



UNIVERSIDADE
FEDERAL
DE PERNAMBUCO



UNEB
UNIVERSIDADE DO
ESTADO DA BAHIA



AS·PTA
agricultura familiar e agroecologia



terre
des hommes
schweiz Opportunities for young people

Dinâmica do carbono sob diferentes manejos de solo e da vegetação na Caatinga

*Prof. Dr. Aldo Sales - Universidade Federal de Pernambucoⁱ e Prof^a. Deorgia
Souza Universidade Estadual da Bahiaⁱⁱ*

RESUMO:

Estudamos como diferentes métodos de manejos de solo e vegetação modulam os estoques de carbono (C) em áreas no bioma Caatinga. Amostramos um total de 28 sítios em sete municípios e 3 estados do Nordeste, estratificando três fisionomias: Caatinga preservada, áreas de cultivo agroecológico e área de agricultura convencional. Em parcelas de 20×20 m quantificamos o carbono nos compartimentos biomassa aérea e subterrânea, serapilheira, madeira morta e solo (0- 30 cm), medindo densidade e fração grosseira; o teor de C foi determinado por analisador elementar CHNS. Integramos sensoriamento remoto (SAVI e fCover usando imagens de alta resolução espacial 3 m) para caracterizar a atividade fotossintética e a cobertura do dossel. Os estoques médios totais de C foram $\approx 64,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ na Caatinga preservada, $35,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ na transição e $26,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ na agricultura convencional, com o solo respondendo por 61% na preservada e >90% nos sistemas manejados, devido ao colapso da biomassa lenhosa, raízes, serapilheira e necromassa. Cambissolos e Latossolos apresentaram maiores estoques, enquanto Luvisolos, Planossolos e Neossolos foram mais limitantes. O SAVI e o fCover refletiram o gradiente estrutural (preservada > transição > convencional) e a sazonalidade (maiores na estação chuvosa), corroborando a ligação entre dossel, atividade fotossintética e acúmulo de C. Concluimos que a proteção de remanescentes é insubstituível para manter estoques e serviços ecossistêmicos, e que arranjos agroecológicos elevam a cobertura do solo, reconstituem o dossel e atenuam perdas de C frente ao manejo convencional. Recomendamos políticas de conservação aliadas à expansão de sistemas agroflorestais, com monitoramento contínuo por sensoriamento remoto, como caminho pragmático para a mitigação climática e a agricultura de baixo carbono no Semiárido brasileiro.

INTRODUÇÃO

A Caatinga, maior floresta tropical sazonal seca da América do Sul, reúne alta variabilidade hidroclimática, sazonalidade marcada e um histórico intenso de mudanças de uso da terra fatores que modulam fortemente a dinâmica do carbono (C) em solo e biomassa (SILVA et al., 2017). Em escala global, há consenso de que **ecossistemas** semiáridos exercem papel desproporcional na variabilidade interanual e nas tendências do sumidouro terrestre de CO₂, respondendo de forma aguda a anomalias de precipitação e temperatura (AHLSTRÖM et al., 2015; POULTER et al., 2014). Esse pano de fundo torna a Caatinga um caso crítico para investigar como manejo de solo e vegetação afetam estoques e fluxos de C sob limitação hídrica crônica.

Na região, a conversão da vegetação nativa para pastagens e cultivos convencionais está associada a quedas no carbono orgânico do solo (COS), degradação de atributos físico-químicos e redução da atividade microbiana efeitos que podem se estender a diferentes profundidades do perfil (FERREIRA et al., 2016; SILVA et al., 2024). Em paralelo, métricas funcionais como respiração do solo e a taxa fotossintética tendem a serem mais baixas em pastagens degradadas quando comparadas a remanescentes de Caatinga, refletindo menor produtividade e maior exposição térmica do solo (LIMA et al., 2020). O pastoreio intensivo, por sua vez, pode deteriorar estoques de C do solo em áreas de Caatinga, agravando a perda de qualidade edáfica (SCHULZ et al., 2016).

