. D.; FILGUEIRAS, B. K. C.; SANTOS, A. B.; LOCATELLI, A. C. P.; FRANÇA, J. D.; LINS, S. R. M.; TABARELLI, M. Increased aridity and chronic anthropogenic disturbance reduce litter productivity in a Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 553, p. 121640, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121640>

LE QUÉRE, C.; ANDREW, R. M.; CANADELL, J. G.; SITCH, S.; KORSBAKKEN, J. I.; PETERS, G. P.; MANNING, A. C.; BODEN, T. A.; TANS, P. P.; HOUGHTON, R. A.; KEELING, R. F.; ALIN, S.; ANDREWS, O. D.; ANTHONI, P.; BARBERO, L.; BOPP, L.; CHEVALLIER, F.; CHINI, L. P.; CIAIS, P.; CURRIE, K.; DELIRE, C.; DONEY, S. C.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GKRTZALIS, T.; HARRIS, I.; HAUCK, J.; HAVERD, V.; HOPPEMA, M.; KLEIN GOLDEWIJK, K.; JAIN, A. K.; KATO, E.; KÖRTZINGER, A.; LANDSCHÜTZER, P.; LEFÈVRE, N.; LENTON, A.; LIENERT, S.; LOMBARDOZZI, D.; MELTON, J. R.; METZL, N.; MILLERO, F.; MONTEIRO, P. M. S.; MUNRO, D. R.; NABEL, J. E. M. S.; NAKAOKA, S.; O'BRIEN, K.; OLSEN, A.; OMAR, A. M.; ONO, T.; PIERROT, D.; POULTER, B.; RÖDENBECK, C.; SALISBURY, J.; SCHUSTER, U.; SCHWINGER, J.; SÉFÉRIAN, R.; SKJELVAN, I.; STOCKER, B. D.; SUTTON, A. J.; TAKAHASHI, T.; TIAN, H.; TILBROOK, B.; VAN DER LAAN-LUIJKX, I. T.; VAN DER WERF, G. R.; VIOVY, N.; WALKER, A. P.; WILTSHIRE, A. J.; ZAEHLE, S. Global Carbon Budget 2016. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 605-649, 2016. <http://dx.doi.org/10.5194/essd-8-605-2016>

LIMA, A. Y. V.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, D. F.; MOTA, J. C. A.; SILVA, F. G. M.; ARAUJO, A. S. F.; MELO, V. M. M.; VERMA, J. P.; PEREIRA, A. P. A. Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. **Applied Soil Ecology**, v. 193, p. 105107, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105107>

LIMA, F. F.; DUDA, G. P.; MEDEIROS, E.; MARQUES, M. C.; COSTA, D. P.; HAMMECKER, C.; SANTOS, U. J. Land use regulates microbial biomass and activity in highly degraded soil from Brazilian dry tropical forest. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 69, n. 9, p. 1519-1534, 2023. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2022.2099845>

LIMA JÚNIOR, C.; ACCIOLY, L. J. O.; GIONGO, V.; LIMA, R. L. F. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 289-298, 2014.

- LOPES, J. F. B.; LOPES, F. B.; ARAÚJO, I. C. S.; PEREIRA, E. C. B.; BRANDÃO, M. L. S. M.; FEITOSA, E. O.; LUNA, N. R. S.; SOUSA, G. G.; AMORIM, A. V.; IWATA, B. F.; ANDRADE, E. M. How forest management with clear-cutting affects the regeneration, diversity and structure of a Seasonally Dry Tropical Forest in Brazil. **Forests**, v. 14, n. 9, p. 1870, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/f14091870>
- LOURENÇO, E. R. C.; SOUZA, B. I.; D'ANDREA, A. F.; SOUZA, J. J. L. L. Temporal variation of soil CO₂ emission in different land uses in the Caatinga. **Applied Geography**, v. 140, p. 102661, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102661>
- LUCAS, F. M. F.; ARAUJO, E. C. G.; FIEDLER, N. C.; SANTANA, José Augusto da Silva; TETTO, Alexandre França. Perspective: Scientific gaps on forest fires in Brazilian protected areas. **Forest Ecology and Management**, v. 529, p. 120739, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120739>
- LUZ, L. R.; GIONGO, V.; SANTOS, A. M.; LOPES, R. J. C.; LIMA JÚNIOR, C. Biomass and vegetation index by remote sensing in different caatinga forest areas. **Ciência Rural**, v. 52, n. 2, p. e20201104, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20201104>
- MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under Caatinga in the brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, p. 4702, 2023. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820230000002>
- MACHADO, R. B.; MACEDO, M. R.; LIMA JUNIOR, C. Estoque de Biomassa lenhosa no Pólo Gesseiro do Araripe. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 6, p. 3454-3468, 2023. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v16.6.p3454-3468>
- MAIA, V. A.; SOUZA, C. R.; AGUIAR-CAMPOS, N.; FAGUNDES, N. C. A.; SANTOS, A. B. M.; PAULA, G. G. P.; SANTOS, P. F.; SILVA, W. B.; MENINO, G. C. O.; SANTOS, R. M. Interactions between climate and soil shape tree community assembly and above-ground woody biomass of tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 474, p. 118348, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118348>
- MACIEL, M. G. R.; RAMOS, M. B.; SOUZA, S. M.; CUNHA, S. S.; LOPES, S. F.; SOUZA, J. J. L. L. Water and nutrients mediate tree communities in the driest region of Caatinga. **Catena**, v. 242, p. 108107, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2024.108107>
- MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; MEIRANETO, J. A. A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D. P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3455-3468, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12937>
- MA, S.; HE, F.; TIAN, D.; ZOU, D.; YAN, Z.; YANG, Y.; ZHOU, T.; HUANG, K.; SHEN, H.; FANG, J. Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. **Biogeosciences**, v. 15, p. 693-702, 2018. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-15-693-2018>

MEDEIROS, A. S.; CESÁRIO, F. V.; MAIA, S. M. F. Long-term impact of conventional management on soil carbon and nitrogen stocks in the semi-arid region of Brazil: a meta-analysis. **Journal of Arid Environments**, v. 218, p. 105052, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052>

MEDEIROS, A. S.; GONZAGA, G. B. M.; SILVA, T. S.; BARRETO, B. S.; SANTOS, T. C.; MELO, P. L. A.; GOMES, T. C. A.; MAIA, S. M. F. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, v. 33, p. e00647, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>

MEDEIROS, A. S.; SOARES, A. A. S.; MAIA, S. M. F. Soil carbon stocks and compartments of organic matter under conventional systems in Brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 3, p. 697-710, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252022v35n321rc>

MENDES, K. R.; CAMPOS, S.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; RAMOS, T. M.; MARQUES, T. V.; REIS, J. S.; VIEIRA, M. M. L.; SILVA, A. C. N.; MARQUES, A. M. S.; SILVA, D. T. C.; SILVA, D. F.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, W. A.; COSTA, G. B.; POMPELLI, M. F.; MARENCO, R. A.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C.; BEZERRA, B. G.; SILVA, C. M. S. Assessment of SITE for CO₂ and energy fluxes simulations in a seasonally Dry Tropical Forest (Caatinga ecosystem). **Forests**, v. 12, n. 1, p. 86, 2021. <http://dx.doi.org/10.3390/f12010086>

MENDES, K. R.; CAMPOS, S.; SILVA, L. L.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; MEDEIROS, S. S.; PEREZ-MARIN, A. M.; MARQUES, T. V.; RAMOS, T. M.; VIEIRA, M. M. L.; OLIVEIRA, C. P.; GONÇALVES, W. A.; COSTA, G. B.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. C. S.; BEZERRA, B. G.; SILVA, C. M. S. Seasonal variation in net ecosystem CO₂ exchange of a Brazilian seasonally dry tropical forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 9454, 2020. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-66415-w>

MENDES, K. R.; MARQUES, A. M. S.; MUTTI, P. R.; OLIVEIRA, P. E. S.; RODRIGUES, D. T.; COSTA, G. B.; FERREIRA, R. R.; SILVA, A. C. N.; MORAIS, L. F.; LIMA, J. R. S. Interannual variability of energy and CO₂ exchanges in a remnant area of the Caatinga biome under extreme rainfall conditions. **Sustainability**, v. 15, n. 13, p. 10085, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/su151310085>

MENDES, K. R.; OLIVEIRA, P. E. S.; LIMA, J. R. S.; MOURA, M. S. B.; SOUZA, E. S.; PEREZ-MARIN, A. M.; CUNHA, J. E. B. L.; MUTTI, P. R.; COSTA, G. B.; SÁ, T. N. M.; ARAUJO, P. A. A.; FERREIRA, R. R.; MARQUES, T. V.; RODRIGUES, D. T.; CAMPOS, S.; MELO, M. M. L. V.; SILVA, I. V. H.; MORAIS, L. F.; NASCIMENTO, F. S.; SILVA, I. B.; XAVIER, G. S.; SILVA, A. C. N.; OLIVEIRA, A. C. C. F.; REIS, J. S.; SILVA, D. F.; MEDEIROS, E. V.; OLIVEIRA, C. L.; LOPES, M. H. L.; ALVES, M. F. A. T.; ALVES, E. M.; SANTOS, C. A. C.; SILVA, B. K. N.; PEREIRA, W. S.; BEZERRA, A. C.; SILVA, J. R. I.; ORESCA, D.; SOUZA, R. M. S.; NOBREGA, R. L. B.; SILVA, T. G. F.; SOUZA, L. S. B.; GALVINCIO, J. D.; RANDOW, C. V.; VERHOEF, A.; BEZERRA, B. G.; SANTOS E SILVA, C. M.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C. The caatinga dry tropical forest: a highly efficient carbon sink in south america. **Agricultural And Forest Meteorology**, v. 369, p. 110573, 2025. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110573>

MENDONÇA, A. V. R.; SOUZA, J. S.; GIULIETTI, A. M. VAN DEN BERG, C. Estimação de biomassa aérea de espécies da caatinga no norte da Bahia. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 76, p. 355–368, 2013.

MENEZES, R. S. C.; SALES, A. T.; PRIMO, D. C.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; JESUS, K. N.; PAREYN, F. G. C.; SANTANA, M. S.; SANTOS, U. J.; MARTINS, J. C. R.; ALTHOFF, T. D.; NASCIMENTO, D. M.; GOUVEIA, R. F.; FERNANDES, M. M.; LOUREIRO, D. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; GIONGO, V.; DUDA, G. P.; ALVES, B. J. R.; IVO, W. M. P. M.; ANDRADE, E. M.; PINTO, A. S.; SAMPAIO, E. V. S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, p. 114943, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 527-534, 2018. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>

MONROE, P. H. M.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; BARROS, W. T.; OLIVEIRA, F. G. R. B.; PEREIRA, M. G. Physical protection of soil organic carbon through aggregates in different land use systems in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 186, p. 104427, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104427>

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. Phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **The Botanical Review**, p. 1-58, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

MOURA, M. R.; NASCIMENTO, F. A. O.; PAOLUCCI, L. N.; SILVA, D. P.; SANTOS, B. A. Pervasive impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest plant assemblages. **Journal of Ecology**, v. 111, n. 8, p. 1762-1776, 2023. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.14139>

NASCIMENTO, D. M. **Desenvolvimento de um sistema de estimativa de biomassa vegetal utilizando sensores remotos para a região semiárida de Pernambuco**. 2019. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

NASCIMENTO, D. M.; SALES, A. T.; SOUZA, R.; SILVA, A. S. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Development of a methodological approach to estimate vegetation biomass using remote sensing in the Brazilian semiarid NE region. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 27, p. 100771, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100771>

NOGUEIRA, F. C. B.; DOBE, E. K.; SILVA FILHO, J. B.; RODRIGUES, L. S. Allometric equations to estimate aboveground biomass of *Dalbergia cearensis* species in the Brazilian seasonally dry tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 484, p. 118920, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118920>

OLIVEIRA, C. C.; MARTINS, F. R.; SOUZA, B. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; LOIOLA, M. I. B.; SOARES, A. A. Resilience and successional trends of woody vegetation in seasonally dry

tropical forests. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 96, n. 5, p. 740-753, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpad010>

OLIVEIRA, C. L.; LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M. S.; ANTONINO, A. C. D.; ALVES, M. F. A. T.; SILVA, V. P.; LOPES, M. H. L.; SOUZA, E. S.; FERREIRA, R. C. A Caatinga emite ou sequestra carbono? **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 2, p. 791-804, 2023b. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v16.2.p791-804>

OLIVEIRA, C. P.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; ALVES JÚNIOR, F. T.; SILVA, A. F.; LUCENA, J. D. S.; SANTOS, N. A. T.; LOPES, I. J. C.; PESSOA, M. M. L.; MELO, C. L. S. M. S. Prediction of biomass in dry tropical forests: an approach on the importance of total height in the development of local and pan-tropical models. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 41, n. 10, p. 983-998, 2022. <http://dx.doi.org/10.1080/10549811.2021.1891940>.

OLIVEIRA, C. P.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; SILVA, A. F.; LUCENA, J. D. S.; SANTOS, N. A. T.; LOPES, I. J. C.; PESSOA, M. M. L.; MELO, C. L. S-M. Modeling and spatialization of biomass and carbon stock using LiDAR metrics in Tropical Dry Forest, Brazil. **Forests**, v. 12, n. 4, p. 473, 2021a. <http://dx.doi.org/10.3390/f12040473>

OLIVEIRA FILHO, J. S. Climate change research in dry environments of South America: evolution, current state, and future directions. **Journal of Soils and Sediments**, v. 24, n. 8, p. 3013-3027, 2024. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-024-03855-1>

OLIVEIRA FILHO, J. S. Soil science research in dry environments of South America: bibliometric evidence from the Caatinga, Patagonia, Gran Chaco and Atacama desert. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 129, p. 104506, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104506>

OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, C. A.C; OLIVEIRA, G.; PEREZ-MARIN, A. M.; SANTOS, C. A. G. 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, 2021b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148458>

PASSAS, I. Bibliometric analysis: the main steps. **Encyclopedia**, v. 4, n. 2, p. 1014-1025, 2024. <http://dx.doi.org/10.3390/encyclopedia4020065>

PEICHL, M.; ARAIN, M. A. Above- and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forests. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 140, n. 1-4, p. 51-63, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.08.004>

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; RAYMER, P. C. L.; RIBEIRO FILHO, J. C.; PEREIRA, F. J. S. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 1, p. 32-40, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>

PEREIRA, M. P. S.; MENDES, K. R.; JUSTINO, F.; COUTO, F.; SILVA, A. S.; SILVA, D. F.; MALHADO, A. C. M. Brazilian Dry Forest (Caatinga) response to multiple ENSO: the role of atlantic and pacific ocean. **Science of The Total Environment**, v. 705, p. 135717, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135717>

PESSIN, V. Z.; YAMANE, L. H.; SIMAN, R. R. Smart bibliometrics: an integrated method of science mapping and bibliometric analysis. **Scientometrics**, v. 127, n. 6, p. 3695-3718, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s11192-022-04406-6>

PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NÚÑEZ, P. V.; VÁSQUEZ, R. M.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439-442, 1998. <http://dx.doi.org/10.1126/science.282.5388.439>.

PRIMO, A. A.; ARAÚJO NETO, R. A.; ZEFERINO, L. B.; FERNANDES, F. E. P.; ARAÚJO FILHO, J. A.; CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, T. S. Slash and burn management and permanent or rotation agroforestry systems: a comparative study for C sequestration by Century Model simulation. **Journal of Environmental Management**, v. 336, p. 117594, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117594>

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A. C.; METZ, M.; METZGER, J. P.; RIBEIRO, M. C.; PAULA, M. D.; HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 5037, 2014. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms6037>

REZENDE, J. S.; FREIRE, F. J.; ARAÚJO FILHO, J. C. D.; FREIRE, M. B. G. S.; ALMEIDA, B. G.; SANTOS, L. R. C. 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, 2022. <http://dx.doi.org/10.3832/ifor4016-015>

SACRAMENTO, J. A. A. S.; SANTOS, J. A. G.; LOUREIRO, D. C.; COSTA, O. V.; COVA, A. M. W. Spatial variability and changes in carbon stocks of a Regosols (Psamments) cultivated with sisal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 11, p. 764-769, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n11p764-769>

SALAMI, G.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; SILVA, J. A. A.; PESSOA, M. M. L.; SILVA, A. F. Biomass and carbon balance in a dry tropical forest area in northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 4, p. e20191250, 2023. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202320191250>

SAMPAIO, E. V. S. B.; GASSON, P.; BARACAT, A.; CUTLER, D.; PAREYN, F.; LIMA, K. C. Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 6, p. 1135-1140, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.028>

SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 935-943, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062005000400028>

SANTANA, M. S.; ANDRADE, E. M.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FERREIRA, T. O.; SALVIANO, A. M.; SILVA, D. J.; CUNHA, T. J. F.; GIONGO, V. Do agrosystems change soil carbon and nutrient stocks in a semiarid environment? **Journal of Arid Environments**, v. 201, p. 104747, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104747>

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>

SANTOS, L. R.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, J. C.; RODRIGUES, M. S.; SOARES, E. M. B.; SANTOS, L. P. A.; SILVA, A. V. L.; FONTES, M. P. F. Does irrigated mango cultivation alter organic carbon stocks under fragile soils in semiarid climate? **Scientia Horticulturae**, v. 255, p. 121-127, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2019.05.015>

SANTOS, M. O.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; MONROE, P. H. M.; PAULA, A. Efeito do manejo florestal da Caatinga no estoque de carbono orgânico em agregados do solo. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. 129, p. 3419, 2021. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v49n129.16>

SANTOS, H. K. V.; LIMA, R. B.; SOUZA, R. L. F.; CARDOSO, D.; MOONLIGHT, P. W.; SILVA, T. T.; OLIVEIRA, C. P.; ALVES JÚNIOR, F. T.; VEENENDAAL, E.; QUEIROZ, L. P.; RODRIGUES, P. M. S.; SANTOS, R. M.; SARKINEN, T.; PAULA, A.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; PENNINGTON, T.; PHILLIPS, O. L. Spatial distribution of aboveground biomass stock in tropical dry forest in Brazil. **Iforest - Biogeosciences and Forestry**, v. 16, n. 2, p. 116-126, 2023. <http://dx.doi.org/10.3832/ifor4104-016>

SANTOS, T. O.; FRACETTO, F. J. C.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; MENDES JÚNIOR, J. P.; SIQUEIRA NETO, M.; SILVA, Y. R. O.; BARROS, F. M. R.; FRACETTO, G. G. M. Carbon and nitrogen stocks and microbial indicators in tropical semiarid degraded Luvisols. **Catena**, v. 210, p. 105885, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105885>

SANTOS, A. B.; SILVA, A. C.; BARROS, M. F.; VANDERLEI, R. S.; TABARELLI, M.; LINS, S. R. M. 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, 2024a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105213>

SANTOS, W. R.; JARDIM, A. M. R. F.; SOUZA, C. A. A.; SOUZA, L. S. B.; SILVA, G. I. N.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, M. J.; ALVES, C. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, T. G. F. Carbon and nutrient dynamics in landscapes under different levels of anthropogenic intervention in the semi-arid region of Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 368, p. 109020, 2024b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2024.109020>

SAWIRDIN, S.; TIAN, A.; SHI, L.; FU, W.; CHENG, S.; HALIK, Ü.; LIANG, J. A bibliometric analysis of the research progress and trends during 2002-2022 on the carbon stocks in terrestrial ecosystems. **Forests**, v. 14, n. 10, p. 2051, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/f14102051>

- SCHACHT, W. H.; LONG, J. N.; GOBENA, A. Aboveground biomass accumulation in coppicing woodland, northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 55, n. 1-4, p. 201-208, 1992. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90100-n](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(92)90100-n)
- SCHACHT, W. H.; LONG, J. N.; MALECHEK, John C. Above-ground production in cleared and thinned stands of semiarid tropical woodland, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 23, n. 2-3, p. 201-214, 1988. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(88\)90082-5](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(88)90082-5)
- SCHACHT, W. H.; MALECHEK, J. C. Botanical Composition of Goat Diets in Thinned and Cleared Deciduous Woodland in Northeastern Brazil. **Journal of Range Management**, v. 43, n. 6, p. 523-529, 1990. <http://dx.doi.org/10.2307/4002357>
- SCHULZ, K.; GUSCHAL, M.; KOWARIK, I.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CIERJACKS, A. Grazing, forest density, and carbon storage: towards a more sustainable land use in Caatinga dry forests of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 7, p. 1969-1981, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-018-1303-0>
- SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>
- SEDDON, A.W.; MACIAS-FAURIA, M.; LONG, P.R.; BENZ, D.; WILLIS, K.J. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, v. 531, n. 7593, p. 229-232, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16986>
- SILVA, A. C. F.; FREIRE, F. J.; BORGES, C. H. A.; ARAÚJO, E. C. G.; SANTANA, G. M.; CUNHA NETO, E. M.; SANQUETTA, C. R. Teores de carbono em espécies florestais da Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 32, p. 71-85, 2022. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509842456>
- SILVA, A. C.; MENDES, K. R.; SILVA, C. M. S.; RODRIGUES, D. T.; COSTA, G. B.; SILVA, D. T. C.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; BEZERRA, B. G. Energy balance, CO₂ balance, and meteorological aspects of desertification hotspots in northeast Brazil. **Water**, v. 13, n. 21, p. 2962, 2021. <http://dx.doi.org/10.3390/w13212962>
- SILVA, B. F.; RODRIGUES, R. Z. S.; HEISKANEN, J.; ABERA, T. A.; GASPARETTO, S. C.; BIASE, A. G.; BALLESTER, M. V. R.; MOURA, Y. M.; PIEDADE, S. M. S.; SILVA, A. K. O. Evaluating the temporal patterns of land use and precipitation under desertification in the semi-arid region of Brazil. **Ecological Informatics**, v. 77, p. 102192, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102192>
- SILVA, B. R. F.; UCELLA-FILHO, J. G. M.; BISPO, P. C.; ELERA-GONZALES, D. G.; SILVA, E. A.; FERREIRA, R. L. C. Using drones for dendrometric estimations in forests: a bibliometric analysis. **Forests**, v. 15, n. 11, p. 1993, 2024a. <http://dx.doi.org/10.3390/f15111993>
- SILVA, I. A.; RODRIGUEZ, D. A.; ESPÍNDOLA, R. P. Improving physiological simulations in seasonally dry tropical forests with limited measurements. **Theoretical and Applied Climatology**, 2024b. <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-024-05050-1>

SILVA, F. K. G.; MARTINS, F. R.; TEIXEIRA, A. S.; MAS, J-F.; MENEZES, B. S.; PONZONI, F. J.; ARAÚJO, F. S. Landsat data respond to variations in the structure of Caatinga plant communities along a successional gradient. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 3, p. e20230022, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202320230022>

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 567-575, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622008000300017>

SOARES, C. P. B.; OLIVEIRA, M. L. R. Equações para estimar a quantidade de carbono na parte aérea de árvores de eucalipto em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 533-539, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622002000500002>

SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2 ed. Viçosa: Editora UFV, 2011. 272 p.

SOCOŁOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, n. 2, p. 247-263, 2021.

SOUSA JÚNIOR, V. P.; SPARACINO, J.; ESPINDOLA, G. M.; ASSIS, R. J. S. Carbon biomass estimation using vegetation indices in agriculture–pasture mosaics in the Brazilian Caatinga dry tropical forest. **Isprs International Journal of Geo-Information**, v. 12, n. 9, p. 354, 27 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi12090354>

SOUSA, M. G.; ARAÚJO, J. K. S.; FRACETTO, G. G. M.; FERREIRA, T. O.; FRACETTO, F. J. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OTERO, X. L.; SANTOS, J. C. B.; SILVA, A. H. N.; SOUZA JUNIOR, V. S. Changes in organic carbon and microbiology community structure due to long-term irrigated agriculture on Luvisols in the Brazilian semi-arid region. **Catena**, v. 212, p. 106058, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106058>

SOUZA, B. V.; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SALES, F. C. V.; SOUZA JUNIOR, C. M. P. Carbon in soil in different phisionomies of Caatinga in Paraíba, Brazil. **Floresta**, v. 49, n. 2, p. 287-296, 2019a. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v49i2.57579>

SOUZA, D. G.; SFAIR, J. C.; PAULA, A. S.; BARROS, M. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57-65, 2019b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>

SOUZA, J. J. L L.; SOUZA, B. I.; XAVIER, R. A.; CARDOSO, E. C. M.; MEDEIROS, J. R.; FONSECA, C. F.; SCHAEFER, C. E. R. G. Organic carbon rich-soils in the Brazilian semiarid region and paleoenvironmental implications. **Catena**, v. 212, p. 106101, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106101>

SULLIVAN, M. J. P.; TALBOT, J.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; QIE, L.; BEGNE, S.K.; CHAVE, J.; CUNI-SANCHEZ, A.; HUBAU, W.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MILES, L.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; SONKÉ, B.; SUNDERLAND, T.; STEEGE, H.; WHITE,

- L. J.; AFFUM-BAFFOE, K.; AIBA, S.; ALMEIDA, E. C.; OLIVEIRA, E. A.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; DÁVILA, E. A.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O.; ASHTON, P.; AYMARD C., G. A.; BAKER, T. R.; BALINGA, M.; BANIN, L. F.; BARALOTO, C.; BASTIN, J.F.; BERRY, N.; BOGAERT, J.; BONAL, D.; BONGERS, F.; BRIENEN, R.; CAMARGO, J. L. C.; CERÓN, C.; MOSCOSO, V. C.; CHEZEAUX, E.; CLARK, C. J.; PACHECO, A. C.; COMISKEY, J. A.; VALVERDE, F. C.; CORONADO, E. N. H.; DARGIE, G.; DAVIES, S. J.; CANNIERE, C.; DJUIKOUO K., M. N.; DOUCET, J. L.; ERWIN, T. L.; ESPEJO, J. S.; EWANGO, C. E. N.; FAUSET, S.; FELDPAUSCH, T. R.; HERRERA, R.; GILPIN, M. GLOOR, E.; HALL, J. S.; HARRIS, D. J.; HART, T. B.; KARTAWINATA, K.; KHO, L. K.; KITAYAMA, K.; LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; LEAL, M. E.; LOVEJOY, T.; LOVETT, J. C.; LUKASU, F. M.; MAKANA, J. R.; MALHI, Y.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S.; MARIMON JUNIOR, B. H.; MARSHALL, A. R.; MORANDI, P. S.; MUKENDI, J. T.; MUKINZI, J.; NILUS, R.; VARGAS, P. N.; CAMACHO, N. C. P.; PARDO, G.; PENÃ-CARLOS, M.; PÉTRONELLI, P.; PICKAVANCE, G. C.; POULSEN, A. D.; POULSEN, J. R.; PRIMACK, R. B.; PRIYADI, H.; QUESADA, C. A.; REITSMA, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; RESTREPO, Z.; RUTISHAUSER, E.; SALIM, K. A.; SALOMÃO, R. P.; SAMSOEDIN, I.; SHEIL, D.; SIERRA, R.; SILVEIRA, M.; SLIK, J. W. F.; STEEL, L.; TAEDOUMG, H.; TAN, S.; TERBORGH, J. W.; THOMAS, S. C.; TOLEDO, M.; UMUNAY, P. M.; GAMARRA, L. V.; VIEIRA, I. C. G.; VOS, V. A.; WANG, P.; WILLCOCK, S.; ZEMAGHO, L. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 30102, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/srep39102>
- THOMAS, S. C.; MARTIN, A. R. Carbon content of tree tissues: a synthesis. **Forests**, v. 3, p. 332-352, 2012. <http://dx.doi.org/10.3390/f3020332>.
- TOMAZ, A. R.; FERREIRA, A. O.; LAL, R.; AMADO, T. J. C.; SILVA, B. O. T.; SILVA, W. R.; FRACETTO, F. J. C.; INAGAKI, T. M.; FREIRE, M. B. G. S.; NUNES, E. O. S. Can natural undisturbed revegetation restores soil organic carbon to levels under native climax vegetation under tropical semiarid climate? **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 5, p. 1971-1981, 2024. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.5036>
- TONUCCI, R. G.; VOGADO, R. F.; SILVA, R. D.; POMPEU, R. C. F. F.; ODA-SOUZA, M.; SOUZA, H. A. Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. 0220124, 2023. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbcs20220124>
- UCELLA-FILHO, J. G. M.; FREIRE, A. S. M.; CARRÉRA, J. C.; LUCAS, F. M. F.; ZUCOLOTO, S. M.; DIAS JÚNIOR, A. F.; MORI, F. A. Tannin-rich bark extract of plants as a source of antimicrobial bioactive compounds: A bibliometric analysis. **South African Journal of Botany**, v. 150, p. 1038-1050, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2022.09.018>
- ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: vOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, p. 523-538, 2010. <https://10.1007/s11192-009-0146-3>
- VIEIRA, G.; SANQUETTA, C. R.; KLÜPPEL, M. L. W.; BARBEIRO, L. S. S. Teores de carbono em espécies vegetais da Caatinga e do Cerrado. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 7, n. 2, p. 145, 2009. <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v7i2.9846>.

VIEIRA, R. M. D. S. P.; TOMASELLA, J.; BARBOSA, A. A.; MARTINS, Minella A.; RODRIGUEZ, D. A.; REZENDE, F. S. D.; CARRIELLO, F.; SANTANA, M. D. O. Desertification risk assessment in Northeast Brazil: current trends and future scenarios. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 1, p. 224-240, 2020. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3681>

ZAKI, N. A. M.; LATIF, Z. A. Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling. **Geocarto International**, v. 32, n. 7, p. 701-716, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/10106049.2016.1178814>

CAPÍTULO II

POTENCIAL DE ESPÉCIES DA CAATINGA PARA ACÚMULO DE BIOMASSA E CARBONO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL

RESUMO

A determinação do potencial de acúmulo de biomassa e carbono (C) das espécies arbustivas e arbóreas da Caatinga é fundamental para a identificação de espécies-chave com maior capacidade de absorção e armazenamento de C, compreender o papel das áreas em processo de restauração no ciclo do C e na mitigação das mudanças climáticas. Este estudo teve como objetivo estudar a produção de biomassa e quantificar os teores e estoques de C em folhas e caules de espécies nativas estabelecidas em núcleos de aceleração da regeneração natural em áreas de restauração na Caatinga. A área de estudo compreende a porção do eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco localizada em áreas com alto risco de desertificação no município de Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Foram selecionadas quatro áreas: Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S). Os teores de C das folhas e do caule foram determinados para espécies pioneiras e secundárias. Foram estimados a biomassa e os estoques de C das folhas, do caule e da parte aérea total. Os teores de C variaram de 359,11 a 428,79 g kg⁻¹ nas folhas e de 357,86 a 449,41 g kg⁻¹ nos caules das espécies pioneiras. Para as espécies secundárias os teores de C variaram de 387,63 a 442,13 g kg⁻¹ nas folhas e de 423,99 a 455,93 g kg⁻¹ no caule. O caule representa o principal compartimento de armazenamento de C a longo prazo. Espécies secundárias apresentaram teores foliares de C superiores aos das pioneiras. Os teores de C no caule foram semelhantes entre os grupos sucessionais. O ERI apresentou a maior produção de biomassa (28,80 Mg ha⁻¹), seguido pelo NARN-S (11,21 Mg ha⁻¹), ERII (9,12 Mg ha⁻¹) e NARN-P (5,25 Mg ha⁻¹). A recuperação de biomassa em relação ao ERI foi de 38,39% nos NARN-S, 31,23% no ERII e 17,98% nos NARN-P. Os maiores estoques de C foram observados no ERI (12,02 Mg ha⁻¹), seguido pelo NARN-S (4,38 Mg ha⁻¹), ERII (3,24 Mg ha⁻¹) e NARN-P (2,21 Mg ha⁻¹). A recuperação dos estoques de C em relação ao ERI foi de 36,44% nos NARN-S, 26,95% no ERII e 19,39% nos NARN-P. Nos ERI e ERII, as espécies que mais contribuíram para o acúmulo de C foram *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium* e *C. heliotropiifolius*. Nos núcleos de aceleração da regeneração natural, *J. mollissima*, *X. gounellei*, *C. jamacaru*, *T. aurea* e *M. carthagenensis* apresentaram os maiores estoques de C. Os núcleos de aceleração da regeneração natural demonstraram potencial para promover acúmulo de biomassa e C no curto prazo. O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade surge como uma estratégia promissora para ampliar a escala de restauração e mitigação das mudanças climáticas no semiárido brasileiro.

Palavras-chave: semiárido brasileiro, restauração ecológica, serviços ecossistêmicos, sequestro de carbono

ABSTRACT

The determination of the potential for biomass and carbon (C) accumulation in shrub and tree species of the Caatinga is essential for identifying key species with greater capacity for C absorption and storage, as well as for understanding the role of areas under restoration in the C cycle and in climate change mitigation. This study aimed to evaluate biomass production and quantify C contents and stocks in leaves and stems of native species established in natural regeneration acceleration nuclei in restoration areas within the Caatinga. The study area is located along the northern axis of the São Francisco River Integration Project, in regions with a high risk of desertification in the municipality of Cabrobó, Pernambuco, Brazil. Four areas were selected: Caatinga at advanced (ERI) and intermediate (ERII) stages of regeneration, and natural regeneration acceleration nuclei with pioneer (NARN-P) and secondary (NARN-S) species. The C contents of leaves and stems were determined for both pioneer and secondary species. Biomass and C stocks of leaves, stems, and total aboveground biomass were estimated. C contents ranged from 359.11 to 428.79 g kg⁻¹ in leaves and from 357.86 to 449.41 g kg⁻¹ in stems of pioneer species. For secondary species, C contents ranged from 387.63 to 442.13 g kg⁻¹ in leaves and from 423.99 to 455.93 g kg⁻¹ in stems. The stem represents the main long-term C storage compartment. Secondary species showed higher leaf C contents than pioneer species, while stem C contents were similar between successional groups. ERI showed the highest biomass production (28.80 Mg ha⁻¹), followed by NARN-S (11.21 Mg ha⁻¹), ERII (9.12 Mg ha⁻¹), and NARN-P (5.25 Mg ha⁻¹). Biomass recovery relative to ERI was 38.39% in NARN-S, 31.23% in ERII, and 17.98% in NARN-P. The highest C stocks were observed in ERI (12.02 Mg ha⁻¹), followed by NARN-S (4.38 Mg ha⁻¹), ERII (3.24 Mg ha⁻¹), and NARN-P (2.21 Mg ha⁻¹). Recovery of C stocks relative to ERI was 36.44% in NARN-S, 26.95% in ERII, and 19.39% in NARN-P. In ERI and ERII, the species that most contributed to C accumulation were *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium*, and *C. heliotropiifolius*. In the natural regeneration acceleration nuclei, *J. mollissima*, *X. gounellei*, *C. jamaru*, *T. aurea*, and *M. carthagenensis* showed the highest C stocks. The natural regeneration acceleration nuclei demonstrated potential to promote biomass and C accumulation in the short term. Planting seedlings in high-diversity nuclei emerges as a promising strategy to expand restoration and climate change mitigation efforts in the Brazilian semi-arid region.

Keywords: Brazilian semiarid, ecological restoration, ecosystem services, carbon sequestration

1. INTRODUÇÃO

A Caatinga, principal bioma do Nordeste do Brasil, abriga a maior área contínua de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) na América do Sul (Moro *et al.*, 2016; Vanderlei *et al.*, 2024), destacando-se entre as demais FTSS pela elevada riqueza florística e pelo alto grau de endemismo (Costa *et al.*, 2015; Queiroz *et al.*, 2017). No entanto, estima-se que a cobertura vegetal nativa da Caatinga tenha sido drasticamente reduzida para apenas 11%, dos quais somente 4% correspondem a formações florestais (Araujo *et al.*, 2023).

A redução da vegetação tem sido causada por uma combinação de fatores, como a elevada densidade populacional (~ 25 habitantes km^2), o desmatamento, os incêndios frequentes, a pecuária extensiva, práticas agrícolas insustentáveis, o comércio ilegal de madeira para produção de lenha e carvão vegetal, mineração e obras de infraestrutura, como o Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional (PISF) (Althoff *et al.*, 2018a; Moraes *et al.*, 2022; Socolowski *et al.*, 2021). Essas práticas comprometem a conservação da biodiversidade, o equilíbrio ecológico, a prestação de serviços ecossistêmicos e aumentam a vulnerabilidade da Caatinga às mudanças climáticas (Santos *et al.*, 2014). Mesmo na ausência de desmatamento, projeções indicam que as condições climáticas em evolução ao longo do século podem levar à diminuição da biomassa e dos estoques de C da vegetação nativa da Caatinga (Althoff *et al.*, 2016).

Diante desse cenário de degradação e do risco crescente imposto pelas mudanças climáticas, a restauração florestal surge como uma estratégia reconhecida globalmente para reduzir a perda de biodiversidade, restabelecer o equilíbrio ecológico, preservar os serviços ecossistêmicos e mitigar impactos das mudanças climáticas (Gardon *et al.*, 2020). No Brasil, estima-se que a implementação de projetos de restauração em todos os biomas poderia remover entre 3,9 e 9,8 Pg de C da atmosfera até 2050 e 2080 (Barros *et al.*, 2023). No entanto, a Caatinga permanece como um dos biomas menos estudados em termos de restauração ecológica (Guerra *et al.*, 2020; Jakovac *et al.*, 2023). A modificação da vegetação nativa, a extensa degradação de áreas e as condições climáticas severas impõem desafios significativos aos esforços de restauração nesse bioma (Vieira *et al.*, 2013; Hulvey *et al.*, 2017).

O desafio de restaurar áreas degradadas de Caatinga impactadas pelo PISF impulsionou o desenvolvimento de técnicas de restauração baseadas na ideia de nucleação com espécies pioneiras e secundárias (Socolowski *et al.*, 2021). Essa abordagem consiste na implantação de pequenos núcleos de vegetação que atuam como “ilhas de biodiversidade”, criando micro-habitats capazes de melhorar as condições microambientais e acelerar de forma eficiente o

processo de regeneração natural (Boanares e Azevedo, 2014; Piaia *et al.*, 2020). O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade visa atrair polinizadores, dispersores, predadores e decompositores (Boanares e Azevedo, 2014), aplicando princípios da restauração ativa e da sucessão ecológica para acelerar o recobrimento do solo e a recomposição da vegetação nativa (Corbin e Holl, 2012; Reis *et al.*, 2014).

Considerando o potencial dos núcleos de alta diversidade para acelerar o processo de restauração, torna-se fundamental quantificar o potencial de acúmulo de biomassa e C das espécies plantadas. Essa avaliação permite compreender o papel da restauração da Caatinga no ciclo global do C e na mitigação das mudanças climáticas. No entanto, a utilização do teor fixo de 47% de C em relação à biomassa, recomendado pelo IPCC (2007) para florestas tropicais, pode levar à subestimação ou superestimação dos estoques de C (Thomas e Martin, 2012; Ma *et al.*, 2018). Estudos pioneiros indicam que na Caatinga o teor de C varia entre espécies e compartimentos das plantas devido às condições ambientais e das características morfofisiológicas intrínsecas (Vieira *et al.*, 2009; Althoff *et al.*, 2018b; Lana *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). De modo geral, espécies de crescimento mais lento tendem a apresentar teores mais elevados de C quando comparadas as espécies de rápido crescimento (Vieira *et al.*, 2009; Ma *et al.*, 2018).

A escassez de coeficientes específicos para as espécies nativas e seus diferentes compartimentos da biomassa compromete a acurácia das estimativas de C. Coeficientes definidos por espécie e compartimento são fundamentais para obter estimativas mais precisas dos estoques de C, bem como para a identificação de espécies-chave com maior capacidade de absorção e armazenamento de C. Esse conhecimento permite direcionar os esforços de plantio para grupos de espécies que oferecem maior retorno em termos de sequestro de C por unidade de área ou tempo, potencializando a eficiência das estratégias de restauração e acelerando a provisão de serviços ecossistêmicos. Além disso, estimativas precisas constituem subsídio estratégico para a formulação de políticas públicas, a inserção do bioma em mercados de C e o aprimoramento do planejamento de iniciativas de restauração em larga escala.

Nesse contexto, este estudo busca avaliar as seguintes hipóteses: i) os teores e estoques de C diferem entre folhas e caule das espécies nativas da Caatinga; ii) espécies secundárias iniciais e tardias apresentam teores de C mais elevados em comparação com as espécies pioneiras. O objetivo deste foi avaliar a produção de biomassa e quantificar os teores e estoques de C em folhas e caules de espécies nativas estabelecidas em núcleos de aceleração da regeneração natural em áreas de restauração na Caatinga.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada na área sob a influência PISF, conhecido popularmente como a transposição do São Francisco. Esse projeto é considerado o maior empreendimento de infraestrutura hídrica do Brasil. O principal objetivo do PISF é assegurar o abastecimento de água para cerca de 12 milhões de pessoas em 390 municípios da região semiárida do país, que historicamente têm sofrido com a escassez de água (Brasil, 2004).

Para alcançar esse objetivo, foram construídos dois sistemas de transferência de água independentes: o eixo Norte, que se estende por 270 km, e o eixo Leste, com uma extensão de 217 km. Cada um desses eixos é composto por uma série de estações de bombeamento, canais de concreto, túneis, aquedutos e barragens, que viabilizam o transporte de água por meio de bombas e da força da gravidade. Esses eixos atravessam os estados de Pernambuco (PE), Ceará (CE), Paraíba (PB) e Rio Grande do Norte (RN) (Figura 1).

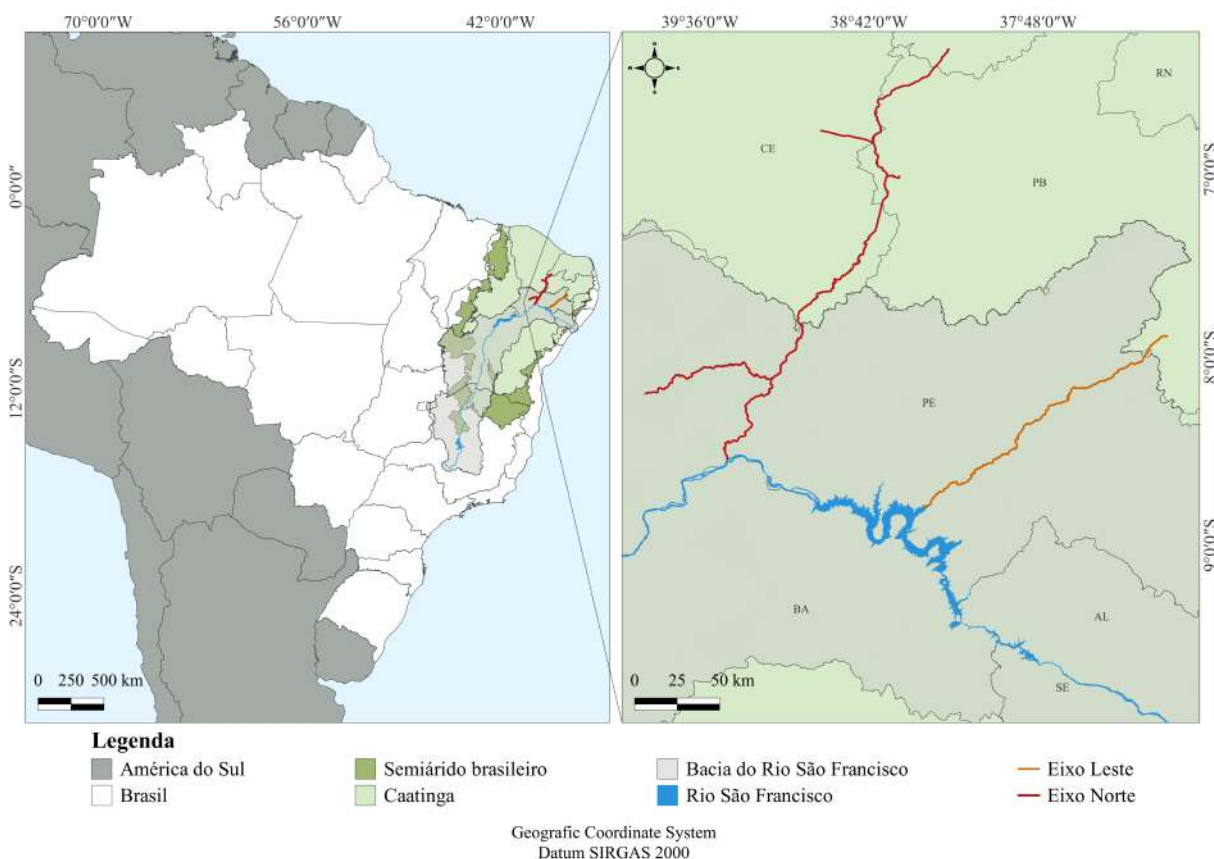


Figura 1. Localização dos eixos Leste e Norte no contexto do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional.

O processo de instalação da obra teve início em 2007, com a supressão da vegetação, seguida pela extração mineral, escavações, perfurações e construção das estruturas necessárias

para o transporte da água. Nas áreas dos eixos Norte e Leste, a supressão da vegetação ocorreu em uma faixa de 200 metros, de acordo com as autorizações legais, abrangendo uma área de 30.802,7 ha (Socolowski *et al.*, 2021). Esse procedimento resultou na geração de um passivo de áreas degradadas. A restauração dessas áreas é fundamental para mitigar os impactos ambientais decorrentes do PISF e para cumprir as obrigações estabelecidas no processo de licenciamento ambiental (LI 925/2013).

Para atender a essa obrigação, o Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental (Nema) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) desenvolveu modelos de nucleação destinados à restauração de áreas degradadas e à preservação ambiental. Essas iniciativas fazem parte do Plano Básico Ambiental-09 (PBA-09) e integram o Programa de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que é executado em colaboração com o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). Os modelos de nucleação adotados incluem: i) Núcleo de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e ii) Núcleo de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S) (Socolowski *et al.*, 2021).

O NARN-P é composto por espécies pioneiras de rápido crescimento e maior resistência às condições ambientais adversas, ocupando uma área total de 64 m² (8 m x 8 m). Espécies com características mais rústicas, como *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill.) e *Xiquexique gounellei* (F.A.C.Weber) Lavor & Calvente, compõe a porção externa do núcleo. A parte central inclui espécies como *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc., *Cenostigma pyramidale* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis, *Cnidoscolus quercifolius*, *Croton blanchetianus* Baill. e *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. (Figura 2). Esse modelo é indicado para acelerar a restauração de áreas altamente degradadas, porém ainda com potencial de regeneração natural devido ao histórico de cobertura florestal. A recomendação mínima envolve o plantio de seis unidades do NARN-P por hectare, totalizando 78 mudas, o que desempenha um papel significativo na redução da quantidade total de mudas necessárias para a restauração da área (Socolowski *et al.*, 2021).

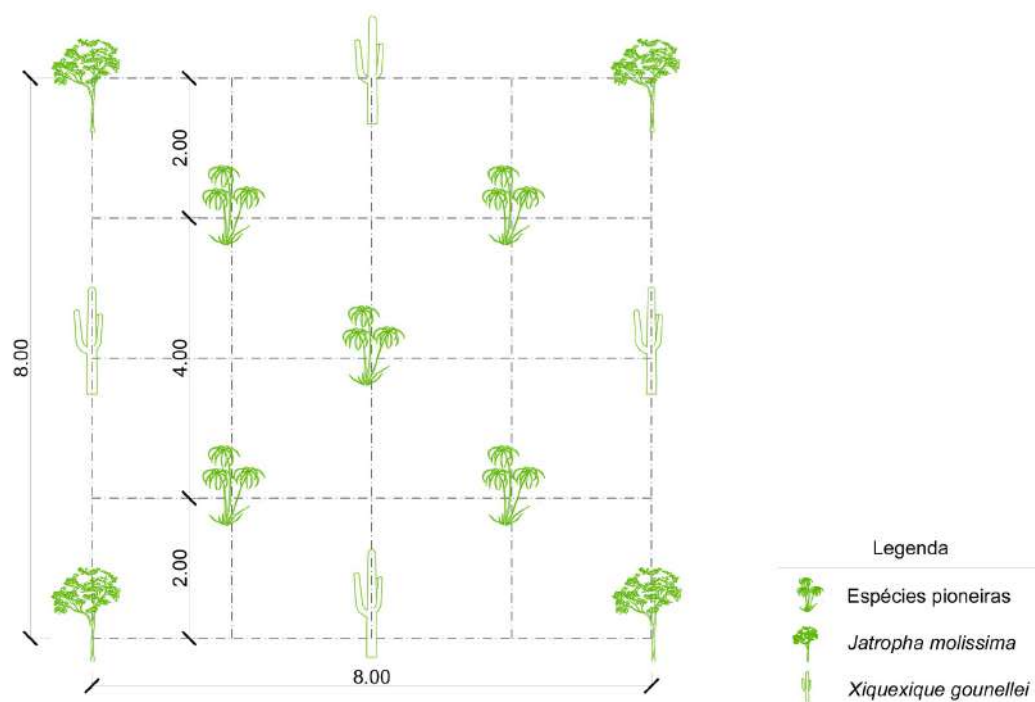


Figura 2. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies pioneiras em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Por outro lado, o NARN-S é composto por espécies secundárias iniciais e tardias, comumente encontradas em estágios intermediários e avançados de regeneração da Caatinga. As mudas são plantadas em uma densidade mais alta, ocupando uma área total de 14,44 m² (3,8 m x 3,8 m), e são circundadas por uma malha de galhos (“garranchos”) de *Prosopis juliflora* (algaroba) (Figura 3). As espécies secundárias iniciais e tardias possuem um crescimento mais lento, o que aumenta os custos de produção de mudas devido ao período prolongado no viveiro. Portanto, é crucial proteger essas mudas de herbívoros exóticos, como bovinos e caprinos, por meio de estruturas físicas. Essa configuração também busca criar um microclima favorável ao desenvolvimento das mudas no interior do núcleo e estimular a regeneração de áreas que já apresentam sinais de regeneração natural ou têm disponibilidade de água.

As espécies secundárias iniciais incluídas no NARN-S são *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz, *Manihot carthagenensis* (Jacq.) Müll.Arg., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore) e *X gounellei*. Estas espécies são intercaladas de maneira gradual no núcleo, formando um cinturão de espécies secundárias iniciais. As espécies secundárias tardias utilizadas são *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., *Astronium urundeuva* (M. Allemão) Engl., *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Pseudobombax marginatum* (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns, *Sapindus saponaria* L., *Sarcomphalus joazeiro* (Mart.) Havenschild, *Schinopsis brasiliensis* Engl. e *Cereus jamacaru* DC.

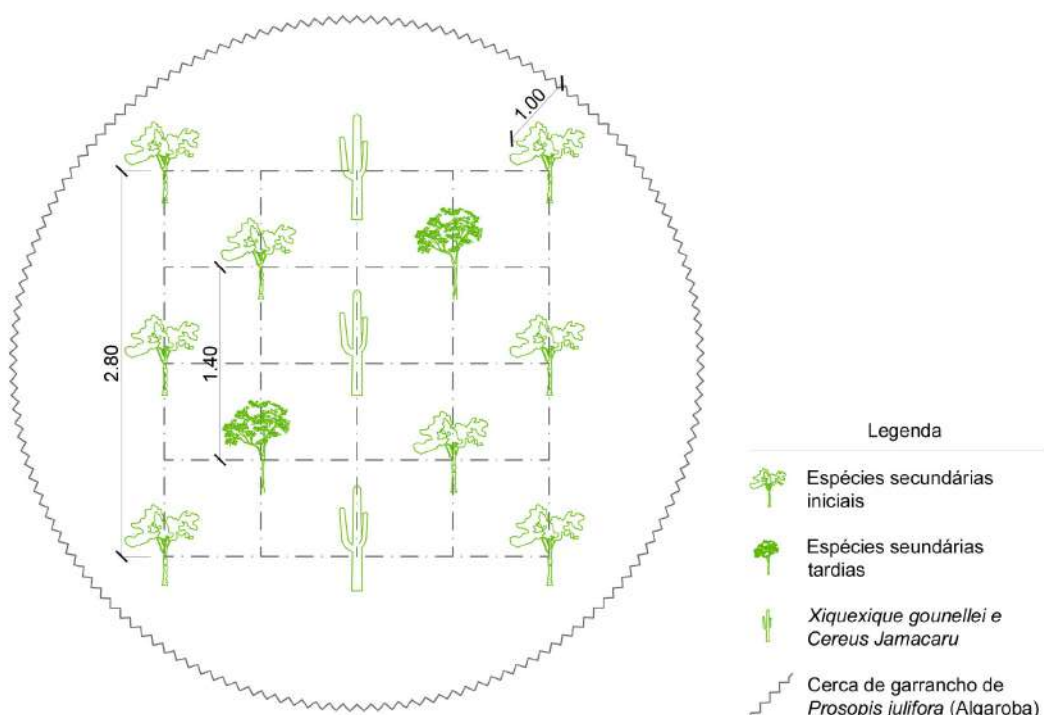




Figura 3. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies secundárias iniciais e tardias em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

O NARN-S é indicado para áreas com baixa degradação que necessitam de uma melhoria na conectividade funcional. Esse método de nucleação busca enriquecer o ambiente ao introduzir uma maior diversidade de espécies e funções ecológicas. Isso resulta na criação de um microclima adequado para a microfauna do solo, especialmente os detritívoros. A densidade mínima recomendada também é de seis NARN-S por hectare, o que corresponde a 78 mudas (Socolowski *et al.*, 2021).

Quanto à implantação, nos NARN-P o revolvimento do solo foi restrito às covas de plantio, enquanto nos NARN-S ocorreu em área total, com o objetivo de romper camadas compactadas e favorecer o crescimento do sistema radicular das mudas. As covas, com dimensões de 40 cm x 40 cm, foram abertas com o auxílio de cavadeira e enxadão, sendo mantidas abaixo do nível do terreno para favorecer a retenção da água no solo. No plantio, foram aplicados hidrogel e adubação mineral com NPK e pó de rocha (MB4) ou, como alternativa, adubação orgânica com 5 litros de esterco curtido por cova.

2.2 Desenho experimental

A área de estudo compreende a porção do eixo Norte do PISF localizada em áreas com alto risco de desertificação no município de Cabrobó, no estado de Pernambuco, Brasil (Figura 4). O município de Cabrobó está inserido na ecorregião da Caatinga denominada Depressão Sertaneja Meridional, que representa uma das paisagens mais típicas do semiárido nordestino. Essa paisagem é marcada por uma extensa planície baixa, com relevo predominantemente suave-ondulado e elevações residuais dispersas na paisagem (Velloso *et al.*, 2002).

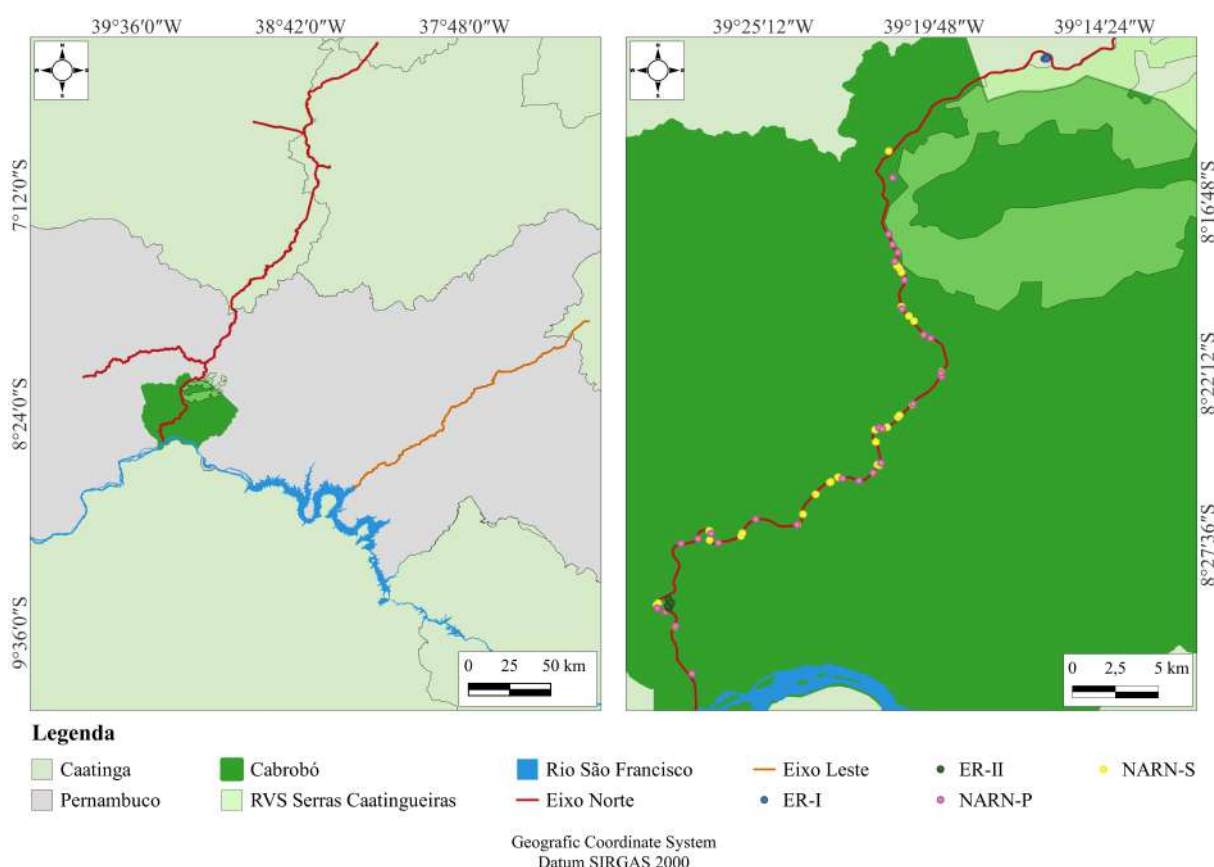


Figura 4. Localização geográfica das áreas de estudo na porção do eixo Norte do PISF, em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

A cobertura vegetal é classificada como Savana Estépica, apresentando subdivisões fitofisionômicas que incluem a Caatinga arbórea, a Caatinga arbustiva e a Caatinga arbustivo-arbórea (IBGE, 2012). Na Caatinga arbórea, observa-se a predominância de espécies arbóreas de porte mais alto, que formam um dossel contínuo e se distribuem de forma mais densa na paisagem. Por outro lado, na Caatinga arbustiva e arbustivo-arbórea, a vegetação exibe um caráter mais seco, com abundância de cactáceas e espécies arbóreas de porte mais baixo, que se encontram amplamente espaçadas na paisagem. Além disso, nesse tipo de vegetação, é possível identificar a presença de um estrato arbustivo mais denso (Fernandes; Queiroz, 2017).

De maneira geral, os solos na área são caracterizados como sendo rasos e pedregosos, com fertilidade que varia de média a alta (Velloso *et al.*, 2002; Moro *et al.*, 2016). Os tipos de solos predominantes, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos, incluem Planossolo Nátrico, Luvisolo Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (Embrapa, 2001). O clima é classificado como semiárido quente (Bsh) (Velloso *et al.*, 2002). A média anual de precipitação é de 541 mm. Quanto à temperatura, a média anual é de 24,8 °C, com variações entre 19,8 e 31,4 °C. A umidade relativa média é de 61,2% e o índice de aridez médio é igual a 0,31 (Carvalho *et al.*, 2022).

Foram selecionadas quatro áreas de estudo: i) Ecossistema de referência I (ERI): Caatinga em estágio avançado de regeneração, com aproximadamente 35 anos (Figura 5A); ii) Ecossistema de referência II (ERII): Caatinga em estágio intermediário de regeneração, com aproximadamente 16 anos (Figura 5B); iii) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P); e iv) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S). Os núcleos de aceleração da regeneração natural foram implantados há aproximadamente três anos.





Figura 5. Caatinga em estágios avançado (A) e intermediário (B) de regeneração em Cabrobó e Salgueiro, Pernambuco, Brasil.

2.3 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada ao final do período chuvoso. Nas áreas de Caatinga em estágios avançado e intermediário de regeneração, foram estabelecidas aleatoriamente cinco parcelas permanentes de 10 m x 10 m (100 m²). Em relação aos núcleos de aceleração da regeneração natural, foram selecionados para análise 30 NARN-P e 30 NARN-S localizados no eixo Norte e pertencentes à quarta fase do PBA-09. A seleção considerou apenas os núcleos com taxa de sobrevivência igual ou superior a 70% das mudas previamente plantadas nos núcleos.

Nas áreas de Caatinga em regeneração avançada e intermediária, foi mensurada a circunferência do caule ao nível do solo (CNS) de todos os indivíduos regenerantes. Foram considerados regenerantes os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP, a 1,30 m do solo) $\leq$ 6 cm. Nos 30 NARN-P e 30 NARN-S selecionados, foram realizadas medições da CNS de todas as mudas previamente plantadas. Os dados de CNS foram convertidos em diâmetro do caule ao nível do solo (DNS).

2.3.1 Biomassa acima do solo

A biomassa das folhas e do caule das espécies arbóreas, arbustivas ou arbustivo-arbóreas foi estimada a partir dos dados de DNS de todos os indivíduos das espécies amostradas. A biomassa da parte aérea total foi obtida a partir da soma da biomassa das folhas e do caule. Esses cálculos foram realizados com base na adaptação das equações propostas por Silva e Sampaio (2008), conforme detalhado na Tabela 1. Para a estimativa da biomassa de *C. jamacaru* e *X. gounellei*, foi utilizada a equação proposta por Sampaio e Silva (2005) para cactos colunares ($B = 0,1452 * DNS^{2,2137}$).

Tabela 1. Equações alométricas para estimar a biomassa de espécies da Caatinga com base no diâmetro do caule ao nível do solo (DNS).

Compartimento	Equação	
	Espécies de maior porte	Espécies de menor porte
Folhas	$B = 0,0681 * DNS^{1,5829}$	$B = 0,1900 * DNS^{2,0515}$
Caule ($DNS \leq 1$ cm)	$B = 0,0857 * DNS^{1,5864}$	$B = 0,0399 * DNS^{1,7616}$
Caule ($1,1 \leq DNS \leq 5$ cm)	$B = 0,2255 * DNS^{1,7212}$	$B = 0,5737 * DNS^{1,6847}$
Caule ($5,1 < DNS \leq 10$ cm)	$B = 0,1497 * DNS^{1,7876}$	$B = 0,1331 * DNS^{1,5784}$
Caule ($DNS \geq 10$ cm)	$B = 0,0064 * DNS^{3,1733}$	$B = 0,0082 * DNS^{2,8151}$

B = biomassa (kg).

A estimativa da biomassa das folhas, do caule e da parte aérea total para cada espécie por hectare foi obtida através da aplicação da seguinte equação:

$$Ba = B \times DA$$

Em que:

Ba = biomassa por área ($kg\ ha^{-1}$);

B = biomassa média por indivíduo da espécie ($kg\ ind.^{-1}$);

DA = densidade absoluta da espécie ($ind.\ ha^{-1}$).

2.3.2 Teor e estoque de carbono na biomassa acima do solo

Para a determinação do teor e do estoque de C na biomassa acima do solo, foram selecionados quatro indivíduos saudáveis de cada espécie plantada nos núcleos de aceleração da regeneração natural, com porte e desenvolvimento semelhantes. Foram coletas amostras de

folhas recém-maduras e saudáveis nos quatro pontos cardeais (norte, sul, leste e oeste) do terço médio superior da copa das árvores. Amostras do caule com 5 cm de espessura foram obtidas de maneira não destrutiva utilizando trado e broca de aço.

As amostras foram secas em estufa com circulação forçada de ar a 70°C até atingirem peso constante. Posteriormente, foram trituradas em moinho tipo Wiley até adquirirem a consistência de pó fino. Esse material foi utilizado para a determinação dos teores de C, seguindo a metodologia descrita por Bezerra Neto e Barreto (2011).

A biomassa das folhas, do caule e da parte área total de cada espécie foi utilizada para determinar o estoque de C. Para obter o estoque de C por espécie, o teor médio de C foi multiplicado pela biomassa média das folhas e do caule, enquanto o estoque de C da parte área total resultou da soma dos estoques de C das folhas e do caule. O estoque de C por área foi determinado pela soma dos estoques de C de todas as espécies que compõem a área avaliada.

2.4 Análise de dados

As espécies foram classificadas conforme o sistema Angiosperm Phylogeny Group IV (2016). A sinonímia e a grafia dos táxons foram atualizadas de acordo com o índice de espécies disponível no banco de dados da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>). As espécies foram categorizadas com base em duas características: i) Grupo ecológico: pioneiras, secundárias iniciais ou secundárias tardias, seguindo a proposta de classificação sucessional sugerida por Gandolfi et al. (1995); e ii) Síndrome de dispersão de sementes: autocórica, anemocórica ou zoocórica, conforme os critérios e categorias propostos por Pijl (1982).

A análise da composição florística entre as áreas foi realizada por meio do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), com base na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. A significância das diferenças florísticas entre as áreas foi avaliada por meio de uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA).

Os dados de biomassa acima do solo, teor e estoque de carbono obtidos para diferentes espécies e áreas de estudo foram analisados por meio de análise de variância (ANOVA). Quando diferenças estatisticamente significativas foram identificadas na ANOVA, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, com nível de confiança de 95%. As comparações entre o teor de carbono nas folhas e no caule, bem como entre espécies pioneiras e secundárias, foram realizadas por meio do teste t. Para a aplicação da ANOVA e do teste t, foram verificados os pressupostos de normalidade da distribuição dos dados (Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (Levene), ambos com nível de confiança de 95%. As análises estatísticas e a

elaboração dos gráficos foram realizadas utilizando o *software* R Studio versão 4.3.2 (R Development Core Team, 2024).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição florística

Na área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI), foram registradas 15 espécies, distribuídas em 14 gêneros e pertencentes a 7 famílias botânicas (Tabela 2). A família Euphorbiaceae apresentou a maior riqueza (6 espécies), seguida por Cordiaceae, Fabaceae e Malvaceae (2 espécies cada). As demais famílias foram representadas por apenas uma espécie. As espécies mais abundantes foram *C. blanchetianus*, *A. pyriformis*, *X. gounellei*, *C. pyramidale* e *C. heliotropiifolius*.

Na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), foram registradas 12 espécies, distribuídas em 10 gêneros e pertencentes a 4 famílias botânicas (Tabela 2). Euphorbiaceae (6 espécies) e Fabaceae (4 espécies) foram as famílias com maior riqueza de espécies, enquanto as demais apresentaram apenas uma espécie cada. As espécies mais abundantes foram *C. heliotropiifolius*, *M. ophthalmocentra*, *J. mollissima* e *C. pyramidale*.

A composição florística das áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração resulta dos processos sucessionais naturais. A maior riqueza de espécies observada no ERI está de acordo com a teoria da sucessão ecológica, segundo a qual o avanço dos estágios sucessionais favorece o acúmulo de espécies e aumenta a diversidade florística, estrutural e funcional da comunidade vegetal.

Nos NARN-P, foram registradas 7 espécies, distribuídas em 7 gêneros e pertencentes a 4 famílias botânicas (Tabela 2). Euphorbiaceae (3 espécies) e Fabaceae (2 espécies) se destacaram em termos de riqueza, enquanto as demais famílias foram representadas por apenas uma espécie cada. As espécies mais abundantes foram *X. gounellei*, *J. mollissima*, *C. quercifolius* e *A. pyriformis*. Nos NARN-S, foram registradas 13 espécies, distribuídas em 13 gêneros e pertencentes a 9 famílias botânicas (Tabela 2). Anacardiaceae, Bignoniaceae, Cactaceae e Fabaceae foram as famílias com maior riqueza (2 espécies cada). Entre as espécies mais abundantes estão *T. aurea*, *X. gounellei*, *L. ferrea*, *A. colubrina* e *C. jamacaru*.

Tabela 2. Relação das espécies registradas nas áreas de Caatinga (ERI e ERII) e nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S).

Família/Espécie	Nome popular	Número de indivíduos				GE	SD
		ERI	ERII	NARN-P	NARN-S		
Anarcadiaceae							
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Aroeira	-	-	-	4	ST	AUT
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Braúna	-	-	-	5	ST	ANE
Apocynaceae							
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	55	-	24	-	P	ANE
Bignoniaceae							
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	-	-	-	2	ST	ANE
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. Ex S.Moore	Craibeira	-	-	-	45	SI	ANE
Burseraceae							
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Imburana-de-cambão	-	-	-	6	ST	ZOO
Cactaceae							
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	Mandacaru	-	-	-	28	-	ZOO
<i>Xiquexique gounellei</i> (F.A.C.Weber ex K.Schum.) Lavor & Calvente	Xique-xique	23	-	77	43	-	ZOO
Capparaceae							
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Feijão-bravo	-	1	-	-	SI	ZOO
Cordiaceae							
<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	Pau-branco	1	-	-	-	ST	ANE
<i>Varronia globosa</i> Jacq.	-	1	-	-	-	P	ZOO
Euphorbiaceae							
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	5	1	28	-	P	AUT
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	256	4	14	-	P	AUT

Família/Espécie	Nome popular	Número de indivíduos				GE	SD
		ERI	ERII	NARN-P	NARN-S		
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Quebra-faca	13	30	-	-	P	AUT
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	6	9	53	-	P	AUT
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll.Arg.	Maniçoba	1	2	-	12	SI	AUT
<i>Sebastiania brevifolia</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	-	1	1	-	-	P	AUT
Fabaceae							
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Umburana-de-cheiro	-	1	-	-	ST	AUT
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	-	-	-	37	SI	AUT
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	Catingueira	16	7	14	-	P	AUT
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau-ferro	-	-	-	43	SI	AUT
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema-de-embira	-	20	-	-	P	AUT
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema-preta	-	2	9	-	P	AUT
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	Unha-de-gato	2	-	-	-	P	AUT
Malvaceae							
<i>Melochia tomentosa</i> L.	-	1	-	-	-	P	AUT
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A.Robyns	Embiratanha	1	-	-	1	ST	ZOO
Rhamnaceae							
<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	Juazeiro	-	1	-	6	ST	ZOO
Rubiaceae							
<i>Cordia</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-
Sapindaceae							
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Saboneteira	-	-	-	2	SI	ZOO

ERI: Ecossistema de referência I; ERII: Ecossistema de referência II; NARN-P: Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras; NARN-S: Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias; GE: grupo ecológico; SD: síndrome de dispersão.

A composição florística dos núcleos de aceleração da regeneração natural resulta da seleção inicial das espécies para a restauração de áreas degradadas. Nos NARN-P, foram utilizadas espécies de rápido crescimento, capazes de criar micro-habitats e tornar o ambiente mais propício à chegada de novas espécies ao longo do tempo. A elevada abundância de *X. gounellei*, *J. molissima*, *C. quercifolius* e *A. pyrifolium* demonstra o potencial dessas espécies para a restauração de áreas degradadas da Caatinga.

Por outro lado, a utilização de espécies secundárias iniciais e tardias nos NARN-S tem como objetivo acelerar os processos sucessionais e aumentar a diversidade, a estabilidade e a resiliência dos ecossistemas restaurados. A elevada abundância das espécies *T. aurea*, *X. gounellei*, *L. ferrea*, *A. colubrina* e *C. jamacaru* sugere boa adaptação às condições locais e potencial para a formação de comunidades vegetais complexas a médio e longo prazo.

A ordenação pelo NMDS (stress = 0.1067) identificou diferenças na composição florística entre os ecossistemas de referência (ERI e ERII) e os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) (Figura 6). A diferença na composição florística entre as áreas de foi estatisticamente confirmada pela PERMANOVA ($R^2 = 0.68$, $p < 0.001$).

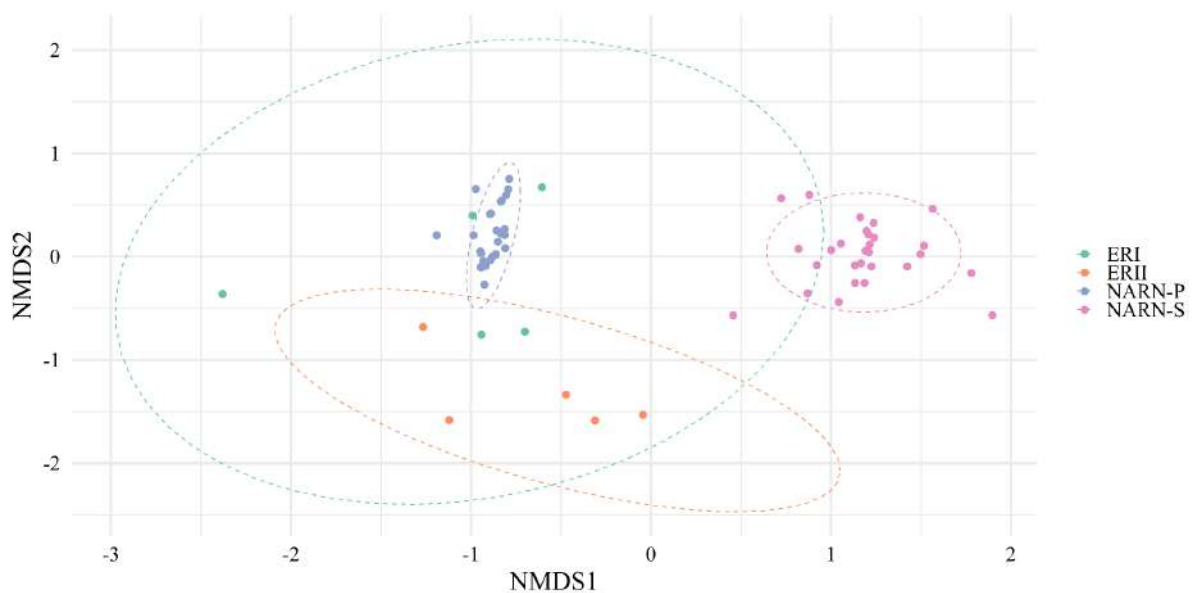


Figura 6. Ordenação NMDS da composição florística das áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário de regeneração natural (ERII) e dos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

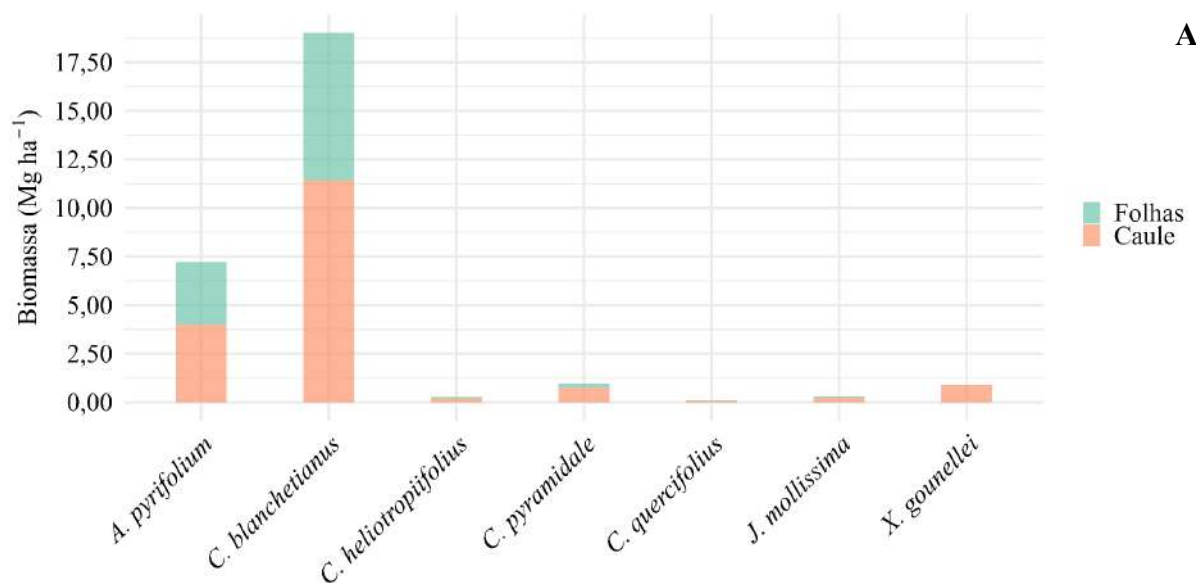
O ERI apresentou elevada heterogeneidade interna devido à maior diversidade florística, estrutural e funcional adquirida ao longo do tempo. O ERII ocupou posição intermediária entre o ERI e os núcleos de aceleração da regeneração natural. Os NARN-P e NARN-S formaram

agrupamentos bem definidos em função da uniformidade na composição florística decorrente do plantio direcionado. No entanto, observou-se maior variação interna entre no NARN-S, associada à maior sensibilidade das espécies secundárias iniciais e tardias às condições climáticas adversas, como períodos prolongados de seca, altas temperaturas e radiação solar intensa.

A proximidade entre ERI e ERII no espaço ordenado reforça a conexão sucessional entre os estágios avançado e intermediário de regeneração natural. Por outro lado, a ausência de sobreposição entre os agrupamentos de NARN-P e NARN-S indica que os diferentes conjuntos de espécies plantadas originaram composições florísticas distintas. O posicionamento mais distante do ERI em relação aos núcleos restaurados sugere que essas áreas ainda não atingiram o grau de complexidade florística característico dos estágios mais avançados de regeneração.

3.2 Biomassa acima do solo

As espécies que se destacaram em termos de produção de biomassa de folhas, caule e parte área total na área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) foram *C. blanchetianus* e *A. pyrifolium* (Figura 7A). *C. blanchetianus* acumulou 7,60 Mg ha⁻¹ de biomassa foliar, 11,41 Mg ha⁻¹ de biomassa de caule e 19,01 Mg ha⁻¹ de biomassa da parte área. *A. pyrifolium* apresentou 3,22 Mg ha⁻¹ de biomassa foliar e 4,00 Mg ha⁻¹ de biomassa de caule, com biomassa da parte aérea de 7,22 Mg ha⁻¹. Essas espécies concentraram em torno de 95% da biomassa de folhas, 87% da biomassa de caule e 90% da biomassa da parte área no ERI.



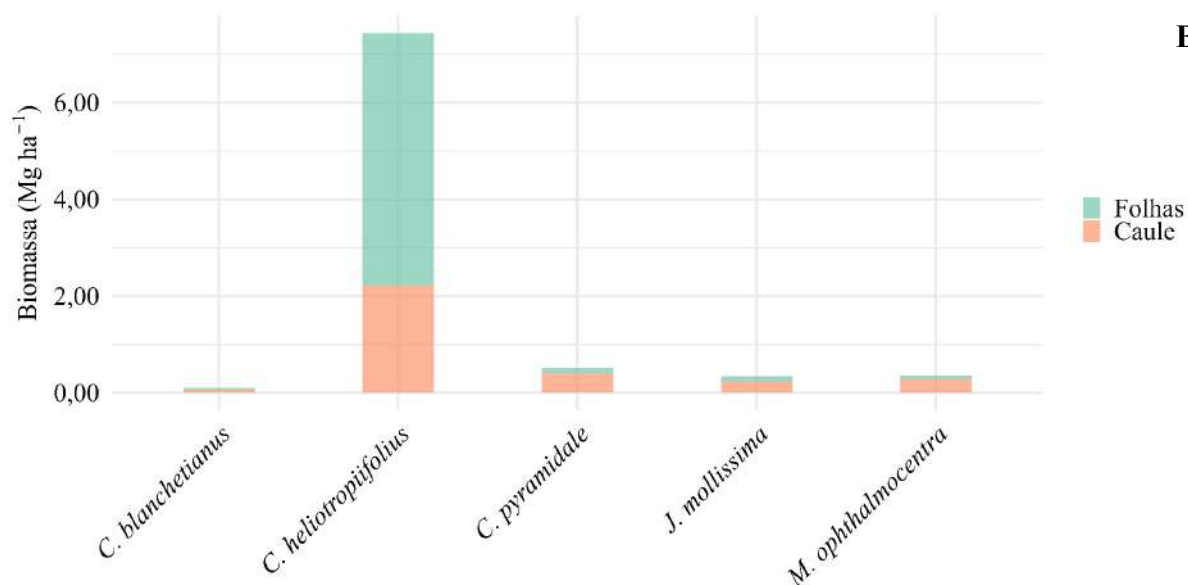


Figura 7. Biomassa dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total das espécies regenerantes nas áreas de Caatinga em estágio avançado (A) e intermediário (B) de regeneração em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), *C. heliotropiifolius* foi a espécie que mais se destacou quanto à produção de biomassa, acumulando 5,21 Mg ha⁻¹ de biomassa de folhas e 2,21 Mg ha⁻¹ de biomassa de caule, totalizando 7,43 Mg ha⁻¹ de biomassa da parte aérea (Figura 7B). Essa espécie concentrou aproximadamente 93% da biomassa de folhas, 64% da biomassa de caule e 81% da biomassa da parte aérea no ERII.

Nos NARN-P, as espécies *J. mollissima* e *X. gounellei* se destacaram em termos de produção de biomassa de folhas, caule e parte aérea total (Figura 8A). *J. mollissima* acumulou 1,08 Mg ha⁻¹ de biomassa foliar, 1,17 Mg ha⁻¹ de biomassa de caule e 2,25 Mg ha⁻¹ de biomassa da parte aérea. Para *X. gounellei*, devido à sua morfologia de cacto colunar e ausência de folhas, a biomassa foi considerada integralmente como caule/parte aérea, resultando em 1,71 Mg ha⁻¹. *J. mollissima* e *X. gounellei* concentraram cerca de 74% da biomassa de folhas (com contribuição exclusiva de *J. mollissima*), 76% da biomassa de caule e 75% da biomassa da parte aérea, demonstrando seu potencial para o acúmulo de biomassa em curto prazo nas ações de restauração de áreas degradadas da Caatinga.

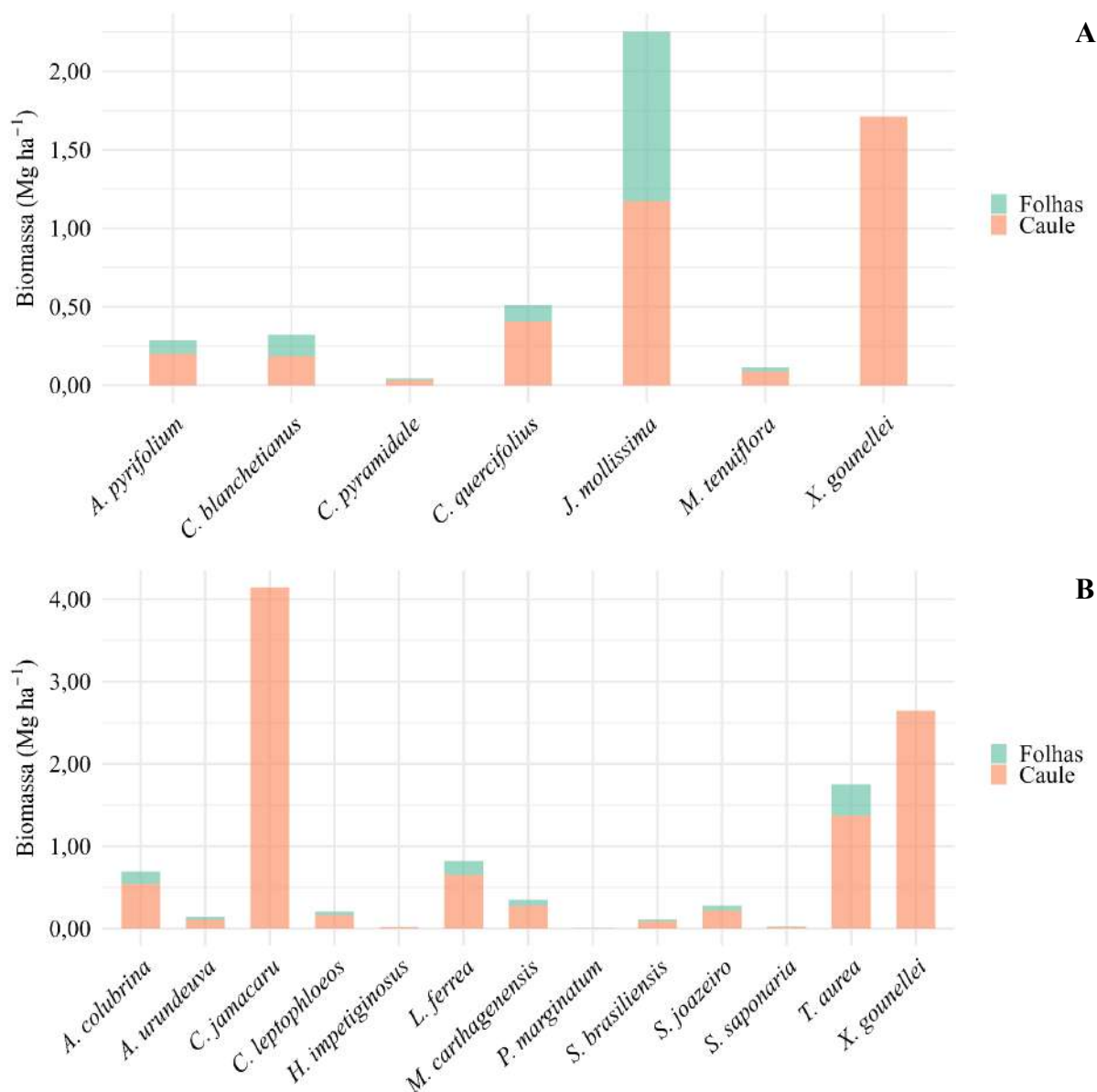


Figura 8. Biomassa dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total das espécies plantadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (NARN-S) (B) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

As espécies implantadas nos NARN-P, como *A. pyrifolium*, *C. blanchetianus*, *C. pyramidale*, *C. quercifolius* e *J. mollissima*, são nativas da Caatinga, tolerantes a perturbações antropogênicas crônicas e predominantes no estrato de áreas em processo de regeneração (Ramos *et al.*, 2023). Essas características tornam essas espécies fundamentais para a restauração da funcionalidade e da resiliência dos ecossistemas semiáridos.

Em relação aos NARN-S, os cactos lenhosos *C. jamararu* e *X. gounellei* foram os que mais se destacaram em termos de produção de biomassa (Figura 8B). *C. jamararu* apresentou 4,14 Mg ha⁻¹ e *X. gounellei* 2,64 Mg ha⁻¹ de biomassa de caule/parte aérea. Também se destacou

a espécie *T. aurea*, que acumulou 0,38 Mg ha⁻¹ de biomassa foliar, 1,37 Mg ha⁻¹ de biomassa de caule e 1,75 Mg ha⁻¹ de biomassa da parte aérea (Figura 8B). Essas espécies concentraram cerca de 40% da biomassa de folhas (com contribuição exclusiva de *T. aurea*), 79% da biomassa de caule e 76% da biomassa da parte aérea total.

T. aurea também se destacou em termos de sobrevivência e crescimento quando utilizada para revegetação de áreas degradadas pela exploração de piçarra na Caatinga (Lima *et al.*, 2015; Souza; Chaer; Gonçalves, 2022). Essa espécie apresenta tolerância à deficiência hídrica devido a adaptações fisiológicas, como a redução da área foliar, o fechamento dos estômatos e a manutenção de baixas taxas fotossintéticas, sustentadas pelos efeitos protetores do sistema antioxidante e pela síntese de prolina (Freire *et al.*, 2022). Assim, pode ser considerada uma espécie-chave para iniciativas de restauração em áreas degradadas da Caatinga.

As espécies que apresentaram menor produção de biomassa nos NARN-S são caracterizadas por crescimento mais lento e maior sensibilidade às condições severas impostas por ambientes degradados. Espécies como *A. colubrina*, *A. urundeuva*, *C. leptophloeos*, *P. marginatum*, *S. brasiliensis* e *S. saponaria* ocorrem preferencialmente em ambientes mais úmidos e menos impactados (Ramos *et al.*, 2023). Essas espécies são utilizadas em ações de restauração com o objetivo de aumentar a complexidade estrutural da comunidade vegetal e a produção de biomassa a médio e longo prazo. O monitoramento contínuo se torna fundamental para avaliar a contribuição efetiva dessas espécies para a funcionalidade do ecossistema restaurado ao longo do tempo.

Além disso, os cactos lenhosos implantados nos NARN-P (*X. gounellei*) e NARN-S (*C. jamaru* e *X. gounellei*) apresentam características morfológicas e fisiológicas para tolerar altas temperaturas e longos períodos de seca ou baixa disponibilidade hídrica, além da capacidade de se desenvolverem em solos rasos, pedregosos ou sobre rochas (Araújo *et al.*, 2021). Essas características resultam em elevada rusticidade e resiliência, fazendo com que essas espécies suportem as condições severas dos ambientes degradados da Caatinga. Consequentemente, estão entre as espécies que mais se destacaram quanto à produção de biomassa em curto prazo nos núcleos de aceleração da regeneração natural.

A utilização desses cactos em ações de restauração também contribui para a diversificação das formas de vida e para a atração da fauna nativa, considerando que *C. jamaru* e *X. gounellei* estão entre as espécies mais consumidas pela fauna da Caatinga (Santos e Ribeiro, 2023). Além disso, devido à adaptação a condições severas, rápido crescimento e

elevado acúmulo de biomassa em curto prazo, esses cactos podem contribuir para a formação de micro-habitats, tornando o ambiente mais propício para o estabelecimento de espécies mais sensíveis às condições ambientais extremas. Assim, essas espécies devem ser amplamente recomendadas para a implementação de estratégias eficazes de restauração em áreas degradadas e perturbadas da Caatinga.

Considerando a dinâmica natural de regeneração dos ecossistemas de referência e o desempenho das espécies implantadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural são observadas variações quanto ao acúmulo de biomassa. O ERI apresentou a maior produção de biomassa (28,80 Mg ha⁻¹), seguido pelo NARN-S (11,21 Mg ha⁻¹), ERII (9,12 Mg ha⁻¹) e NARN-P (5,25 Mg ha⁻¹) (Figura 9).

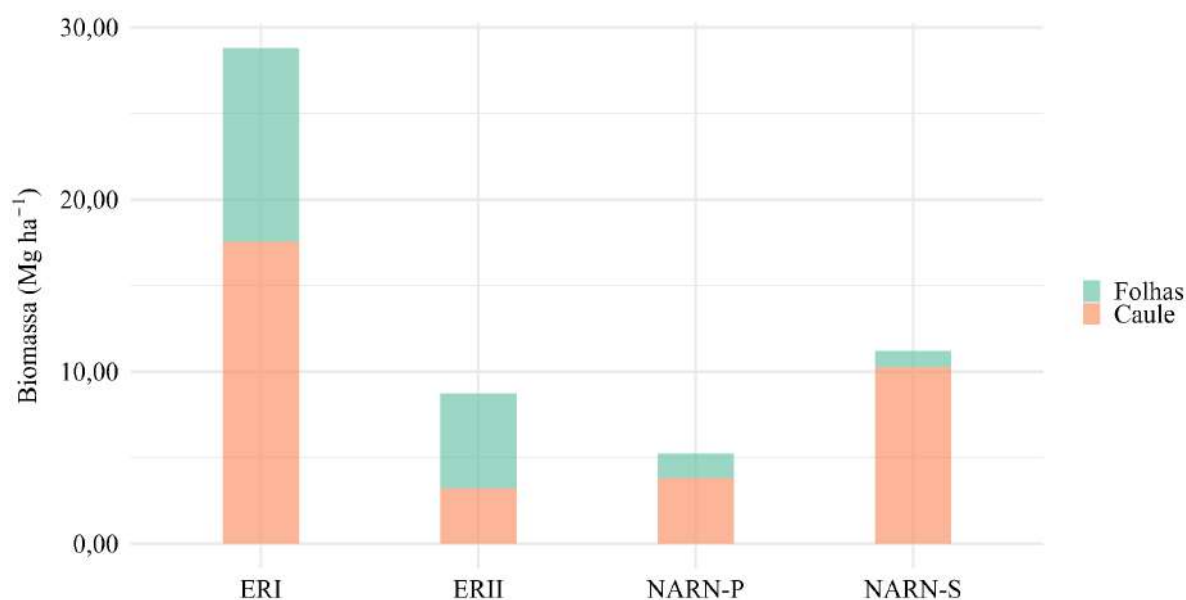


Figura 9. Biomassa dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

O acúmulo de biomassa de folhas (11,25 Mg ha⁻¹) e do caule (17,54 Mg ha⁻¹) do estrato regenerante no ERI reflete o estágio de maior equilíbrio ecológico da comunidade vegetal. Esse acúmulo está associado à maior abundância, diversidade e porte dos indivíduos regenerantes. No ERII, a biomassa de folhas (5,63 Mg ha⁻¹) e do caule (3,49 Mg ha⁻¹) foi inferior à observada no ERI, devido à menor abundância e porte dos indivíduos do estrato regenerante.