A forçante climática adiciona complexidade: em sítios instrumentados da Caatinga, a troca líquida de CO₂ varia sazonalmente, com redução do sequestro e, por vezes, emissões líquidas — durante a estação seca, em linha com o forte controle hídrico sobre fotossíntese e respiração do ecossistema (MENDES et al., 2020). Esse comportamento é coerente com a evidência global de que semiáridos dominam a sensibilidade do sumidouro terrestre às flutuações de precipitação (AHLSTRÖM et al., 2015). Em síntese, o stress hídrico crônico tende a achatar a produtividade e a reduzir o ganho líquido de C em paisagens semiáridas.

Como contraponto, transições para sistemas agroflorestais/agroecológicos mostram potencial para aumentar o Carbono Orgânico do Solo e melhorar propriedades biológicas e estruturais do solo quando comparadas a usos convencionais (FERREIRA et al., 2016; MEDEIROS et al., 2017). Contudo, em ambientes secos, a recuperação do COS é lenta, sujeita a limites de saturação e a tempos de resposta de uma a duas décadas; por isso, ganhos iniciais após a conversão tendem a se expressar mais claramente na biomassa

do que no solo (POST; KWON, 2000; SIX et al., 2002; MOINET et al., 2023). Essa assimetria temporal entre compartimentos impõe cautela na avaliação de benefícios climáticos de curto prazo.

Em escala de paisagem, a ausência de séries consistentes de uso e cobertura da terra dificultou, por muito tempo, a comparação entre manejos. Produtos anuais recentes — como as coleções do Projeto MapBiomias oferecem base padronizada para estratificação amostral e contextualização espacial de estudos sobre carbono na Caatinga, permitindo maior reprodutibilidade e comparabilidade entre áreas e períodos (PROJETO MAPBIOMAS, 2025).

Diante desse quadro, configuram-se duas lacunas centrais: (i) a necessidade de medições multicompartimentais (solo, biomassa aérea e subterrânea, serapilheira, madeira morta) sob condições reais de manejo na Caatinga; e (ii) a urgência de interpretações integradas que relacionem estrutura da vegetação, funcionamento edáfico e contexto climático para informar políticas de baixo carbono, restauração e transições agroecológicas.

Contudo o objetivo do estudo foi de quantificar e comparar estoques de C no solo e na biomassa ao longo de um gradiente de manejo: Caatinga preservada, sistemas em transição agroflorestal e agricultura tradicional em ambiente semiárido brasileiro (Caatinga), discutindo implicações para mitigação climática e manejo regenerativo da paisagem.

MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em sete municípios do Nordeste do Brasil, todos inseridos no domínio da Caatinga (Clima Semiárido): Vitória da Conquista, Condeúba e Poções (sudoeste do Estado da Bahia), Triunfo e Afogados da Ingazeira (Sertão do Pajeú, no Estado de Pernambuco), Caruaru (Na região do Agreste de Pernambuco) e Queimadas (Cariri oriental do Estado da Paraíba).

A listagem das áreas com coordenadas, tipo de agricultura realizada e tipo de solo classe de solos estudados são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 . Coordenadas, tipo de cultivo, municípios e classe de solo de solo das áreas amostradas no Estudo.

Ponto	Lat	Long	Cultivo	Município	Classe de solo (IBGE,2023)	Precipitação média (mm/ano)	Altitude (m)
1	-14.42114	-40.32946	Transição Agroecológica	Poções (BA)	Cambissolo	983	760
2	-14.41942	-40.33082	Agricultura convencional	Poções (BA)	Cambissolo	983	760
3	-14.834798	-41.156780	Transição Agroecológica	Vitória da Conquista (BA)	Latossolo Vermelho Amarelo	717	923
4	-14.837235	-41.157216	Caatinga preservada	Vitória da Conquista (BA)	Latossolo Vermelho Amarelo	717	923
5	-14.764793	-41.952480	Caatinga Preservada	Condeúba (BA)	Latossolo Amarelo	637	634
10	-14.762310	-41.952480	Agricultura convencional	Condeúba (BA)	Latossolo Amarelo	637	634
11	-14.866447	-42.133709	Agricultura tradicional	Condeúba (BA)	Latossolo	637	634
12	-14.869379	-42.139404	Caatinga Preservada	Condeúba (BA)	Latossolo	637	634
13	-8.070917	-35.840611	Agricultura convencional	Caruaru (PE)	Neossolo Litólico	534	554
14	-8.070911	-35.843510	Transição Agroecológica	Caruaru (PE)	Neossolo Litólico	534	554
15	-7.905000	-35.974000	Agricultura convencional	Vertentes (PE)	Luvisolo Crômico (TC)	423	412
16	-7.910000	-35.995000	Transição Agroecológica	Vertentes (PE)	Neossolo Litólico (RL)	423	412
17	-8.149000	-36.374000	Transição Agroecológica	Brejo da Madre de Deus (PE)	Luvisolo Crômico (TC).	377	614
18	-8.130000	-36.370000	Caatinga Preservada	Brejo da Madre de Deus (PE)	Neossolo Litólico (RL)	377	614
19	-8.283000	-35.974000	Agricultura convencional	Caruaru (PE)	Neossolo Litólico (RL)	534	554
20	-8.295000	-35.965000	Transição Agroecológica	Caruaru (PE)	Neossolo Litólico (RL)	534	554
21	-7.832000	-38.10045	Caatinga Preservada	Triunfo (PE)	Cambissolo Háplico (CX)	553	1004

22	-7.840000	-38.110000	Transição Agroecológica	Triunfo (PE)	Cambissolo Háplico (CX).	553	1004
23	-7.813000	-38.15000	Agricultura convencional	Santa Cruz da Baixa Verde (PE)	Cambissolo Háplico (CX).	578	852
24	-7.820000	-38.16000	Transição Agroecológica	Santa Cruz da Baixa Verde (PE)	Cambissolo Háplico (CX).	578	852
25	-7.753000	-37.631010	Agricultura convencional	Afogados da Ingazeira (PE)	Luvissolo Crômico (TC).	430	525
26	-7.760000	-37.640450	Transição Agroecológica	Afogados da Ingazeira (PE)	Planossolo Háplico (SX).	430	525
27	-7.365000	-35.903123	Agricultura convencional	Queimadas (PB)	Luvissolo Crômico (TC).	488	450
28	-7.380000	-35.91500	Transição Agroecológica	Queimadas (PB)	Neossolo Regolítico (RR).	488	450

Esses recortes abarcam variações fisiográficas (altitude, precipitação pluvial) ao longo do semiárido Brasileiro, portanto suficientes para testar a resposta do carbono (solo e biomassa) a diferentes manejos de solo, tipos de solo e de vegetação em várias condições ambientais.

2.2. Estratificação por uso da terra e seleção de sítios

A amostragem estratificada nesse estudo consistiu de três classes de manejo ao longo de um gradiente de intervenção antrópica: (i) Caatinga preservada; (ii) Transição agroflorestal/agroecológica; e (iii) Agricultura tradicional (cultivos/pastagens com preparo de solo através de tratores agrícolas e baixa devolução de resíduos).

Em cada sítio, que nesse caso se divide por município priorizaram-se propriedades contendo ≥ 2 classes e, idealmente, um remanescente de Caatinga na mesma paisagem. Critérios de inclusão: talhões contíguos ≥ 2 ha; declividade $< 15\%$; ausência de fogo < 12 meses; histórico de manejo ≥ 3 anos; mesma litologia para áreas comparadas quando fora da mesma propriedade (distância ≤ 5 km). A verificação de uso/cobertura combinou séries anuais da iniciativa MapBiomass em seu produto 10 e o reconhecimento de campo pela equipe.

2.3. Desenho amostral e unidades de amostragem

Em cada sítio buscou-se a instalação de três parcelas permanentes de 20×20 m (400 m^2), posicionadas por aleatorização restrita (≥ 30 m de bordas/estradas/áreas atípicas). As parcelas foram georreferenciadas e demarcadas com piquetes nos vértices. No interior de cada 20×20 m foram definidas subunidades por compartimento:

- Quatro subparcelas 1×1 m (vértices) para estrato herbáceo e serapilheira;
- Duas subparcelas 2×2 m (centros de bordas opostas) para regeneração e necromassa (madeira morta no chão);
- Censo lenhoso em todo o 20×20 m para a vegetação arbórea/arbustiva.