Souza *et al.* (2019a) também observaram que áreas de Caatinga mais antigas tendem a abrigar maior número de espécies e apresentar maior acúmulo de biomassa, enquanto áreas nos estágios iniciais de sucessão e com baixa diversidade de espécies apresentam valores de

biomassa mais baixos. Além disso, a biomassa acima do solo em áreas de Caatinga madura pode ser até duas vezes superior à observada em áreas em processo de sucessão ecológica (Souza *et al.*, 2019b).

Nos NARN-P, a diferença entre o acúmulo de biomassa de folhas ($1,45 \text{ Mg ha}^{-1}$) e do caule ($3,80 \text{ Mg ha}^{-1}$) está relacionada à presença do cacto *X. gounellei*. Essa espécie foi a que mais contribuiu para o acúmulo de biomassa do caule nos NARN-P. Além disso, a menor produção de biomassa observada nos NARN-P resulta do menor porte e acúmulo de biomassa característicos das espécies pioneiras.

Nos NARN-S, o acúmulo de biomassa foi mais expressivo no caule ($10,26 \text{ Mg ha}^{-1}$) do que nas folhas ($0,95 \text{ Mg ha}^{-1}$), sobretudo devido à presença dos cactos *C. jamacaru* e *X. gounellei*, que contribuíram com 66,08% do acúmulo de biomassa do caule nos NARN-S. Esse fator também explica o maior acúmulo de biomassa nos NARN-S em comparação ao ERII, considerando que as espécies secundárias tendem a apresentar crescimento mais lento e acúmulo de biomassa mais expressivo a médio e longo prazo.

A recuperação de biomassa do estrato regenerante em relação ao ERI foi de 38,39% nos NARN-S, 31,23% no ERII e 17,98% nos NARN-P. Esses resultados indicam que os núcleos de aceleração da regeneração estão sendo eficientes para o acúmulo de biomassa no curto prazo. Com a expansão natural dos núcleos ao longo tempo, espera-se que a biomassa do estrato regenerante nas áreas em restauração alcance níveis semelhantes aos do ERI em um intervalo de tempo mais curto quando comparado aos padrões naturais de regeneração.

Em áreas de Caatinga em regeneração no município de General Sampaio (CE), a recuperação da biomassa ocorreu de forma progressiva ao longo do tempo: $10,89 \text{ Mg ha}^{-1}$ após três anos, $16,66 \text{ Mg ha}^{-1}$ após cinco anos, $32,05 \text{ Mg ha}^{-1}$ após oito anos, $50,25 \text{ Mg ha}^{-1}$ após 15 anos e $67,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ após 40 anos. A biomassa acumulada em 15 anos representou 76% da biomassa observada após 40 anos de regeneração (Lopes *et al.*, 2023). Resultados semelhantes foram observados por Lopes *et al.* (2020) na mesma região: $4,90 \text{ Mg ha}^{-1}$ após três anos, $16,11 \text{ Mg ha}^{-1}$ após cinco anos, $30,03 \text{ Mg ha}^{-1}$ após oito anos, $39,17 \text{ Mg ha}^{-1}$, após 11 anos, $53,80 \text{ Mg ha}^{-1}$ após 15 anos e $79,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ após 40 anos.

A biomassa média de folhas foi de $1,88 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ERI e de $1,11 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ERII, enquanto nos NARN-P e NARN-S os valores foram $0,24$ e $0,09 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. Padrão semelhante foi observado para a biomassa média do caule, com valores mais elevados no ERI ($2,51 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido do ERII ($0,64 \text{ Mg ha}^{-1}$), NARN-S ($0,79 \text{ Mg ha}^{-1}$) e NARN-P ($0,54 \text{ Mg ha}^{-1}$). Considerando a biomassa média da parte aérea total, o ERI apresentou o maior

acúmulo ($4,11 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido do ERII ($1,75 \text{ Mg ha}^{-1}$), NARN-S ($0,86 \text{ Mg ha}^{-1}$) e NARN-P ($0,75 \text{ Mg ha}^{-1}$). As variações observadas entre as áreas não foram estatisticamente significativas para os compartimentos analisados (Figura 10).

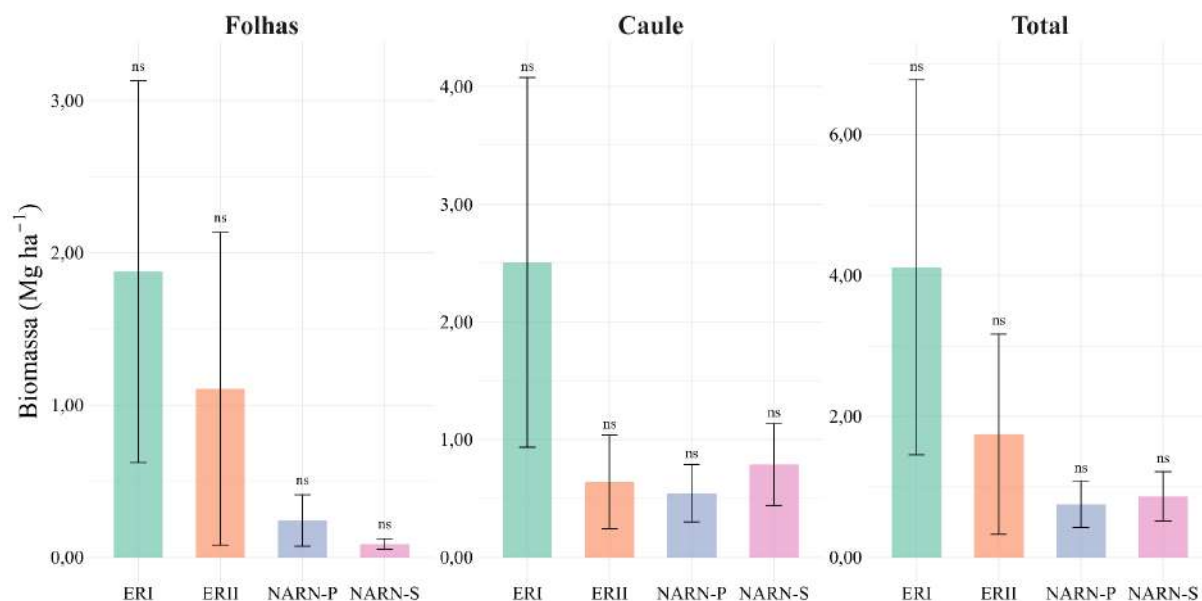


Figura 10. Biomassa média dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. As análises de variância indicaram ausência de diferenças significativas entre as áreas para todos os compartimentos avaliados ($p > 0,05$).

Esse resultado pode estar relacionado à elevada variabilidade observada no acúmulo de biomassa entre as espécies em cada área. Nos ecossistemas de referência (ERI e ERII) e nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S), a maior contribuição em termos de produção de biomassa está restrita a poucas espécies dominantes, enquanto as demais apresentaram produção de biomassa mais homogênea e com baixa contribuição em relação a biomassa total. Esse padrão indica que os núcleos de aceleração da regeneração natural replicam a estrutura funcional dos ecossistemas de referência, caracterizada por elevada heterogeneidade na distribuição de biomassa. Isso reforça o potencial dessas estratégias para a restauração de áreas degradadas da Caatinga.

3.3 Teores de carbono

Os teores de C nas folhas das espécies pioneiras variaram entre $359,11$ e $428,79 \text{ g kg}^{-1}$. Foram observadas diferenças entre essas espécies quanto ao teor de C foliar, com *A. pyrifolium*,

C. blanchetianus, *C. pyramidale* e *M. tenuiflora* apresentando teores de C superiores aos de *C. quercifolius* e *J. molissima* (Figura 11A).

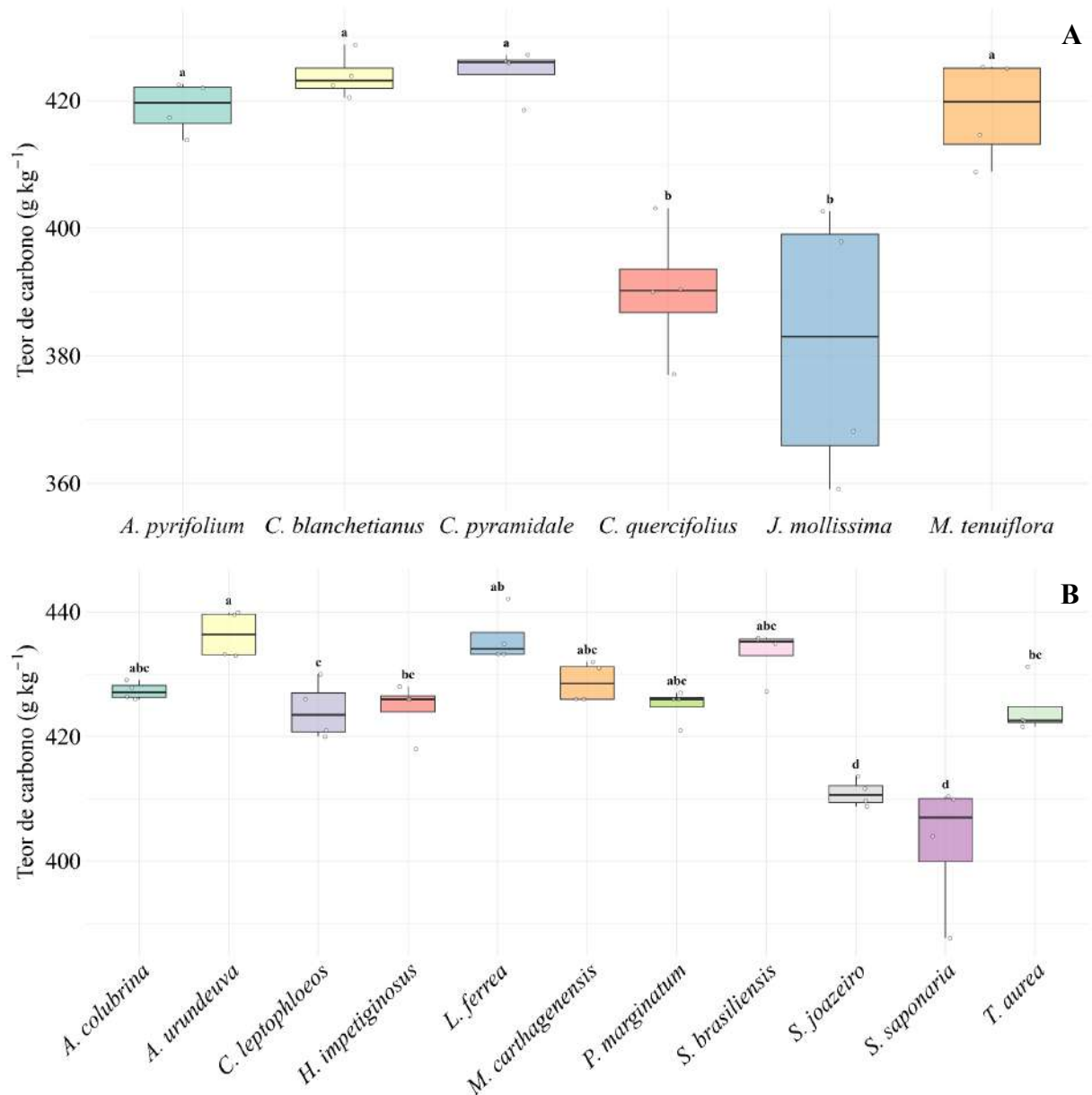


Figura 11. Teor de carbono nas folhas das diferentes espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (B). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Entre as espécies secundárias iniciais e tardias, os teores de C nas folhas variaram de 387,63 a 442,13 g kg⁻¹. Também foram observadas diferenças entre essas espécies, com *A. urundeuva* apresentando os maiores teores de C foliar. Embora *L. ferrea*, *S. brasiliensis*, *M. carthagenensis*, *A. colubrina* e *P. marginatum* tenham apresentado teores de C inferiores aos de *A. urundeuva*, essas espécies não diferiram entre si. *H. impetiginosus*, *T. aurea* e *C. leptophloeos*

apresentaram teores de C ainda mais baixos, mas semelhantes aos de *S. brasiliensis*, *M. carthagenensis*, *A. colubrina* e *P. marginatum*. As espécies secundárias com os menores teores de C foliar foram *S. joazeiro* e *S. saponaria* (Figura 11B).

Estudos pioneiros sobre o teor de C foliar em diferentes espécies da Caatinga identificaram variações entre 421,60 e 513,90 g kg⁻¹ (Vieira *et al.*, 2009), 342,0 e 457,30 g kg⁻¹ (Lana *et al.*, 2019) e 448,0 e 454,30 g kg⁻¹ (Silva *et al.*, 2022). As diferenças observadas entre esses teores e os obtidos no presente estudo estão associadas às diferentes espécies analisadas, à idade dos indivíduos e às variações edafoclimáticas entre as áreas de coleta.

As espécies *C. quercifolius*, *J. molissima*, *S. joazeiro* e *S. saponaria* apresentaram os menores teores de C foliar. Esse padrão pode ser explicado pelas características químicas dos tecidos foliares. Teores mais baixos de C estão associados a menores concentrações de compostos estruturais ricos em C, como resinas, amidos, celulose e lignina (Silva *et al.*, 2022). Além disso, as folhas são órgãos dinâmicos e estão sujeitas a variações no teor de C em função da intensa atividade fotossintética. Essas variações refletem a utilização imediata do C nos processos metabólicos e a alocação prioritária desse elemento nos tecidos em crescimento e nos órgãos responsáveis pela produtividade primária da planta (Vieira *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2022).

Os teores de C no caule das espécies pioneiras variaram entre 357,86 e 449,41 g kg⁻¹. Foram observadas diferenças entre essas espécies em relação ao teor de C no caule, com *M. tenuiflora*, *C. blanchetianus*, *C. quercifolius*, *A. pyrifolium* e *C. pyramidale* apresentando os teores mais elevados de C. Por outro lado, embora *J. molissima* tenha apresentado teores mais baixos de C, diferiu apenas de *M. tenuiflora*. O cacto *X. gounellei* apresentou o menor teor de C no caule entre as espécies pioneiras (Figura 12A). Nas espécies secundárias iniciais e tardias, os teores de C no caule variaram de 423,99 a 455,93 g kg⁻¹. Embora não tenham sido observadas diferenças entre as espécies arbóreas, o cacto *C. jamacaru* apresentou teores de C no caule inferiores aos observados nas demais espécies analisadas (Figura 12B).

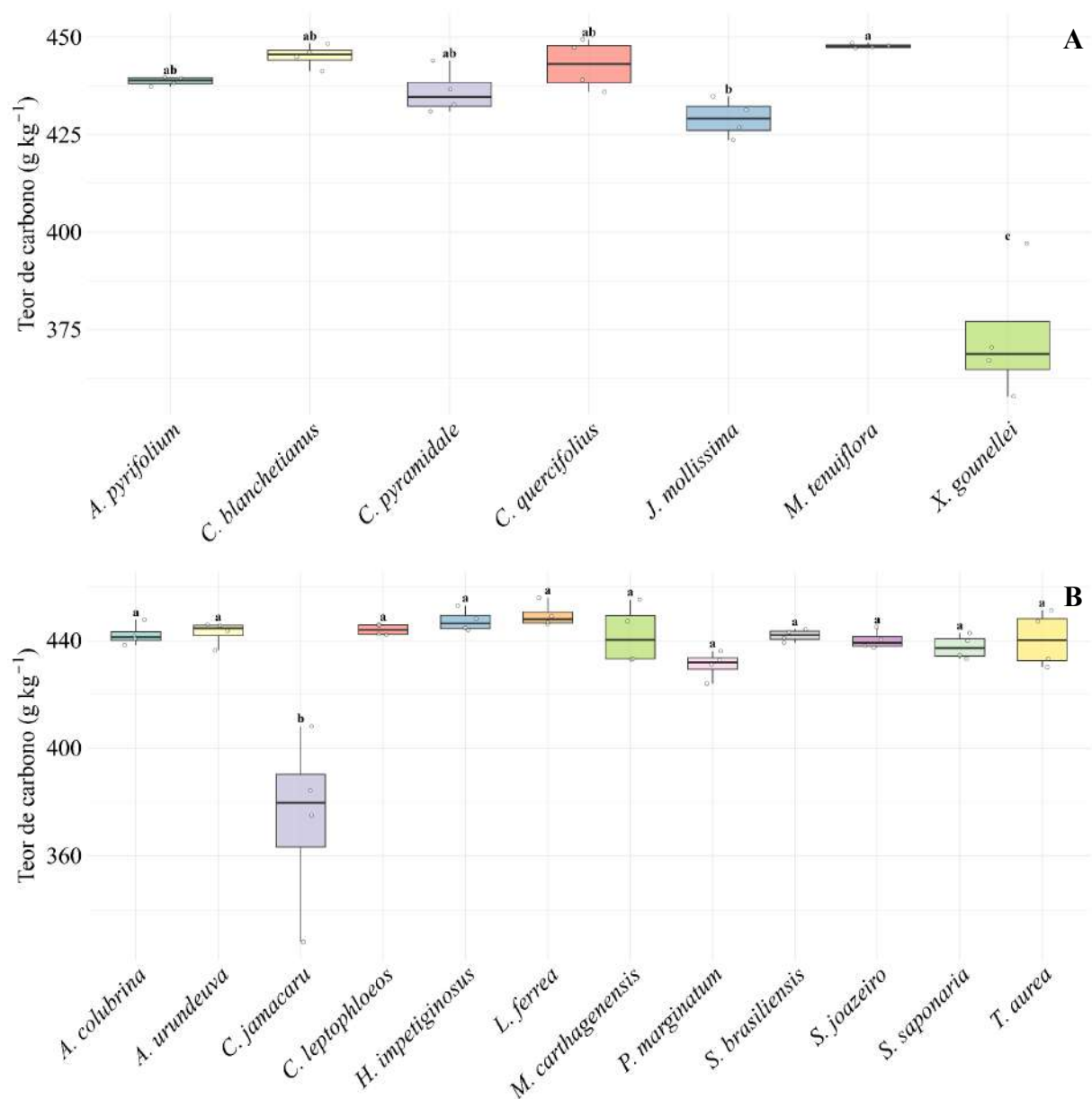


Figura 12. Teor de carbono no caule das diferentes espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os teores de C no caule em diferentes espécies da Caatinga variaram entre 368,10 e 463,20 g kg⁻¹ (Vieira *et al.*, 2009), 344,0 e 576,0 g kg⁻¹ (Lana *et al.*, 2019) e 451,40 e 453,10 g kg⁻¹ (Silva *et al.*, 2022). De forma semelhante ao observado para as folhas, as diferenças entre esses teores e os obtidos no presente estudo podem ser atribuídas às diferentes espécies, à idade dos indivíduos e às condições edafoclimáticas.

As espécies que apresentaram os menores teores de C no caule foram aquelas de rápido crescimento, como *J. mollissima*, *X. gounellei* e *C. jamacaru*. Esse padrão pode ser explicado

pela menor densidade dos tecidos lenhosos dessas espécies. Na Caatinga, onde as condições para o crescimento das plantas são adversas devido ao clima semiárido, os tecidos vegetais lenhosos tendem a ser mais densos em espécies de crescimento mais lento (Vieira *et al.*, 2009).

Nos cactos *X. gounellei* e *C. jamacaru*, os menores teores de C também estão relacionados à presença de parênquima aquífero em suas hastes, o que reduz a concentração de C por unidade de massa seca em comparação ao tecido lenhoso denso de outras espécies. Essa adaptação morfofisiológica, fundamental para a sobrevivência em ambientes semiáridos, influencia diretamente os estoques de C dessas cactáceas. Embora esses cactos possam acumular biomassa rapidamente, os menores teores de C por unidade de massa seca indicam que, para uma mesma quantidade de biomassa, ocorre menor sequestro de C em comparação a espécies com tecido lenhoso denso.

De maneira geral, plantas lenhosas apresentam menores taxas de crescimento e demandam grandes quantidades de C no nível celular para a síntese de lignina nas estruturas de suporte, resultando em altos teores de lignina e, conseqüentemente, de C (Ma *et al.*, 2018). Além disso, espécies com madeira mais densa tendem a crescer mais lentamente em comparação àquelas que possuem madeira de baixa densidade. A madeira de baixa densidade é mais econômica em termos de construção e favorece o rápido crescimento da planta (Poorter *et al.*, 2009). A variação na densidade da madeira entre as espécies é atribuída principalmente aos espaços dentro e entre células (Poorter *et al.*, 2008).

Espécies que direcionam menos biomassa para a formação do caule (madeira leve) aumentam mais rapidamente o diâmetro basal do que aquelas que alocam maior quantidade de biomassa no caule (madeira densa) (Enquist *et al.*, 1999; Fonseca; Benayas; Alice, 2011). A densidade da madeira influencia a sobrevivência, o crescimento, o transporte de água e o armazenamento de C nas plantas (Santiago *et al.*, 2004; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013; Poorter *et al.*, 2019). Dessa forma, diferenças na densidade da madeira entre espécies resultam em níveis distintos de acúmulo de C (Becknell e Powers, 2014). Espécies de crescimento lento e madeira densa tendem a ser mais eficientes no sequestro e armazenamento de C a longo prazo.

Os resultados obtidos evidenciam a elevada variabilidade nos teores de C entre espécies da Caatinga, destacando a importância de se considerar teores específicos por espécie e compartimento para estimativas mais precisas dos estoques de C. No entanto, devido à escassez de dados específicos, ainda são amplamente utilizados valores médios ou fixos de teor de C previamente estabelecidos

O IPCC (2007) recomenda a utilização do teor fixo de 470 g kg⁻¹ de C para florestas tropicais. Thomas e Martin (2012) relatam que o teor de C no caule de espécies tropicais varia de 419 a 516 g kg⁻¹. Ma *et al.* (2018) sintetizaram dados de 4.318 espécies em nível global e identificaram média para o teor de C de 468,5 g kg⁻¹ nas folhas e 478,8 g kg⁻¹ no caule. Para a biomassa acima do solo na Caatinga, Pereira Junior *et al.* (2016) sugerem teor de C de 450,0 g kg⁻¹. Neste estudo, os teores médios de C observados para cada espécie e compartimento foram inferiores ao teor fixo de 470 g kg⁻¹ de C proposto pelo IPCC (2007), o que resulta em superestimativas dos estoques de C nas folhas e no caule das espécies nativas da Caatinga.

Para as espécies pioneiras as superestimativas variaram de 10,23 a 23,06% nas folhas e de 4,97 a 25,96% no caule. Os fatores de conversão recomendados para estimar o C foliar variaram entre 0,38 e 0,43 g C g⁻¹ de biomassa seca. O maior fator foi observado para *C. pyramidale* (0,43), seguido de *A. pyrifolium*, *C. blanchetianus* e *M. tenuiflora* (0,42), enquanto as espécies com os menores fatores foram *C. quercifolius* (0,39) e *J. mollissima* (0,38). Para o caule os fatores de conversão variaram de 0,37 a 0,45 g C g⁻¹, sendo os maiores fatores observados para *C. blanchetianus* e *M. tenuiflora* (0,45), seguidos de *A. pyrifolium*, *C. pyramidale* e *C. quercifolius* (0,44). Os menores fatores foram para as espécies *J. mollissima* (0,43) e *X. gounellei* (0,37) (Tabela 3).

Tabela 3. Diferença percentual entre o teor médio de carbono observado e o valor padrão do IPCC (470 g kg⁻¹) nas folhas e no caule das espécies pioneiras da Caatinga.

Espécie	Compartimento	Média C (g kg ⁻¹)	Fator (g C g ⁻¹)	Diferença (%)
<i>A. pyrifolium</i>	Folha	418,92	0,42	12,19
	Caule	438,73	0,44	7,13
<i>C. pyramidale</i>	Folha	426,39	0,43	10,23
	Caule	436,08	0,44	7,78
<i>C. quercifolius</i>	Folha	390,16	0,39	20,46
	Caule	442,96	0,44	6,11
<i>C. blanchetianus</i>	Folha	423,89	0,42	10,88
	Caule	445,21	0,45	5,57
<i>J. mollissima</i>	Folha	381,94	0,38	23,06
	Caule	429,17	0,43	9,51
<i>M. tenuiflora</i>	Folha	418,45	0,42	12,32
	Caule	447,75	0,45	4,97
<i>X. gounellei</i>	Caule	373,13	0,37	25,96

Diferença (%) = [(C IPCC – C observado) / C observado] × 100

Nas espécies secundárias iniciais e tardias, as superestimativas variaram de 7,69 a 16,63% nas folhas e de 4,57 a 25,73% no caule. Os fatores de conversão recomendados para estimar o C foliar variaram entre 0,40 e 0,44 g C g⁻¹ de biomassa seca. As espécies *A. urundeuva* e *L. ferrea* apresentaram os maiores fatores (0,44), seguidas por *A. cearenses*, *A. colubri*, *M. carthagenensis*, *P. marginatum* e *S. brasiliensis* (0,43). Espécies como *C. leptophloeos*, *H. impetiginosus* e *T. aurea* apresentaram fatores intermediários (0,42), enquanto os menores fatores foram observados para *S. joazeiro* (0,41) e *S. saponaria* (0,40) (Tabela 4).

Tabela 4. Diferença percentual entre o teor médio de carbono observado e o valor padrão do IPCC (470 g kg⁻¹) nas folhas e no caule das espécies secundárias iniciais e tardias da Caatinga.

Espécie	Compartimento	Média C (g kg ⁻¹)	Fator (g C g ⁻¹)	Diferença (%)
<i>A. cearensis</i>	Folha	428,33	0,43	9,73
	Caule	445,84	0,45	5,42
<i>A. colubrina</i>	Folha	427,34	0,43	9,98
	Caule	442,10	0,44	6,31
<i>A. urundeuva</i>	Folha	436,42	0,44	7,69
	Caule	442,88	0,44	6,12
<i>C. jamacaru</i>	Caule	373,82	0,37	25,73
<i>C. leptophloeos</i>	Folha	424,25	0,42	10,78
	Caule	444,05	0,44	5,84
<i>H. impetiginosus</i>	Folha	424,50	0,42	10,72
	Caule	447,42	0,45	5,05
<i>L. ferrea</i>	Folha	435,89	0,44	7,83
	Caule	449,44	0,45	4,57
<i>M. carthagenensis</i>	Folha	428,75	0,43	9,62
	Caule	442,15	0,44	6,30
<i>P. marginatum</i>	Folha	425,00	0,43	10,59
	Caule	430,98	0,43	9,05
<i>S. saponaria</i>	Folha	403,00	0,40	16,63
	Caule	437,61	0,44	7,40
<i>S. joazeiro</i>	Folha	410,93	0,41	14,38
	Caule	440,16	0,44	6,78
<i>S. brasiliensis</i>	Folha	433,39	0,43	8,45
	Caule	441,85	0,44	6,37
<i>T. aurea</i>	Folha	424,50	0,42	10,72
	Caule	440,42	0,44	6,72

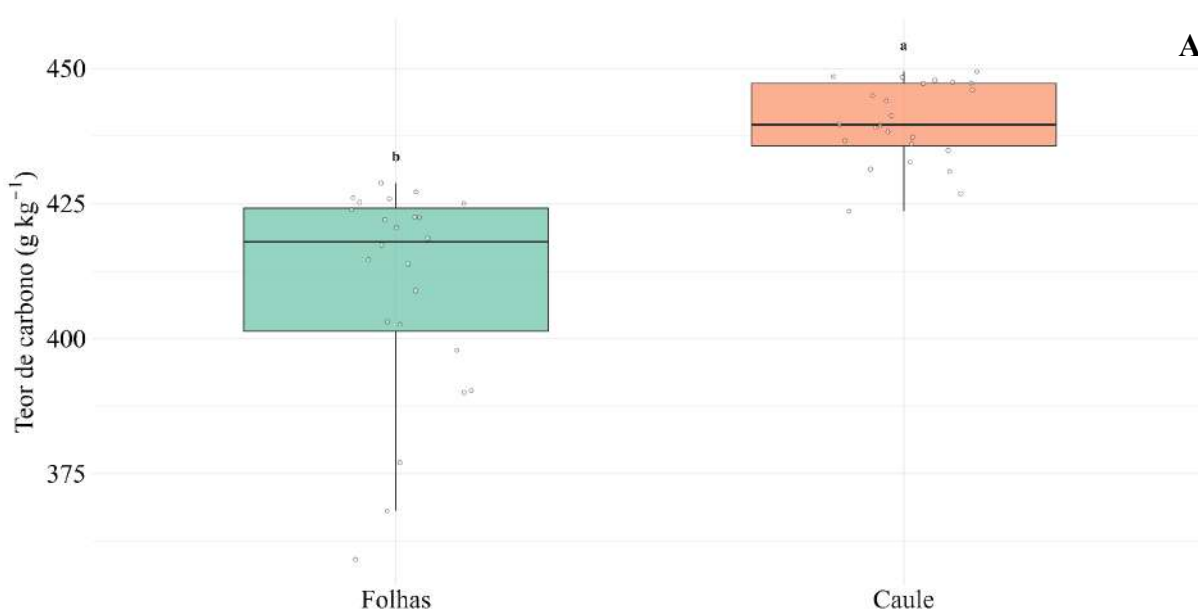
Diferença (%) = [(C IPCC – C observado) / C observado] × 100

Para o caule os fatores de conversão variaram de 0,37 a 0,45 g C g⁻¹, sendo os maiores fatores observados para *A. cearenses*, *H. impetiginosus* e *Libidibia ferrea* (0,45), seguidos de *A. colubrina*, *A. urundeuva*, *C. leptophloeos*, *M. carthagenensis*, *S. saponária*, *S. joazeiro*, *S. brasiliensis* e *T. aurea* (0,44). A espécie *P. marginatum* (0,42) apresentou fator intermediário, enquanto o menor fator foi observado para *C. jamacaru* (0,37) (Tabela 4).

A determinação dos teores de C nos diferentes compartimentos das espécies da Caatinga permite identificar o potencial de cada espécie para absorver e armazenar C. Essa abordagem também é fundamental para a obtenção de estimativas mais precisas dos estoques de C em escala local, regional e global, contribuindo para uma compreensão mais ampla do papel desempenhado pela Caatinga no ciclo global do C.

3.4 Teor de carbono: folhas vs. caule

Os teores de C no caule foram superiores aos das folhas nas espécies pioneiras e secundárias (Figura 13A e 13B). O teor médio de C nas folhas e no caule das espécies pioneiras foi de 409,63 e 439,98 g kg⁻¹, respectivamente. Assim, o caule acumulou 7,41% mais C em relação às folhas. Para as espécies secundárias, os teores médios de C foram de 424,91 g kg⁻¹ nas folhas e 441,73 g kg⁻¹ no caule, sendo observado aumento de 3,96% no teor de C no caule. Esses resultados indicam uma tendência consistente de maior acúmulo de C no lenho em comparação às folhas em ambos os grupos sucessionais.



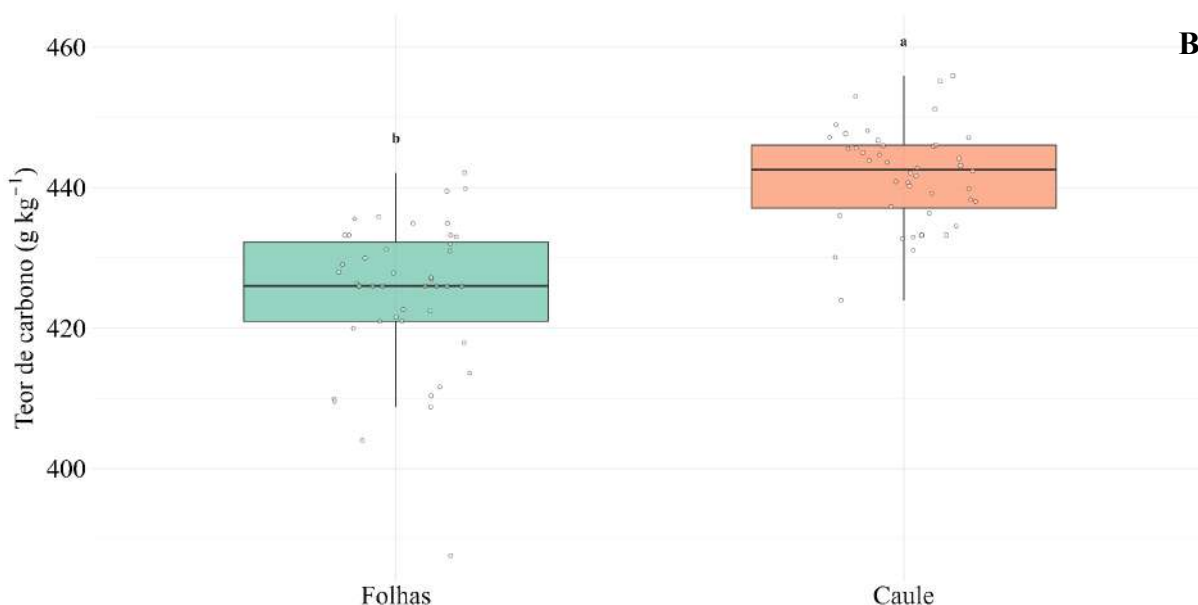


Figura 13. Teor de carbono nas folhas e no caule das espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (NARN-S) (B). Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre os compartimentos ($p < 0,05$; teste t).

A diferença no acúmulo de C entre folhas e caules pode ser atribuída às variações nos teores de lignina e minerais presentes nesses tecidos (Gayoso e Guerra, 2005). Compartimentos vegetativos ricos em lignina, como caules e galhos, tendem a apresentar maiores teores de C quando comparados a órgãos com menor teor de lignina, como folhas, raízes e estruturas reprodutivas (Fonseca; Benayas; Alice, 2011; Ma *et al.*, 2018).

Além disso, a maioria das espécies nativas da Caatinga apresenta deciduidade foliar durante o período seco, o que implica menor investimento em compostos estruturais ricos em C nas folhas. Em função disso, esses órgãos apresentam alta rotatividade e senescência sazonal, enquanto a biomassa dos caules é mais estável, duradoura e de maior longevidade. Essa estratégia adaptativa típica das plantas do semiárido reforça a importância dos tecidos lenhosos como principais compartimentos de armazenamento de C a longo prazo nos ecossistemas semiáridos.

3.5 Teor de carbono: espécies pioneiras vs. espécies secundárias

Os teores de C nas folhas das espécies secundárias foram superiores aos observados nas espécies pioneiras (Figura 14A). O teor médio de C foliar nas espécies pioneiras e secundárias foi de 409,63 e 424,21 g kg⁻¹, respectivamente. As espécies secundárias acumularam 3,56% a mais de C nas folhas em comparação às pioneiras. Para o caule, não foram observadas

diferenças entre espécies pioneiras e secundárias (Figura 14B). Os teores médios de C no caule foram de 430,43 g kg⁻¹ nas espécies pioneiras e de 436,07 g kg⁻¹ nas espécies secundárias.

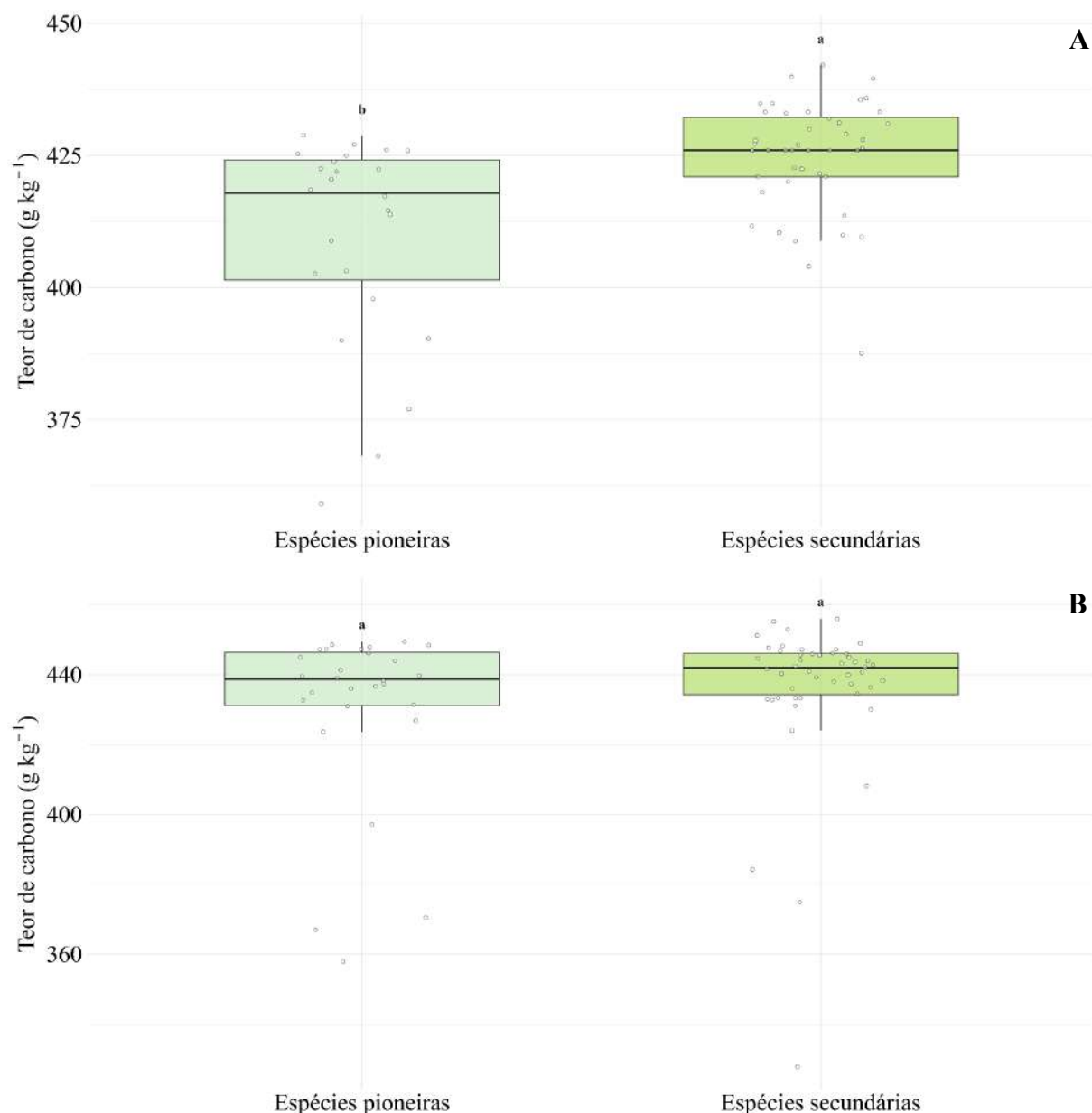


Figura 13. Teor de carbono nas folhas (A) e no caule (B) das espécies avaliadas nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S). Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa entre os compartimentos ($p < 0,05$; teste t).

A diferença observada no teor de C foliar pode ser atribuída às distintas estratégias ecológicas adotadas por cada grupo sucessional. De maneira geral, espécies pioneiras apresentam crescimento rápido a moderado, enquanto as taxas de crescimento das espécies secundárias variam de moderadas a lentas (Baker; Swaine; Burslem, 2003; Chazdon *et al.*, 2010). Segundo Pyles *et al.* (2018), espécies pioneiras costumam apresentar características

aquisitivas, como baixa densidade da madeira, menor estatura e sementes pequenas, o que reduz o potencial de acúmulo de biomassa e C. Por outro lado, espécies secundárias apresentam características conservadoras, como elevada densidade da madeira, maior estatura e sementes maiores, resultando em maior potencial de acúmulo de biomassa e C.

A ausência de diferenças no teor de C do caule entre espécies pioneiras e secundárias nativas da Caatinga sugere que as estratégias adaptativas se manifestam de forma mais pronunciada nas folhas. Isso pode ocorrer porque as folhas são órgãos que estão diretamente expostos no ambiente, são altamente sensíveis às variações climáticas e apresentam taxas de renovação mais rápidas do que os tecidos lenhosos.

Em ambientes de florestas secas como a Caatinga, espécies com características conservadoras apresentam maior resistência à cavitação e as condições de seca e calor, aumentando a longevidade dos tecidos (Becknell; Powers, 2014; Poorter *et al.*, 2019; Poorter *et al.*, 2021). Nessa perspectiva, o acúmulo de C a longo prazo tende a ser promovido por espécies lenhosas de crescimento lento a moderado, elevada longevidade e baixa rotatividade de tecidos (Chazdon, 2008).

3.6 Estoques de carbono

As espécies *C. blanchetianus* e *A. pyrifolium* apresentaram os maiores estoques de C nas folhas, caule e parte aérea total na área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) (Figura 14A). *C. blanchetianus* estocou 2,43 Mg ha⁻¹ de C nas folhas, 5,61 Mg ha⁻¹ no caule e 8,04 Mg ha⁻¹ na parte aérea. *A. pyrifolium* apresentou estoques de 0,94 Mg ha⁻¹ nas folhas, 1,95 Mg ha⁻¹ no caule e 2,89 Mg ha⁻¹ na parte aérea. Essas espécies concentraram 93,09% do C estocado nas folhas, 88,11% no caule e 89,52% na parte aérea no ERI.

Na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), *C. heliotropiifolius* foi a espécie que apresentou os maiores estoques de C nas folhas (1,57 Mg ha⁻¹), no caule (1,10 Mg ha⁻¹) e na parte aérea (2,68 Mg ha⁻¹) (Figura 14B). Essa espécie concentrou 90,23% do C estocado nas folhas, 65,87% no caule e 78,59% na parte aérea total no ERII.

As espécies *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium* e *C. heliotropiifolius* se destacaram em termos de estoque de C na parte aérea total devido a elevada abundância, acúmulo de biomassa e capacidade de ocupação do estrato regenerante. Nesse contexto, podem ser consideradas espécies-chave para o sequestro de C na Caatinga.

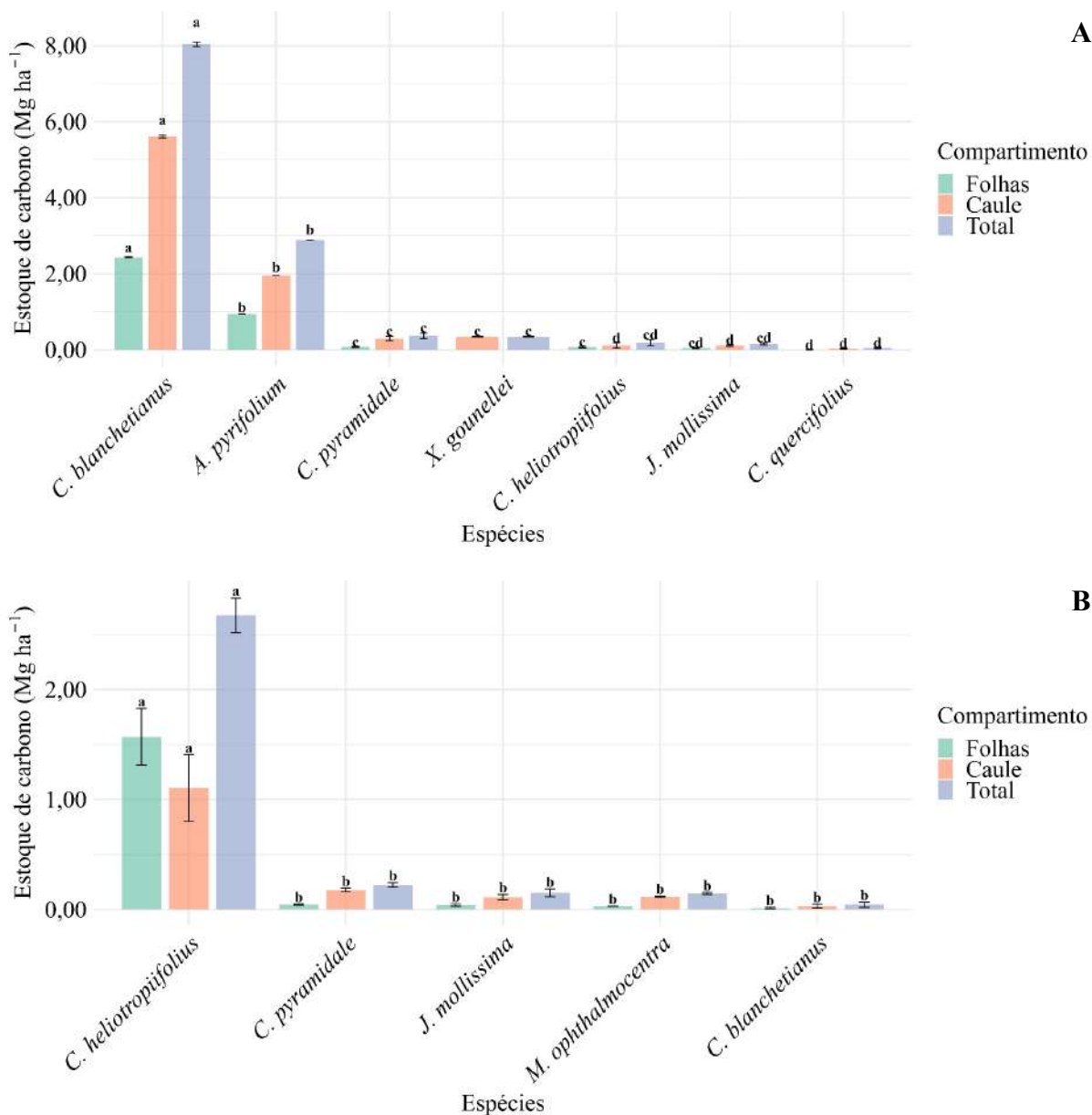


Figura 14. Estoques de carbono por espécie nos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágios avançado (A) e intermediário (B) de regeneração em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Nos NARN-P, as espécies *J. mollissima* e *X. gounellei* apresentaram os maiores estoques de C (Figura 15A). *J. mollissima* estocou $0,36 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C nas folhas, $0,74 \text{ Mg ha}^{-1}$ no caule e $1,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ na parte aérea, enquanto *X. gounellei* apresentou estoque de C de $0,62 \text{ Mg ha}^{-1}$ no caule/parte aérea. Essas espécies concentraram 75% do C estocado nas folhas (com contribuição exclusiva de *J. mollissima*), 78,61% no caule e 77,83% na parte aérea total.

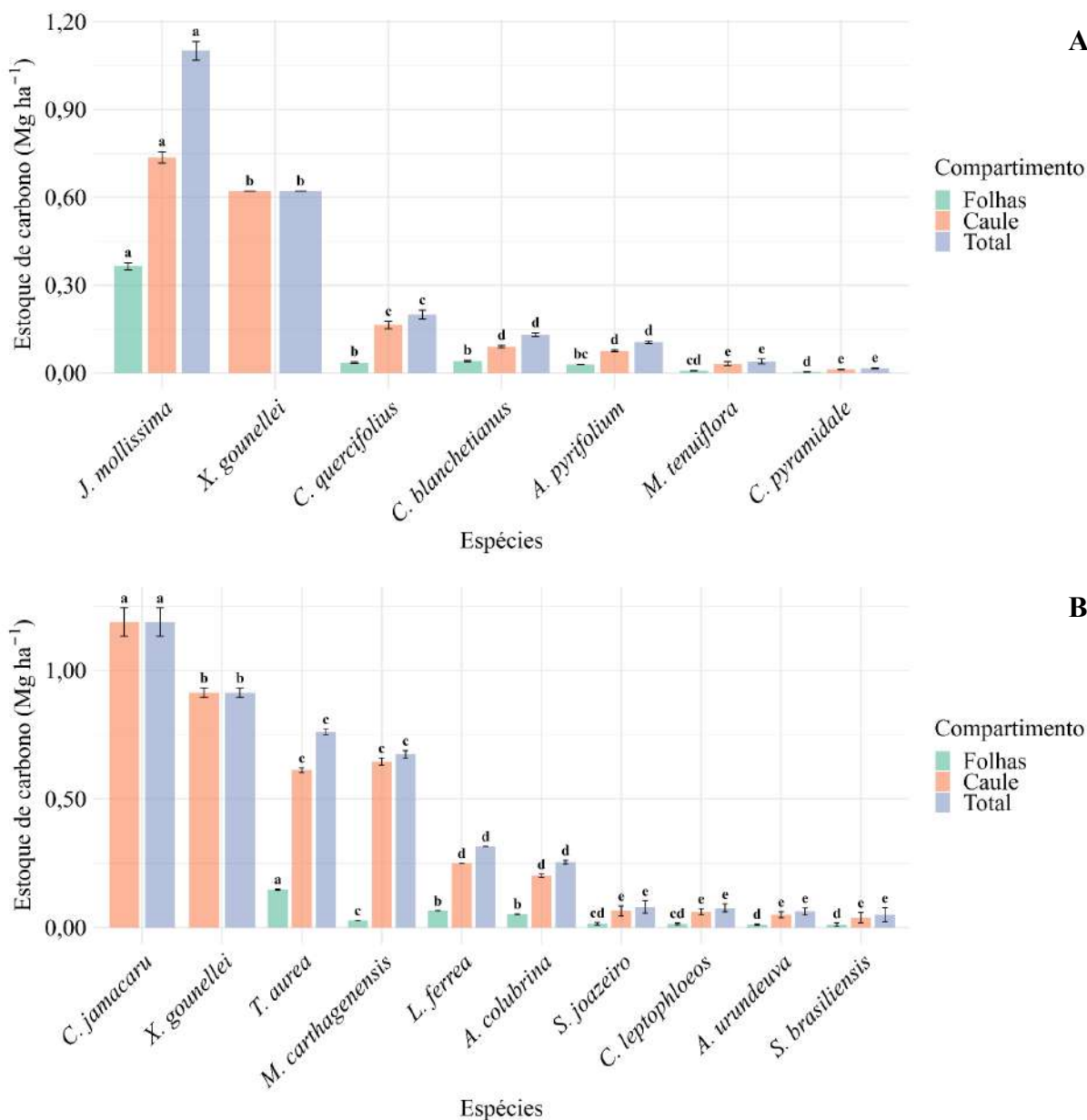


Figura 15. Estoques de carbono por espécie nos compartimentos folhas, caule e parte área total nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) (A) e secundárias (NARN-S) (B) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Em relação aos NARN-S, os cactos lenhosos *C. jamacaru* e *X. gounellei* foram as espécies que mais se destacaram em termos de estoque de C (Figura 15B). *C. jamacaru* estocou 1,19 Mg ha⁻¹ e *X. gounellei* 0,91 Mg ha⁻¹ de C no caule/parte aérea. Também se destacou a espécie *T. aurea*, com estoque de C de 0,15 Mg ha⁻¹ nas folhas, 0,61 Mg ha⁻¹ no caule e 0,76 Mg ha⁻¹ na parte aérea. Embora *M. carthagenensis* tenha apresentado baixo estoque de C nas folhas (0,02 Mg ha⁻¹), se destacou quanto aos estoques de C no caule (0,65 Mg ha⁻¹) e parte aérea (0,67 Mg ha⁻¹) (Figura 15B). Essas espécies concentraram 47,22% do C estocado nas

folhas (com contribuições de *T. aurea* e *M. carthagenensis*), 82,96% no caule e 80,23% na parte aérea total.

As espécies pioneiras *J. mollissima* e *X. gounellei*, assim como as espécies secundárias *C. jamaru*, *T. aurea* e *M. carthagenensis*, se destacaram quanto ao estoque de C na parte aérea total, devido à elevada abundância, acúmulo de biomassa e capacidade de se adaptar às condições severas impostas pelos ambientes degradados da Caatinga. Dessa forma, podem ser consideradas espécies-chave para o sequestro de C em curto prazo em ações de restauração. Além disso, *J. mollissima*, *T. aurea* e *M. carthagenensis* são espécies decíduas que depositam material orgânico na superfície do solo durante o período seco. Esse aporte de serapilheira contribui para a proteção do solo e favorece a ciclagem de nutrientes.

Considerando as diferentes áreas de estudo, observa-se que o ERI apresentou o maior estoque de C ($12,02 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido pelo NARN-S ($4,38 \text{ Mg ha}^{-1}$), ERII ($3,24 \text{ Mg ha}^{-1}$) e NARN-P ($2,21 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Figura 16). Resultados semelhantes aos observados no ERI foram encontrados por Althoff *et al.* (2018a) e Oliveira *et al.* (2021) em áreas de Caatinga em processo de regeneração, com estoques de carbono de $11,08 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $12,47 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente.

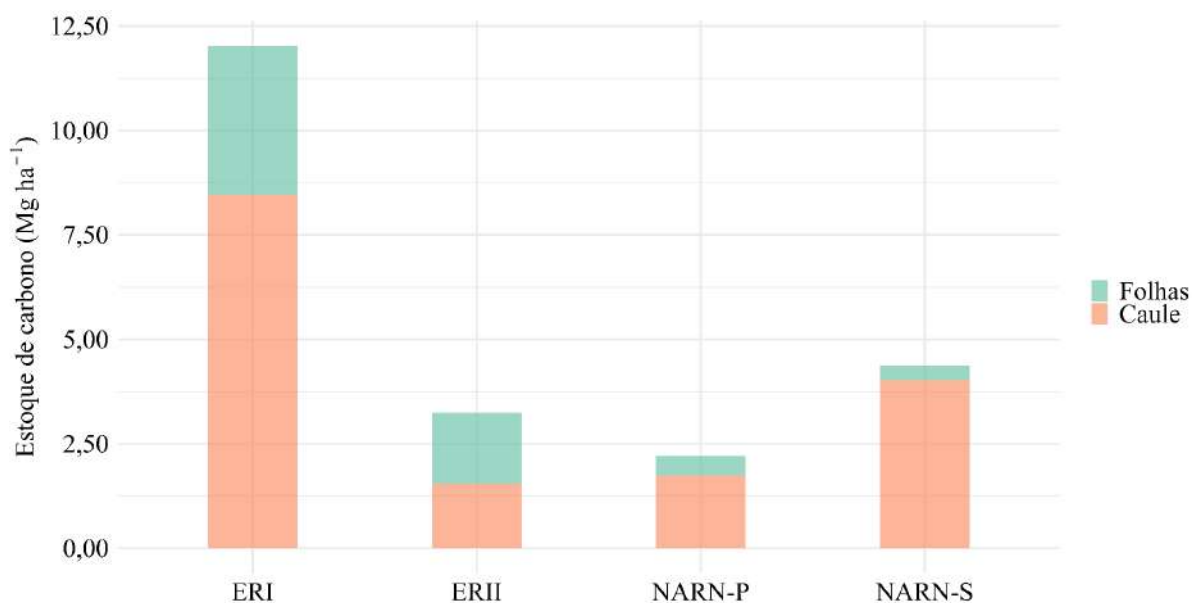


Figura 16. Estoques de carbono nos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó e Salgueiro, Pernambuco, Brasil.

A recuperação dos estoques de C em relação ao ERI foi de 36,44% nos NARN-S, 26,95% no ERII e 19,39% nos NARN-P. Embora os estoques de C ainda sejam inferiores aos observados no ERI, os núcleos de aceleração da regeneração natural demonstram potencial para

contribuir de forma expressiva com o incremento dos estoques de C à medida que avança o processo de sucessão ecológica. O desempenho superior dos NARN-S em relação ao ERII representa um indicativo robusto da eficácia dos núcleos de aceleração da regeneração natural em promover o acúmulo mais rápido de C do que o processo natural de sucessão. Essa capacidade de antecipar a recuperação funcional dos ecossistemas torna essa abordagem uma estratégia promissora para a restauração de áreas degradadas da Caatinga em horizontes temporais mais curtos.

Os estoques médios de C nos compartimentos folhas, caule e parte área total foram mais elevados no ERI. No entanto, não foram observadas diferenças significativas nos estoques médios de C das folhas entre os ecossistemas de referência (ERI e ERII). Além disso, o ERII, NARN-P e NARN-S apresentaram estoques médios de C semelhantes nas folhas, caule e parte área total (Figura 17).

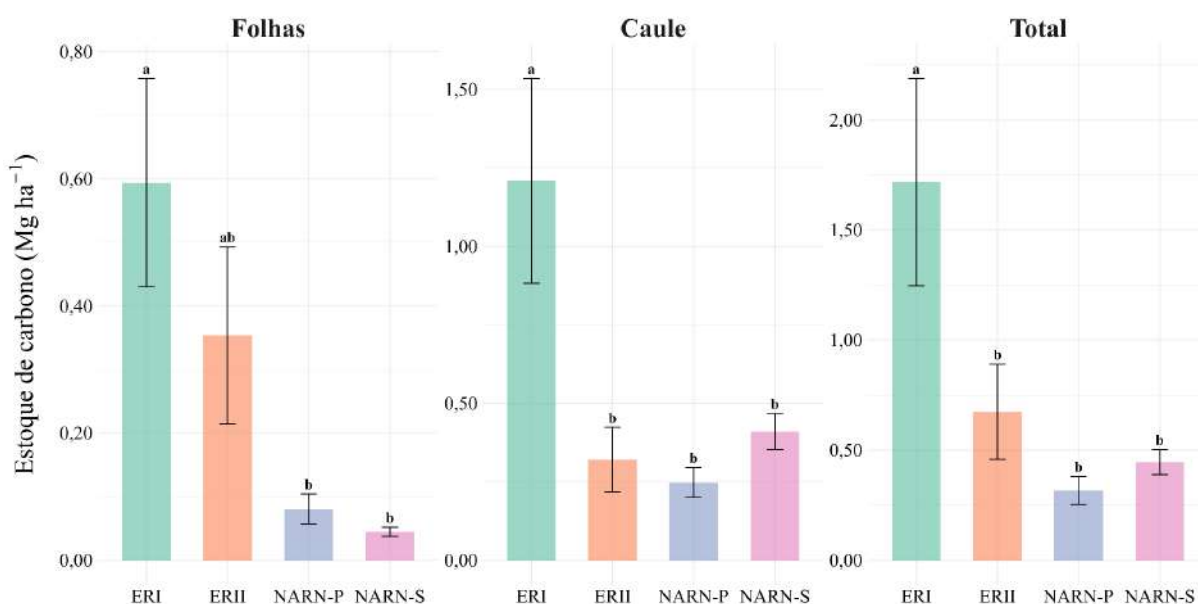


Figura 17. Estoques de carbono médios dos compartimentos folhas, caule e parte aérea total nas áreas de Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Esses resultados evidenciam o potencial dos núcleos de aceleração da regeneração natural como uma estratégia eficaz para o sequestro de C em curto prazo. Além disso, reforçam sua relevância como alternativa promissora para a restauração de áreas severamente degradadas da Caatinga, possibilitando a conciliação entre a recuperação do equilíbrio ecológico do ecossistema e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.

4. CONCLUSÃO

A predominância de espécies como *A. colubrina*, *A. pyrifolium*, *C. jamacaru*, *C. quercifolius*, *J. mollissima*, *L. ferrea*, *T. aurea* e *X. gounellei* nos NARN-P e NARN-S demonstra seu potencial para restauração de áreas severamente degradadas da Caatinga.

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentaram potencial para acumular biomassa em curto prazo. A contribuição significativa dos cactos lenhosos para o acúmulo de biomassa destaca a importância da inclusão dessas espécies em iniciativas de restauração no semiárido.

Nos ecossistemas de referência e nos núcleos de aceleração da regeneração natural as espécies dominantes (*A. pyrifolium*, *C. blanchetianus*, *C. heliotropiifolius*, *C. jamacaru*, *J. mollissima*, *T. aurea*, e *X. gounellei*) foram responsáveis pelas maiores contribuições no acúmulo de biomassa.

A replicação de padrões observados nos ecossistemas de referência reforça a efetividade dos núcleos de aceleração da regeneração natural como estratégia de restauração da Caatinga. Isso também indica que apresentam potencial para restabelecer a biomassa e a resiliência ecológica em escala temporal inferior à observada em processos naturais de regeneração.

Os teores de C nas folhas e no caule variaram entre as espécies nativas da Caatinga, sendo o caule o principal compartimento de armazenamento de C a longo prazo. Espécies secundárias apresentaram teores foliares de C ligeiramente superiores aos das pioneiras, enquanto os teores de C no caule foram semelhantes entre os grupos sucessionais.

A utilização de teores médios globais de C resulta em superestimativas dos estoques de C em espécies da Caatinga. Recomenda-se o uso de dados específicos e regionais para estimativas mais precisas e para embasar a seleção de espécies em estratégias de restauração voltadas à mitigação das mudanças climáticas e ao fortalecimento da resiliência dos ecossistemas.

Os maiores estoques de C foram observados no ERI, com destaque para *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium* e *C. heliotropiifolius*. Nos núcleos de aceleração da regeneração natural, *J. mollissima*, *X. gounellei*, *C. jamacaru*, *T. aurea* e *M. carthagenensis* apresentaram os maiores estoques de C. Essas espécies são fundamentais para o sequestro de C em curto prazo e para o avanço da sucessão em áreas degradadas.

Os NARN-S apresentaram a maior recuperação relativa dos estoques de C em comparação ao ERI, seguidos por ERII e NARN-P. Esses resultados validam a eficácia e o potencial de escalabilidade dos núcleos de aceleração da regeneração natural como uma

estratégia promissora para a restauração da Caatinga em larga escala, fornecendo subsídios técnicos fundamentais para a formulação de políticas públicas e o desenvolvimento de projetos voltados à mitigação dos efeitos das mudanças climáticas no semiárido brasileiro.

REFERÊNCIAS

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L. DE; PINTO, A. DE S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; VON RANDOW, C.; SAMPAIO, E. V. DE S. B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 367-375, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.001>

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L. de; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p. 26-34, 2018a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>

ALTHOFF, T. D.; SILVA, R. R.; MARTINS, J. C. R.; WANDERLEY, L. S. A.; SALES, A. T.; MENEZES, R. S. C. Simulation of aboveground biomass production under different rainfall scenarios and soil types in the Caatinga Biome, Brazil. **Revista Geama**, v. 4, p. 13-18, 2018b.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, 2016. <http://dx.doi.org/10.1111/boj.12385>

ARAÚJO, D. F. S.; OLIVEIRA, M. E. G.; CARVALHO, P. O. A. A.; TAVARES, E. A.; GUERRA, G. C. B.; QUEIROGA, R. C. R. E.; LANGASSNER, S. M. Z.; BEZERRIL, F. F.; MARTINS, A. C. S.; MEDEIROS, G. K. V. V.; MACHADO, T. A. D. G.; MELO, N. M. C. Food plants in the Caatinga. In: JACOB, M. C. M., ALBUQUERQUE, U. P. (eds.). **Local food plants of Brazil**. Cham: Springer, 2021. p. 225-250. (Ethnobiology). http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-69139-4_11

ARAUJO, H. F. P.; CANASSA, N. F.; MACHADO, C. C. C.; TABARELLI, M. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, e18440, 2023. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>

BARROS, F. V.; LEWIS, K.; ROBERTSON, A. D.; PENNINGTON, R. T.; HILL, T. C.; MATTHEWS, C.; LIRA-MARTINS, D.; MAZZOCHINI, G. G.; OLIVEIRA, R. S.; ROWLAND, L. Cost-effective restoration for carbon sequestration across Brazil's biomes. **Science of the Total Environment**, v. 876, e162600, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162600>

BECKNELL, J. M.; POWERS, J. S. Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 44, n. 6, p. 604-613, 2014. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2013-0331>

BEZERRA NETO, E.; BARRETO, L. P. **Análises químicas e bioquímicas em plantas**. Recife: Editora Universitária da UFRPE, 2011.

BOANARES, D.; AZEVEDO, C. S. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v. 12, p. 93-98, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.002>

BRASIL. **Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional: Relatório de Impacto Ambiental – RIMA**. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2004.

CARVALHO, J. N. DE; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; RODRIGUES, R. G.; FONTANA, A. P.; PIFANO, D. S. Native Caatinga species for the recovery of degraded areas in the Brazilian semiarid region. **Revista Árvore**, v. 46, e4610, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820220000010>.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>

COSTA, G.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P.; CONCEIÇÃO, A. A. Variações locais na riqueza florística em duas ecorregiões de Caatinga. **Rodriguésia**, v. 66, n. 3, p. 685-709, 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566303>

EMBRAPA. **Zoneamento Agroecológico de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos – Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento, 2001.

ENQUIST, B. J.; WEST, G. B.; CHARNOV, E. L.; BROWN, J. H. Allometric scaling of production and life-history variation in vascular plants. **Nature**, v. 401, n. 6756, p. 907-911, 1999. <http://dx.doi.org/10.1038/44819>

FONSECA, W.; BENAYAS, J. M. R.; ALICE, F. E. Carbon accumulation in the biomass and soil of different aged secondary forests in the humid tropics of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 8, p. 1400-1408, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.036>

FREIRE, F. C. J.; SILVA-PINHEIRO, J.; SANTOS, J. S.; SILVA, A. G. L.; CAMARGOS, L. S.; ENDRES, L.; JUSTINO, G. C. Proline and antioxidant enzymes protect *Tabebuia aurea* (Bignoniaceae) from transitory water deficiency. **Rodriguésia**, v. 73, e02062020, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860202273031>

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. D. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, p. 753-767, 1995.

GARDON, F. R.; SANTOS, R. F.; RODRIGUES, R. R. Brazil's forest restoration, biomass, and carbon stocks: a critical review of the knowledge gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 462, e117972, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117972>.

GAYOSO, J.; GUERRA, J. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. **Bosque**, v. 26, n. 2, p. 33-38, 2005. <http://dx.doi.org/10.4067/s0717-92002005000200005>

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. L.; SANTOS, T. M. R.; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, e117802, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>

HULVEY, K. B.; LEGER, E. A.; PORENSKY, L. M.; ROCHE, L. M.; VEBLEN, K. E.; FUND, A.; SHAW, J.; GORNISH, E. S. Restoration islands: a tool for efficiently restoring dryland ecosystems? **Restoration Ecology**, v. 25, p. 124-134, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12614>

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE – Diretoria de Geociências, 2012. (Manuais Técnicos de Geociências, 1).**

JAKOVAC, C.; KORYS, K. A.; RODRIGUES, A. F.; RONIX, A.; TUBENCHLAK, F.; MONTEIRO, L. M.; LEMGRUBER, L.; SANTOS, H. S.; MENDES, M.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; MAIOLI, V.; LATAWIEC, A. E. Meta-analysis of carbon stocks and biodiversity outcomes across Brazilian restored biomes. **Science of the Total Environment**, v. 906, e167558, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167558>

LANA, M. D.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; DUDA, G. P.; CESPEDES, G. H. G. Carbon content in shrub-tree species of the Caatinga. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. e20170617, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.061717>

LIMA, K. D. R.; CHAER, G. M.; ROWS, J. R. C.; MENDONÇA, V.; RESENDE, A. S. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na Caatinga. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p. 203-213, 2015.

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; PEREIRA, E. C. B.; CAMPOS, D. A.; AQUINO, D. N. Cut cycles and soil carbon potential stocks in a managed forest in the Caatinga domain in Brazil. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 3, p. 735-745, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252020v33n317rc>

LOPES, J. F. B.; LOPES, F. B.; ARAÚJO, I. C. S.; PEREIRA, E. C. B.; BRANDÃO, M. L. S. M.; FEITOSA, E. O.; LUNA, N. R. S.; SOUSA, G. G.; AMORIM, A. V.; IWATA, B. F.; ANDRADE, E. M. How forest management with clear-cutting affects the regeneration, diversity and structure of a Seasonally Dry Tropical Forest in Brazil. **Forests**, v. 14, n. 9, p. 1870, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/f14091870>

MA, S.; HE, F.; TIAN, D.; ZOU, D.; YAN, Z.; YANG, Y.; ZHOU, T.; HUANG, K.; SHEN, H.; FANG, J. Variations and determinants of carbon content in plants: a global synthesis. **Biogeosciences**, v. 15, n. 3, p. 693-702, 2018. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-15-693-2018>

MORAES, J. B.; WANDERLEY, H. S.; DELGADO, R. C. Areas susceptible to desertification in Brazil and projected climate change scenarios. **Natural Hazards**, v. 116, p. 1463-1483, 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-022-05724-x>

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; ARAÚJO, F. S. DE; MARTINS, F. R. A phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **The Botanical Review**, v. 82, p. 91-148, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

OLIVEIRA, C. P.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; SILVA, A. F.; LUCENA, J. D. S.; SANTOS, N. A. T.; LOPES, I. J. C.; PESSOA, M. M. L.; MELO, C. L. S-M. Modeling and spatialization of biomass and carbon stock using LiDAR metrics in Tropical Dry Forest, Brazil. **Forests**, v. 12, n. 4, p. 473, 2021a. <http://dx.doi.org/10.3390/f12040473>

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M. S.; CORNWELL, W. K.; CRAINE, J. M.; GURVICH, D. E.; URCELAY, C.; VENEKLAAS, E. J.; REICH, P. B.; POORTER, L.; WRIGHT, I. J.; RAY, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J. G.; VOS, A. C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; F. QUÉTIER, F.; HODGSON, J. G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H. D.; STEEGE, H.; HEIJDEN, M. G. A.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIERETTI, M. V.; CONTI, G.; STAYER, A. C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J. H. C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, n. 3, p. 167-234, 2013. <http://dx.doi.org/10.1071/bt12225>

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, e105991, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>

PIJL, V. D. L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982.

POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; ZAMBRANO, A. M., A.; ÁLVAREZ, F. S.; ANDRADE, J. L.; ARREOLA VILLA, L. F.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BENTOS, T. V.; BHASKAR, R.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; CÉSAR, R. G.; CHAVE, J.; CHAZDON, R. L.; DALLA COLLETTA, G.; CRAVEN, D.; DE JONG, B. H. J.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DÍAZ GARCÍA, E.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; ESPÍRITO SANTO, M. M.; FANDIÑO, M. C.; FERNANDES, G. W.; FINEGAN, B.; GRANDA MOSER, V.; HALL, J. S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LEBRIJA-TREJOS, E.; LETCHER, S. G.; LOHBECK, M.; LOPEZ, O. R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MARTINS, S. V.; MASSOCA, P. E. S.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MORENO, V. S.; MÜLLER, S. C.; MUÑOZ, R.;

MUSCARELLA, R.; DE OLIVEIRA NETO, S. N.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; PAZ, H.; PEÑA-CLAROS, M.; PIOTTO, D.; RUÍZ, J.; SANAPHRE-VILLANUEVA, L.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; THOMAS, W. W.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; UTRERA, L. P.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER SANDE, M. T.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VIEIRA, I. C. G.; VILLA, P. M.; WILLIAMSON, G. B.; WRIGHT, S. J.; ZANINI, K. J.; ZIMMERMAN, J. K.; WESTOBY, M. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 6, p. 928-934, 2019. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-019-0882-6>

POORTER, L. The relationships of wood-, gas- and water fractions of tree stems to performance and life history variation in tropical trees. **Annals of Botany**, v. 102, n. 3, p. 367-375, 2008. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcn103>

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

RAMOS, M. B.; MACIEL, M. G. R.; CUNHA, S. S.; SOUZA, S. M.; PEDROSA, K. M.; SOUZA, J. J. L. L.; GONZÁLEZ, E. J.; MEAVE, J. A.; LOPES, S. F. The role of chronic anthropogenic disturbances in plant community assembly along a water availability gradient in Brazil's semiarid Caatinga region. **Forest Ecology and Management**, v. 538, p. 120980, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120980>

SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 935-943, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062005000400028>

SANTIAGO, L. S.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F. C.; FISHER, J. B.; MACHADO, K.; WOODRUFF, D.; JONES, T. Leaf photosynthetic traits scale with hydraulic conductivity and wood density in Panamanian forest canopy trees. **Oecologia**, v. 140, n. 4, p. 543-550, 2004. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-004-1624-1>

SANTOS, M. G.; OLIVEIRA, M. T.; FIGUEIREDO, K. V.; FALCÃO, H. M.; ARRUDA, E. C. P.; ALMEIDA-CORTEZ, J.; SAMPAIO, E. V. S. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MENEZES, R. S. C.; OLIVEIRA, A. F. M. Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, p. 83-99, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>

SANTOS, T. D.; RIBEIRO, A. S. Mutualistic interaction network structure between bird and plant species in a semi-arid Neotropical environment. **Acta Oecologica**, v. 118, p. 103897, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2023.103897>

SILVA, A. C. F.; FREIRE, F. J.; BORGES, C. H. A.; ARAUJO, E. C. G.; SANTANA, G. M.; CUNHA NETO, E. M.; SANQUETTA, C. R. Teores de carbono em espécies florestais da Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 1, p. 71-85, 2022. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509842456>

- SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore**, v. 32, p. 567-575, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622008000300017>
- SOCOLOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, p. 247-263, 2021.
- SOUZA, B. V.; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SALES, F. C. V.; SOUZA JUNIOR, C. M. P. Carbon in soil in different phisionomies of Caatinga in Paraíba, Brazil. **Floresta**, v. 49, n. 2, p. 287-296, 2019a. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v49i2.57579>
- SOUZA, D. G.; SFAIR, J. C.; PAULA, A. S.; BARROS, M. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57-65, 2019b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>
- SOUZA, M. P.; CHAER, G. M.; GONÇALVES, F. L. A. Efeito da transposição de topsoil e mulching de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore na revegetação de área degradada na Caatinga. **Scientia Forestalis**, v. 50, p. 1-12, 2022. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v50.39>
- THOMAS, S. C.; MARTIN, A. R. Carbon content of tree tissues: a synthesis. **Forests**, v. 3, n. 2, p. 332-352, 2012. <http://dx.doi.org/10.3390/f3020332>
- VANDERLEI, R. S.; BARROS, M. F.; DEXTER, K. G.; TABARELLI, M.; SANTOS, M. G. Human disturbances reduce tree abundance and stimulate woody plant resprouting and clonal growth in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 555, p. 121694, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121694>
- VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2002.
- VIEIRA, G.; SANQUETTA, C. R.; KLÜPPEL, M. L. W.; BARBEIRO, L. S. S. Teores de carbono em espécies vegetais da Caatinga e do Cerrado. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 7, n. 2, p. 145-155, 2009. <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v7i2.9846>
- VIEIRA, I. R.; ARAÚJO, F. S.; ZANDAVALLI, R. B. Shrubs promote nucleation in the Brazilian semi-arid region. **Journal of Arid Environments**, v. 92, p. 42-45, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.01.009>.

CAPÍTULO III

DINÂMICA DO CARBONO E DA ATIVIDADE BIOLÓGICA DO SOLO EM NÚCLEOS DE ACELERAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO NA CAATINGA

RESUMO

O acúmulo de carbono (C) no solo está entre os indicadores mais robustos de qualidade do solo em áreas em processo de restauração na Caatinga. No entanto, as mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo (COS) são difíceis de detectar em curto prazo. As frações húmicas da matéria orgânica e a atividade biológica do solo são indicadores mais sensíveis às mudanças no ecossistema. Este estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica do C e da atividade biológica do solo em diferentes estágios sucessionais e núcleos de aceleração da regeneração natural implantados em áreas em processo de restauração na Caatinga. A área de estudo compreende a porção do eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco localizada em áreas com alto risco de desertificação no município de Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Foram selecionadas cinco áreas: Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) e áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI). As amostras de solo foram coletadas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm. Foram determinados os teores e estoques do carbono orgânico total (COT) e das frações húmicas (ácidos fúlvicos, húmicos e humina). Os indicadores de atividade biológica foram respiração basal do solo (RBS), carbono da biomassa microbiana (CBM), quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano (qMIC). Os teores e estoques de COT e das frações húmicas foram mais elevados no ERI. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentam teores e estoques de COT semelhantes ou apenas ligeiramente superiores aos da ADSI. Os estoques de COT (0-10 cm) variaram entre 30,75 e 5,28 Mg ha⁻¹. Os estoques de C das frações húmicas do solo seguiram o padrão C-HUM (humina) > C-AH (ácidos húmicos) > C-AF (ácidos fúlvicos). O CBM também foi mais elevado no ERI. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentaram teores de CBM semelhantes aos do ERII. O qCO_2 foi mais elevado no ERII, nos núcleos de aceleração da regeneração natural e na ADSI. O qMIC apresentou baixa variação entre as áreas e elevada variabilidade nos NARN-P e NARN-S. Os resultados indicam que em curto prazo os NARN-P e NARN-S ainda não promovem mudanças significativas nos estoques de COT e das frações húmicas. Os indicadores de atividade biológica foram mais sensíveis às ações de restauração. A diversidade funcional das espécies e o tempo influenciam diretamente no acúmulo de C e na atividade biológica do solo em ambientes semiáridos como a Caatinga.

Palavras-chave: semiárido brasileiro, matéria orgânica do solo, frações húmicas, nucleação, indicadores de qualidade do solo

ABSTRACT

The accumulation of carbon (C) in the soil is among the most robust indicators of soil quality in areas undergoing restoration in the Caatinga biome. However, changes in soil organic carbon (SOC) stocks are difficult to detect in the short term. The humic fractions of organic matter and soil biological activity are more sensitive indicators of ecosystem changes. This study aimed to evaluate the dynamics of soil C and biological activity across different successional stages and natural regeneration acceleration nuclei established in restoration areas of the Caatinga. The study area is located in the northern axis of the São Francisco River Integration Project, within regions at high risk of desertification in the municipality of Cabrobó, Pernambuco, Brazil. Five areas were selected: Caatinga at advanced (ERI) and intermediate (ERII) regeneration stages, natural regeneration acceleration nuclei with pioneer (NARN-P) and secondary (NARN-S) species, and degraded areas without intervention (ADSI). Soil samples were collected from the 0-5 cm and 5-10 cm layers. The contents and stocks of total organic carbon (TOC) and humic fractions (fulvic acids, humic acids, and humin) were determined. Biological activity indicators included soil basal respiration (SBR), microbial biomass carbon (MBC), metabolic quotient (qCO_2), and microbial quotient ($qMIC$). TOC contents and stocks, as well as humic fractions, were highest in ERI. The natural regeneration acceleration nuclei (NARN-P and NARN-S) showed TOC levels and stocks similar to or only slightly higher than those in ADSI. TOC stocks (0–10 cm) ranged from 30.75 to 5.28 Mg ha⁻¹. Carbon stocks in the humic fractions followed the pattern C-HUM (humin) > C-HA (humic acids) > C-FA (fulvic acids). MBC was also higher in ERI. The NARN-P and NARN-S nuclei presented MBC levels similar to ERII. The qCO_2 was higher in ERII, in the natural regeneration acceleration nuclei, and in ADSI. The $qMIC$ showed little variation among areas but high variability within NARN-P and NARN-S. The results indicate that, in the short term, NARN-P and NARN-S have not yet promoted significant changes in TOC and humic fraction stocks. Biological activity indicators proved to be more sensitive to restoration actions. Functional diversity of species and time directly influence C accumulation and soil biological activity in semiarid environments such as the Caatinga.

Keywords: Brazilian semiarid, nucleation, soil quality indicators, soil organic matter, humic fractions

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a intensificação das atividades humanas resultou na liberação de grandes quantidades de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, contribuindo diretamente para o aumento do aquecimento global (IPCC, 2021). Nas regiões tropicais, o desmatamento e a degradação das florestas são as principais fontes de emissões de GEE (Mitchard, 2018).

Os ecossistemas terrestres removem cerca de 30% das emissões antrópicas de CO₂ da atmosfera anualmente (Le Quéré *et al.*, 2016). As florestas se destacam por sua ampla distribuição na superfície terrestre e pela capacidade de sequestrar e armazenar carbono (C) por longos períodos (Benício *et al.*, 2023). O IPCC (2006) identifica cinco reservatórios de C nos ecossistemas florestais: biomassa viva acima do solo, biomassa viva abaixo do solo, madeira morta, serapilheira e carbono orgânico do solo (COS).

Na Caatinga, a maior área contínua de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) da América do Sul (Araujo *et al.*, 2023), os estoques de COS apresentam variações significativas em função da sazonalidade climática, dos tipos de solo e das fitofisionomias. Os estoques médios de COS são mais elevados na Caatinga densa quando comparados aos da Caatinga aberta (Santana *et al.*, 2019; Menezes *et al.*, 2021). Além disso, áreas em estágios avançados e intermediários de regeneração apresentam maiores estoques de COS do que aquelas em estágio inicial de regeneração ou degradadas (Moura *et al.*, 2016; Araújo Filho *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2018).

Essas diferenças são atribuídas à influência do componente florestal no microclima local, proporcionando temperaturas mais amenas, aumento da umidade e condições favoráveis à atividade microbiana, incorporação e estabilização da matéria orgânica ao longo do tempo (Araújo Filho *et al.*, 2018; Tonucci *et al.*, 2023). Além disso, a diversidade de espécies também se destaca como fator que influencia no acúmulo de COS, uma vez que a complexidade da composição vegetal impulsiona ganhos qualitativos e quantitativos na matéria orgânica do solo (Schulz *et al.*, 2016; Tonucci *et al.*, 2023). Esses fatores contribuem para o aumento dos estoques de COS.

Contudo, a expansão da agricultura e da pecuária, o desmatamento e a implantação de obras de infraestrutura têm provocado alterações drásticas na Caatinga. Estima-se que cerca de 11% da cobertura vegetal original da Caatinga permanece preservada, sendo que apenas 4% correspondem a formações florestais, com um avanço significado da vegetação arbustiva sobre as florestas mais densas (Araujo *et al.*, 2023). Essa substituição estrutural resulta na diminuição dos estoques de COS. A capacidade de regeneração da Caatinga desempenha papel fundamental

na recuperação dos estoques de COS (Raiesi, 2021). Para impulsionar esse processo, foram propostas técnicas de restauração florestal baseadas no plantio de mudas de espécies pioneiras, secundárias iniciais e tardias organizadas em núcleos de alta diversidade (Socolowski *et al.*, 2021).

O acúmulo de C no solo está entre os indicadores mais robustos de qualidade do solo em áreas em processo de restauração na Caatinga (Bieluczyk *et al.*, 2025). No entanto, as mudanças no COS em curto e médio prazos são difíceis de detectar. Por essa razão, para avaliar os efeitos do plantio de mudas em núcleos de alta diversidade, recomenda-se a análise de componentes mais sensíveis do COS, com destaque para as frações húmicas, bem como a adoção de indicadores de atividade biológica do solo (Araújo Filho *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2019a).

Essa abordagem busca assegurar que as áreas em processo de restauração estejam contribuindo efetivamente para o armazenamento de COS na Caatinga. Possibilita também a compreensão mais abrangente dos efeitos do plantio de mudas em núcleos de alta diversidade no sequestro e armazenamento de C em regiões áridas e semiáridas. Além disso, os resultados obtidos podem subsidiar políticas públicas, viabilizar a inserção da Caatinga em mercados de C e orientar estratégias mais eficientes de restauração ecológica.

Com base nessas considerações, este estudo busca avaliar as seguintes hipóteses: i) O plantio de mudas em núcleos de alta diversidade aumenta os estoques de carbono orgânico total (COT) e das frações húmicas no solo; ii) Os núcleos de aceleração da regeneração natural apresentam estoques de COT e das frações húmicas mais próximos dos ecossistemas de referência do que das áreas degradadas; iii) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias apresentam maiores estoques de COT e das frações húmicas no solo do que núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras e áreas degradadas; iv) Os estoques de COT e das frações húmicas são mais elevados no período seco; v) A atividade biológica do solo é mais intensa nos núcleos de aceleração da regeneração natural do que nas áreas degradadas; vi) A atividade biológica do solo é intensificada durante o período chuvoso. Dessa forma, o objetivo deste estudo é avaliar a dinâmica do C e da atividade biológica do solo em diferentes estágios sucessionais e núcleos de aceleração da regeneração natural implantados em áreas em processo de restauração na Caatinga.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada na área sob a influência do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional (PISF), conhecido popularmente como a transposição do São Francisco (Figura 1). Esse projeto é considerado o maior empreendimento de infraestrutura hídrica do Brasil. O principal objetivo do PISF é assegurar o abastecimento de água para cerca de 12 milhões de pessoas em 390 municípios da região semiárida do país, que historicamente têm sofrido com a escassez de água (Brasil, 2004).

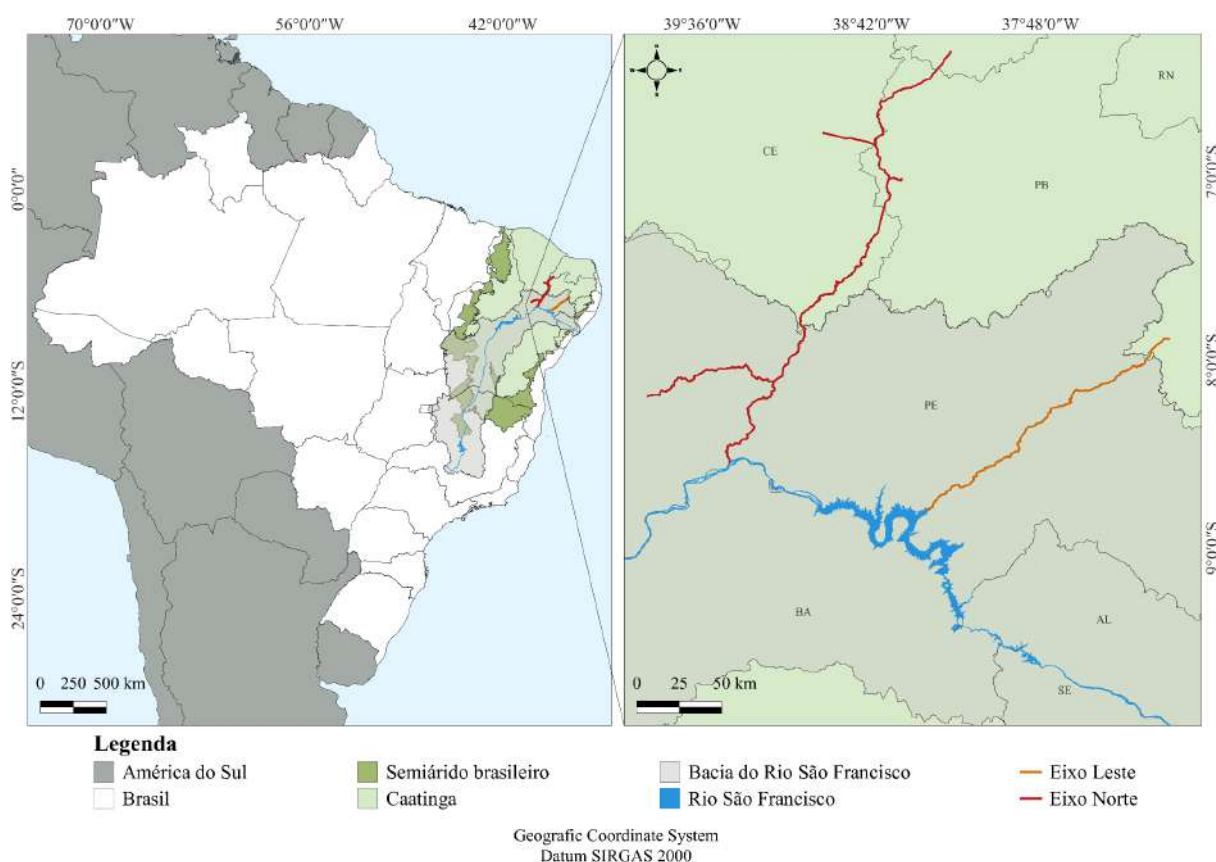


Figura 1. Localização dos eixos Leste e Norte no contexto do Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional.

Para alcançar esse objetivo, foram construídos dois sistemas de transferência de água independentes: o eixo Norte, que se estende por 270 km, e o eixo Leste, com uma extensão de 217 km. Cada um desses eixos é composto por uma série de estações de bombeamento, canais de concreto, túneis, aquedutos e barragens, que viabilizam o transporte de água por meio de bombas e da força da gravidade. Esses eixos atravessam os estados de Pernambuco (PE), Ceará (CE), Paraíba (PB) e Rio Grande do Norte (RN) (Figura 1).

O processo de instalação da obra teve início em 2007, com a supressão da vegetação, seguida pela extração mineral, escavações, perfurações e construção das estruturas necessárias para o transporte da água. Nas áreas dos eixos Norte e Leste, a supressão da vegetação ocorreu em uma faixa de 200 metros, de acordo com as autorizações legais, abrangendo uma área de 30.802,7 ha (Socolowski *et al.*, 2021). Esse procedimento resultou na geração de um passivo de áreas degradadas. A restauração dessas áreas é fundamental para mitigar os impactos ambientais decorrentes do PISF e para cumprir as obrigações estabelecidas no processo de licenciamento ambiental (LI 925/2013).

Para atender a essa obrigação, o Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental (Nema) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) desenvolveu modelos de nucleação destinados à restauração de áreas degradadas e à preservação ambiental. Essas iniciativas fazem parte do Plano Básico Ambiental-09 (PBA-09) e integram o Programa de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que é executado em colaboração com o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). Os modelos de nucleação adotados incluem: i) Núcleo de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e ii) Núcleo de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S) (Socolowski *et al.*, 2021).

O NARN-P é composto por espécies pioneiras de rápido crescimento e maior resistência às condições ambientais adversas, ocupando uma área total de 64 m² (8 m x 8 m). Espécies com características mais rústicas, como *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill.) e *Xiquexique gounellei* (F.A.C.Weber) Lavor & Calvente, compõe a porção externa do núcleo. A parte central inclui espécies como *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc., *Cenostigma pyramidale* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis, *Cnidoscolus quercifolius*, *Croton blanchetianus* Baill. e *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. (Figura 2). Esse modelo é indicado para acelerar a restauração de áreas altamente degradadas, porém ainda com potencial de regeneração natural devido ao histórico de cobertura florestal. A recomendação mínima envolve o plantio de seis unidades do NARN-P por hectare, totalizando 78 mudas, o que desempenha um papel significativo na redução da quantidade total de mudas necessárias para a restauração da área (Socolowski *et al.*, 2021).

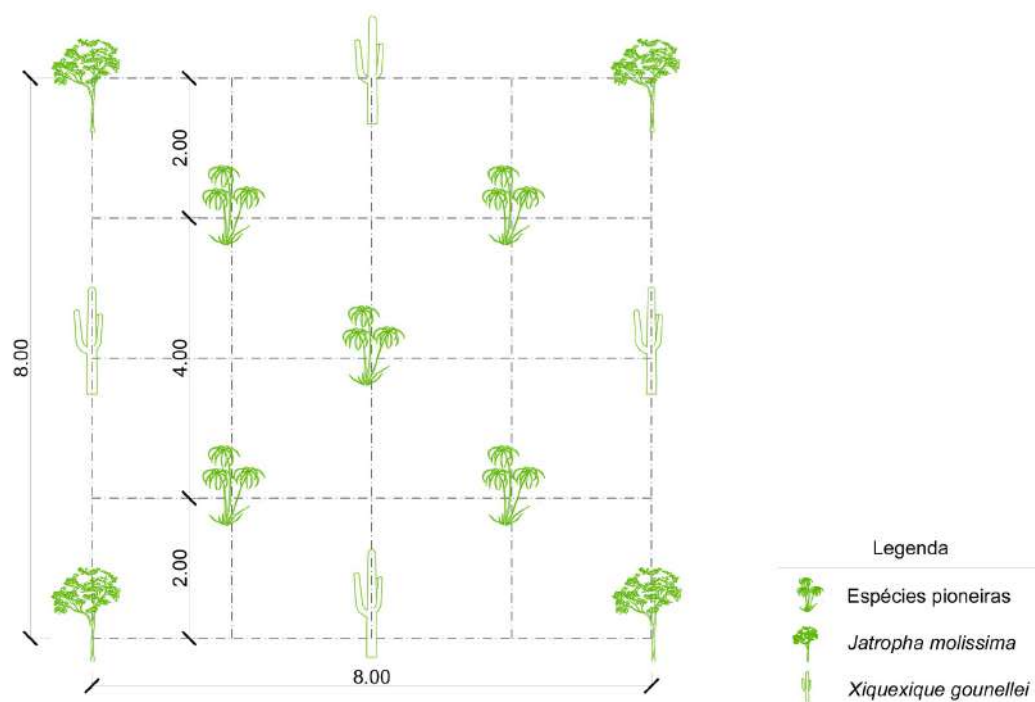


Figura 2. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies pioneiras em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Por outro lado, o NARN-S é composto por espécies secundárias iniciais e tardias, comumente encontradas em estágios intermediários e avançados de regeneração da Caatinga. As mudas são plantadas em uma densidade mais alta, ocupando uma área total de 14,44 m² (3,8 m x 3,8 m), e são circundadas por uma malha de galhos (“garranchos”) de *Prosopis juliflora* (algaroba) (Figura 3). As espécies secundárias iniciais e tardias possuem um crescimento mais lento, o que aumenta os custos de produção de mudas devido ao período prolongado no viveiro. Portanto, é crucial proteger essas mudas de herbívoros exóticos, como bovinos e caprinos, por meio de estruturas físicas. Essa configuração também busca criar um microclima favorável ao desenvolvimento das mudas no interior do núcleo e estimular a regeneração de áreas que já apresentam sinais de regeneração natural ou têm disponibilidade de água.