2.4. Fitossociologia e biomassa lenhosa

Todos os indivíduos lenhosos incluídos foram medidos quanto a CAP (1,30 m) e, quando necessário, CNB (0,30 m), com identificação botânica ao nível de espécie sempre que possível. Critérios de inclusão: CAP ≥ 6 cm e/ou CNB ≥ 9 cm. O DAP foi obtido por $\text{DAP} = \text{CAP}/\pi$; indivíduos multi-fuste foram convertidos para DAP equivalente (Sampaio, & Silva, 2005).

A biomassa aérea (kg) foi estimada por equações alométricas regionais baseadas em DAP/CAP para formações sazonais secas. Indivíduos mortos em pé foram quantificados separadamente. A biomassa subterrânea foi estimada por fator raiz/parte aérea (R:S) documentado para florestas secas tropicais, com análise de sensibilidade descrita no Suplemento Metodológico (CHAVE et al., 2014; IPCC, 2006)..

2.5. Compartimentos não lenhosos: herbáceo, serapilheira e necromassa

A amostragem dos compartimentos não lenhosos seguiu protocolo descrito por HARMON; SEXTON, (1996) onde o estrato herbáceo foi colhido por corte raso nas quatro subparcelas 1×1 m e pesado em campo (balança portátil), enviando-se alíquotas para determinação de umidade e teor de C. A serapilheira foi coletada integralmente nas mesmas subparcelas, removendo solo mineral visível. A necromassa (madeira morta no chão) foi inventariada no 20×20 m por mensuração de diâmetro e comprimento de troncos/galhos; quando o material extrapolava a borda, apenas a fração interna foi considerada. Subamostras calibradoras foram encaminhadas ao laboratório para umidade e teor de Carbono.

2.6. Amostragem de solo e densidade do solo

Em cada parcela foi obtida uma amostra composta 0–20 cm com trado holandês, reunindo cinco subamostras (quatro vértices + centro), do torrão performado extraiu alicotas representativas das profundidades 0-10 e 10-20. Para estimar a densidade do solo em (Ds) usou-se trado para Amostra indeformada Tipo Castelo com Batente obtendo-se amostras das camadas 0–10, 10–20 cm e 20-30 cm em ponto adjacente à parcela. Registraram-se pedregosidade superficial e fração grosseira (> 2 mm, volumétrica) para correções no estoque. As amostras receberam ID único (Estado–Município–Propriedade–Classe–Parcela) e cadeia de custódia padronizada.

2.7. Procedimentos laboratoriais

2.7.1. Biomassa — umidade e teor de carbono

As amostras foram secas em estufa (65–70 °C) até massa constante e moídas (moinho tipo Willey). O teor de carbono (C, % m/m) da biomassa foi determinado por combustão seca em analisador elementar CHNS, com calibração diária por acetanilida e checagem de exatidão por material de referência certificado (DUMAS, 1831; NELSON; SOMMERS, 1996; ASTM D5373-16). Os resultados estão reportados em base seca.

2.7.2. Solo — preparo, espectrorradiometria e MO/C

O carbono do solo foi quantificado por combustão seca usando analisador elementar CHNS. Para isolar carbono orgânico do solo (COS) em solos potencialmente carbonáticos do semiárido, aplicou-se descarbonatação por fumigação ácida (HCl vapores, 12–24 h) antes da análise, seguida de secagem e acondicionamento em cápsulas estanques; amostras duplicitadas sem ácido foram analisadas para verificação de carbonatos (KOMADA; ANDERSON; DORFMEIER, 2008; ISO 10694, 1995). Controles de qualidade incluíram blanks, duplicatas (10%) e padrões intermediários a cada 10 amostras (NELSON; SOMMERS, 1996).

2.7.3. Densidade do solo e correções por fragmentos

A Ds (g cm⁻³) foi calculada como massa seca/volume do anel. Estoques foram corrigidos pela fração grosseira (% volumétrica > 2 mm). Amostras com FG > 20% receberam correção específica de volume sólido, conforme descrito Menezes et al., (2022).