As espécies secundárias iniciais incluídas no NARN-S são *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz, *Manihot carthagenensis* (Jacq.) Müll.Arg., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore) e *X gounellei*. Estas espécies são intercaladas de maneira gradual no núcleo, formando um cinturão de espécies secundárias iniciais. As espécies secundárias tardias utilizadas são *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., *Astronium urundeuva* (M. Allemão) Engl., *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Pseudobombax marginatum* (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns, *Sapindus saponaria* L., *Sarcomphalus joazeiro* (Mart.) Havenschild, *Schinopsis brasiliensis* Engl. e *Cereus jamacaru* DC.

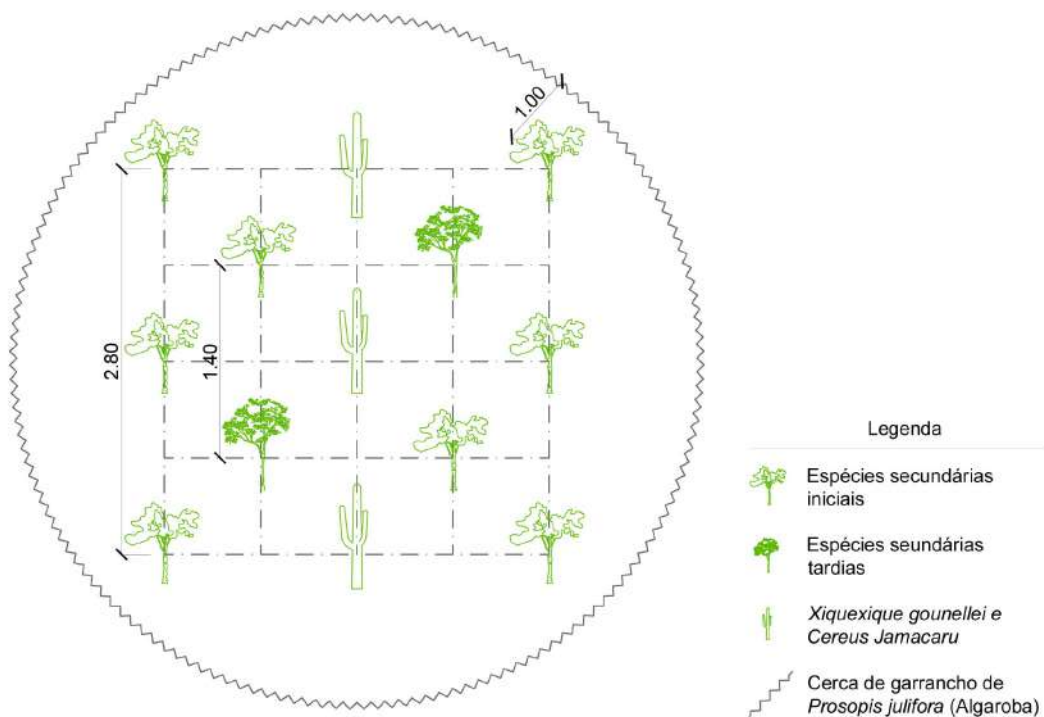




Figura 3. Representação esquemática e núcleo de aceleração da regeneração natural implantado com espécies secundárias iniciais e tardias em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

O NARN-S é indicado para áreas com baixa degradação que necessitam de uma melhoria na conectividade funcional. Esse método de nucleação busca enriquecer o ambiente ao introduzir uma maior diversidade de espécies e funções ecológicas. Isso resulta na criação de um microclima adequado para a microfauna do solo, especialmente os detritívoros. A densidade mínima recomendada também é de seis NARN-S por hectare, o que corresponde a 78 mudas (Socolowski *et al.*, 2021).

Quanto à implantação, nos NARN-P o revolvimento do solo foi restrito às covas de plantio, enquanto nos NARN-S ocorreu em área total, com o objetivo de romper camadas compactadas e favorecer o crescimento do sistema radicular das mudas. As covas, com dimensões de 40 cm x 40 cm, foram abertas com o auxílio de cavadeira e enxadão, sendo mantidas abaixo do nível do terreno para favorecer a retenção da água no solo. No plantio, foram aplicados hidrogel e adubação mineral com NPK e pó de rocha (MB4) ou, como alternativa, adubação orgânica com 5 litros de esterco curtido por cova.

2.2 Desenho experimental

A área de estudo compreende a porção do eixo Norte do PISF localizada em áreas com alto risco de desertificação no município de Cabrobó, no estado de Pernambuco, Brasil (Figura 4). O município de Cabrobó está inserido na ecorregião da Caatinga denominada Depressão Sertaneja Meredional, que representa uma das paisagens mais típicas do semiárido nordestino. Essa paisagem é marcada por uma extensa planície baixa, com relevo predominantemente suave-ondulado e elevações residuais dispersas na paisagem (Velloso *et al.*, 2002).

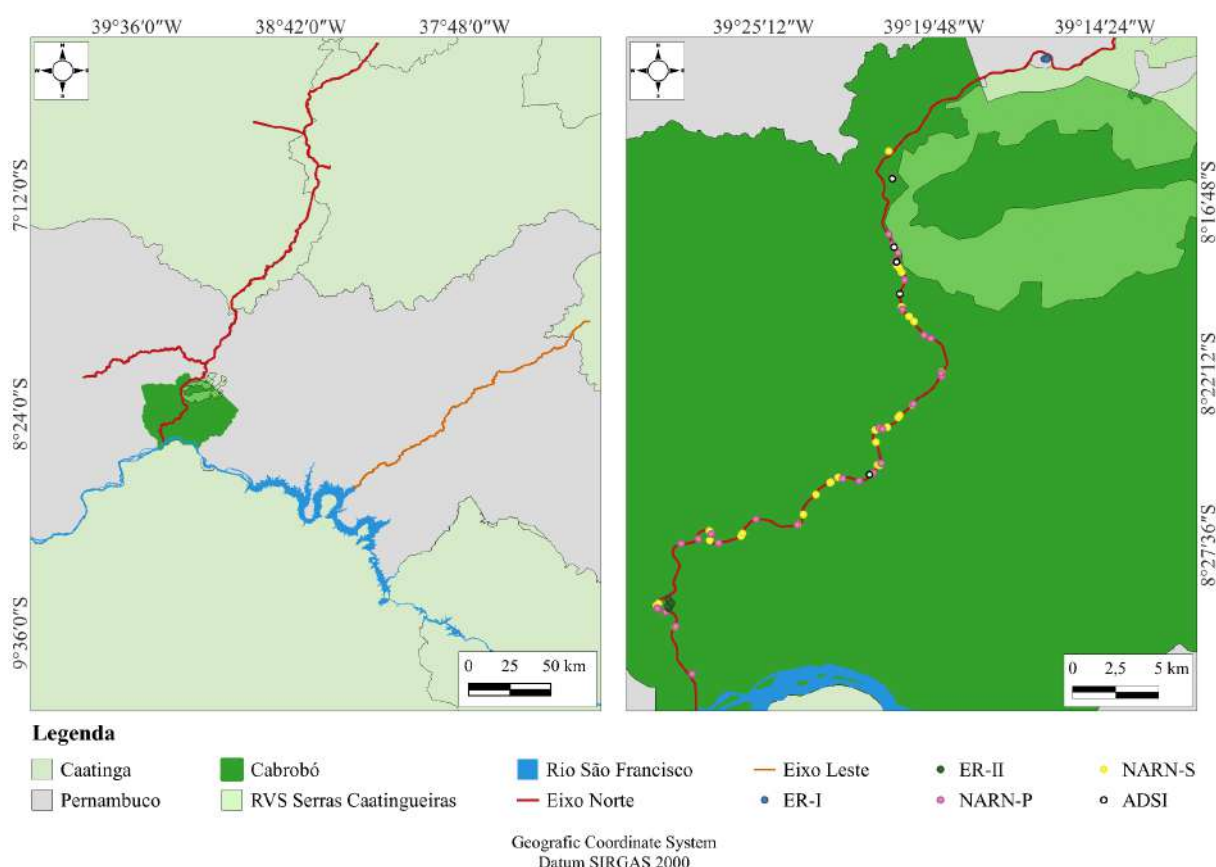


Figura 4. Localização geográfica das áreas de estudo na porção do eixo Norte do PISF, em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

A cobertura vegetal é classificada como Savana Estépica, apresentando subdivisões fitofisionômicas que incluem a Caatinga arbórea, a Caatinga arbustiva e a Caatinga arbustivo-arbórea (IBGE, 2012). Na Caatinga arbórea, observa-se a predominância de espécies arbóreas de porte mais alto, que formam dossel contínuo e se distribuem de forma mais densa na paisagem. Por outro lado, na Caatinga arbustiva e arbustivo-arbórea, a vegetação exibe caráter mais seco, com abundância de cactáceas e espécies arbóreas de porte mais baixo, que se encontram amplamente espaçadas na paisagem. Além disso, nesse tipo de vegetação, é possível identificar a presença de um estrato arbustivo mais denso (Fernandes e Queiroz, 2017).

O clima é classificado como semiárido quente (Bsh) (Velloso et al., 2002). A média anual de precipitação é de 541 mm. Quanto à temperatura, a média anual é de 24,8 °C, com variações entre 19,8 e 31,4 °C. A umidade relativa média é de 61,2% e o índice de aridez médio é igual a 0,31 (Carvalho *et al.*, 2022). De maneira geral, os solos na área são caracterizados como sendo rasos e pedregosos, com fertilidade que varia de média a alta (Velloso *et al.*, 2002; Moro *et al.*, 2016). Os tipos de solos predominantes, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos, incluem Planossolo Nátrico, Luvisolo Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (Embrapa, 2001) (Figura 5).

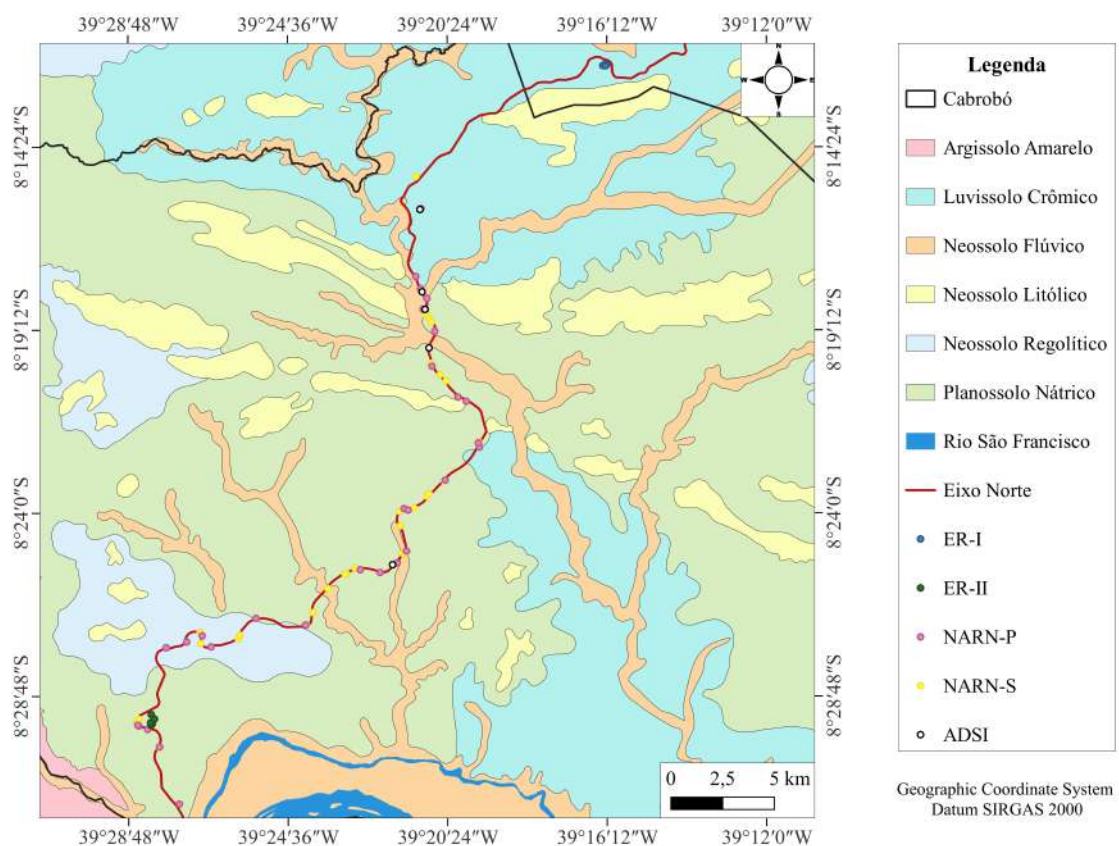


Figura 5. Mapa de solos na porção do eixo Norte do PISF em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Foram selecionadas cinco áreas de estudo: i) Caatinga em estágio avançado de regeneração (ecossistema de referência I – ERI) (Figura 8A); ii) Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ecossistema de referência II – ERII) (Figura 8B); iii) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P); iv) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S); v) Áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI) (Figura 8C).

Foram selecionadas cinco áreas de estudo: i) Ecossistema de referência I (ERI): Caatinga em estágio avançado de regeneração, com aproximadamente 35 anos (Figura 6A); ii) Ecossistema de referência II (ERII): Caatinga em estágio intermediário de regeneração, com aproximadamente 16 anos (Figura 6B); iii) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P), implantados há aproximadamente três anos; iv) Núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S), implantados há aproximadamente três anos; e v) Áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), caracterizadas pela ausência de vegetação e presença de solo exposto (Figura 6C).





Figura 6. Caatinga em estágios avançado (A) e intermediário (B) de regeneração e área degradada sem qualquer intervenção (C) em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

As espécies predominantes na área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) foram *C. blanchetianus*, *A. pyrifolium*, *X. gounellei*, *C. pyramidale* e *C. heliotropiifolius*, enquanto na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração as espécies com maior abundância foram *C. heliotropiifolius*, *M. ophthalmocentra*, *J. mollissima* e *C. pyramidale*. Nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P), predominaram *X. gounellei*, *J. mollissima*, *C. quercifolius* e *A. pyrifolium*. Nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S) se destacam *T. aurea*, *X. gounellei*, *L. ferrea*, *A. colubrina* e *C. jamaru*.

2.3 Coleta de dados

Para as áreas de Caatinga em estágios avançado e intermediário de regeneração, foram estabelecidas aleatoriamente 05 parcelas permanentes de 10 m x 10 m (100 m²). Em relação aos núcleos de aceleração da regeneração natural, foram selecionados para análise 30 NARN-P e 30 NARN-S localizados no eixo Norte e pertencentes à quarta fase do PBA-09. A seleção considerou apenas os núcleos com taxa de sobrevivência igual ou superior a 70% das mudas previamente plantadas nos núcleos. Além disso, foram estabelecidos aleatoriamente 05 pontos nas áreas degradadas sem qualquer tipo de intervenção (Figura 4).

2.3.1 Teor de carbono orgânico total e das frações húmicas

Os teores de COT e das frações húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e húmina), foram avaliados nos períodos seco e chuvoso em todas as áreas de estudo.

Amostras de solo foram coletadas na área central de cada parcela nas áreas de Caatinga em estágios avançado e intermediário de regeneração (ERI e ERII), no centro dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), em duas diferentes camadas: 0-5 e 5-10 cm.

Após a coleta, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e encaminhadas ao laboratório. Essas amostras foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas em malha de 0,25 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA).

Os teores de COT foram determinados por oxidação úmida, pelo método do dicromato de potássio (Mendonça; Matos, 2017). Para a determinação dos teores de C das frações húmicas, foram seguidas as metodologias propostas por Swift (1996) e Yeomans e Bremner (1988).

2.3.2 Atividade biológica

A respiração basal do solo (RBS), o carbono da biomassa microbiana (CBM), o quociente metabólico (qCO_2) e o quociente microbiano ($qMIC$), foram avaliados nos períodos seco e chuvoso em todas as áreas de estudo. Amostras de solo foram coletadas na área central de cada parcela nas áreas de Caatinga em estágios avançado e intermediário de regeneração (ERI e ERII), no centro dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI).

As amostras foram coletadas em duas diferentes camadas: 0-5 e 5-10 cm. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em recipientes de isopor, mantidas sob condições de refrigeração controlada e, em seguida, encaminhadas para o laboratório. As amostras foram mantidas no laboratório sob refrigeração, com o objetivo de preservar a atividade biológica do solo e manter essa atividade o mais próxima possível das condições naturais do ambiente.

A RBS foi quantificada utilizando o método de Isermeyer, enquanto o CBM foi determinado pelo método da irradiação-extração, conforme descrito por Mendonça e Matos (2017). O qCO_2 foi obtido pela relação entre a RBS e o CMB, com base na seguinte equação:

$$qCO_2 = \frac{RBS}{CBM}$$

Em que:

qCO_2 = quociente metabólico do solo ($mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$);

RBS = respiração basal do solo ($mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$);

CBM = carbono da biomassa microbiana ($mg\ kg^{-1}$).

O $qMIC$ foi calculado com base na relação entre o CMB e o COT, de acordo com a seguinte equação:

$$qMIC = \frac{CBM}{COT}$$

Em que:

$qMIC$ = quociente metabólico ($mg\ kg^{-1}$);

CBM = carbono da biomassa microbiana ($mg\ kg^{-1}$);

COT = carbono orgânico total ($mg\ kg^{-1}$).

2.3.3 Estoque de carbono orgânico total e das frações húmicas

Para estimar o estoque de COT e das frações húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) foram coletadas amostras de solo não deformadas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, utilizando anéis volumétricos de aço (5 cm x 5 cm) e broca do tipo Uhland. Em cada profundidade, foi obtida uma amostra para a determinação da massa e a densidade do solo, seguindo a metodologia descrita por Teixeira *et al.* (2017).

O estoque de COT e das frações húmicas foi estimado para cada camada. Para realizar essa estimativa, foram utilizados os teores médios de COT e das frações húmicas, seguindo o procedimento de massa equivalente descrito por Wendt e Hauser (2013). Esse procedimento se baseia nas seguintes equações:

$$M_{\text{solo}} = \frac{M_{\text{amostra}}}{\pi\left(\frac{D}{2}\right)^2} \times 10000$$

Em que:

M_{solo} = massa de solo em cada camada (Mg ha^{-1});

M_{amostra} = massa seca do solo coletado no campo em cada camada (g);

D = diâmetro do anel volumétrico de amostragem do solo.

$$E_C = M_{\text{solo}} \times T_C$$

Em que:

E_C = estoque de carbono em cada camada de solo (kg ha^{-1});

M_{solo} = massa de solo em cada camada (Mg ha^{-1});

T_C = teor de carbono em cada camada de solo (g kg^{-1}).

Os estoques de COT e das frações húmicas na camada de 0-10 cm foram obtidos através da soma dos estoques de cada subcamada de solo. Para corrigir os estoques nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas onde não houve qualquer intervenção (ADSI), foi determinado o erro estimado do estoque de C decorrente da compactação do solo nessas áreas. Esse erro estimado foi calculado utilizando uma versão adaptada da equação proposta por Wendt e Hauser (2013):

$$EE_{EC} = (\rho_{\text{ad}} - \rho_{\text{ref}}) \times Z \times C_{\text{ref}} \times 100$$

Em que:

EE_{EC} = erro estimado do estoque de C em cada camada de solo nos núcleos de aceleração da regeneração natural e nas áreas degradadas onde não houve qualquer intervenção (kg ha^{-1});
 ρ_{ad} = densidade do solo em cada camada de solo nos núcleos de aceleração da regeneração natural e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (g cm^{-3});
 ρ_{ref} = densidade do solo em cada camada de solo no ecossistema de referência (ERI) (g.cm^{-3});
 z = espessura da camada de solo (cm);
 C_{ref} = teor de C em cada camada de solo no ecossistema de referência (EI) (g kg^{-1}).

O estoque de C corrigido foi determinado pela diferença entre EC e EE_{EC} . Esse procedimento busca evitar a superestimação dos estoques de C do solo associada ao aumento da densidade do solo decorrente de mudanças no uso da terra.

2.4 Análises dos dados

Para analisar as diferenças nos teores e estoques de COT e das frações húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina), bem como na atividade microbiana do solo entre os períodos seco e chuvoso e entre as diferentes áreas de estudo, os dados obtidos foram submetidos à análise de variância de dois fatores (*Two-Way* ANOVA).

Como pré-requisitos essenciais para a ANOVA, foram realizados testes para verificar a normalidade da distribuição dos dados (Shapiro-Wilk) e a homogeneidade das variâncias (Levene). Quando uma diferença estatisticamente significativa foi identificada, as médias foram comparadas pelo teste t ou teste de Tukey, com nível de confiança de 95%.

Os dados também foram submetidos a análise de agrupamento hierárquico (CAH), utilizando a distância euclidiana quadrática e o método de *Ward* para ligação. Para identificar as variáveis que mais contribuíram para a formação dos grupos, foi realizada a análise de componentes principais (ACP). A CHA e a PCA foram aplicadas separadamente para cada período e camada do solo (0-5 e 5-10 cm).

Os dados foram organizados em planilhas do *software* Microsoft Excel® e as análises estatísticas, assim como a construção dos gráficos, foram realizadas utilizando o *software* R - versão 3.5.0.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

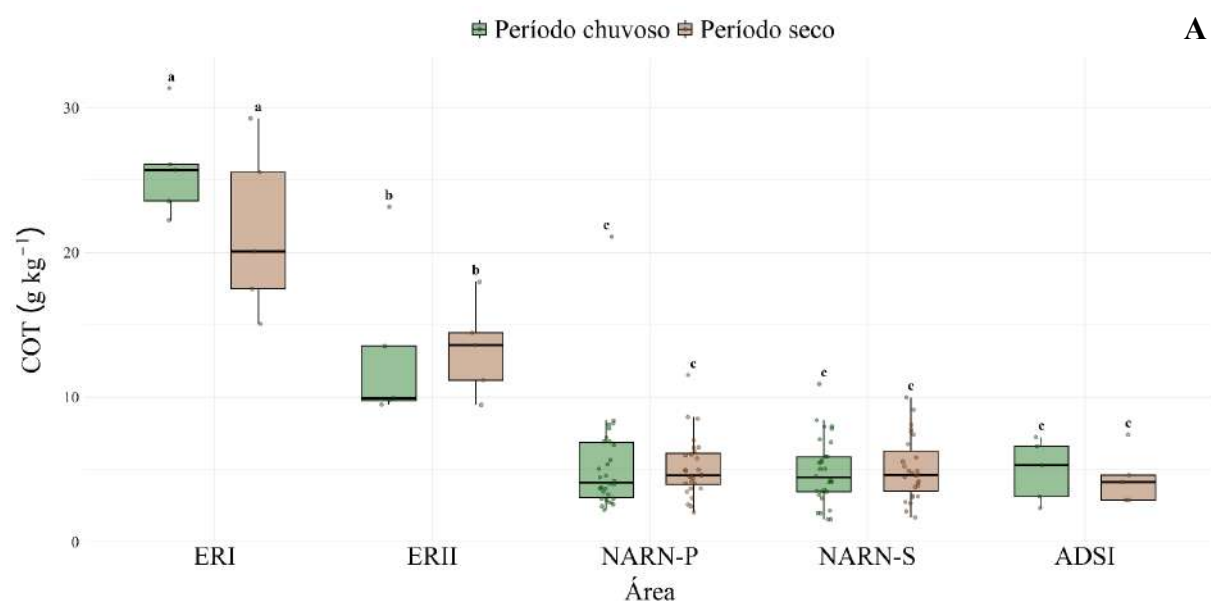
3.1 Teores de carbono orgânico total e das frações húmicas

Os teores de COT na camada de 0-5 cm variaram significativamente entre as diferentes áreas. Os períodos sazonais (chuvoso e seco) e a interação entre área e período não apresentaram efeitos significativos sobre o COT (Tabela 1). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores médios de COT (Figura 7A), com 25,80 g kg⁻¹ no período chuvoso e 21,49 g kg⁻¹ no período seco. Os teores de COT observados na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) foram inferiores aos do ERI e superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da área degradada sem intervenção (ADSI) (Figura 7A), com médias de 13,18 g kg⁻¹ no período chuvoso e 13,34 g kg⁻¹ no período seco.

Tabela 1. Análise de variância dos teores de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 0-5 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Fator	COT	C-AF	C-AH	C-HUM	C-SH
A	106,75***	44,04***	58,67***	58,90***	98,62***
P	0,43 ^{ns}	3,39 ^{ns}	0,70 ^{ns}	0,39 ^{ns}	1,21 ^{ns}
A x P	1,29 ^{ns}	1,14 ^{ns}	0,82 ^{ns}	1,28 ^{ns}	1,25 ^{ns}

A: área; P: período; COT: carbono orgânico total; C-AF: carbono da fração ácidos fúlvicos; C-AH: carbono da fração ácidos húmicos; C-HUM: carbono da fração humina; C-SH: carbono das substâncias húmicas. Níveis de significância estatística (teste F): *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; ns: não significativo.



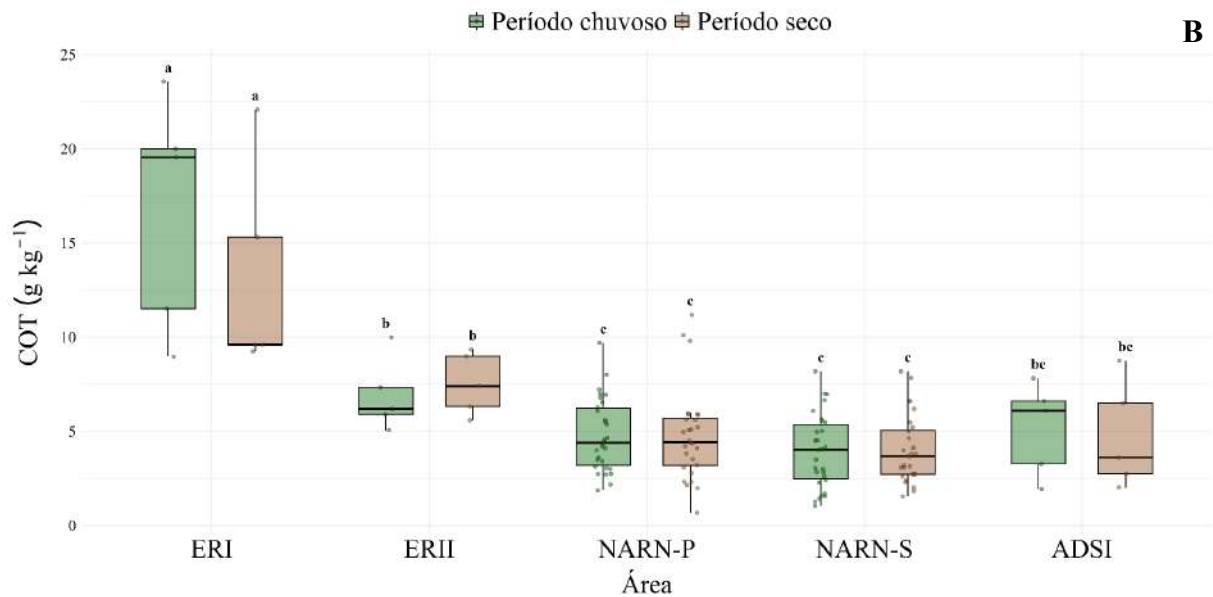


Figura 7. Teores de carbono orgânico total nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os maiores teores de COT observados nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração na camada de 0-5 cm estão relacionados à contínua deposição de resíduos orgânicos na superfície do solo. A presença do componente arbustivo-arbóreo favorece a entrada de matéria orgânica por meio da deposição de serapilheira, renovação dos sistemas radiculares e exsudação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas (Andrade *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2023a; Santos *et al.*, 2024b).

A decomposição progressiva desses resíduos orgânicos permite a incorporação eficiente da matéria orgânica ao solo (Santana *et al.*, 2019; Corrêa *et al.*, 2021). Além disso, a camada de serapilheira acumulada na superfície do solo ao final do período chuvoso e início do período seco exerce forte influência sobre o microclima, atuando como uma barreira protetora contra a radiação solar direta e contribuindo para a redução da temperatura e manutenção da umidade do solo (Monroe *et al.*, 2021; Tonucci *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2024).

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e as áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores semelhantes de COT na camada de 0-5 cm (Figura 7A). Os teores médios de COT nos períodos chuvoso e seco foram de 5,27 e 5,13 g kg⁻¹ nos NARN-P, 4,88 e 5,05 g kg⁻¹ nos NARN-S e 4,93 e 4,73 nas ADSI, respectivamente. A ausência de mudanças significativas nos teores de COT nos núcleos de

aceleração da regeneração natural pode estar relacionada ao curto intervalo de tempo desde o início das ações de restauração. O acúmulo de COT no solo em resposta à revegetação se caracteriza como um processo lento e gradual em regiões semiáridas como a Caatinga (Araújo Filho *et al.*, 2018).

Os teores de COT também variaram significativamente entre as diferentes áreas na camada de 5-10 cm. Não foram observados efeitos significativos do período sazonal (chuvoso e seco) e da interação entre área e período sobre o COT (Tabela 2). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) também apresentou os maiores teores médios de COT na camada de 5-10 cm (Figura 7B), com 16,72 g kg⁻¹ no período chuvoso e 13,17 g kg⁻¹ no período seco.

Tabela 2. Análise de variância dos teores de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 5-10 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Fator	COT	C-AF	C-AH	C-HUM	C-SH
A	45,18***	22,79***	29,34***	29,21***	39,29***
P	0,24 ^{ns}	5,11*	0,51 ^{ns}	7,48**	7,20*
A x P	1,32 ^{ns}	0,95 ^{ns}	0,56 ^{ns}	3,13*	2,18 ^{ns}

A: área; P: período; COT: carbono orgânico total; C-AF: carbono da fração ácidos fúlvicos; C-AH: carbono da fração ácidos húmicos; C-HUM: carbono da fração humina; C-SH: carbono das substâncias húmicas. Níveis de significância estatística (teste F): *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; ns: não significativo.

No entanto, a área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores semelhantes de COT (Figura 7B), com médias de 6,90 e 7,53 g kg⁻¹ no ERII e 5,15 e 4,73 g kg⁻¹ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) foram os que apresentaram os menores teores de COT na camada de 5-10 cm (Figura 7B). Os teores médios de COT foram de 4,78 g kg⁻¹ nos NARN-P em ambos os períodos e de 3,93 g kg⁻¹ no período chuvoso e 4,01 g kg⁻¹ no período seco nos NARN-S.

Nas áreas de Caatinga em estágio avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, bem como nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S), os teores médios de COT diminuíram com o aumento da profundidade. Esse resultado reflete o padrão típico de maior acúmulo de matéria orgânica e carbono na superfície do solo na Caatinga (Freitas *et al.*, 2022; Lourenço *et al.*, 2022; Medeiros; Soares; Maia, 2022; Souza *et*

al. 2022; Lima *et al.*, 2023a; Medeiros *et al.*, 2023; Tonucci *et al.*, 2023; Maciel *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024a; Santos *et al.*, 2024b; Tomaz *et al.*, 2024).

Por outro lado, na área degradada sem qualquer intervenção (ADSI), os teores médios de COT aumentaram da camada de 0-5 cm para a de 5-10 cm. Esse padrão inverso ao normalmente observado pode estar associado ao histórico de degradação da área. A escassa cobertura vegetal leva à redução da deposição de serapilheira e oferece pouca proteção à superfície do solo. Essa exposição direta do solo à radiação solar favorece o aumento da temperatura e intensifica a oxidação da matéria orgânica (Tomaz *et al.*, 2024).

Esse processo também compromete a estabilidade da atividade microbiana ao longo do tempo. Os microrganismos utilizam esses compostos orgânicos como fonte de energia para manter sua atividade metabólica e crescimento (Pereira *et al.*, 2022). Como consequência, os teores de COT observados na camada mais profunda da ADSI podem representar frações residuais de carbono mais estabilizadas e menos susceptíveis à ação microbiana. Os núcleos de aceleração na regeneração natural (NARN-P e NARN-S) tendem a apresentar maior dinamismo em relação ao acúmulo de matéria orgânica e à atividade microbiana do solo devido à implantação de uma elevada diversidade de espécies nativas da Caatinga.

Os teores de C da fração ácidos fúlvicos (C-AF) variaram significativamente entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm. Não foram observados efeitos significativos do período sazonal (chuvoso e seco) e da interação entre área e período (Tabela 1). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores médios de C-AF (Figura 8A), com 2,92 g kg⁻¹ no período chuvoso e 2,21 g kg⁻¹ no período seco. Em comparação, os teores de C-AF observados na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) foram inferiores aos do ERI, mas superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da área degradada sem intervenção (ADSI) (Figura 8A), com médias de 1,15 g kg⁻¹ no período chuvoso e 1,03 g kg⁻¹ no período seco. O aporte contínuo de resíduos orgânicos frescos na superfície do solo contribui para o maior acúmulo de C-AF nos ERI e ERII (Guimarães *et al.*, 2013).

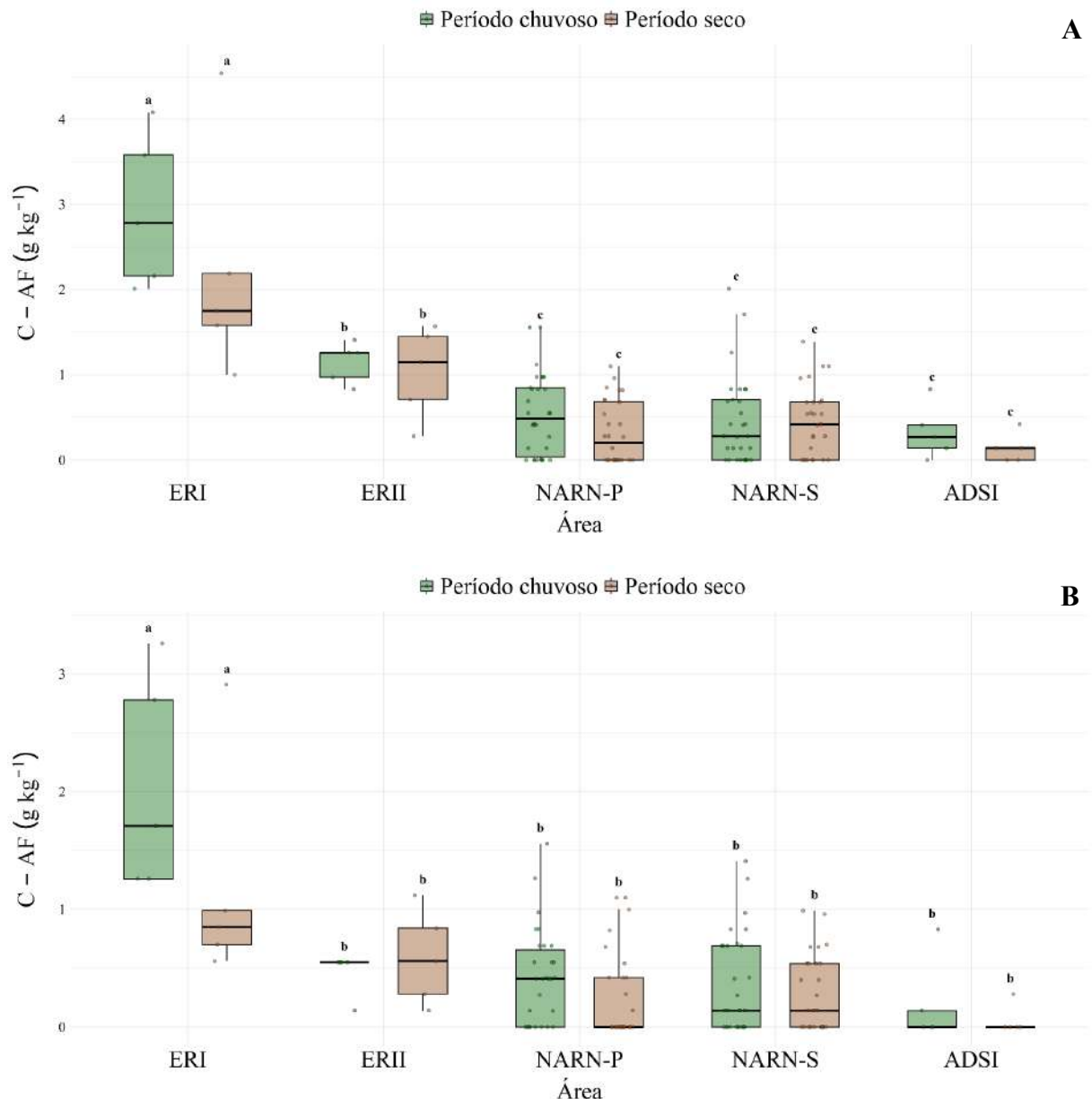


Figura 8. Carbono da fração ácidos fúlvicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores semelhantes de C-AF na camada de 0-5 cm (Figura 8A). Os teores médios de C-AF nos NARN-P foram de $0,53 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $0,32 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco, enquanto nos NARN-S se mantiveram constantes em ambos os períodos ($0,45 \text{ g kg}^{-1}$).

No entanto, observa-se ampla variação intra-área nos teores de C-AF nos NARN-P e nos NARN-S, além da presença de núcleos em que essa fração não foi detectada (Figura 8A). Esses resultados podem indicar limitações na formação ou estabilidade do C-AF em áreas em processo inicial de restauração devido à limitada deposição de resíduos orgânicos na superfície do solo. Na ADSI, os teores médios de C-AF foram ainda mais baixos, com $0,33 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $0,14 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco, indicando tendência de aumento gradual dessa fração nos núcleos de aceleração da regeneração natural ao longo do tempo.

Os teores de C-AF apresentaram diferença significativa entre as áreas e foram influenciados pelo período sazonal (chuvoso ou seco) na camada de 5-10 cm. Não foram observados efeitos significativos da interação entre área e período sobre o C-AF (Tabela 2). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) também apresentou os maiores teores médios de COT na camada de 5-10 cm (Figura 8B), com $2,05 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $1,20 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco. Esse resultado demonstra que a complexidade estrutural da comunidade vegetal influencia diretamente no acúmulo e na estabilidade do C-AF.

A área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores semelhantes de C-AF na camada de 5-10 cm (Figura 8B), com médias de $0,47$ e $0,59 \text{ g kg}^{-1}$ no ERII, $0,42$ e $0,45 \text{ g kg}^{-1}$ nos NARN-P, $0,36$ e $0,28 \text{ g kg}^{-1}$ nos NARN-S e $0,19$ e $0,06 \text{ g kg}^{-1}$ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARNP e NARN-S) também apresentaram ampla variação intra-área nos teores de C-AF na camada de 5-10 cm (Figura 8B). Embora a deposição de resíduos orgânicos ainda seja limitada nessas áreas, observa-se tendência de aumento gradual dessa fração ao longo do tempo, sobretudo em comparação aos baixos valores encontrados na ADSI. De acordo com Araújo Filho *et al.* (2018), os ácidos fúlvicos representam compostos orgânicos de alta qualidade para a ciclagem do C.

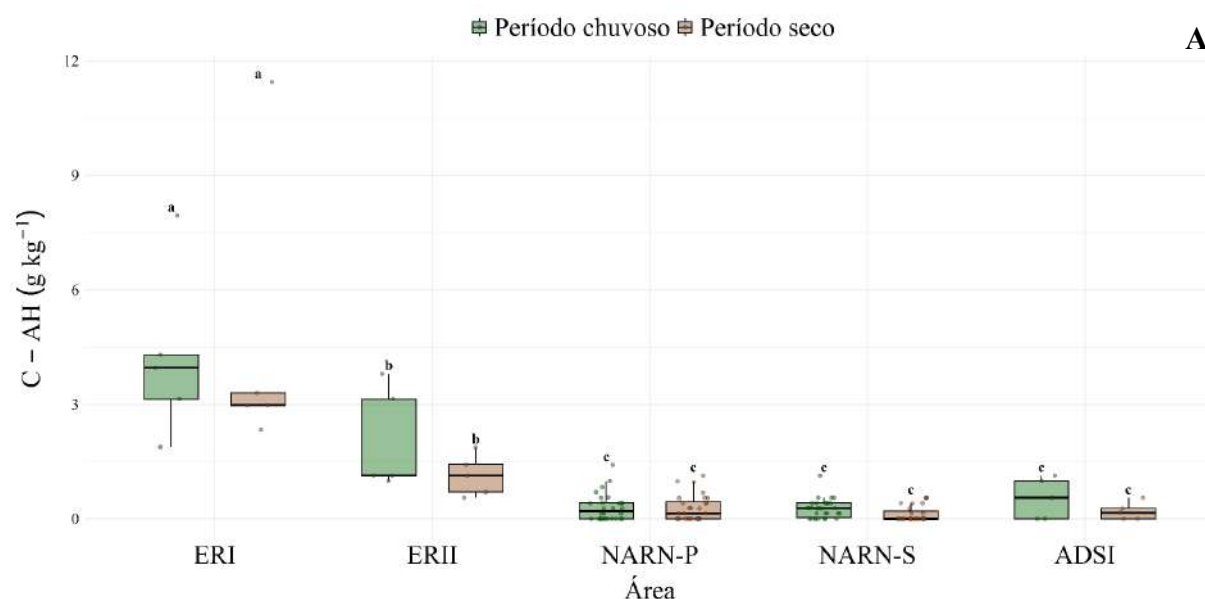
De modo geral, os teores de C-AF foram mais elevados no período chuvoso em comparação ao período seco independente da área avaliada (Tabelas 1 e 2). Na camada de 0-5 cm, os teores médios foram de $0,69 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $0,55 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco. Em relação a camada de 5-10 cm, os teores médios foram de $0,49$ e $0,34 \text{ g kg}^{-1}$ nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Esse resultado pode estar relacionado à maior produção de biomassa vegetal durante o período chuvoso, com consequente aumento no aporte de resíduos orgânicos ao solo, como folhas, raízes finas e exsudatos radiculares. Além disso, a maior umidade favorece a atividade

biológica do solo e a decomposição da matéria orgânica, intensificando a formação de substâncias húmicas, sobretudo os ácidos fúlvicos, que apresentam maior solubilidade e mobilidade no solo devido ao menor peso molecular (Osman, 2013; Santos; Lacerda; Zinn, 2013; Araújo Filho *et al.*, 2018).

Por outro lado, durante o período seco, a menor disponibilidade hídrica limita a atividade microbiana e reduz a decomposição da matéria orgânica. Ressalta-se ainda que os maiores teores de C-AF na camada de 0-5 cm estão associados ao acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo, enquanto os menores teores na camada de 5-10 cm refletem o menor aporte direto de matéria orgânica e a menor influência das variações sazonais nessa profundidade.

Os teores de C da fração ácidos húmicos (C-AH) variaram significativamente entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm. No entanto, não foram observados efeitos significativos do período sazonal (chuvoso e seco) e da interação entre área e período (Tabela 1). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores médios de C-AH (Figura 9A), com 4,25 g kg⁻¹ no período chuvoso e 4,60 g kg⁻¹ no período seco. Os teores de C-AH na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) foram inferiores aos do ERI, mas superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da área degradada sem intervenção (ADSI) (Figura 9A), com médias de 2,04 g kg⁻¹ no período chuvoso e 1,13 g kg⁻¹ no período seco.



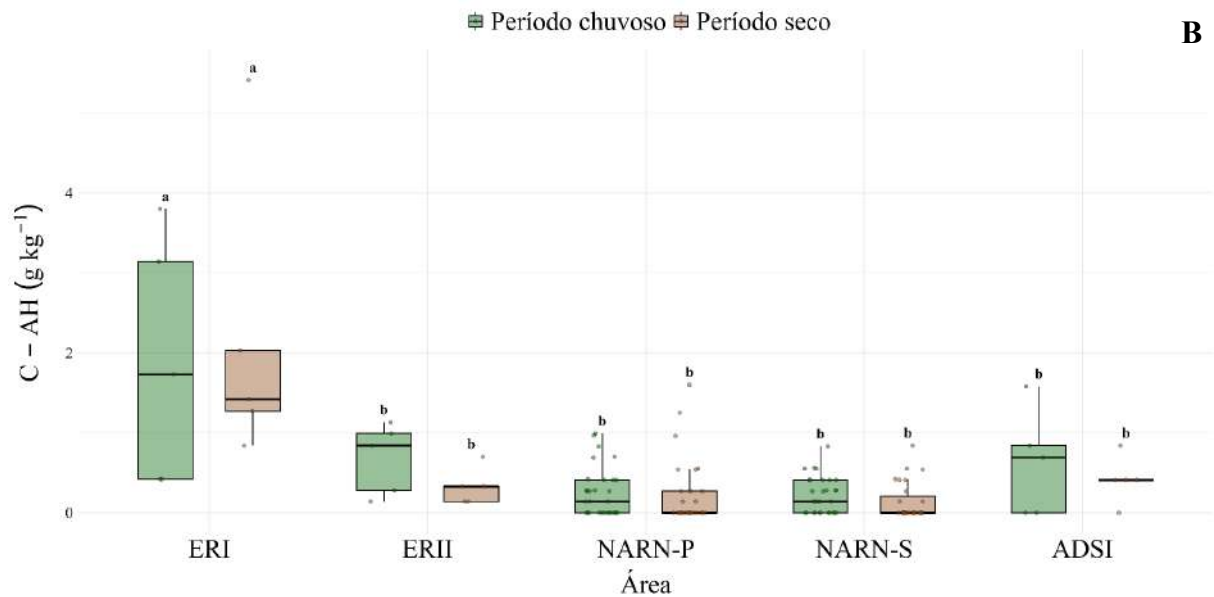


Figura 9. Carbono da fração ácidos húmicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e as áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores semelhantes de C-AH na camada de 0-5 cm (Figura 9A). Nos NARN-P, os teores médios de C-AH foram de $0,29 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $0,28 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco, enquanto nos NARN-S foram de $0,26$ e $0,13 \text{ g kg}^{-1}$ nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. De modo semelhante ao observado para os teores de C-AF, observa-se que em alguns núcleos a fração C-AH não foi detectada (Figura 9A). Na ADSI, os teores médios de C-AH foram de $0,53 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $0,20 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco.

Os maiores teores de C-AH nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário de regeneração (ERII) estão associados ao maior equilíbrio ecológico desses ambientes quanto ao aporte de resíduos orgânicos. Esse processo favorece a polimerização dos ácidos húmicos, os quais representam frações mais estáveis da matéria orgânica do solo (Osman, 2013; Santos; Lacerda; Zinn, 2013; Raiesi, 2022). Além disso, em solos de regiões semiáridas os ácidos húmicos estão em grande parte ligados à porção mineral do solo (Osman, 2013), o que contribui para sua maior estabilidade e resistência à decomposição. Por outro lado, os baixos teores de C-AH nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) indicam que ainda não ocorreu acúmulo significativo dessa fração. Essa condição pode estar

relacionada a à escassez de serapilheira e à quantidade insuficiente de resíduos com potencial de humificação.

Os teores de C-AH também variaram significativamente entre as diferentes áreas na camada de 5-10 cm. No entanto, não foram observados efeitos significativos dos períodos sazonais (chuvoso e seco) e da interação entre área e período (Tabela 2). O comportamento do C-AH na camada de 5-10 foi semelhante ao observado para o C-AF, com a área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentando os maiores teores médios de C-AH (Figura 9B), sendo $1,90 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $2,20 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco.

A área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores de C-AH relativamente baixos e semelhantes entre si na camada de 5-10 cm (Figura 9B). Os teores médios foram de $0,68$ e $0,33 \text{ g kg}^{-1}$ no ERII, $0,25$ e $0,23 \text{ g kg}^{-1}$ nos NARN-P, $0,22$ e $0,13 \text{ g kg}^{-1}$ nos NARN-S e $0,62$ e $0,42 \text{ g kg}^{-1}$ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Destaca-se que para a implantação dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) o solo foi previamente revolvido com o objetivo de romper camadas compactadas e favorecer o crescimento do sistema radicular das mudas. Esse distúrbio físico pode ter acelerado a decomposição da matéria orgânica remanescente e/ou promovido a redistribuição do carbono ao longo perfil do solo. O revolvimento do solo está associado à alteração de sua estrutura física, promovendo maior aeração e intensificando a atividade microbiana, o que resulta na aceleração do processo de oxidação da matéria orgânica e em perdas significativas de C (Medeiros; Cesário; Maia, 2023).

Por outro lado, a ausência de qualquer intervenção física na ADSI pode ter contribuído para a preservação de frações mais antigas e estáveis do carbono que foram acumuladas ao longo do tempo e são menos susceptíveis à degradação. No entanto, essas frações não estão necessariamente associadas a uma maior qualidade funcional ou ecológica do solo. Esses fatores podem explicar os teores relativamente mais elevados de C-AH na ADSI.

Desse modo, os resultados obtidos sugerem que os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentam maior dinamismo e estão promovendo o aporte de resíduos orgânicos com potencial de polimerização de frações mais estáveis do C ao longo do perfil do solo. A semelhança nos teores do C-AH entre NARN-P e NARN-S demonstra que ambas as estratégias têm contribuído de forma semelhante para o acúmulo gradual dessa fração na camada de 5-10 cm.

Os teores de C da fração humina (C-HUM) seguiram padrão semelhante ao observado para os teores de C-AF e C-AH, apresentando variação significativa entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm. O período sazonal (chuvoso e seco), assim como a interação entre área e período, não influenciaram os teores de C-HUM (Tabela 1). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores médios de C-HUM (Figura 10 A), com 17,14 g kg⁻¹ no período chuvoso e 14,20 g kg⁻¹ no período seco.

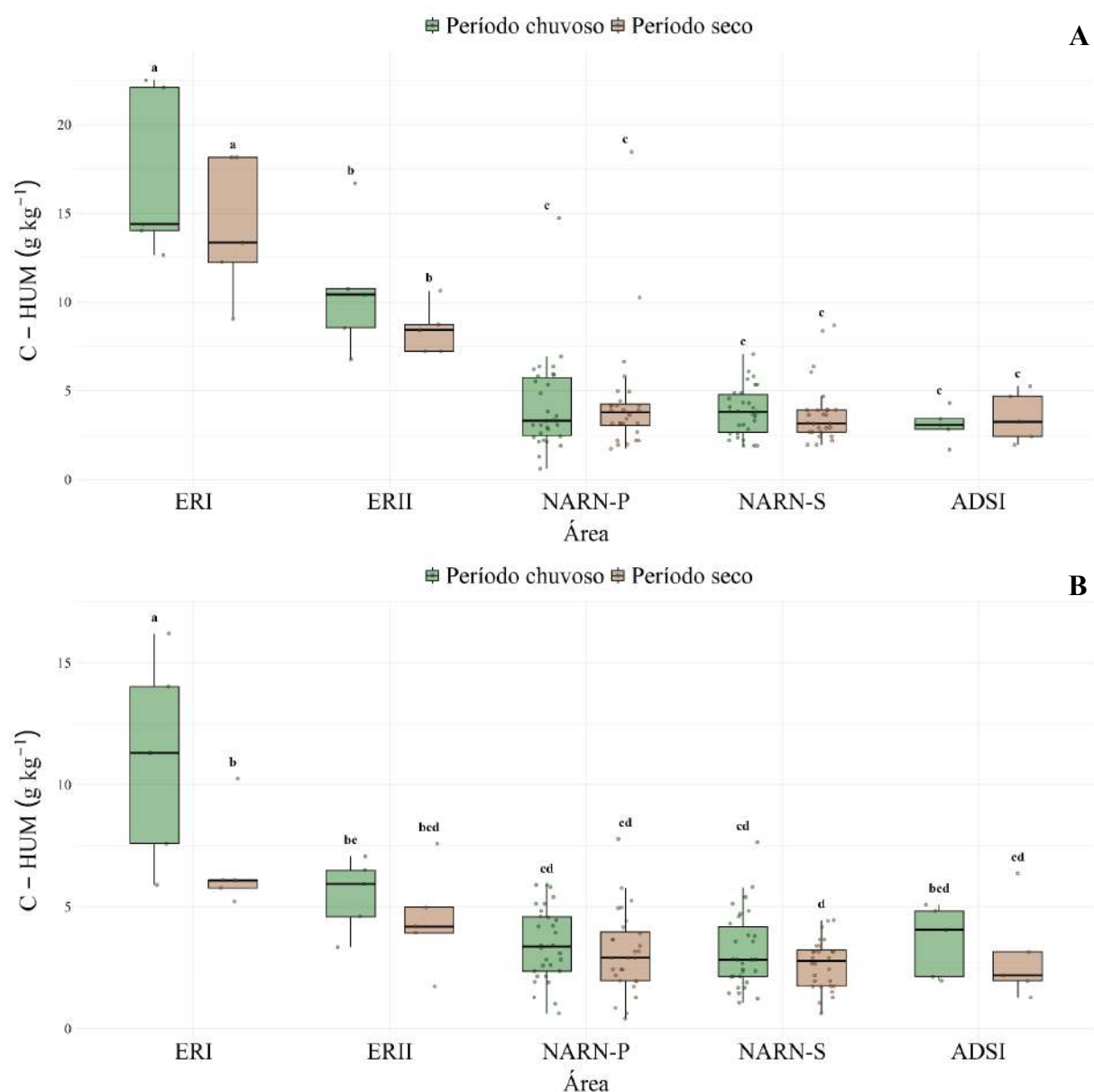


Figura 10. Carbono da fração humina nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas (A) e na interação área x período (B) ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), os teores de C-HUM foram inferiores aos do ERI, porém superiores aos observados nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI) (Figura 10A), com médias de 10,64 g kg⁻¹ no período chuvoso e 8,46 g kg⁻¹ no período seco. Os NARN-P, NARN-S e a ADSI apresentaram teores semelhantes de C-HUM na camada de 0-5 cm (Figura 10A). Nos NARN-P, os teores médios de C-AH foram de 4,14 g kg⁻¹ no período chuvoso e 4,35 g kg⁻¹ no período seco, enquanto nos NARN-S foram de 3,84 e 3,78 g kg⁻¹ nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Na ADSI, os teores médios de C-HUM foram de 3,06 g kg⁻¹ no período chuvoso e 3,52 g kg⁻¹ no período seco.

Os maiores teores de C-HUM nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário de regeneração (ERII) estão relacionados à maior deposição de serapilheira superficial e subterrânea, à exsudação de compostos orgânicos pelas raízes das plantas e à ausência de interferências antrópicas (Araújo Filho *et al.*, 2018; Freitas *et al.*, 2022). A fração humina é considerada a mais recalcitrante e resistente ao intemperismo, pois se liga às partículas de argila, formando complexos organominerais estáveis (Osman, 2013; Santos *et al.*, 2019b; Rezende *et al.*, 2022). O acúmulo dessa fração está associado ao aumento e à manutenção dos teores de C no solo em longo prazo (Araújo Filho *et al.*, 2018).

Embora os teores de C-HUM nos NARN-P e NARN-S tenham sido inferiores aos dos ERI e ERII, observa-se que foram relativamente mais elevados nos núcleos de aceleração da regeneração natural, especialmente nos NARN-P, em relação a ADSI. Esse resultado sugere uma possível influência da nucleação sobre os teores de C-HUM, indicando tendência de acúmulo dessa fração ao longo do tempo, à medida que as mudas plantadas nos núcleos se estabelecem e passam a contribuir com a deposição contínua de resíduos orgânicos na superfície do solo.

Foram observados efeitos significativos da interação entre a área e o período (chuvoso e seco) sobre os teores de C-HUM na camada de 5-10 cm (Tabela 2). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou o maior teor médio de C-HUM no período chuvoso (11,01 g kg⁻¹) (Figura 10B), sendo superior ao observado no período seco (6,68 g kg⁻¹) e nas demais áreas avaliadas. Essa foi a única área que apresentou diferença significativa nos teores de C-HUM entre os períodos sazonais.

Na Caatinga, a precipitação é escassa, irregular e sazonal, concentrando-se em três a quatro meses do ano, com alta variabilidade espacial e temporal (Nascimento *et al.*, 2022;

Medeiros *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2024). A distribuição espaçada das chuvas, aliada à intensa radiação solar e às altas temperaturas, acelera a perda de umidade na camada superficial do solo. Por esse motivo, os teores de C-HUM foram mais sensíveis às variações sazonais na camada de 5-10 cm do ERI, onde a umidade do solo tende a ser retida por mais tempo. Além disso, os microrganismos do solo apresentam considerável sensibilidade às variações de umidade em áreas de Caatinga (Tonucci *et al.*, 2023).

Nesse contexto, a maior biomassa vegetal presente no ERI – composta por árvores, arbustos e herbáceas – favorece o aporte de resíduos vegetais e sustenta intensa atividade microbiana até o final do período chuvoso e início do período seco. Esses fatores reforçam a importância da vegetação nativa bem estabelecida na ciclagem e estabilização das frações mais recalcitrantes do C no solo.

No período seco, os teores médios de C-HUM do ERI foram semelhantes aos da área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), tanto no período chuvoso (5,49 g kg⁻¹) quanto no período seco (4,49 g kg⁻¹), assim como aos da área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) durante o período chuvoso (3,61 g kg⁻¹) (Figura 10B), indicando redução expressiva em relação ao teor médio observado no ERI durante o período chuvoso. Esse comportamento demonstra que mesmo em áreas com vegetação mais estruturada o C-HUM apresenta sensibilidade às variações sazonais.

Em relação aos núcleos de aceleração da regeneração natural, os NARN-P apresentaram teores médios de C-HUM semelhantes aos do ERII em ambos os períodos, enquanto os NARN-S durante o período chuvoso foram semelhantes ao ERII tanto no período chuvoso quanto no seco. Por outro lado, os NARN-S no período seco apresentaram teores de C-HUM semelhantes aos do ERII apenas nesse mesmo período (Figura 10B).

Esses resultados indicam que os NARN-P e NARN-S apresentam potencial para promover a formação e estabilização da matéria orgânica mais recalcitrante na camada de 5-10 cm do solo ao longo do tempo. Nos NARN-P, os teores de C-HUM similares aos do ERII em ambos os períodos podem estar relacionados a um possível efeito positivo da presença de espécies pioneiras na dinâmica do C mais estável do solo. Os NARN-S apresentaram teores de C-HUM semelhantes ao ERII apenas no período seco, o que sugere maior sensibilidade sazonal da humina nos núcleos compostos por espécies secundárias.

De modo geral, os teores médios de C-HUM nos NARN-P (chuvoso: 3,47 g kg⁻¹; seco: 3,12 g kg⁻¹), NARN-S (chuvoso: 3,18 g kg⁻¹; seco: 2,65 g kg⁻¹) e na ADSI (chuvoso: 3,61 g kg⁻¹; seco: 2,99 g kg⁻¹), foram semelhantes entre si, independentemente do período avaliado

(Figura 10B). Esse padrão pode estar relacionado ao curto intervalo de tempo desde a implantação dos núcleos, à baixa produção inicial de serapilheira e à lenta formação de complexos organominerais típicos da fração humina. Ainda assim, a leve superioridade dos NARN-P em relação aos demais reforça o potencial das espécies pioneiras para acelerar os processos de acúmulo e estabilização do C no solo, especialmente sob condições ambientais mais favoráveis, como no período chuvoso.

Os teores de C das frações húmicas do solo seguiram o padrão $C-HUM > C-AH > C-AF$ nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediários de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem qualquer intervenção (ADSI), em ambas as camadas do solo (0-5 e 5-10 cm). Santos *et al.* (2019) observaram esse mesmo padrão ao analisarem os teores de C das frações húmicas na camada de 0-20 cm em área de Caatinga preservada em Serra Talhada-PE. Freitas *et al.* (2022) avaliando os teores de C das frações húmicas da matéria orgânica do solo na vegetação nativa e no estrato regenerativo do ecótono Cerrado-Caatinga, também encontraram maior proporção de C na fração humina, seguida pela fração ácidos húmicos e ácidos fúlvicos.

A predominância da fração mais estável e recalcitrante do COS nas diferentes áreas analisadas evidencia a menor suscetibilidade dessa fração à mineralização. A fração humina apresenta forte associação com os constituintes minerais do solo e demanda maior gasto energético dos microrganismos para decomposição. Por outro lado, as frações menos estáveis, como os ácidos húmicos (C-AH) e principalmente os ácidos fúlvicos (C-AF), são mais facilmente decompostas pelos microrganismos devido ao menor gasto de energia metabólica. Além disso, essas frações apresentam maior mobilidade no perfil do solo e são mais suscetíveis à lixiviação. Nesse contexto, a manutenção da hierarquia $C-HUM > C-AH > C-AF$ reforça a importância do C-HUM como indicador-chave da estabilidade, acúmulo e persistência do C no solo a longo prazo.

Os teores de C das substâncias húmicas (C-SH) variaram significativamente entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm. No entanto, assim como para o C-AF, C-AH e C-HUM, não foram observados efeitos significativos do período sazonal (chuvoso e seco) e da interação entre área e período (Tabela 1). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores médios de C-SH (Figura 11A), com 24,30 g kg⁻¹ no período chuvoso e 21,01 g kg⁻¹ no período seco. Na área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), os teores de C-SH foram inferiores aos do ERI, porém superiores aos observados nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área

degradada sem intervenção (ADSI) (Figura 13A), com médias de 13,83 g kg⁻¹ no período chuvoso e 10,62 g kg⁻¹ no período seco. Esses resultados demonstram a importância da cobertura vegetal nativa para o acúmulo de C-SH no solo.

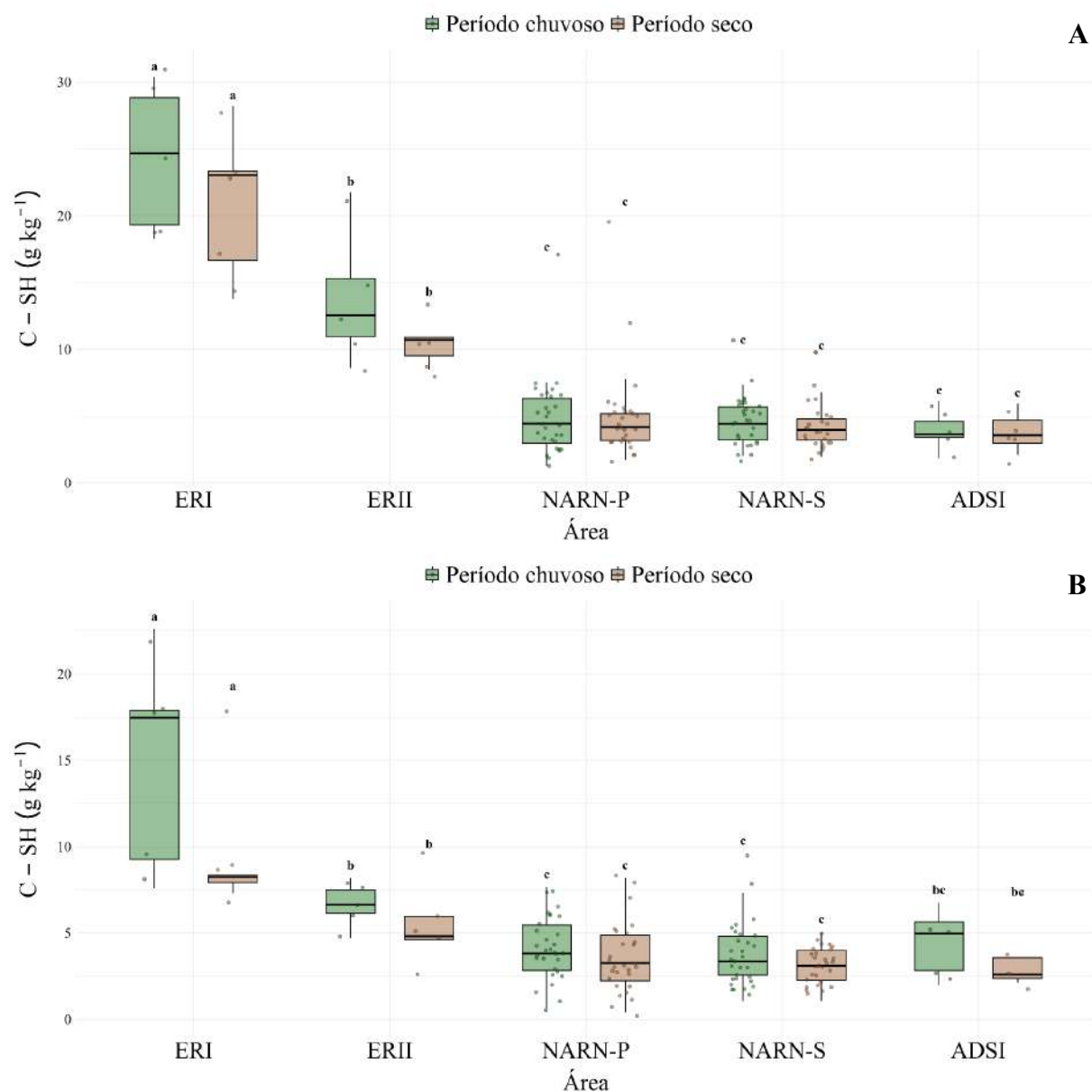


Figura 11. Carbono das substâncias húmicas nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os NARN-P, NARN-S e a ADSI apresentaram teores semelhantes de C-SH na camada de 0-5 cm (Figura 11A). Nos NARN-P, os teores médios de C-SH foram de 4,96 g kg⁻¹ no

período chuvoso e $4,95 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco, enquanto nos NARN-S foram de 4,55 e $4,36 \text{ g kg}^{-1}$ nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Na ADSI, os teores médios de C-SH foram de $3,93 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $3,85 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco. A ausência de mudanças significativas nos teores de C-SH nos núcleos de aceleração da regeneração natural pode estar relacionada ao curto intervalo de tempo desde o início das ações de restauração. Ainda assim, a superioridade dos teores de C-SH nos NARN-P e NARN-S em relação à ADSI sugere que os núcleos apresentam tendência de acúmulo de C-SH à medida que se intensifica o aporte de resíduos orgânicos na superfície do solo ao longo do tempo.

Na camada de 5-10 cm, os teores de C-SH apresentaram diferença significativa entre as áreas e foram influenciados pelo período sazonal (chuvoso ou seco). No entanto, não foram observados efeitos significativos da interação entre área e período sobre os teores de C-SH (Tabela 2). O comportamento do C-SH nessa camada foi semelhante ao observado para o C-AF, C-AH e C-HUM, com a área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentando os maiores teores médios de C-SH (Figura 11B), sendo $14,96 \text{ g kg}^{-1}$ no período chuvoso e $10,08 \text{ g kg}^{-1}$ no período seco.

No entanto, a área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram teores de C-SH semelhantes (Figura 11B), com médias de 6,63 e $5,40 \text{ g kg}^{-1}$ no ERII e 4,43 e $3,46 \text{ g kg}^{-1}$ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Esse resultado pode estar relacionado à ausência de revolvimento do solo na ADSI e a baixa ocorrência de lixiviação nessa camada. Esses fatores podem ter favorecido a manutenção de formas mais recalcitrantes do COS na ADSI.

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentaram os menores teores de C-SH na camada de 5-10 cm (Figura 11B). Os teores médios de C-SH foram 4,14 e $3,60 \text{ g kg}^{-1}$ nos NARN-P e 3,76 e $3,06 \text{ g kg}^{-1}$ nos NARN-S nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Esses núcleos ainda se encontraram em estágios iniciais de desenvolvimento. Nesse período, os processos de deposição e incorporação de resíduos orgânicos ocorrem de forma mais intensa na superfície do solo. A incorporação de C-SH em camadas mais profundas depende do aumento da complexidade estrutural da vegetação e da intensificação do aporte de resíduos orgânicos ao solo (folhas, raízes finas e exsudatos radiculares) ao longo do tempo.

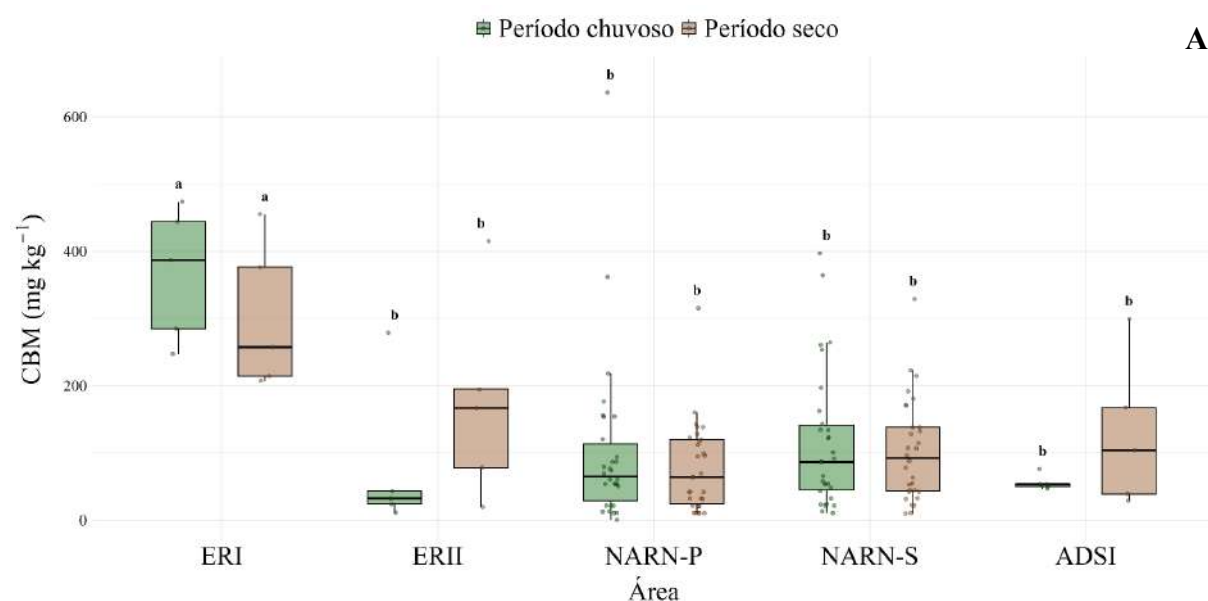
3.2 Indicadores de atividade biológica do solo

O carbono da biomassa microbiana (CBM) apresentou variação significativa entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm. O período sazonal (chuvoso e seco), assim como a interação entre área e período, não influenciaram nos teores de CBM (Tabela 3). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores médios de CBM (Figura 12A), com 367,46 mg kg⁻¹ no período chuvoso e 302,22 mg kg⁻¹ no período seco. As demais áreas (ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) apresentaram teores de CBM inferiores aos observados no ERI e semelhantes entre si na camada de 0-5 cm (Figura 12A). Os teores médios foram de 77,98 e 174,92 mg kg⁻¹ no ERII, 115,34 e 84,89 mg kg⁻¹ nos NARN-P, 125,98 e 114,48 mg kg⁻¹ nos NARN-S e 56,24 e 58,54 mg kg⁻¹ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Tabela 3. Análise de variância da atividade biológica do solo na camada de 0-5 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Fator	CBM	RBS	qCO ²	qMIC
A	13,86***	1,12 ^{ns}	3,13*	2,51*
P	0,22 ^{ns}	21,05***	9,52**	0,81 ^{ns}
A x P	1,45 ^{ns}	1,03 ^{ns}	2,62*	0,77 ^{ns}

A: área; P: período; CBM: carbono da biomassa microbiana; RBS: respiração basal do solo; Qco²: quociente metabólico; qMIC: quociente microbiano. Níveis de significância estatística (teste F): *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; ns: não significativo.



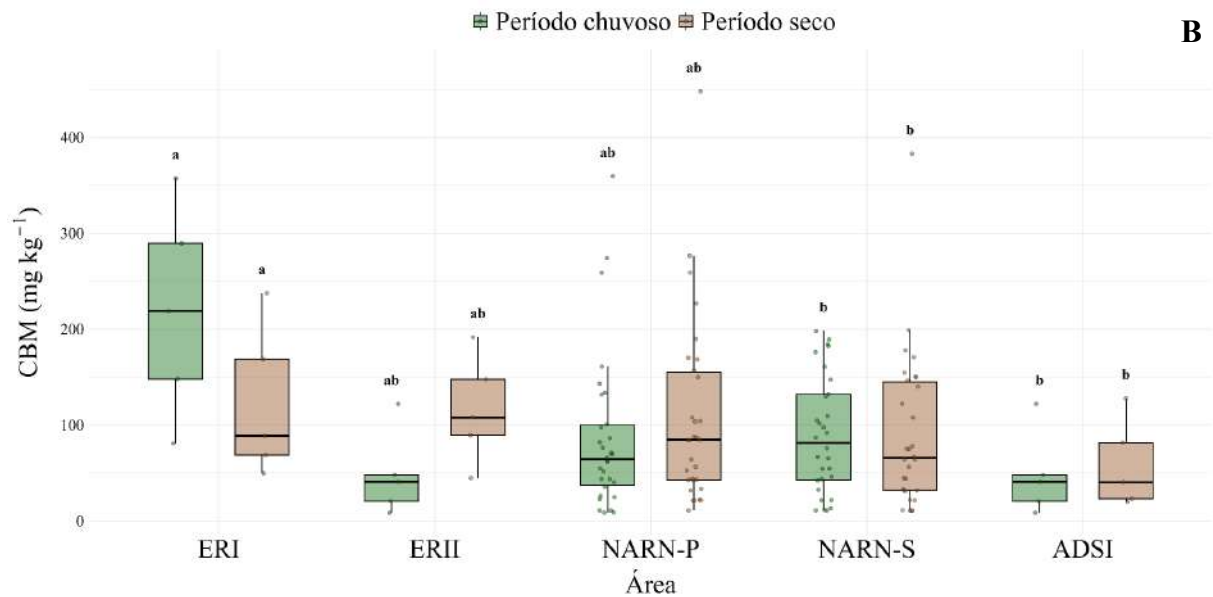


Figura 12. Carbono da biomassa microbiana nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Embora não tenha sido observada diferença estatística entre ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI, os teores médios de CBM nos NARN-P e NARN-S foram relativamente mais próximos aos do ERII do que aos da ADSI. Esse padrão pode estar associado ao incremento de matéria orgânica na superfície do solo e à melhoria das condições microambientais devido à introdução de espécies nativas da Caatinga. Portanto, embora os NARN-P e NARN-S ainda não se equiparem ao ERI, apresentam tendência de reativação funcional do ecossistema e melhoria da qualidade biológica do solo ao longo do tempo.

Esses resultados demonstram a importância da cobertura vegetal nativa e da contínua deposição de resíduos orgânicos sobre o solo para o acúmulo e a estabilidade do CBM. Medeiros *et al.* (2017) encontraram maiores teores de CBM em área de Caatinga em estágio tardio de regeneração, seguida pelas áreas intermediária e inicial, indicando acúmulo progressivo de CBM ao longo do processo de sucessão ecológica. Santos *et al.* (2018) relataram que os teores de CBM foram mais elevados em área de Caatinga preservada quando comparada a área de Caatinga com vegetação arbustiva secundária.

Em estudos conduzidos por Martins *et al.* (2019) e Silva *et al.* (2024), os teores de CBM foram mais elevados em áreas de Caatinga nativa e restaurada em comparação com a área degradada. Essas diferenças são atribuídas à maior complexidade estrutural e diversidade

florística nos estágios mais avançados da sucessão ecológica. Esses fatores influenciam diretamente na qualidade da serapilheira e na composição dos exsudatos radiculares, favorecendo a atividade biológica do solo (Medeiros *et al.*, 2017).

Na camada de 5-10 cm, o CBM também apresentou variação significativa entre as diferentes áreas. Assim como observado na camada de 0-5 cm, o período sazonal (chuvoso e seco) e a interação entre área e período não influenciaram significativamente o CBM (Tabela 4). Os teores de CBM foram semelhantes entre o ERI, o ERII e os NARN-P (Figura 12B), com médias de 218,90 e 122,68 mg kg⁻¹ no ERI, 47,98 e 116,24 mg kg⁻¹ no ERII e 92,83 e 107,08 mg kg⁻¹ no NARN-P, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Tabela 4. Análise de variância da atividade biológica do solo na camada de 5-10 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Fator	CBM	RBS	qCO ²	qMIC
A	3,50***	1,29 ^{ns}	6,28***	1,90 ^{ns}
P	0,55 ^{ns}	35,41***	15,77***	0,62 ^{ns}
A x P	2,17 ^{ns}	1,51 ^{ns}	9,61***	0,29 ^{ns}

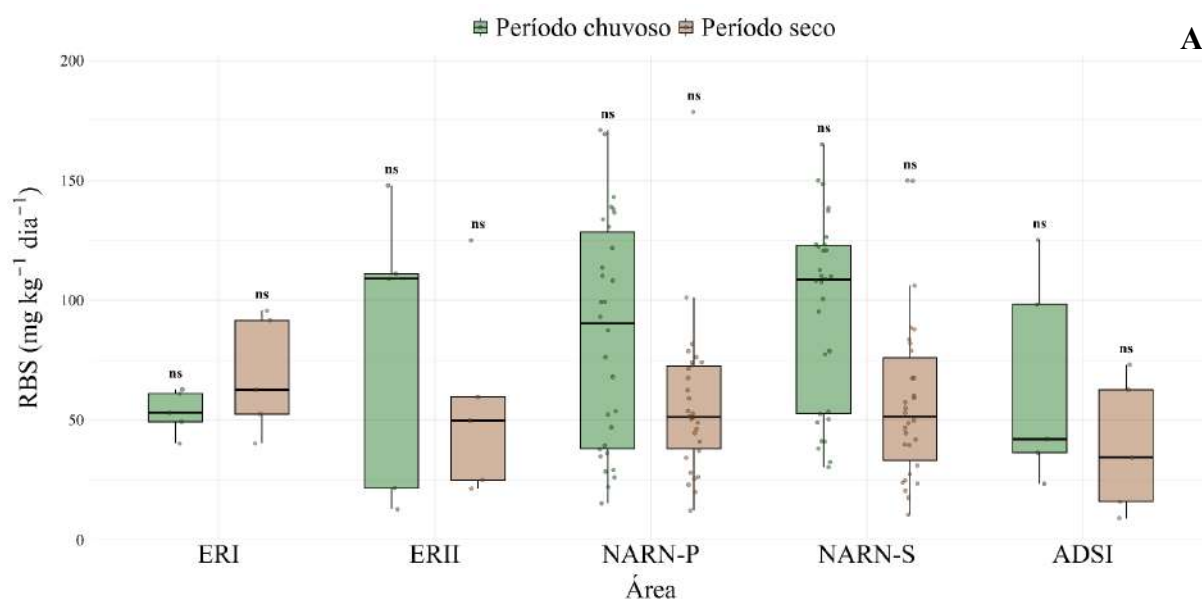
A: área; P: período; CBM: carbono da biomassa microbiana; RBS: respiração basal do solo; Qco²: quociente metabólico; qMIC: quociente microbiano. Níveis de significância estatística (teste F): *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; ns: não significativo.

Os resultados obtidos indicam que os NARN-P apresentam condições favoráveis para o acúmulo de CBM na camada de 5-10 cm em níveis semelhantes aos observados no ERI. As espécies implantadas nos NARN-P, pertencentes principalmente as famílias Euphorbiaceae e Fabaceae, influenciaram no aumento do aporte de matéria orgânica superficial e subterrânea. Além disso, a redução da incidência direta de radiação nessa profundidade contribui para maior estabilidade térmica e hídrica. Essas condições beneficiam o crescimento e a manutenção da biomassa microbiana. Dessa forma, os NARN-P demonstraram potencial para recuperar em curto prazo a atividade biológica do solo na camada de 5-10 cm.

Por outro lado, os NARN-S e a ADSI apresentaram teores de CBM semelhantes apenas aos observados no ERII e nos NARN-P (Figura 12B). Os teores médios de CBM foram de 100,63 e 98,26 mg kg⁻¹ nos NARN-S e 47,98 e 58,54 mg kg⁻¹ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Observa-se que os teores de CMB nos NARN-S foram relativamente mais próximos aos do ERII do que aos da ADSI. Esse comportamento indica possível tendência de acúmulo e estabilização da biomassa microbiana ao longo do tempo.

A respiração basal do solo (RBS) nas camadas de 0-5 e 5-10 cm apresentou diferença significativa apenas em função do período sazonal (chuvoso e seco) (Tabelas 3 e 4). Esses resultados indicam que a RBS foi mais sensível à disponibilidade hídrica do que às variações entre as áreas avaliadas. Em ecossistemas sob clima tropical semiárido, como a Caatinga, a RBS tende a ser favorecida pelas altas temperaturas ao longo do ano, mas frequentemente limitada pela baixa umidade do solo (Araújo *et al.*, 2018). Dessa forma, a umidade do solo e, indiretamente, a precipitação representam os principais fatores regulares da RBS na Caatinga (Lima *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2023a; Lima *et al.*, 2023b).

De modo geral, os valores de RBS foram mais elevados no período chuvoso em comparação ao período seco (Figuras 13A e 13B). Na camada de 0-5 cm, a média de RBS foi de 84,94 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no período chuvoso e 54,27 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no período seco. Em relação a camada de 5-10 cm, as médias foram de 76,01 e 46,29 mg kg⁻¹ dia⁻¹ nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.



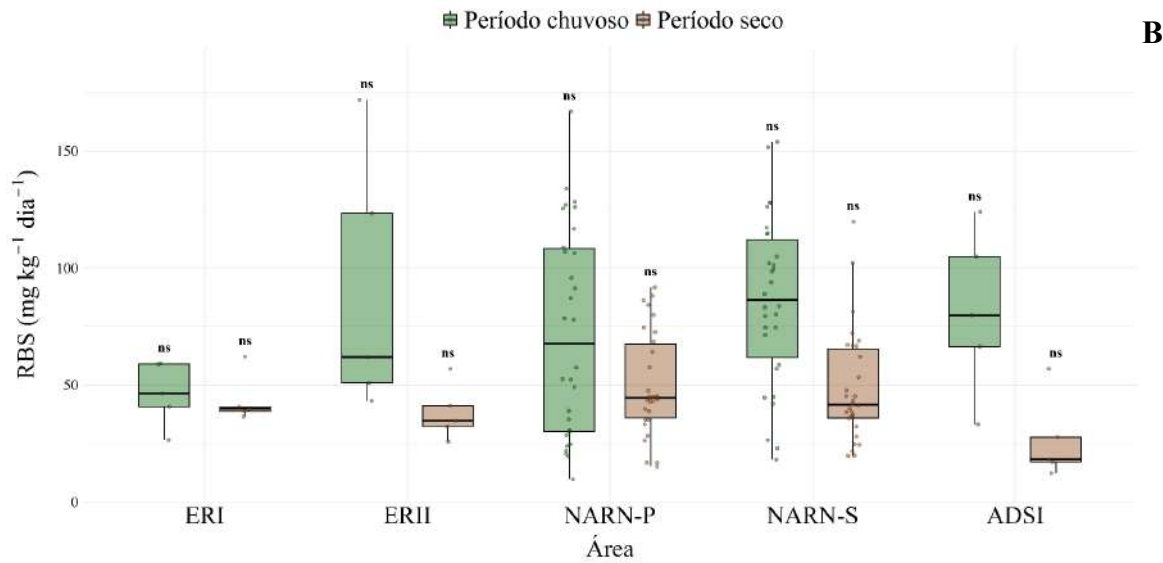


Figura 13. Respiração basal do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. A análise de variância indicou ausência de diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$).

Na área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI), a RBS apresentou baixa variabilidade entre os períodos sazonais nas camadas de 0-5 e 5-10 cm (Figuras 13A e 13B). Na camada de 0-5 cm, os valores médios foram de $53,28 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ no período chuvoso e $68,55 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ no período seco. Por outro lado, na camada de 5-10 cm, as médias foram de $90,25 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ no período chuvoso e $56,18 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ no período seco. Segundo Soares *et al.* (2023), os valores de RBS observados em áreas de vegetação nativa estão associados à presença de microrganismos envolvidos na decomposição dos resíduos vegetais acumulados na superfície do solo.

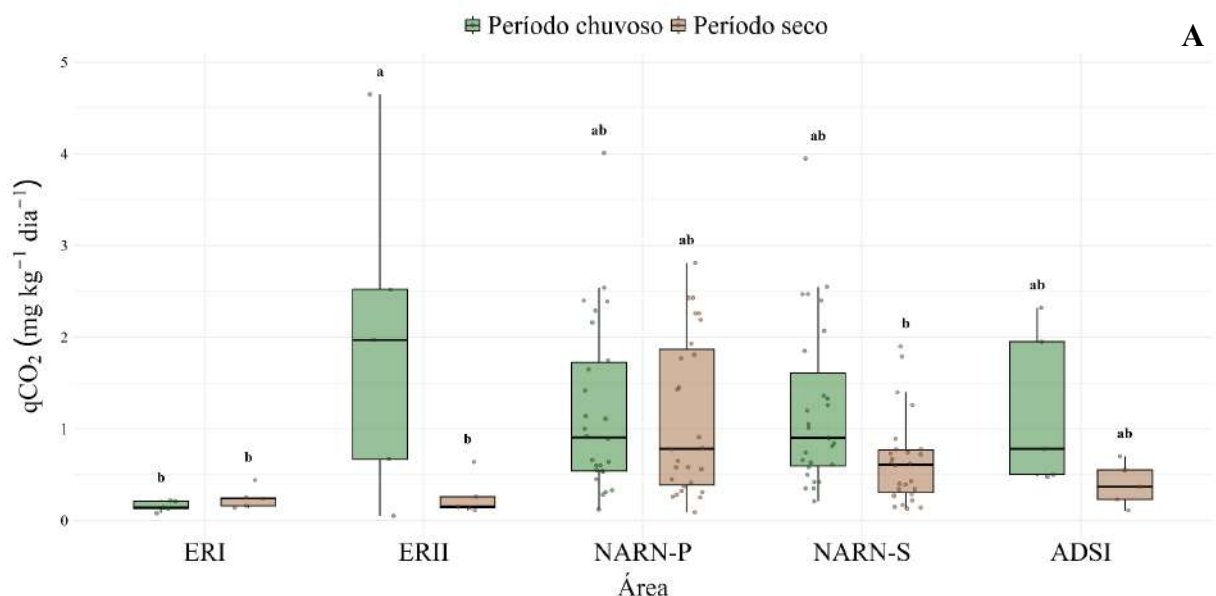
A baixa variação da RBS observada no ERI indica maior equilíbrio ecológico, característico de ecossistemas com maior cobertura vegetal, aporte contínuo de matéria orgânica e microclima estável. Além disso, o valor médio mais elevado observado na camada de 5-10 cm durante o período chuvoso pode estar associado à maior retenção de umidade nessa profundidade. Essa característica favorece a atividade microbiana mesmo quando há oscilações de umidade na superfície do solo. Os microrganismos presentes no solo apresentam considerável sensibilidade às variações de umidade (Tonucci *et al.*, 2023)

Nas demais áreas avaliadas — Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII), núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) — a RBS apresentou elevada variabilidade nas camadas de

0-5 e 5-10 cm durante o período chuvoso. No período seco, entretanto, observa-se redução dessa variabilidade, com valores mais uniformes de RBS entre as diferentes áreas (Figura 13A e 13B). Na camada de 0-5 cm, as médias de RBS nos períodos seco e chuvoso foram, respectivamente: 80,48 e 56,18 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no ERII; 82,47 e 56,80 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no NARN-P; 97,70 e 51,44 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no NARN-S; e 65,05 e 39,04 mg kg⁻¹ dia⁻¹ na ADSI. Para a camada de 5-10 cm, os valores médios foram de 90,25 e 38,20 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no ERII; 62,80 e 49,91 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no NARN-P; 84,58 e 47,95 mg kg⁻¹ dia⁻¹ no NARN-S; e 81,35 e 26,47 mg kg⁻¹ dia⁻¹ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

A elevada variabilidade intra-área observada no período chuvoso pode estar relacionada a diferenças na estrutura da vegetação e no aporte de matéria orgânica. Araújo *et al.* (2018) destacam que a RBS é uma característica intrínseca de cada solo e reflete o estado da atividade biológica em função das condições edáficas e ambientais específicas de cada sistema. Por outro lado, no período seco, a redução de umidade do solo atua como fator limitante comum à atividade biológica, resultando em valores mais homogêneos de RBS.

Foram observados efeitos significativos da interação entre a área e o período (chuvoso e seco) sobre o quociente metabólico (qCO₂) na camada de 0-5 cm (Tabela 3). A área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) apresentou o maior valor médio para o qCO₂ durante o período chuvoso (1,97 mg kg⁻¹ dia⁻¹), sendo superior ao observado nessa mesma área no período seco (0,26 g kg⁻¹), assim como aos da área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) nos períodos chuvoso (0,16 mg kg⁻¹ dia⁻¹) e seco (0,25 mg kg⁻¹ dia⁻¹) (Figura 14A). Essa foi a única área que apresentou diferença significativa para o qCO₂ entre os períodos sazonais na camada de 0-5 cm.



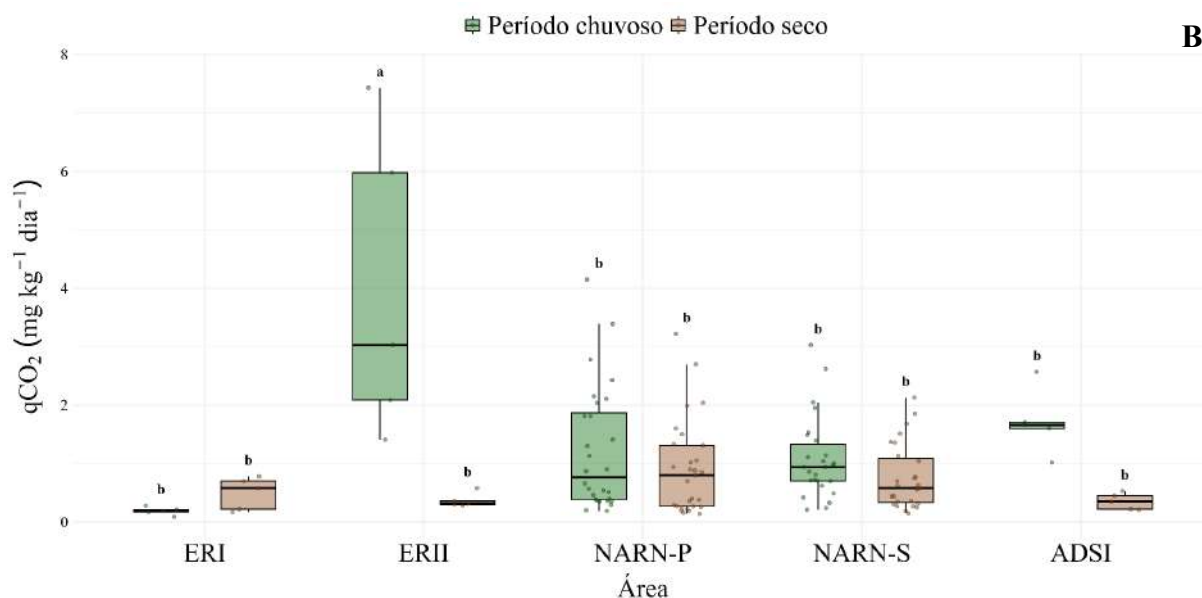


Figura 14. Quociente metabólico nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas para a interação área x período ($p < 0,05$; teste de Tukey).

De modo geral, os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) apresentaram valores médios do qCO_2 similares aos observados no ERI e ERII (Figura 14A). Os valores médios do qCO_2 na camada de 0-5 cm foram de 1,20 e 1,13 $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ nos NARN-P; 1,22 e 0,64 $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ nos NARN-S e 1,21 e 0,39 $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Na camada de 5-10 cm, também foram observados efeitos significativos da interação entre a área e o período (chuvoso e seco) sobre o qCO_2 (Tabela 4). A área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) também apresentou o maior valor médio para o qCO_2 durante o período chuvoso (3,99 $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$), sendo superior ao observado no período seco (0,37 $mg\ kg^{-1}$) e nas demais áreas avaliadas (Figura 14B). Assim como na camada de 0-5 cm, o ERII foi a única área que apresentou diferença significativa entre os períodos sazonais na camada de 5-10 cm. Silva *et al.* (2023a) destacam que a sazonalidade influencia na relação qCO_2 devido ao aumento da atividade microbiana durante o período chuvoso.

A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI), os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) não apresentaram diferença significativa na camada de 5-10 cm. Os valores médios do qCO_2 foram de 0,19 e 0,49 $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ no ERI; 1,21 e 0,89 $mg\ kg^{-1}\ dia^{-1}$ nos NARN-P; 1,08 e

0,76 mg kg⁻¹ dia⁻¹ nos NARN-S e 1,71 e 0,35 mg kg⁻¹ dia⁻¹ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

De modo geral, os valores mais elevados do qCO₂ indicam maior liberação de CO₂ durante a mineralização da matéria orgânica. Além disso, estão associados a menor eficiência do CBM devido a condições de estresse que promovem perdas de CO₂ por unidade microbiana (Silva *et al.*, 2023a). Esse padrão pode explicar o elevado qCO₂ observado durante o período chuvoso, especialmente no ERII, que apresentou baixos teores de CBM e elevada RBS nesse período.