2.8. Cálculo de estoques de carbono

2.8.1. Solo (0–20 cm)

Para a estimativa do estoque de carbono do solo na camada 0-20, adotou-se calcula descrito por ELLERT; BETTANY (1995) onde:

$$C_{\text{solo}} (\text{Mg ha}^{-1}) = C\% \times D_s (\text{g cm}^{-3}) \times Z (\text{cm}) \times (1 - FG) \times 0,1$$

em que $C\%$ é a concentração de carbono do solo (%), D_s a densidade do solo, $Z = 20$ cm e FG a fração volumétrica > 2 mm; o fator **0,1** converte g cm^{-2} em Mg ha^{-1} .

2.8.2. Biomassa (aérea, subterrânea, herbáceo, serapilheira, necromassa)

Para estimativa dos estoques de carbono da biomassa aérea foi utilizado equação descrita por IPCC (2006), em que:

$$C (\text{Mg ha}^{-1}) = \text{Biomassa seca} (\text{Mg ha}^{-1}) \times fC$$

em que fC é o teor de C (fração) determinado por CHNS (base seca).

A Biomassa lenhosa foi derivada de alometrias; herbáceo/serapilheira/necromassa por extrapolação das subparcelas para hectare. Biomassa subterrânea foi estimada por R:S onde a amostragem destrutiva não foi possível (IPCC, 2006; CHAVE et al., 2014).

2.9. Sazonalidade e calendário de campo

Para reduzir variação intra-anual, as coletas foram realizadas no final da estação chuvosa (pico de biomassa) de cada região. Registraram-se pluviosidade acumulada (30/90 dias) e dias secos antecedentes. Um subconjunto sentinela (≥ 1 parcela por classe/município) foi reamostrado no início da seca para avaliar a estabilidade das estimativas.

2.10. Análise espectral por sensoriamento remoto (Planet, 3 m): SAVI e fCover

Empregaram-se imagens PlanetScope (reflectância de superfície, 3 m) para caracterizar o comportamento espectral e a atividade fotossintética dos sítios.

Pré-processamento: máscara UDM2 (nuvem/sombra) e seleção de imagens livres de nuvem em janelas centradas nas datas de campo (± 15 dias); compósitos sazonais (mediana) das bandas RED e NIR asseguraram comparabilidade fenológica (PLANET TEAM, 2017).

SAVI (Índice de Vegetação Ajustado ao Solo) foi calculado com $L = 0,5$, para reduzir o efeito de fundo de solo em dosséis esparsos como é o caso da distribuição da vegetação em regiões semiáridas (HUETE, 1988):

$$x = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED + L)} (1 + L)$$

O SAVI médio por parcela (20×20 m) foi extraído e utilizado como métrica de atividade fotossintética das áreas. Adotou-se como período de análise uma série histórica de dados dos últimos 24 meses a coleta de campo.

A **fração de cobertura (fCover, 0–1)** foi derivada por **mistura linear baseada em SAVI**, cuja metodologia é descrita por BARET et al., 2010), e expressa pela

equação:

$$x = \text{clip} \left(\frac{SAVI - SAVI_{solo}}{SAVI_{veg} - SAVI_{solo}} \times 0,1 \right)$$

onde SAVI solo e SAVI veg foram obtidos, respectivamente, como P5 em manchas de solo exposto e P95 em vegetação densa na vizinhança (SHIMABUKURO; SMITH, 1991; BARET et al., 2010).

Integração campo–satélite através do SAVI e fCover médios por parcela se deu pela correlação desses dados com os estoques de C (solo e biomassa) e com métricas estruturais (densidade e área basal), avaliando o acoplamento entre cobertura ativa e acúmulo de carbono (POULTER et al., 2014). Toda a rotina de processamento dos dados dados orbitais se deu através de Python.

2.11. Análise estatística

As variáveis foram inspecionadas quanto a outliers (métodos robustos), normalidade (Shapiro–Wilk) e homocedasticidade (Levene).

- Comparações por município: ANOVA entre classes, com pós-teste apropriado.
- Análise integrada (sete municípios): modelo linear misto, sendo:

$$\text{Resposta} \sim \text{Manejo} + \text{fCover/SAVI} + (1 | \text{Estado/Município/Propriedade})$$

com IC 95%, tamanho de efeito e ajuste para múltiplas comparações.

As associações campo–satélite se deram por correlações Pearson/Spearman entre SAVI/fCover e estoques de C por compartimento; PCA/RDA para integrar compartimentos de C, estrutura da vegetação e métricas espectrais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO:

A Figura 1 apresenta os estoques totais de carbono (solo + biomassa viva + madeira morta + serapilheira) em diferentes fitofisionomias: área preservada, áreas de transição ecológica e de agricultura convencional. O padrão observado mostra maiores estoques de carbono em áreas de caatinga, seguidas de áreas de cultivo agroecológico, e os menores estoques em áreas de agricultura convencional. Este padrão é consistente com outros estudos que avaliaram a dinâmica do carbono em escala regional em diferentes fitofisionomias no bioma Caatinga (MENEZES et al., 2021).

Em média as áreas de Caatinga armazenam $\approx 64,79 \text{ Mg C ha}^{-1}$, enquanto que áreas de transição ecológica $35,08 \text{ Mg C ha}^{-1}$ apresenta $\approx 48\%$ menos carbono que a floresta seca. Áreas de agricultura convencional estocaram $26,36 \text{ Mg C ha}^{-1}$ que representam $\approx 70\%$ menos carbono que áreas de Caatingas e $\approx 25\%$ menos carbono que áreas de cultivo agroecológico.

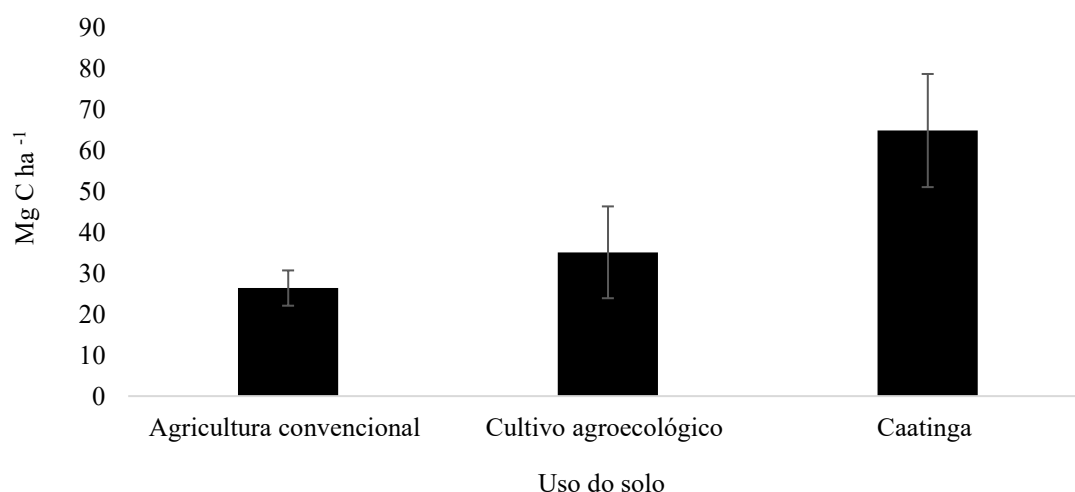


Figura 1 Estoques de carbono total (Mg ha^{-1}) em diferentes fitofisionomias: área preservada, áreas de transição ecológica e de agricultura convencional em 28 sítios no Bioma Caatinga.

Entre os mecanismos responsáveis que explicam a diferença em estoques de carbono, podemos destacar: (i) remoção do estrato lenhoso quando da conversão de florestas em áreas cultivada, causando um consequente colapso dos estoques de necromassa/serrapilheira, que reduzem o aporte anual de matéria orgânica para o solo;

(ii) maior perturbação física (roço, gradagem, trânsito animal) que expõe a matéria orgânica do solo à rápida mineralização, e por conseguinte redução dos estoques de carbono; e (iii) áreas agrícolas também são usadas para o pastejo de bovinos, caprinos e ovinos em intensidade moderada a alta, o que provoca quedas significativas de COS nos primeiros 5 cm que é a camada mais sensível do solo a perturbações enquanto os efeitos em maiores profundidades tendem a ser menores no curto prazo. Esses processos explicam por que sistemas produtivos convergem para patamares inferiores de carbono total.