Em contrapartida, os valores mais baixos do qCO₂ sugerem maior eficiência no uso dos recursos do ecossistema pela microbiota, com menor gasto energético e maior incorporação de C nos tecidos microbianos, o que resulta em menor emissão de CO₂ para a atmosfera (Macedo *et al.*, 2023). No ERI, os baixos valores de qCO₂ indicam ausência de estresse metabólico e a RBS está provavelmente associada à respiração de raízes e à liberação de exsudatos pelas plantas (Santos *et al.*, 2022).

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) não apresentam padrão consistente de comportamento em relação ao qCO₂. Isso indica que interferências antrópicas severas causam mudanças significativas na atividade metabólica dos microrganismos do solo. No entanto, os resultados obtidos indicam tendência de recuperação do equilíbrio ecológico à medida que a comunidade vegetal adquire maior complexidade estrutural e os processos de deposição de resíduos orgânicos na superfície do solo são intensificados.

O quociente microbiano (qMIC) apresentou variação significativa entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm. O período sazonal (chuvoso e seco) e a interação entre a área e o período não apresentaram efeitos significativos (Tabela 3). Por outro lado, na camada de 5-10 cm, não foram observados efeitos significativos da área, do período ou da interação entre ambos os fatores (Tabela 4). Apesar da ANOVA indicar diferenças significativas entre as áreas na camada de 0-5 cm, o teste pós-hoc não identificou diferenças estatísticas entre os pares de áreas. As variações observadas podem estar associadas à alta variabilidade intra-grupo, especialmente nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) (Figura 15A e 15B). Esses resultados indicam que as áreas compartilham características semelhantes no que diz respeito à relação entre o CBM e o COT.

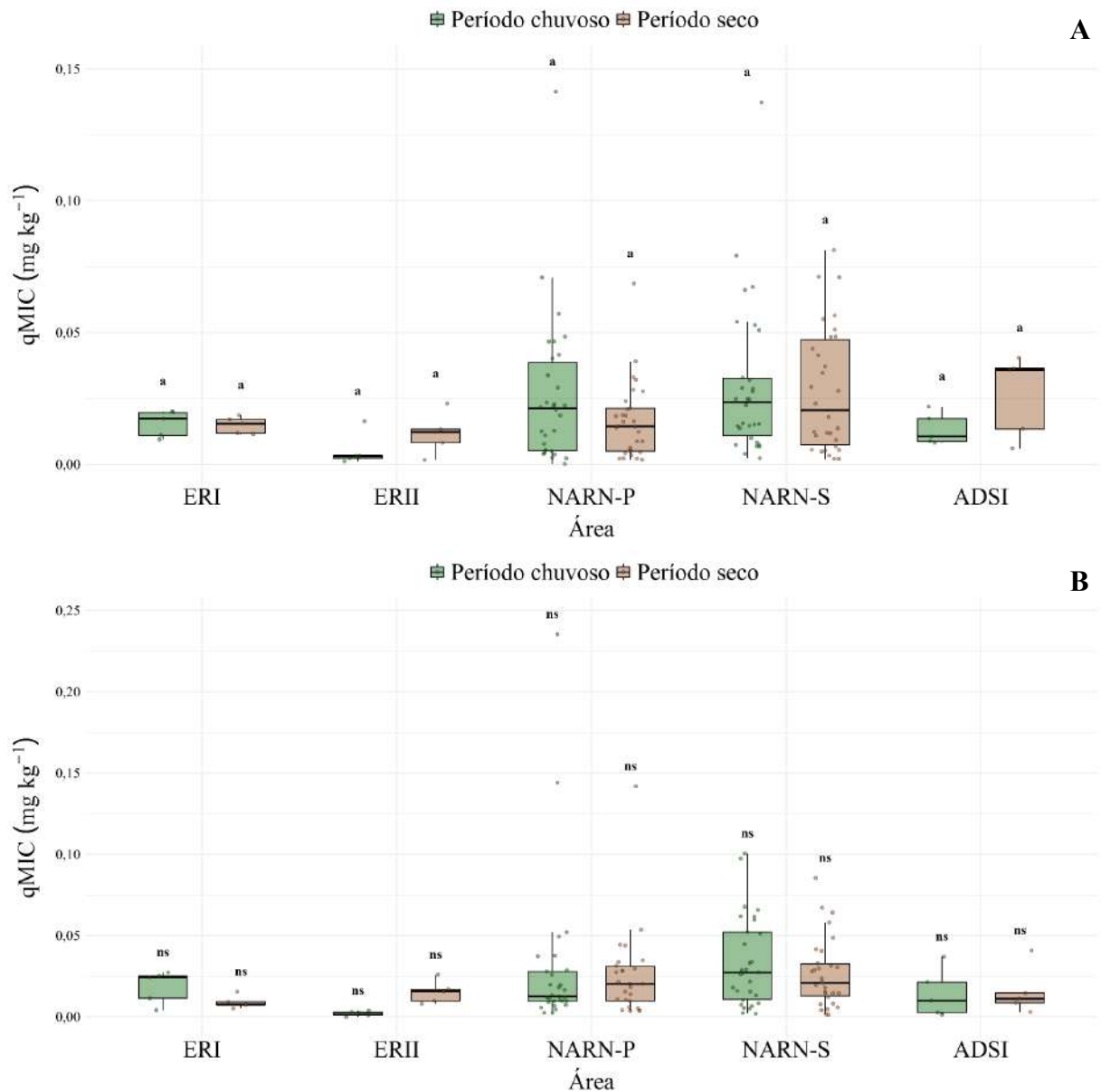


Figura 15. Quociente microbiano nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas iguais indicam ausência de diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey) (A). A análise de variância indicou ausência de diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$) (B).

De modo geral, o qMIC apresentou menor variação e valores mais baixos nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração nas camadas de 0-5 e 5-10 cm. Por outro lado, embora os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) também apresentem valores geralmente mais baixos, observa-se ampla variação

nos dados (Figura 15A e 15B). Essa variabilidade pode estar relacionada ao conteúdo e à qualidade dos insumos de C presentes no solo (Lima *et al.*, 2023b).

3.3 Análise multivariada aplicada aos indicadores de qualidade do solo

A análise de agrupamento hierárquico baseada nos teores de C e nos indicadores de atividade biológica do solo na camada de 0-5 cm durante o período seco indica distinção entre as áreas de Caatinga e aquelas sob intervenção ou em condição degradada. As áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração compartilham características que as diferenciam das áreas em restauração ou degradadas (Figura 16A).

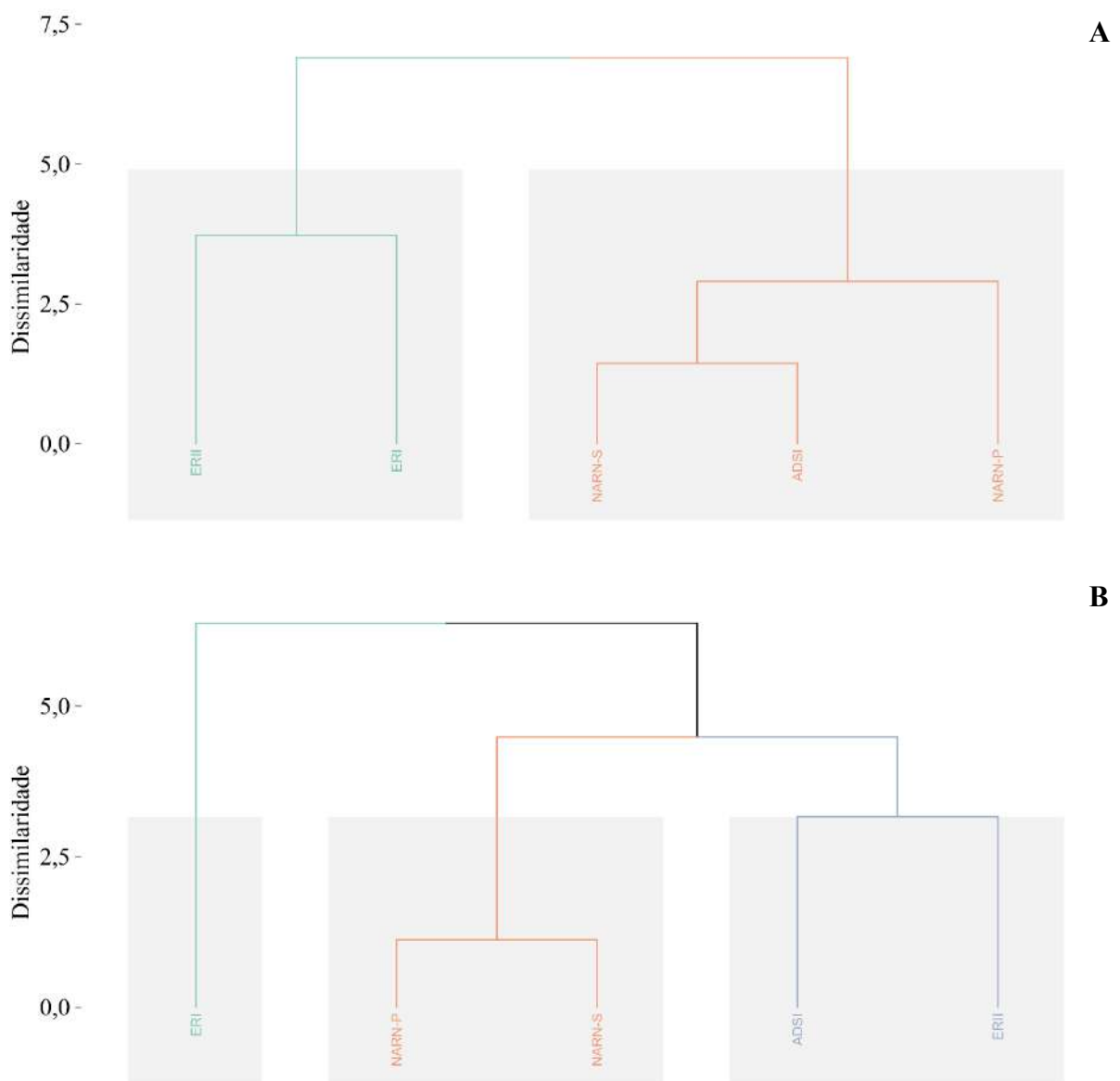


Figura 16. Dendrograma de similaridade entre ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período seco.

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) formaram grupo distinto (Figura 16A). Observa-se que os NARN-S apresentaram maior proximidade à ADSI do que aos NARN-P, indicando que a restauração baseada exclusivamente em espécies secundárias pode não promover mudanças significativas na qualidade do solo em curto prazo. Em contrapartida, a maior distância entre os NARN-P e a ADSI indica que a introdução de espécies pioneiras contribui para acelerar a recuperação do C e da atividade biológica na camada de 0-5 cm. Esses resultados reforçam a importância da composição das espécies utilizadas em ações de restauração para a melhoria da qualidade do solo.

Na camada de 5-10 cm, observa-se que a área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) se diferencia das demais áreas avaliadas. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) formaram grupo próprio. Isso indica que independentemente do grupo funcional as intervenções compartilham características semelhantes na camada de 5-10 cm. Por outro lado, a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) e a área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) formaram grupo distinto dos demais (Figura 16B).

Na ACP realizada para a camada de 0-5 cm durante o período seco os dois primeiros componentes explicaram 72,54% da variância total (Tabela 5). O CP1 explicou 53,61% da variância e foi fortemente influenciado pelos teores de COT, C-HUM, C-AF e C-SH. Esse eixo representa principalmente a qualidade e o acúmulo de C no solo. O CP2 explicou 18,93% da variação e esteve mais associado aos indicadores de atividade biológica do solo, apresentando correlação positiva com o qMIC e CBM e negativa com o qCO₂.

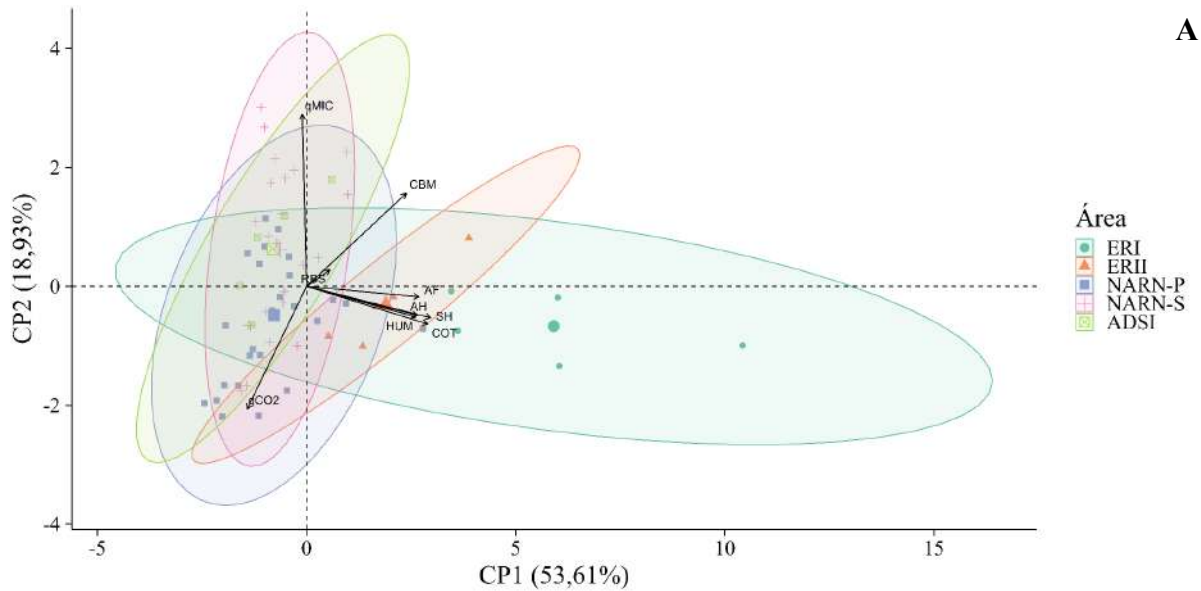
A projeção das áreas no plano formado pelos dois primeiros componentes principais da ACP, correspondente ao período seco na camada de 0-5 cm, demonstra diferenciação entre as áreas de estudo (Figura 17A). O CP1 separa nitidamente as áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) regeneração (ERI), as quais estão positivamente associadas aos teores de COT, C-HUM, C-AF, C-AH e C-SH. Por outro lado, as demais áreas (NARN-P, NARN-S e ADSI) apresentam menor correlação com as variáveis relacionadas à qualidade e ao C de carbono no solo.

Observa-se ainda que as elipses correspondentes a essas áreas se concentram próximas ao vetor do qCO₂. Essa variável apresenta correlação negativa com CBM e qMIC, sugerindo que no período seco os microrganismos demandam mais energia para manter sua atividade

metabólica e crescimento, o que indica menor eficiência no uso do C assimilado. Esse padrão aponta para condições de estresse ambiental e desequilíbrio ecológico.

Tabela 5. Coeficientes de correlação, autovalores, variância explicada e acumulada dos dois primeiros eixos da ACP para as camadas de 0-5 cm e 5-10 cm do solo no período seco.

Variáveis	CP1	CP2	CP1	CP2
	0 - 5 cm		5 - 10 cm	
C-AF	0,39	-0,04	0,42	0,11
C-AH	0,39	-0,12	0,41	-0,13
CBM	0,35	0,39	0,12	0,61
C-HUM	0,39	-0,13	0,43	0,06
COT	0,43	-0,16	0,45	0,01
C-SH	0,44	-0,13	0,47	-0,02
qCO2	-0,21	-0,51	-0,16	-0,46
qMIC	-0,01	0,71	-0,10	0,56
RBS	0,08	0,07	0,01	0,27
Autovalores	4,83	1,70	4,25	2,03
Variância (%)	53,61	18,93	47,26	22,59
Variância acumulada (%)	53,61	72,54	47,26	69,85



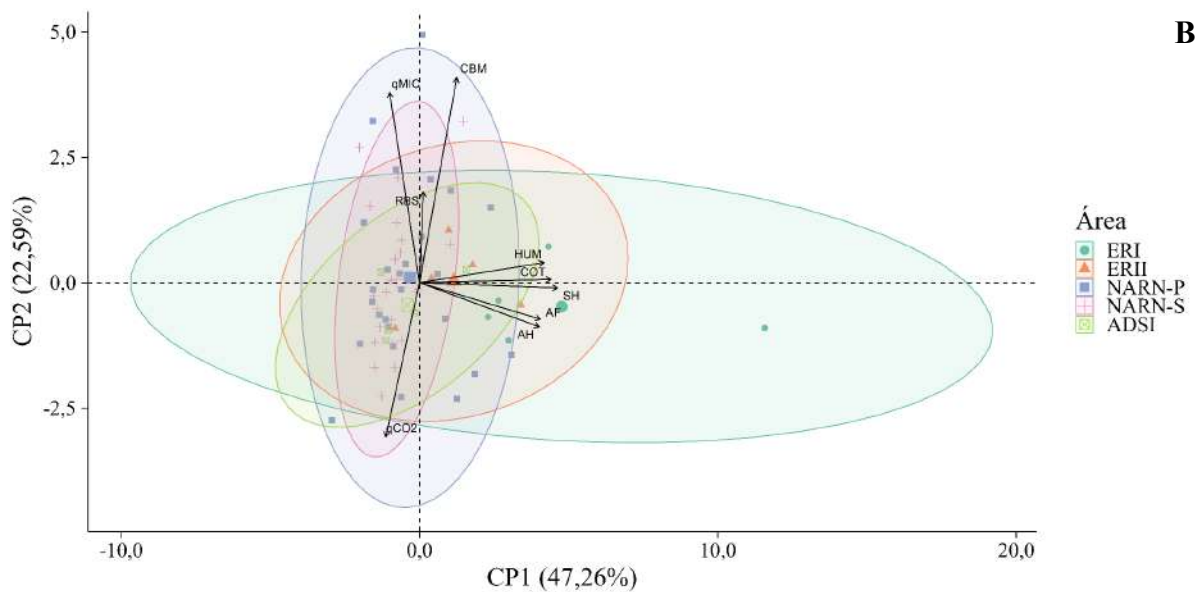


Figura 17. Biplot da ACP representando a distribuição das áreas (ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período seco.

Na camada de 5-10 cm a ACP explicou 69,85% da variação total dos dados durante o período seco (Tabela 5). A variância explicada pelo CP1 foi de 47,26%, sendo esse eixo também fortemente influenciado pelos teores de C-SH, COT, C-AF, A-AH e C-HUM. O CP2 explicou 22,59% da variância e esteve associado aos indicadores de atividade biológica do solo, apresentando correlação positiva com o qMIC e CBM e negativa com o qCO₂.

A projeção das áreas no plano formado pelos dois primeiros componentes principais da ACP revela padrões semelhantes aos observados na camada de 0-5 cm. No entanto, são observadas algumas distinções relevantes na camada de 5-10 cm (Figura 17B). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) permanece se destacando em relação à qualidade e acúmulo de C com o aumento da profundidade.

Por outro lado, a área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) apresenta maior aproximação dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da área degradada sem qualquer intervenção (ADSI). Esse padrão demonstra menor associação do ERII com as variáveis relacionadas ao C do solo na camada de 5-10 cm. Além disso, assim como observado na camada de 0-5 cm, NARN-P e NARN-S apresentam correlação positiva com qMIC, CBM e RBS e correlação negativa com qCO₂. A sobreposição entre NARN-S, NARN-P e ADSI indica similaridade entre essas áreas em termos de acúmulo de C e indicadores de atividade biológica do solo.

A análise de agrupamento hierárquico realizada para o período chuvoso apresenta padrão semelhante nas camadas de 0-5 (Figura 18A) e 5-10 cm (Figura 18B). Em ambas as camadas a área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) se diferencia das demais áreas avaliadas. A área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) apresenta comportamento intermediário, com maior aproximação dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da área degradada sem qualquer intervenção (ADSI). NARN-P, NARN-S e ADSI apresentam similaridade em relação aos indicadores de qualidade do solo. Isso indica que mesmo durante o período chuvoso os efeitos das intervenções ainda não resultaram em diferenciação significativa em relação à área degradada.

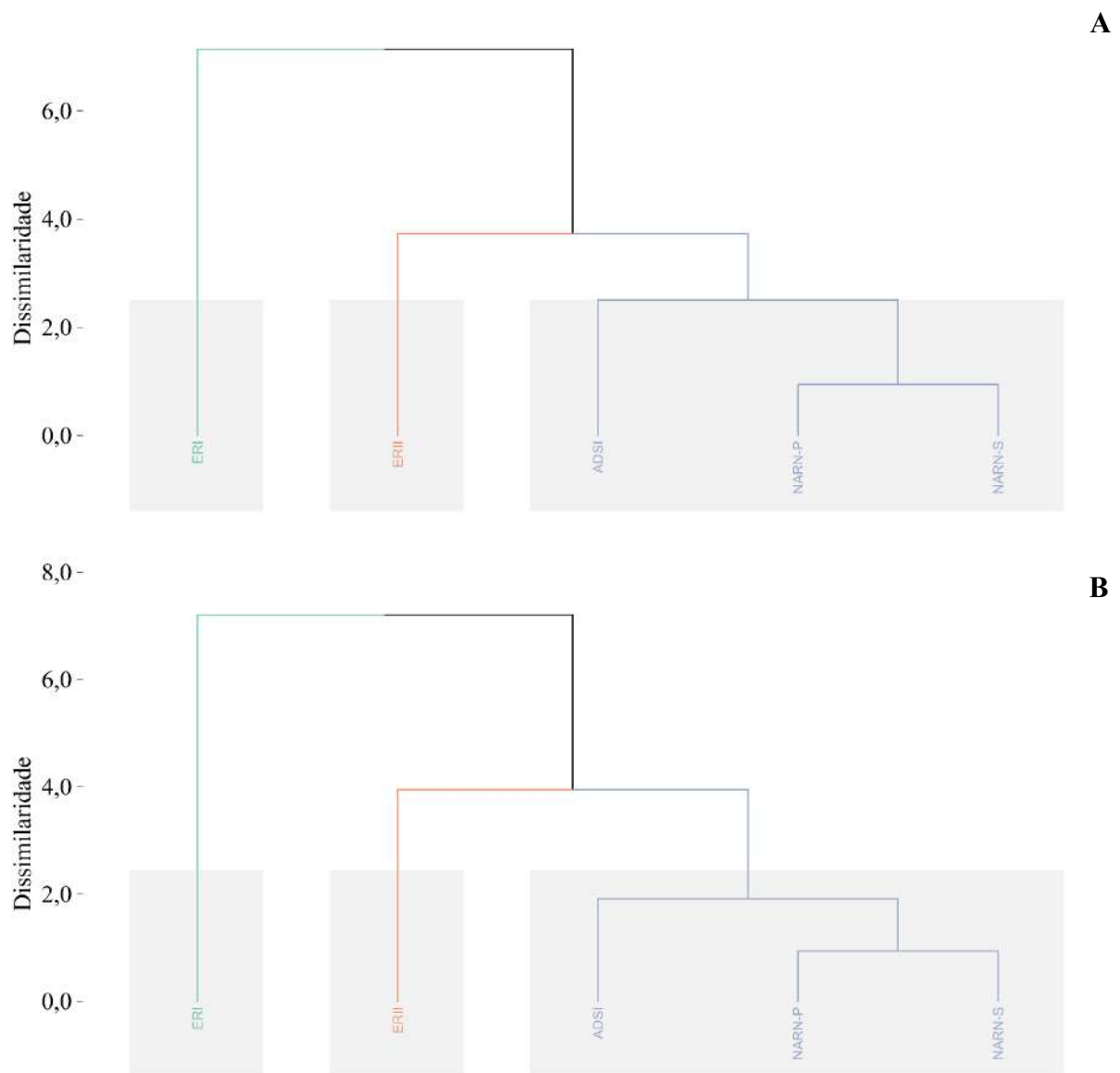


Figura 18. Dendrograma de similaridade entre ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período chuvoso.

Na ACP realizada para camada de 0-5 cm durante o período chuvoso os dois primeiros componentes explicaram 71,06% da variância total dos dados (Tabela 6). O CP1 explicou 52,80% da variância e foi fortemente influenciado pelos teores de C-SH, COT, C-AF, C-AH e C-HUM. Esse eixo representa principalmente a qualidade e o acúmulo de C no solo. O CP2 explicou 18,16% da variância e esteve mais associado aos indicadores de atividade biológica do solo, apresentando correlação negativa com o qMIC e CBM e positiva com o qCO₂. Esse padrão de distribuição das variáveis se assemelha ao observado no período seco na camada de 0-5 cm.

Tabela 6. Coeficientes de correlação, autovalores, variância explicada e acumulada dos dois primeiros eixos da ACP para as camadas de 0-5 cm e 5-10 cm do solo no período chuvoso.

Variáveis	CP1	CP2	CP1	CP2
	0 - 5 cm		5 - 10 cm	
C-AF	0,41	0,11	0,41	0,09
C-AH	0,40	0,07	0,39	0,00
CBM	0,24	-0,57	0,15	0,61
C-HUM	0,43	0,02	0,45	-0,09
COT	0,45	0,05	0,46	-0,03
C-SH	0,45	0,05	0,47	-0,05
qCO ₂	-0,12	0,52	-0,04	-0,50
qMIC	-0,09	-0,59	-0,11	0,59
RBS	-0,08	-0,18	-0,06	0,10
Autovalores	4,76	1,63	4,40	1,99
Variância (%)	52,90	18,16	48,92	22,14
Variância acumulada (%)	52,90	71,06	48,92	71,06

A projeção das áreas no plano formado pelos dois primeiros componentes principais da ACP apresenta padrões semelhantes aos observados para o período seco na camada de 0-5 cm (Figura 19A). O CP1 separa nitidamente as áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERI) regeneração (ERI). As demais áreas (NARN-P, NARN-S e ADSI) apresentam menor associação com as variáveis relacionadas à qualidade e ao acúmulo de C no solo.

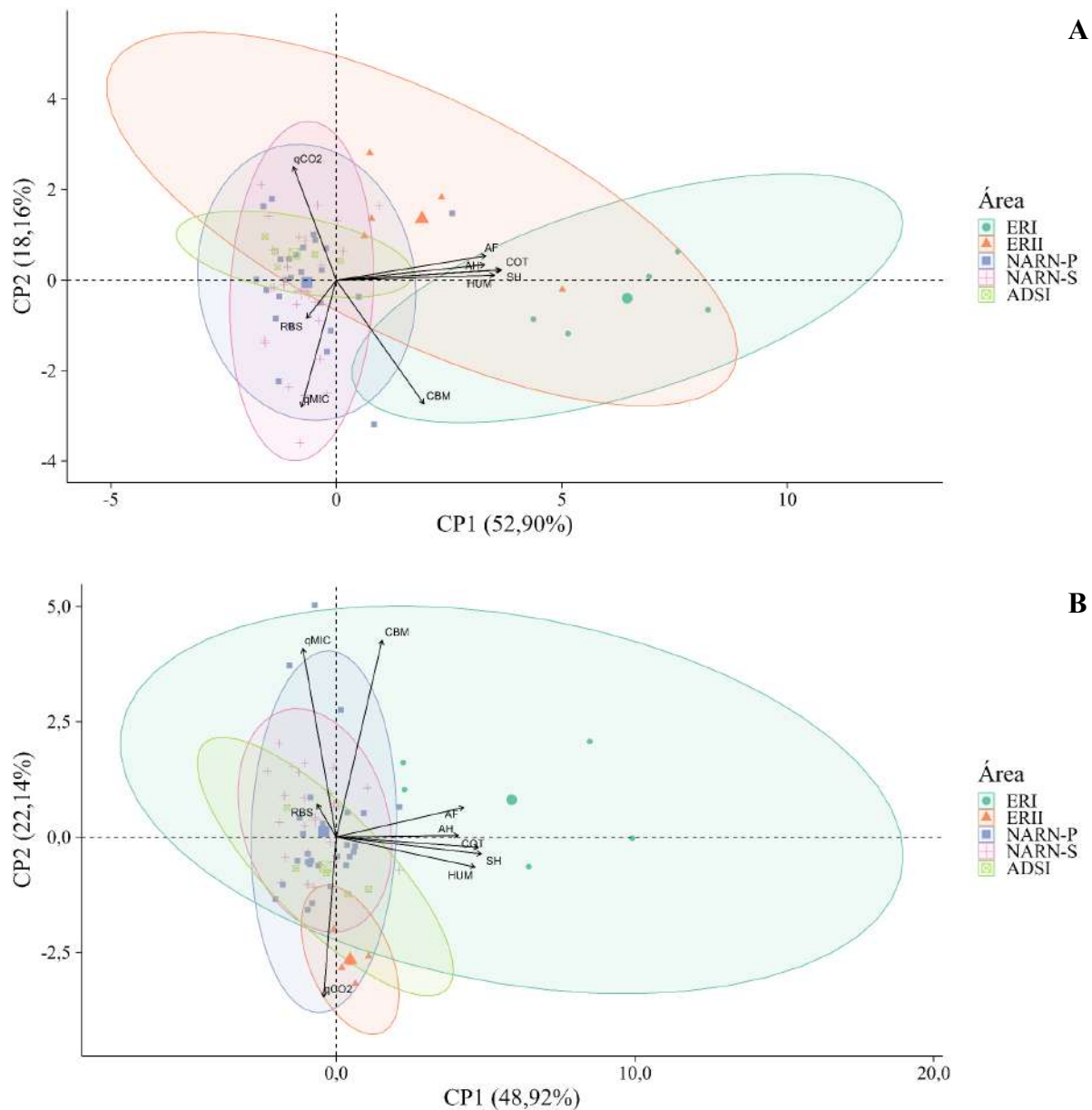


Figura 19. Biplot da ACP representando a distribuição das áreas (ERI, ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) com base nos teores de carbono e nos indicadores de atividade biológica do solo nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm no período chuvoso.

No entanto, observa-se que a elipse da ADSI está concentrada próxima ao vetor do qCO_2 . Essa variável apresenta correlação negativa com CBM e $qMIC$. Desse modo, apesar da intensificação da atividade biológica no período chuvoso nessa área, os microrganismos continuam demandando mais energia para manter sua atividade metabólica e crescimento. Isso reflete baixa eficiência no uso dos recursos do ecossistema, indicando condições de estresse ambiental e desequilíbrio ecológico no solo da área degradada.

Por outro lado, os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S), estão posicionados mais ao centro do plano formado pelos dois componentes principais da ACP.

Esse comportamento indica que o período chuvoso influenciou positivamente na dinâmica do C e da atividade biológica do solo nessas áreas. Os resultados sugerem resposta favorável das ações de restauração no período do ano com temperatura mais amena e maior disponibilidade hídrica no solo. Destaca-se a importância de continuidade no monitoramento para verificar tendências de melhoria da qualidade do solo ao longo do tempo.

Na camada de 5-10 cm a ACP também explicou 71,06% da variação total dos dados durante o período chuvoso (Tabela 6). A variância explicada pelo CP1 foi de 52,90%, sendo esse eixo também fortemente influenciado pelos teores de C-SH, COT, C-AF, C-AH e C-HUM. O CP2 explicou 22,14% da variância e esteve associado aos indicadores de atividade biológica do solo, apresentando correlação positiva com o $qMIC$ e CBM e negativa com o qCO_2 .

A projeção das áreas no plano formado pela ACP revela distinções relevantes na camada de 5-10 cm em relação à camada de 0-5 cm durante o período chuvoso (Figura 19B). A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) permanece se destacando pelo maior acúmulo e qualidade do C com o aumento da profundidade.

Por outro lado, a elipse da área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII) se posiciona próxima ao vetor do qCO_2 . Esse comportamento indica maior demanda energética dos microrganismos para a manutenção das suas atividades metabólicas. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a área degradada sem qualquer intervenção (ADSI) estão concentrados na porção central. A sobreposição parcial entre as elipses indica similaridade entre as áreas e baixa diferenciação em relação à área degradada na camada de 5-10 cm durante o período chuvoso.

3.4 Estoques de carbono orgânico total e das frações húmicas

Os estoques de COT nas camadas de 0-5 e 5-10 cm apresentaram variação significativa apenas em função do fator área (Tabelas 7 e 8). Na camada de 0-5 cm, o ERI apresentou os maiores estoques médios de COT (Figura 20A), com $18,30 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $14,98 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Por outro lado, os estoques de COT observados no ERII foram inferiores aos do ERI e superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da ADSI, com médias de $9,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $9,31 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco.

Tabela 7. Análise de variância dos estoques de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 0-5 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

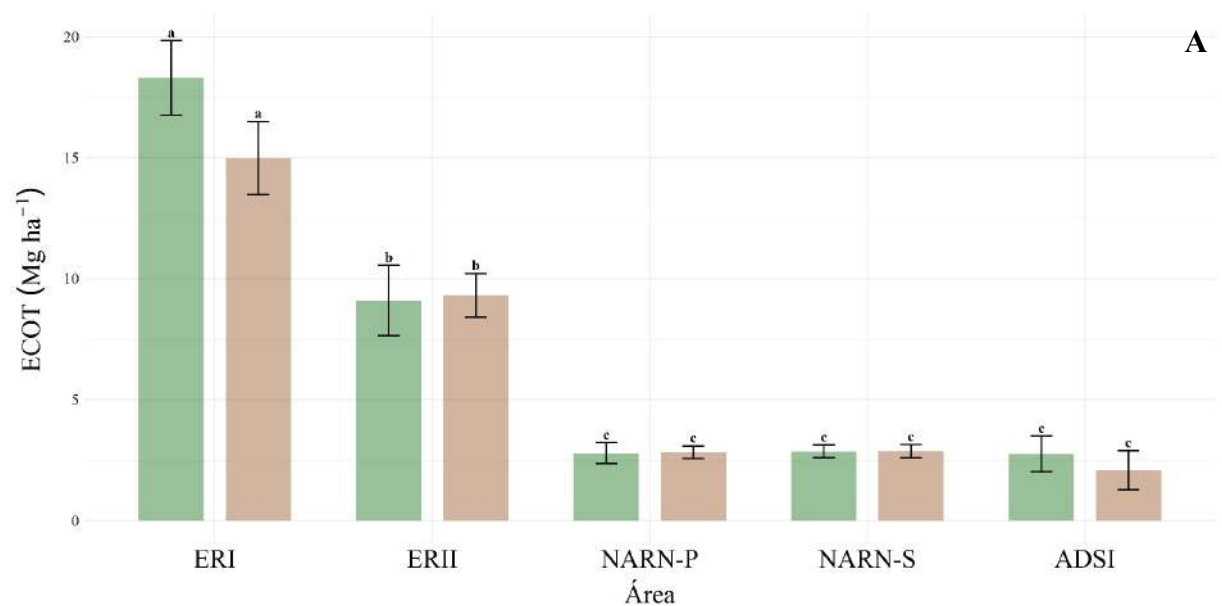
Fator	COT	C-AF	C-AH	C-HUM	C-SH
A	137,82***	52,28***	65,76***	61,85***	103,30***
P	0,58 ^{ns}	2,27 ^{ns}	0,40 ^{ns}	0,004 ^{ns}	0,33 ^{ns}
A x P	1,80 ^{ns}	1,46 ^{ns}	0,87 ^{ns}	1,66 ^{ns}	1,74 ^{ns}

A: área; P: período; COT: carbono orgânico total; C-AF: carbono da fração ácidos fúlvicos; C-AH: carbono da fração ácidos húmicos; C-HUM: carbono da fração humina; C-SH: carbono das substâncias húmicas. Níveis de significância estatística (teste F): *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns: não significativo.

Tabela 8. Análise de variância dos estoques de carbono orgânico total e das frações húmicas na camada de 5-10 cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração e nos núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) e secundárias (NARN-S), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil.

Fator	COT	C-AF	C-AH	C-HUM	C-SH
A	46,96***	11,28***	32,45***	30,56***	42,01***
P	0,14 ^{ns}	0,43 ^{ns}	0,38 ^{ns}	4,38*	5,93*
A x P	1,24 ^{ns}	1,51 ^{ns}	0,57 ^{ns}	3,24*	2,21 ^{ns}

A: área; P: período; COT: carbono orgânico total; C-AF: carbono da fração ácidos fúlvicos; C-AH: carbono da fração ácidos húmicos; C-HUM: carbono da fração humina; C-SH: carbono das substâncias húmicas. Níveis de significância estatística (teste F): *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns: não significativo.



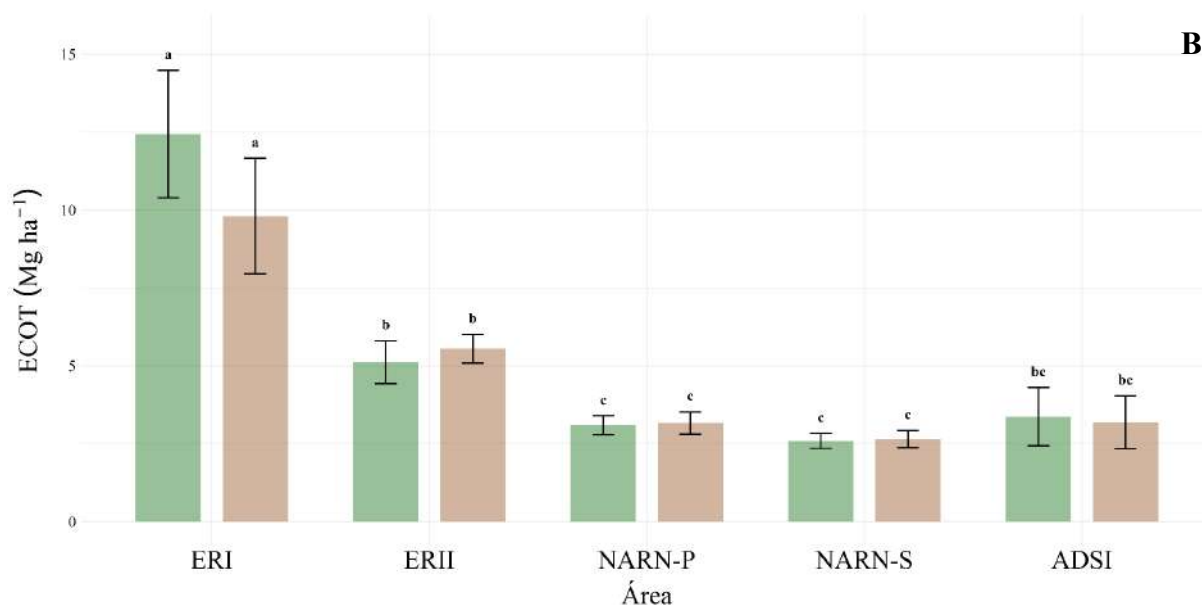


Figura 20. Estoques de carbono orgânico total nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a ADSI apresentaram estoques semelhantes de COT na camada de 0-5 cm (Figura 20A). Os estoques médios foram de 2,79 e 2,83 Mg ha^{-1} nos NARN-P, 2,86 e 2,87 Mg ha^{-1} nos NARN-S e 2,77 e 2,09 Mg ha^{-1} na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Esses resultados indicam que em curto prazo os núcleos de aceleração da regeneração ainda não promovem mudanças significativas nos estoques de COT.

Na camada de 5-10 cm, o ERI também apresentou os maiores estoques médios de COT (Figura 20B), com 12,45 Mg ha^{-1} no período chuvoso e 9,81 Mg ha^{-1} no período seco. No entanto, o ERII e a ADSI apresentaram estoques semelhantes de COT (Figura 20B), com médias de 5,12 e 5,55 Mg ha^{-1} no ERII e 3,37 e 3,19 Mg ha^{-1} na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. A ausência de diferença entre os estoques de COT da ADSI e do ERII pode estar relacionada ao não revolvimento do solo na ADSI e à presença de frações residuais de C mais estáveis e menos susceptíveis à ação microbiana.

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) foram os que apresentaram os menores estoques de COT na camada de 5-10 cm (Figura 20B). Os estoques médios de COT foram de 3,10 Mg ha^{-1} no período chuvoso e 3,17 Mg ha^{-1} no período seco nos NARN-P e de 2,60 Mg ha^{-1} no período chuvoso e 2,65 Mg ha^{-1} no período seco nos NARN-S.

Esses resultados indicam que em curto prazo os NARN-P e NARN-S ainda não promovem mudanças significativas nos estoques de COS.

O aumento e a manutenção dos estoques de COS dependem do equilíbrio dinâmico entre os processos de adição (fotossíntese, desenvolvimento do sistema radicular e deposição de resíduos orgânicos) e os processos de perdas (mineralização, respiração, erosão e lixiviação) (Souza *et al.*, 2022; Maciel *et al.*, 2024). A matéria orgânica do solo representa a principal reserva primária de C e permanece em equilíbrio dinâmico com leves flutuações ao longo do tempo em áreas de Caatinga preservada (Gava *et al.*, 2021; Santana *et al.*, 2022). Esse equilíbrio favorece o acúmulo de C e contribui para a melhoria da qualidade química, física e biológica do solo (Araújo Filho *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2019a; Santos *et al.*, 2021; Freitas *et al.*, 2022).

Na camada de 0-10 cm, os estoques médios de COT foram de 30,75 e 27,79 Mg ha⁻¹ no ERI; 14,22 e 14,86 Mg ha⁻¹ no ERII; 5,89 e 5,99 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 5,46 e 5,52 nos NARN-S Mg ha⁻¹ e 6,13 e 5,28 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Santos *et al.* (2022) relatam que os estoques de COT na camada superficial do solo no semiárido pernambucano foram de 39,80 Mg ha⁻¹ na Caatinga preservada, 20,60 Mg ha⁻¹ na Caatinga aberta e 4,50 Mg ha⁻¹ na Caatinga degradada.

Medeiros *et al.* (2017) também encontraram maiores teores de COT em áreas de Caatinga em estágios de regeneração tardio e intermediário, as quais apresentavam maior densidade e diversidade de espécies arbóreas. Os autores destacam que a área em estágio de regeneração inicial apresentou aumento de apenas 20% no COT após 15 anos, indicando que a recuperação do C no solo na Caatinga é um processo de longo prazo.

Althoff *et al.* (2018) avaliaram estoques de COT na camada de 0-20 cm em áreas de Caatinga preservada e em processo de regeneração, encontrando valores de 31,85 Mg ha⁻¹ e 23,10 Mg ha⁻¹, respectivamente. Os autores observaram que mesmo após 20 anos de regeneração as florestas secundárias da Caatinga ainda apresentavam cerca de 30% menos C no solo em relação às áreas de Caatinga preservada.

Araújo Filho *et al.* (2018), ao analisarem os estoques de COT na camada de 0-20 cm em áreas de Caatinga preservada (45, 21 Mg ha⁻¹) e em processo de regeneração durante 50 (42,5 Mg ha⁻¹), 25 (40 Mg ha⁻¹), 12 (37 Mg ha⁻¹), 9 (34 Mg ha⁻¹), 6 (31 Mg ha⁻¹) e 0,5 (27,57 Mg ha⁻¹) anos, observaram aumento gradual dos estoques de C do solo ao longo do processo de sucessão ecológica. Os autores destacam que após 20 anos foram recuperados cerca de 32% dos estoques de C, sendo necessário intervalo médio de cerca de 65 anos para a recuperação completa.

Os estoques de C-AF nas camadas de 0-5 e 5-10 cm também variaram significativamente apenas em função do fator área (Tabelas 7 e 8). Os estoques de C associados à fração ácidos fúlvicos (C-AF) seguiram o mesmo padrão observado para o COT (Figura 21). Na camada de 0-5 cm, os maiores estoques médios de C-AF foram observados no ERI (Figura 21A), com 2,07 Mg ha⁻¹ no período chuvoso e 1,53 Mg ha⁻¹ no período seco. Os estoques de C-AF mais elevados no ERI estão relacionados à deposição contínua de matéria orgânica fresca na superfície do solo.

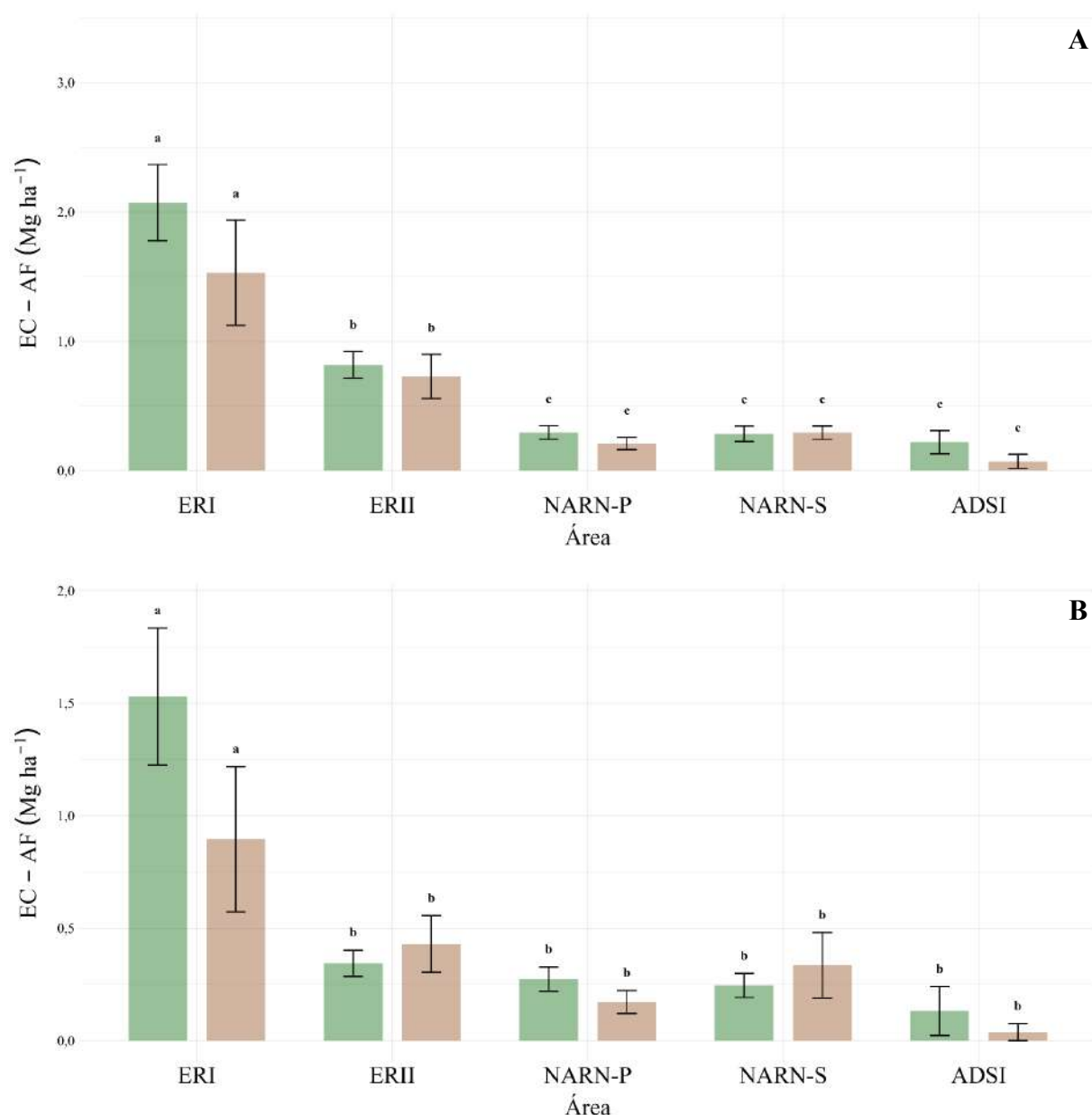


Figura 21. Estoques de carbono na fração ácidos fúlvicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó,

Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os estoques de C-AF observados no ERII foram inferiores aos do ERI, porém superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da ADSI (Figura 23A), com médias de $0,82 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $0,73 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Os NARN-P, NARN-S e a ADSI apresentaram estoques semelhantes de C-AF na camada de 0-5 cm (Figura 21A), com valores médios de $0,30$ e $0,21 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos NARN-P; $0,28$ e $0,29 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos NARN-S e $0,22$ e $0,07 \text{ Mg ha}^{-1}$ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Esses resultados demonstram o impacto da remoção da cobertura vegetal nativa da Caatinga nos estoques de C-AF. Além disso, observa-se tendência de aumento dos estoques de C dessa fração nos NARN-P e NARN-S à medida que se intensifica a deposição de matéria orgânica fresca nessas áreas.

Na camada de 5-10 cm, o ERI também apresentou os maiores estoques médios de C-AF (Figura 23B), com $1,53 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $0,90 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Esse resultado demonstra que a complexidade estrutural da comunidade vegetal influencia diretamente no acúmulo e na estabilidade do C-AF com o aumento da profundidade. As demais áreas (ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) apresentaram estoques semelhantes de C-AF na camada de 5-10 cm (Figura 21B), com médias de $0,34$ e $0,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ERII; $0,27$ e $0,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos NARN-P; $0,25$ e $0,34 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos NARN-S e $0,13$ e $0,04 \text{ Mg ha}^{-1}$ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Considerando a camada integrada de 0-10 cm, os estoques médios de C-AF foram de $3,60$ e $2,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ERI; $1,16 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ERII (em ambos os períodos); $0,57$ e $0,38 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos NARN-P; $0,53$ e $0,63 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos NARN-S e $0,35$ e $0,11 \text{ Mg ha}^{-1}$ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Os estoques de C-AF relativamente mais elevados nos NARN-P e NARN-S, em comparação à ADSI, indicam que os núcleos de aceleração natural estão favorecendo a entrada de resíduos orgânicos frescos e contribuindo para o acúmulo de C-AF. Observa-se que mesmo em curto prazo os núcleos de aceleração da regeneração natural demonstram potencial para promover o aumento gradual dos estoques de C-AF ao longo do tempo.

Os estoques de C-AH também apresentaram variação significativa entre as áreas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm (Tabelas 7 e 8), seguindo o padrão observado para o COT e o C-AF. Na camada de 0-5 cm, o ERI apresentou os maiores estoques médios de C-AH (Figura 22A), sendo de $3,02 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $3,21 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Por outro lado, os

estoques de C-AH do ERII foram inferiores aos do ERI, porém superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e da ADSI (Figura 22A), com médias de $1,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $0,78 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Esses resultados reforçam a importância da cobertura vegetal nativa para o acúmulo de frações mais estáveis COS na Caatinga.

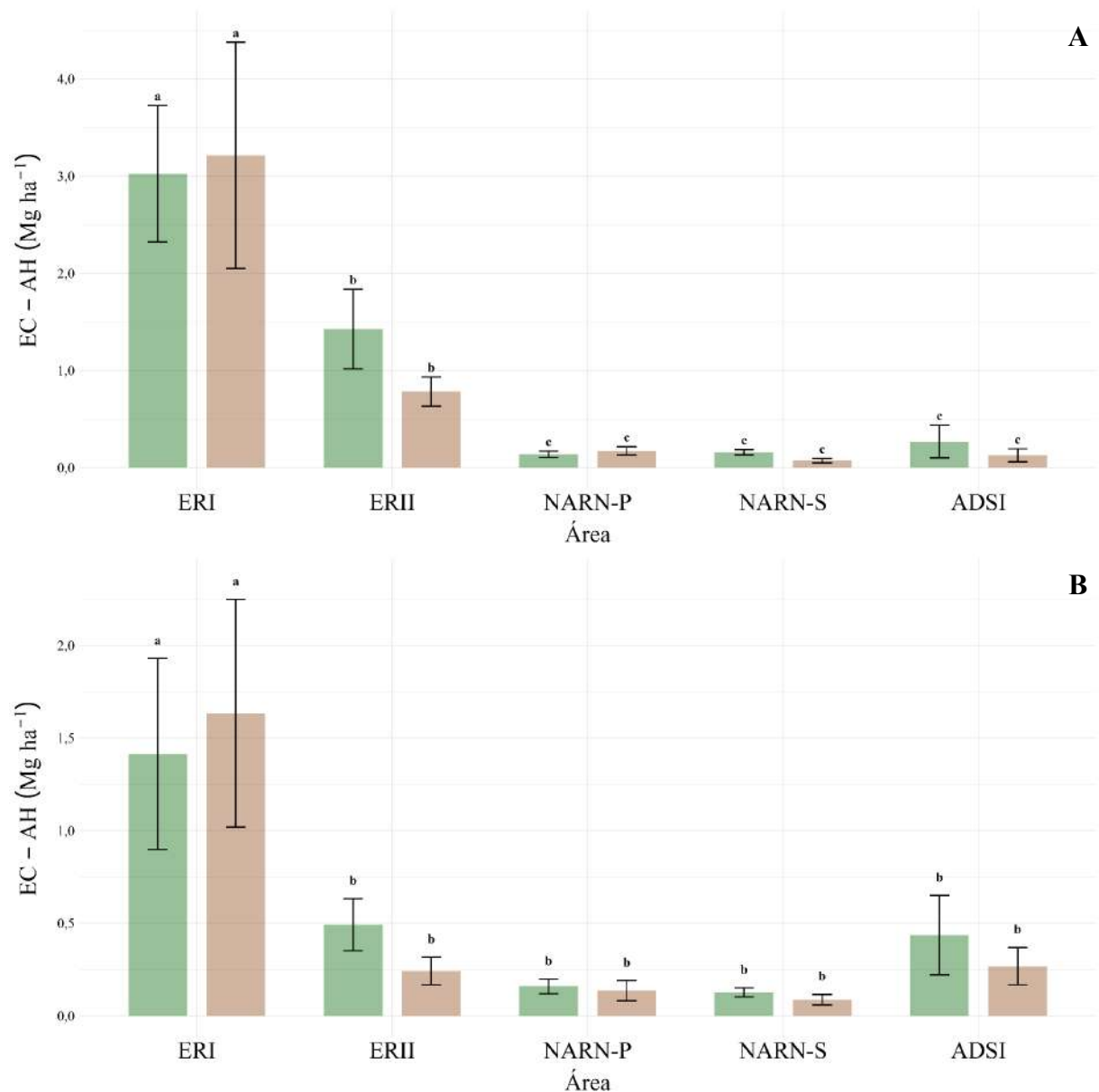


Figura 22. Estoques de carbono na fração ácidos húmicos nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os NARN-P, NARN-S e a ADSI apresentaram estoques semelhantes de C-AH na camada de 0-5 cm (Figura 22A), com valores médios de 0,14 e 0,17 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 0,16 e 0,07 Mg ha⁻¹ nos NARN-S e 0,27 e 0,12 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. A ausência de diferença significativa indica que em curto prazo a nucleação ainda não favorece o acúmulo de C-AH na camada de 0-5 cm.

O ERI também apresentou os maiores estoques médios de C-AH na camada de 5-10 cm (Figura 22B), com 1,41 Mg ha⁻¹ no período chuvoso e 1,63 Mg ha⁻¹ no período seco. As demais áreas (ERII, NARN-P, NARN-S e ADSI) apresentaram estoques semelhantes de C-AH (Figura 22B), com médias de 0,49 e 0,24 Mg ha⁻¹ no ERII; 0,16 e 0,14 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 0,13 e 0,09 Mg ha⁻¹ nos NARN-S e 0,44 e 0,27 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

Na camada de 0-10 cm, os estoques médios de C-AH foram de 4,44 e 4,85 Mg ha⁻¹ no ERI; 1,92 e 1,02 Mg ha⁻¹ no ERII; 0,30 e 0,31 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 0,28 e 0,16 nos NARN-S Mg ha⁻¹ e 0,71 e 0,39 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Esses resultados demonstram que as intervenções antrópicas também provocam reduções significativas nos estoques de frações mais estáveis do COS. A recuperação dos estoques de C-AH na camada superficial do solo tende a acompanhar o aumento da complexidade estrutural da cobertura vegetal nativa.

Os estoques de C-HUM apresentaram diferença significativa apenas entre as áreas na camada de 0-5 cm (Tabela 7). Para a camada de 5-10 cm foram observados efeitos significativos da interação entre a área e o período (chuvoso e seco) (Tabela 8). Na camada de 0-5 cm, assim como observado para C-AF e C-AH, os estoques de C-HUM foram mais elevados no ERI (Figura 23A), com médias de 12,24 Mg ha⁻¹ e 9,98 Mg ha⁻¹ nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. O ERII apresentou estoques inferiores aos observados no ERI, mas superiores aos dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e a ADSI (Figura 23A). Os estoques médios de C-HUM no ERII foram de 7,40 Mg ha⁻¹ no período chuvoso e 5,90 Mg ha⁻¹ no período seco.

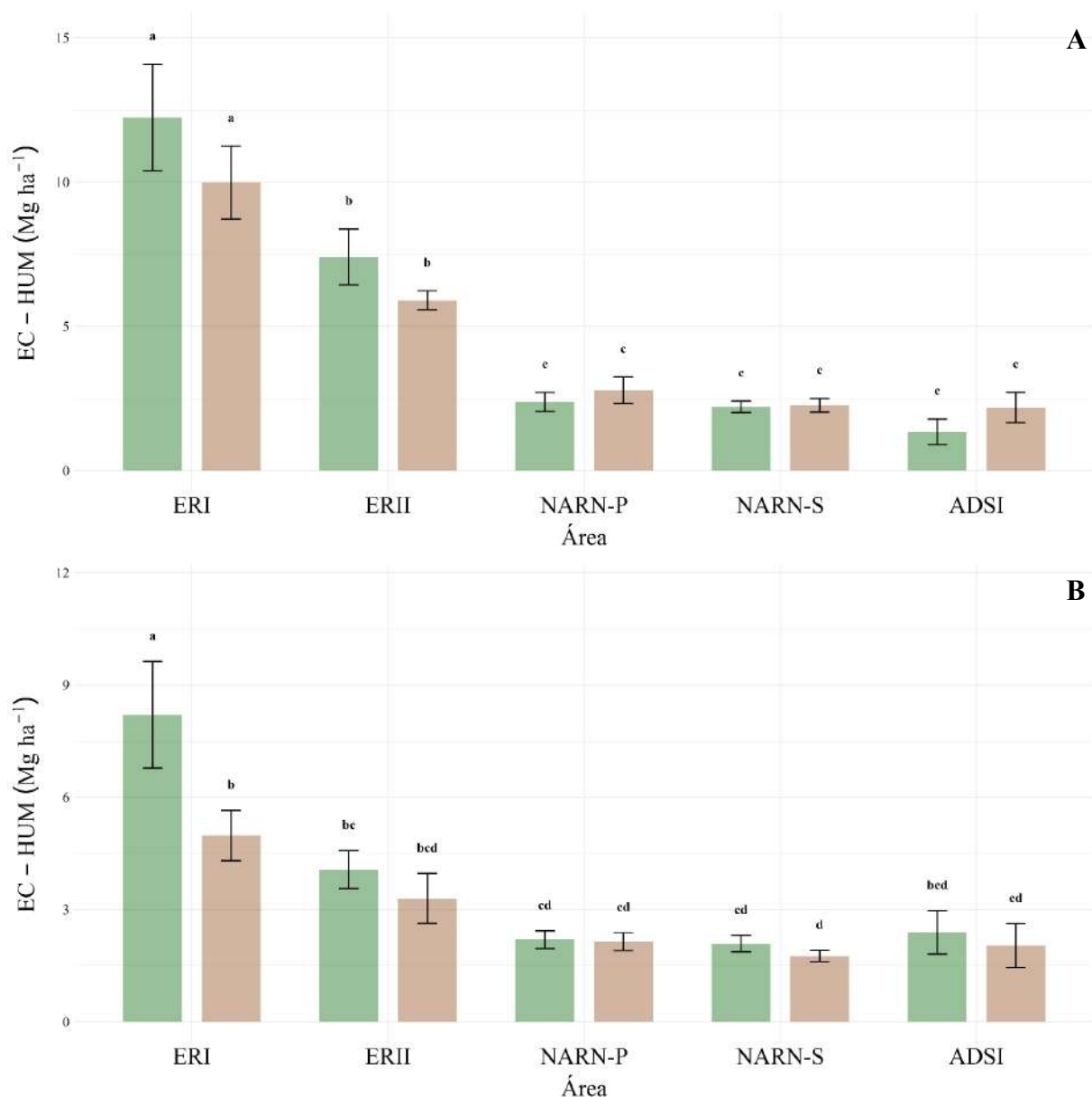


Figura 23. Estoques de carbono na fração humina nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

Os NARN-P, NARN-S e a ADSI apresentaram estoques semelhantes de C-HUM na camada de 0-5 cm (Figura 23A), com valores médios de 2,38 e 2,79 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 2,21 e 2,26 Mg ha⁻¹ nos NARN-S e 1,34 e 2,18 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. Esses resultados indicam que a curto prazo os núcleos de aceleração da regeneração natural ainda não promovem aumento expressivo nos estoques de C-HUM em relação à área degradada. A recuperação de frações húmicas mais recalcitrantes, como a humina,

tende a ocorrer apenas em médio e longo prazo, acompanhando o avanço da sucessão ecológica e o aumento da produção de biomassa cima do solo.

Na camada de 5-10 cm, o ERI apresentou o maior estoque médio de C-HUM no período chuvoso (8,21 Mg ha⁻¹) (Figura 23B), sendo superior ao observado no período seco (4,98 Mg ha⁻¹) e nas demais áreas avaliadas. Essa foi a única área que apresentou diferença significativa nos estoques de C-HUM entre os períodos sazonais. No período seco, os estoques médios de C-HUM do ERI foram semelhantes aos do ERII nos períodos chuvoso (4,07 Mg ha⁻¹) e seco (3,30 Mg ha⁻¹), assim como aos da ADSI no período chuvoso (2,39 Mg ha⁻¹) (Figura 23B). Esses resultados indicam que mesmo em áreas com vegetação mais estruturada o C-HUM apresenta sensibilidade às variações sazonais.

Em relação aos núcleos de aceleração da regeneração natural, os NARN-P em ambos os períodos e os NARN-S durante o período chuvoso apresentaram estoques médios de C-HUM semelhantes aos do ERII nos períodos seco e chuvoso. Por outro lado, os NARN-S no período seco apresentaram estoques de C-HUM semelhantes aos do ERII apenas nesse mesmo período. De forma geral, os estoques médios de C-HUM nos NARN-P (chuvoso: 2,20 Mg ha⁻¹; seco: 2,14 Mg ha⁻¹), NARN-S (chuvoso: 2,09 Mg ha⁻¹; seco: 1,76 Mg ha⁻¹) e na ADSI (chuvoso: 2,39 Mg ha⁻¹; seco: 2,04 Mg ha⁻¹) foram semelhantes entre si, independentemente do período avaliado (Figura 22B).

Os estoques de C das frações húmicas do solo seguiram o padrão C-HUM > C-AH > C-AF nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediários (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na área degradada sem qualquer intervenção (ADSI), em ambas as camadas do solo (0-5 e 5-10 cm). O padrão de maior acúmulo da humina em relação às demais frações é comumente observado em solos sob vegetação nativa ou em regeneração, devido à maior estabilidade dessa fração no solo (Araújo Filho *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2019a; Santos *et al.*, 2019b; Freitas *et al.*, 2022; Pessoa *et al.*, 2022; Rezende *et al.*, 2022)

Considerando a camada integrada de 0-10 cm, os estoques médios de C-HUM foram de 20,45 e 14,97 Mg ha⁻¹ no ERI; 11,47 e 9,20 Mg ha⁻¹ no ERII; 4,58 e 4,93 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 4,30 e 4,02 nos NARN-S Mg ha⁻¹ e 3,74 e 4,22 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Esses resultados demonstram a importância da cobertura vegetal nativa para o armazenamento de frações mais estáveis do COS.

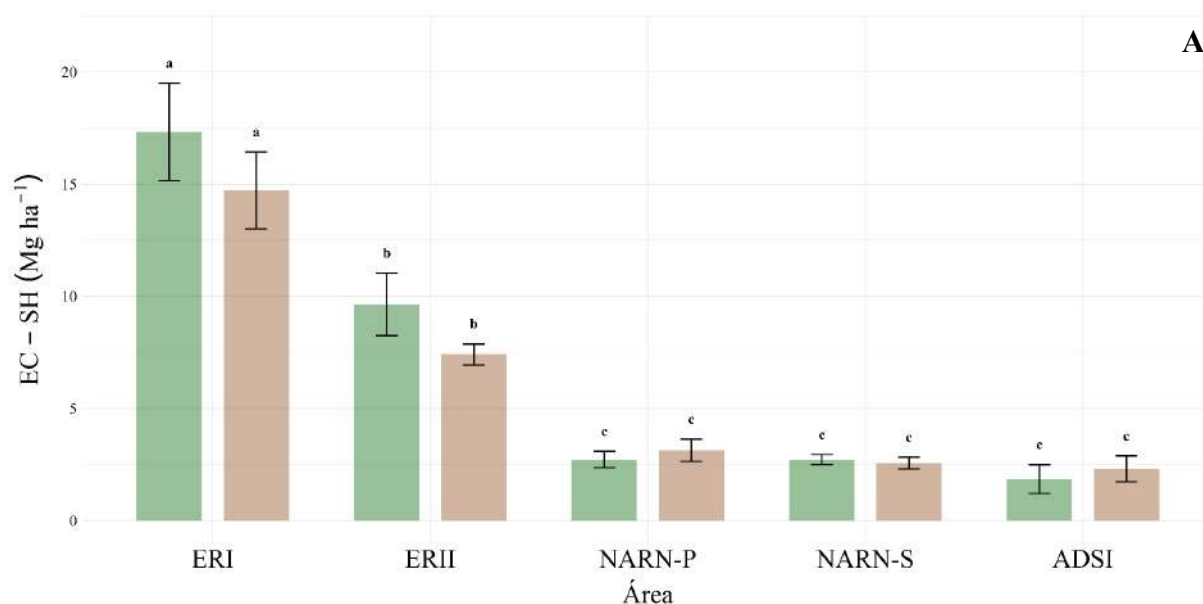
Nesse sentido, Araújo Filho *et al.* (2018) realizaram análise ampla dos estoques de C das frações húmicas em áreas de Caatinga em diferentes estágios de regeneração. O estudo

abrangeu espectro temporal que variou de 0,5 a 50 anos. Os autores observaram que os estoques de C das frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina foram mais elevados nas áreas mais antigas e aumentaram com o avanço da sucessão ecológica. Isso reforça a relação positiva entre o tempo de regeneração e a acumulação dessas frações no solo.

De maneira complementar, Santos *et al.* (2019a) analisaram os estoques de C das frações húmicas em diferentes contextos, incluindo áreas de sucessão florestal com *A. falcata*, sucessão florestal com *T. alba* e regeneração secundária arbustiva com mais de 20 anos. As áreas de sucessão florestal com *A. falcata* apresentaram estoques mais elevados de ácidos fúlvicos e húmicos, enquanto a fração humina predominou na área de sucessão florestal com *T. alba*.

Os estudos conduzidos por Araújo Filho *et al.* (2018) e Santos *et al.* (2019a) destacam que o tempo de regeneração e a composição florística influenciam diretamente na dinâmica do acúmulo de C das diferentes frações húmicas. Essas descobertas sugerem a existência de processos complexos para a acumulação de C no solo durante o processo de restauração, mediados por fatores como espécies vegetais dominantes, estágios sucessionais e características edafoclimáticas.

Os estoques de C-SH variaram significativamente entre as diferentes áreas na camada de 0-5 cm (Tabela 7). Na camada de 5-10 cm, foram observadas diferenças significativas entre as áreas e entre os períodos sazonais (chuvoso ou seco) (Tabela 8). O ERI apresentou os maiores estoques médios de C-SH (Figura 24A), com 17,33 Mg ha⁻¹ no período chuvoso e 14,73 Mg ha⁻¹ no período seco.



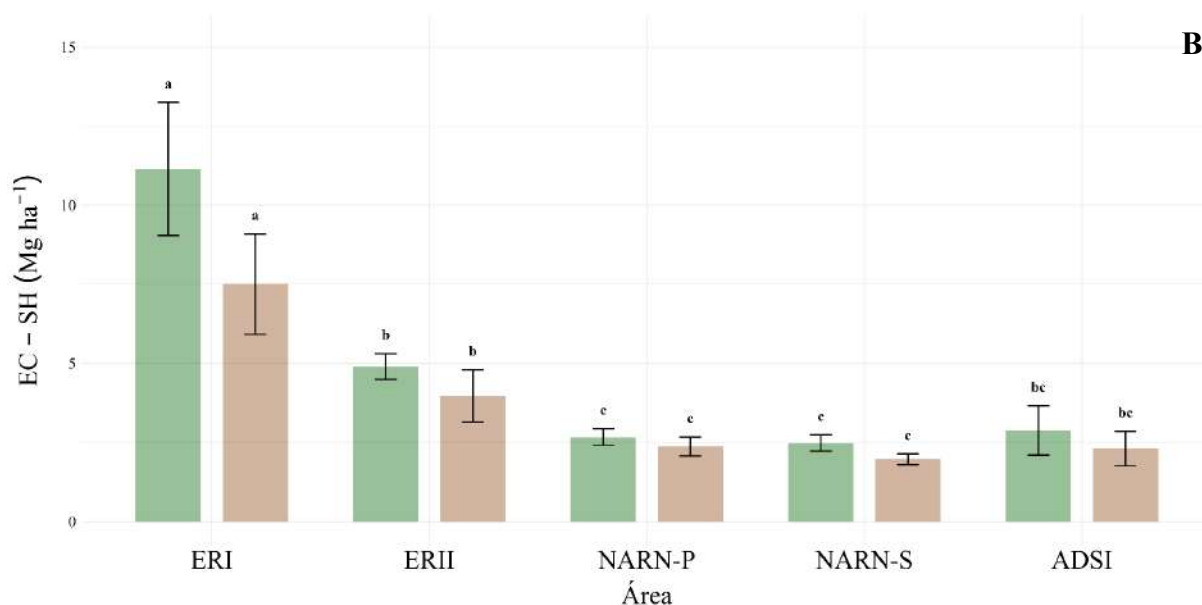


Figura 24. Estoques de carbono das substâncias húmicas nas camadas de 0-5 cm (A) e 5-10 cm (B) cm nas áreas de Caatinga em estágios avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração, nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e nas áreas degradadas sem qualquer intervenção (ADSI), nos períodos seco e chuvoso em Cabrobó, Pernambuco, Brasil. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$; teste de Tukey).

No ERII, os estoques de C-SH foram inferiores aos do ERI, porém superiores aos observados nos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) e na ADSI (Figura 26A), com médias de $9,64 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $7,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Esses resultados demonstram a importância da cobertura vegetal nativa para o acúmulo de C-SH no solo.

Os NARN-P, NARN-S e a ADSI apresentaram estoques semelhantes de C-SH na camada de 0-5 cm (Figura 24A). Nos NARN-P, os estoques médios foram de $2,72 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $3,14 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco, enquanto nos NARN-S foram de $2,21$ e $2,26 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Na ADSI, os teores médios de C-SH foram de $1,85 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $2,31 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. A ausência de mudanças significativas nos estoques de C-SH nos núcleos de aceleração da regeneração natural pode estar relacionada ao curto intervalo de tempo desde o início das ações de restauração.

O comportamento dos estoques de C-SH na camada de 5-10 cm foi semelhante ao observado para o C-AF, C-AH e C-HUM, com o ERI apresentando os maiores estoques médios de C-SH (Figura 24B), sendo $11,15 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período chuvoso e $7,51 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período seco. Os estoques de C-SH do ERII e da ADSI não apresentaram diferença significativa (Figura 24B), com médias de $4,90$ e $3,97 \text{ Mg ha}^{-1}$ no ERII e $2,89$ e $2,31 \text{ Mg ha}^{-1}$ na ADSI, nos períodos

chuvoso e seco, respectivamente. A ausência de revolvimento do solo e a baixa ocorrência de lixiviação podem ter favorecido a manutenção de formas mais recalcitrantes do COS na ADSI.

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentaram os menores estoques de C-SH na camada de 5-10 cm (Figura 24B). Os estoques médios foram 2,67 e 2,38 Mg ha⁻¹ nos NARN-P e 2,49 e 1,97 Mg ha⁻¹ nos NARN-S nos períodos chuvoso e seco, respectivamente. O acúmulo de C-SH em camadas mais profundas depende do aumento da complexidade estrutural da vegetação e da intensificação do aporte de resíduos orgânicos ao solo ao longo do tempo.

De modo geral, os estoques de C-SH foram mais elevados no período chuvoso em comparação ao período seco na camada de 5-10 cm (Figura 24B), com médias de 3,32 e 2,67 Mg ha⁻¹, respectivamente. O aumento dos estoques C-SH pode estar relacionado à intensificação da atividade biológica e ao maior aporte de resíduos orgânicos no solo durante o período chuvoso. Esses fatores favorecem a humificação da matéria orgânica por meio da transformação de compostos orgânicos macromorfológicos e menos estáveis em complexos orgânicos mais estáveis e menos suscetíveis à biodegradação (Abril; Melo; Noe, 2013).

Na camada de 0-10 cm, os estoques médios de C-SH foram de 28,48 e 22,24 Mg ha⁻¹ no ERI; 14,55 e 11,38 Mg ha⁻¹ no ERII; 5,40 e 5,51 Mg ha⁻¹ nos NARN-P; 5,22 e 4,55 nos NARN-S Mg ha⁻¹ e 4,74 e 4,62 Mg ha⁻¹ na ADSI, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Os estoques mais baixos de C-SH nos NARN-P e NARN-S provavelmente estão relacionados ao curto intervalo de tempo desde a implantação dos núcleos e ao baixo aporte inicial de matéria orgânica ao solo.

4. CONCLUSÃO

A área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI) apresentou os maiores teores e estoques de COT e de C das frações húmicas (C-AF, C-AH, C-HUM e C-SH).

Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) ainda apresentam teores e estoques de C semelhantes ou apenas ligeiramente superiores aos da área degradada sem qualquer intervenção (ADSI).

Os teores e estoques de ácidos fúlvicos (C-AF), humina (C-HUM) e substâncias húmicas (C-SH) foram mais elevados no período chuvoso.

Não houve evidência de que os núcleos de aceleração da regeneração natural com espécies secundárias (NARN-S) apresentam superioridade em relação aos núcleos de

aceleração da regeneração natural com espécies pioneiras (NARN-P) quanto ao acúmulo de COT e das frações húmicas.

O carbono da biomassa microbiana (CBM) também foi mais elevado na área de Caatinga em estágio avançado de regeneração (ERI). Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) apresentaram teores de CBM semelhantes aos da área de Caatinga em estágio intermediário de regeneração (ERII). A respiração basal do solo (RBS) foi mais intensa durante o período chuvoso.

O quociente metabólico (qCO_2) foi mais elevado no ERII, nos núcleos de aceleração da regeneração natural e na ADSI. O quociente microbiano ($qMIC$) apresentou baixa variação entre as áreas, mas alta variabilidade interna nos NARN-P e NARN-S.

Esses resultados reforçam a importância do tempo de restauração e da diversidade funcional das espécies para promover a recuperação atividade biológica e o acúmulo de COS em ambientes semiáridos como a Caatinga.

REFERÊNCIAS

- ABRIL, A.; MERLO, C.; NOE, L. Realistic soil C sink estimate in dry forests of western Argentina based on humic substance content. **Journal of Arid Environments**, v. 91, p. 113-118, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.12.009>
- ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. de S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p. 26-34, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.016>
- ANDRADE, E. M.; VALBRUN, W.; ALMEIDA, A. M. M.; ROSA, G.; SILVA, A. G. R. Land-use effect on soil carbon and nitrogen stock in a seasonally dry tropical forest. **Agronomy**, v. 10, n. 2, p. 158, 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10020158>
- ARAÚJO FILHO, R. N.; FREIRE, M. B. G. S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>
- ARAUJO, H. F. P.; CANASSA, N. F.; MACHADO, C. C. C.; TABARELLI, M. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, 18440, 2023. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>
- BENÍCIO, R. M. A.; LINHARES, K. V.; LISBOA, M. A. N.; CRUZ, G. V.; SILVA, L. V. A.; NASCIMENTO, A. S.; SILVA, M. A. P.; ROCHA, L. S. G.; DRUMOND, M. A.; TONUCCI, R. G. Carbon stock and sequestration as a form of payment for environmental services in a

sedimentary basin humid forest refuge in Brazilian semiarid. **Environmental Development**, v. 45, 100796, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envdev.2022.100796>

BIELUCZYK, W.; SOUZA, P. A S.; OLIVEIRA, A. S.; SAMPAIO, R. M. B. C.; FERREIRA, J. S.; DANTAS, E. F.; LAMBAIS, G. R.; MENEZES, R. S. C.; CAMARGO, P. B.; MEDEIROS, E. V.; FRANÇA, R. F.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FREITAS, A. D. S. From overgrazed land to forests: assessing soil health in the caatinga biome. **Journal of Environmental Management**, v. 374, p. 124022, 2025. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.124022>

BORGES, C. K.; CARNEIRO, R. G.; SANTOS, C. A.; ZERI, M.; POCZTA, P.; CUNHA, A. P. M. A.; STACHLEWSKA, I. S.; SANTOS, C. A. C. Partitioning of water vapor and CO fluxes and underlying water use efficiency evaluation in a Brazilian seasonally dry tropical forest (Caatinga) using the Fluxpart model. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 142, p. 104963, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2024.104963>

BRASIL. Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. Ministério da Integração Nacional, Brasília, 2004.

CARVALHO, J. N.; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; RODRIGUES, R. G.; FONTANA, A. P.; PIFANO, D. S. Native Caatinga species for the recovery of degraded areas in the Brazilian semiarid region. **Revista Árvore**, v. 46, e4610, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820220000010>

CORRÊA, M. M.; CAVALCANTI, M. C.; PRIMO, D. C.; ROLIM NETO, F. C.; MARTINS, J. M.; MENEZES, R. S. C.; ANTONINO, A. C. D.; MENDES, I. S.; MEDEIROS, L. R. S. Wastewater reuse in irrigation: short-term effect on soil carbon and nitrogen stocks in brazilian semi-arid region. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 16, n. 1, p. 2623, 2021. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2623>

EMBRAPA. Zoneamento Agroecológico de Pernambuco. Recife: Embrapa Solos – Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento, 2001.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e Cultura**, v. 70, p. 51-56, 2018. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>

FREITAS, I. C.; ALVES, M. A.; MAGALHÃES, J. R.; DIAS, R. F.; ALBUQUERQUE, C. J. B.; FERREIRA, E. A.; FERNANDES, L. A.; PEGORARO, R. F.; FRAZÃO, L. A. Soil carbon and nitrogen stocks under agrosilvopastoral systems with different arrangements in a transition area between Cerrado and Caatinga Biomes in Brazil. **Agronomy**, v. 12, n. 12, p. 2926, 23 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12122926>

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O.; SILVA, T. L.; DIAS, N. S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 177-182, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.07.010>

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE – Diretoria de Geociências, 2012. (Manuais Técnicos de Geociências, 1).

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Japão: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.

LE QUÉRE, C.; ANDREW, R. M.; CANADELL, J. G.; SITCH, S.; KORSBAKKEN, J. I.; PETERS, G. P.; MANNING, A. C.; BODEN, T. A.; TANS, P. P.; HOUGHTON, R. A.; KEELING, R. F.; ALIN, S.; ANDREWS, O. D.; ANTHONI, P.; BARBERO, L.; BOPP, L.; CHEVALLIER, F.; CHINI, L. P.; CIAIS, P.; CURRIE, K.; DELIRE, C.; DONEY, S. C.; FRIEDLINGSTEIN, P.; GKRTZALIS, T.; HARRIS, I.; HAUCK, J.; HAVERD, V.; HOPPEMA, M.; KLEIN GOLDEWIJK, K.; JAIN, A. K.; KATO, E.; KÖRTZINGER, A.; LANDSCHÜTZER, P.; LEFÈVRE, N.; LENTON, A.; LIENERT, S.; LOMBARDOZZI, D.; MELTON, J. R.; METZL, N.; MILLERO, F.; MONTEIRO, P. M. S.; MUNRO, D. R.; NABEL, J. E. M. S.; NAKAOKA, S.; O'BRIEN, K.; OLSEN, A.; OMAR, A. M.; ONO, T.; PIERROT, D.; POULTER, B.; RÖDENBECK, C.; SALISBURY, J.; SCHUSTER, U.; SCHWINGER, J.; SÉFÉRIAN, R.; SKJELVAN, I.; STOCKER, B. D.; SUTTON, A. J.; TAKAHASHI, T.; TIAN, H.; TILBROOK, B.; VAN DER LAAN-LUIJKX, I. T.; VAN DER WERF, G. R.; VIOVY, N.; WALKER, A. P.; WILTSHIRE, A. J.; ZAEHLE, S. Global Carbon Budget 2016. **Earth System Science Data**, v. 8, p. 605–649, 2016. <http://dx.doi.org/10.5194/essd-8-605-2016>

LIMA, F. F.; DUDA, G. P.; MEDEIROS, E.; MARQUES, M. C.; COSTA, D. P.; HAMMECKER, C.; SANTOS, U. J. Land use regulates microbial biomass and activity in highly degraded soil from Brazilian dry tropical forest. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 69, n. 9, p. 1519-1534, 2023a. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2022.2099845>

LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ANTONINO, A. C. D.; SOUZA, E. S.; MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; FERREIRA, C. R. P. C.; MENEZES, R. S. C.; HAMMECKER, C. Moisture, temperature and respiration of two soil classes under pasture and tropical dry forest in the semiarid Brazilian region. **Journal of Arid Environments**, v. 214, p. 104981, 2023b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104981>

LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M. S.; SANTOS, E. S.; SOUZA, E. S.; OLIVEIRA, J. E. S.; MEDEIROS, E. V.; PESSOA, L. G. M.; ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C. Impacts of land-use changes on soil respiration in the semi-arid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 0200092, 2020. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbc20200092>

LOURENÇO, E. R. C.; SOUZA, B. I.; D'ANDREA, A. F.; SOUZA, J. J. L. L. Temporal variation of soil CO₂ emission in different land uses in the Caatinga. **Applied Geography**, v. 140, p. 102661, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102661>

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under Caatinga in the brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, p. 4702, 2023. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820230000002>

MACIEL, M. G. R.; RAMOS, M. B.; SOUZA, S. M.; CUNHA, S. S.; LOPES, S. F.; SOUZA, J. J. L. L. Water and nutrients mediate tree communities in the driest region of Caatinga. **Catena**, v. 242, p. 108107, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2024.108107>

MARTINS, A. F.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. P.; PEREIRA, W. E. Physical, chemical, and microbiological properties of soil under different plant covers in the Seridó desertification

region in the Brazilian Semiarid. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, p. e0180162, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbcs20180162>

MEDEIROS, A. S.; CESÁRIO, F. V.; MAIA, S. M. F. Long-term impact of conventional management on soil carbon and nitrogen stocks in the semi-arid region of Brazil: a meta-analysis. **Journal of Arid Environments**, v. 218, p. 105052, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052>

MEDEIROS, A. S.; GONZAGA, G. B. M.; SILVA, T. S.; BARRETO, B. S.; SANTOS, T. C.; MELO, P. L. A.; GOMES, T. C. A.; MAIA, S. M. F. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, v. 33, p. e00647, 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>

MEDEIROS, A. S.; SOARES, A. A. S.; MAIA, S. M. F. Soil carbon stocks and compartments of organic matter under conventional systems in brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 3, p. 697-710, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252022v35n321r>

MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; SANTOS, L. A. R.; LIMA, J. R. S.; ALMEIDA-CORTÊZ, J. S.; HAMMECKER, C.; LARDY, L.; COURNAC, L. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil. **Catena**, v. 151, p. 137-146, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.012>

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. 2. ed. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2017.

MENEZES, R. S. C.; SALES, A. T.; PRIMO, D. C.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; JESUS, K. N.; PAREYN, F. G. C.; SANTANA, M. S.; SANTOS, U. J.; MARTINS, J. C. R.; ALTHOFF, T. D.; NASCIMENTO, D. M.; GOUVEIA, R. F.; FERNANDES, M. M.; LOUREIRO, D. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; GIONGO, V.; DUDA, G. P.; ALVES, B. J. R.; IVO, W. M. P. M.; ANDRADE, E. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, 114943, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>

MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, p. 527-534, 2018. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>

MONROE, P. H. M.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; BARROS, W. T.; OLIVEIRA, F. G. R. B.; PEREIRA, M. G. Physical protection of soil organic carbon through aggregates in different land use systems in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 186, p. 104427, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104427>

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. N.; ARAÚJO, F. S. de; MARTINS, F. R. A phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **The Botanical Review**, v. 82, p. 91–148, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

MOURA, P. M.; ALTHOFF, T. D.; OLIVEIRA, R. A.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 105, p. 25-38, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9771-4>

NASCIMENTO, D. M.; SALES, A. T.; SOUZA, R.; SILVA, A. S. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Development of a methodological approach to estimate vegetation biomass using remote sensing in the Brazilian semiarid NE region. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 27, p. 100771, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100771>

OSMAN, K. T. Organic matter of forest soils. **Forest Soils**, p. 63-76, 2013. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_4

PEREIRA, A. P. A.; MENDES, L. W.; OLIVEIRA, F. A. S.; ANTUNES, J. E. L.; MELO, V. M. M.; ARAUJO, A. S. F. Land degradation affects the microbial communities in the Brazilian Caatinga biome. **Catena**, v. 211, p. 105961, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105961>

RAIESI, F. The quantity and quality of soil organic matter and humic substances following dry-farming and subsequent restoration in an upland pasture. **Catena**, v. 202, p. 105249, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105249>

REZENDE, J. S.; FREIRE, F. J.; ARAÚJO FILHO, J. C. D.; FREIRE, M. B. G. S.; ALMEIDA, B. G.; SANTOS, L. R. C. 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, 2022. <http://dx.doi.org/10.3832/for4016-015>

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, p. e00205, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>

SANTOS, A. B.; SILVA, A. C.; BARROS, M. F.; VANDERLEI, R. S.; TABARELLI, M.; LINS, S. R. M. 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, 2024a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105213>

SANTOS, L. L.; LACERDA, J. J. J.; ZINN, Y. L. Partição de substâncias húmicas em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 4, p. 955-968, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832013000400013>

SANTOS, L. R.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, J. C.; RODRIGUES, M. S.; SOARES, E. M. B.; SANTOS, L. P. A.; SILVA, A. V. L.; FONTES, M. P. F. Does irrigated mango cultivation alter organic carbon stocks under fragile soils in semiarid climate? **Scientia Horticulturae**, v. 255, p. 121-127, 2019a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2019.05.015>

SANTOS, M. O.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; MONROE, P. H. M.; PAULA, A. Efeito do manejo florestal da Caatinga no estoque de carbono orgânico em agregados do solo. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. 129, p. 3419, 2021. <http://dx.doi.org/10.18671/scifor.v49n129.16>

SANTOS, T. O.; FRACETTO, F. J. C.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; MENDES JÚNIOR, J. P.; SIQUEIRA NETO, M.; SILVA, Y. R. O.; BARROS,

- F. M. R.; FRACETTO, G. G. M. Carbon and nitrogen stocks and microbial indicators in tropical semiarid degraded Luvisols. **Catena**, v. 210, p. 105885, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105885>
- SANTOS, U. J.; DUDA, G. P.; MARQUES, M. C.; MEDEIROS, E. V.; LIMA, J. R. S.; SOUZA, E. S.; BROSSARD, M.; HAMMECKER, C. Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. **Arid Land Research and Management**, v. 33, n. 3, p. 255-273, 2019b. <http://dx.doi.org/10.1080/15324982.2018.1555871>
- SANTOS, U. J.; MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; MARQUES, M. C.; SOUZA, E. S.; BROSSARD, M.; HAMMECKER, C. Land use changes the soil carbon stocks, microbial biomass and fatty acid methyl ester (FAME) in Brazilian semiarid area. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 65, n. 6, p. 755-769, 2018. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2018.1523544>
- SANTOS, W. R.; JARDIM, A. M. R. F.; SOUZA, C. A. A.; SOUZA, L. S. B.; SILVA, G. I. N.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, M. J.; ALVES, C. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, T. G. F. Carbon and nutrient dynamics in landscapes under different levels of anthropogenic intervention in the semi-arid region of Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 368, p. 109020, 2024b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2024.109020>
- SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62–70, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>
- SILVA, D. F.; ARAUJO, A. S. F.; LIMA, A. Y. V.; MOTA, J. C. A.; NASCIMENTO, Í. V.; QUEIROZ, A. S.; MEDEIROS, E. V.; COSTA, D. P.; MELO, V. M. M.; CARDOSO, E. J. B. N. Enzymatic stoichiometry in degraded soils after two decades of restoration in a Brazilian semiarid region. **Catena**, v. 236, p. 107768, 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2023.107768>
- SOARES, W. A.; ALBUQUERQUE, W. A. S.; HOLANDA, M. A. C. R. Determination of Soil Respiration in a Brazilian Semiarid Region. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 4, p. 1894-1905, 2023. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v16.4.p1894-1905>
- SOCOŁOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, p. 247-263, 2021.
- SOUZA, J. J. L. L.; SOUZA, B. I.; XAVIER, R. A.; CARDOSO, E. C. M.; MEDEIROS, J. R.; FONSECA, C. F.; SCHAEFER, C. E. R. G. Organic carbon rich-soils in the Brazilian semiarid region and paleoenvironmental implications. **Catena**, v. 212, p. 106101, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2022.106101>
- SOUZA, B. V.; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SALES, F. C. V.; SOUZA JUNIOR, C. M. P. Carbon in soil in different phisionomies of Caatinga in Paraíba, Brazil. **Floresta**, v. 49, p. 287-296, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v49i2.57579>

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMNER, M. E. (Eds.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society of America/American Society of Agronomy, 1996. p. 1011–1020.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. Z. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa Solos, 2017.

TOMAZ, A. R.; FERREIRA, A. O.; LAL, R.; AMADO, T. J. C.; SILVA, B. O. T.; SILVA, W. R.; FRACETTO, F. J. C.; INAGAKI, T. M.; FREIRE, M. B. G. S.; NUNES, E. O. S. Can natural undisturbed revegetation restores soil organic carbon to levels under native climax vegetation under tropical semiarid climate? **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 5, p. 1971-1981, 2024. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.5036>

TONUCCI, R. G.; VOGADO, R. F.; SILVA, R. D.; POMPEU, R. C. F. F.; ODA-SOUZA, M.; SOUZA, H. A. Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. 0220124, 2023. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbs20220124>

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2002.

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

WENDT, J. W.; HAUSER, S. An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p. 58-65, 2013. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12002>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo contribui para o avanço do conhecimento sobre biomassa e estoques de C na Caatinga. Os resultados demonstram que embora a produção científica sobre a temática tenha crescido nas últimas décadas ainda persistem lacunas de conhecimento, sobretudo em relação à dinâmica do C em áreas em processo de restauração, sistemas agroflorestais, plantios florestais e áreas degradadas.

A implantação dos núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) representa estratégia promissora para restaurar a funcionalidade ecológica da Caatinga. Os NARN-P e NARN-S promovem o acúmulo de biomassa em curto prazo e replicam os padrões observados em ecossistemas de referência. A inclusão de espécies lenhosas e cactáceas adaptadas ao semiárido foi fundamental para impulsionar a regeneração e garantir maior estabilidade ao processo de restauração.

Os teores de carbono nas folhas e no caule variaram entre as espécies nativas da Caatinga. A utilização de teores médios globais resulta em superestimativas dos estoques de C. O uso de dados específicos e regionais fornece estimativas mais precisas e embasa a seleção de espécies com maior potencial de sequestro de C.

Os maiores teores e estoques de COT e substâncias húmicas foram observados nas áreas em estágio avançado de regeneração natural. Esses resultados reforçam a importância da cobertura vegetal nativa e da diversidade funcional das espécies na recuperação dos estoques de C do solo. Os NARN-P e NARN-S demonstram potencial para promover o aumento gradual do C em médio e longo prazo.

A atividade biológica do solo, representada por indicadores como CBM, RBS, $qMIC$ e qCO_2 , variou entre áreas e períodos, destacando a importância da sazonalidade e das condições locais. A maior intensidade da RBS no período chuvoso e os altos valores de qCO_2 em áreas menos estáveis indicam que a eficiência do uso de C pelo microbioma do solo ainda se encontra em processo de adaptação nas áreas restauradas.

Os resultados desta tese reforçam que a restauração da Caatinga demanda o uso de espécies adaptadas às condições locais e o emprego de indicadores ecológicos robustos. Os núcleos de aceleração da regeneração natural (NARN-P e NARN-S) representam alternativa eficaz para restaurar a biomassa e iniciar a recuperação da qualidade do solo em áreas severamente degradadas. Os avanços em termos de acúmulo de C dependem do tempo e da complexidade da estrutura da vegetação.

Destaca-se a necessidade de fortalecer redes de pesquisa interinstitucionais, expandir os estudos em áreas ainda subexploradas e desenvolver metodologias que considerem as singularidades edafoclimáticas e biológicas do semiárido. Esses esforços são fundamentais para ampliar a eficácia das ações de restauração, assegurar a conservação da Caatinga e contribuir para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.