Os valores observados para as áreas de caatinga nas áreas estudadas, são levemente menores os reportados por MENEZES et al., (2021). que outros resultados apresentados para a Caatinga e isso pode ser explicado por a existência de pastejo em todas as áreas. Porém superiores aos reportados por PEREIRA JUNIOR et al. (2016) que em média obtiverão em média 21,64 Mg C ha⁻¹.

O desempenho intermediário do cultivo agroecológico indica recomposição parcial do estoque total, coerente com o incremento de complexidade estrutural (reintrodução de cobertura lenhosa, acúmulo de serrapilheira/madeira morta) e maior entrada de resíduos que favorecem a estabilização do carbono no solo. Evidências em formações abertas brasileiras mostram que sistemas com maior estrutura vertical retêm mais carbono e são menos vulneráveis a distúrbios do que arranjos simplificados dominados por herbáceas (MAIA et al., 2006).

Por fim, a literatura regional ressalta que a recuperação do C do solo é lenta: após desmatamento, níveis comparáveis aos de Caatinga densa podem demandar décadas, o que reforça a importância de trajetórias de restauração produtiva (p.ex., sistemas agroflorestais) para ampliar, nos curto e médio prazos, o carbono total do ecossistema em áreas manejadas.

A Tabela 2 evidencia que a redução do carbono total do ecossistema (solo + biomassa viva + madeira morta + serrapilheira) decorre da soma de perdas em múltiplos compartimentos.

Tabela 2. Estoques de carbono por compartimento nas fitofisionomias área preservada, áreas de transição ecológica e de agricultura convencional

	Area preservada	Transição agroecológica	Agricultura Convencional
	<i>(Mg ha⁻¹)</i>		
Solo	39,7	32,7	25,4
Biomassa arbórea	14,27	0,87	0,00
Biomassa Herbácea	0,79	0,44	0,50
Biomassa subterrânea	7,18	1,02	0,46
Madeira morta	1,67	0,05	0,00
Serrapilheira	1,18	0,00	0,00

Na área preservada, o carbono distribui-se como: solo 39,7 Mg ha⁻¹ (61,3%), biomassa arbórea 14,27 (22,0%), biomassa subterrânea 7,18 (11,1%), madeira morta 1,67 (2,6%), serrapilheira 1,18 (1,8%) e herbácea 0,79 (1,2%). Essa hierarquia é coerente com estimativas regionais para Caatinga densa, nas quais o solo responde por ~72% do carbono do ecossistema, seguido por biomassa aérea (~16%), subterrânea (~7%) e frações detritais (madeira morta + serrapilheira) (~4%) (MENEZES et al., 2021).

Nos sistemas de transição agroecológica e de agricultura convencional, apresentam uma maior dependência do carbono do solo no estoque total, onde esse compartimento passa a concentrar >90% do carbono total (32,7/35,08 e 25,4/26,36 Mg ha⁻¹, respectivamente), não porque o COS aumente, mas porque ocorre colapso dos compartimentos bióticos (biomassa arbórea e subterrânea) e detritais (serrapilheira e madeira morta). Esse padrão reproduz resultados regionais: a conversão de Caatinga densa para pastos/cultivos implica perdas >50% do carbono do ecossistema, com reduções de magnitude similar nos estoques do solo e da vegetação (MEDEIROS, et al., 2020).

Os estoques de carbono orgânico do solo (0–30 cm) diminuem de 39,7 para 32,7 e 25,4 Mg C ha⁻¹ ao longo do gradiente Caatinga preservada → cultivo agroecológico → agricultura convencional, correspondendo a reduções de 17,6% (preservada → agroecológica) e 36,0% (preservada → convencional), além de 22,3% entre sistemas agroecológicos e convencionais. A literatura atribui esse decréscimo sobretudo ao menor aporte de resíduos (serapilheira e raízes finas), à maior perturbação física do solo (preparo, tráfego de máquinas) e, quando presente, ao pastejo. Notavelmente, os estoques nas áreas agroecológicas aproximam-se dos observados em áreas preservadas, o que sugere que o manejo agroecológico é uma estratégia eficaz para manter o carbono do solo

e deve ser considerado em trajetórias de transição para uma agricultura de baixo carbono (MAIA, 2006).

Biomassa

A biomassa lenhosa apresentou um declínio expressivo, reduzindo-se de 14,27 Mg ha⁻¹ nas áreas preservadas para 0,87 Mg ha⁻¹ nos sistemas de transição agroecológica e chegando a números insignificantes, ou seja, muito próximos de 0 Mg ha⁻¹ nos sistemas convencionais, evidenciando a remoção quase completa do dossel e a consequente perda de complexidade estrutural. Estudos regionais confirmam esse padrão: em amostragens estratificadas no bioma Caatinga, a biomassa aérea de áreas de Caatinga densa supera em várias vezes a de sistemas abertos, pastagens ou cultivos agrícolas (MENEZES et al., 2021; PEREIRA JÚNIOR et al., 2016). A remoção da vegetação lenhosa acarreta não apenas a redução da capacidade fotossintética e da ciclagem de carbono, mas também compromete a proteção física do solo contra processos erosivos e degrada a qualidade do microclima edáfico (SCHULZ et al., 2016; SANTANA et al., 2019).

Esse conjunto de alterações gera um ambiente mais hostil à biodiversidade, afetando desde a fauna de maior porte até as comunidades microbianas responsáveis por processos-chave da fertilidade e resiliência dos solos (ALBUQUERQUE et al., 2015; TIESSEN; SALCEDO; SAMPAIO, 1998).

A biomassa de raízes decresce de 7,18 → 1,02 → 0,46 Mg ha⁻¹, acompanhando a simplificação do estrato lenhoso. Esse padrão é coerente com evidências regionais: em amostragens estratificadas na Caatinga, os estoques radiculares (e de C abaixo do solo) são maiores em Caatinga densa do que em formações abertas e caem ainda mais em pastagens e áreas cultivadas, com diferenças estatisticamente significativas entre a vegetação nativa e os usos agropecuários (MENEZES et al., 2021; SCHULZ et al., 2016). Além disso, a literatura demonstra que a redução do componente lenhoso implica menor aporte radicular e menor razão raiz:parte aérea, o que ajuda a explicar o declínio observado na biomassa de raízes ao longo do gradiente de uso da terra (MOKANY; RAISON; PROKUSHKIN, 2006; ALBUQUERQUE et al., 2015; PEREIRA JÚNIOR et al., 2016).

A fração herbácea apresentou valores relativamente baixos em todos os usos avaliados (0,79; 0,44; 0,50 Mg ha⁻¹). O fato de a área preservada registrar o maior estoque não é incomum: em parte dos solos, Menezes et al. (2021) observaram maiores valores de biomassa herbácea na Caatinga densa em comparação a pastagens ou áreas abertas,

especialmente em Leptossolos e Planossolos. Essa variação está associada à composição florística que inclui plântulas e arbustos finos, à fenologia das espécies e ao momento da amostragem (PEREIRA JÚNIOR et al., 2016; ALBUQUERQUE et al., 2015). Além disso, relatos dos agricultores locais indicam que em todas as áreas estudadas ocorre o pastejo de caprinos, ovinos e bovinos, o qual, quando contínuo, promove uma redução drástica da cobertura herbácea. Esse processo afeta tanto gramíneas quanto dicotiledôneas e pode resultar não apenas em menor biomassa acima do solo, mas também em empobrecimento do banco de sementes, comprometendo a regeneração natural e a resiliência ecológica dos sistemas (SCHULZ et al., 2016; TIESSEN; SALCEDO; SAMPAIO, 1998).

A madeira morta praticamente desaparece fora da área preservada ($1,67 \rightarrow 0,05 \rightarrow 0 \text{ Mg ha}^{-1}$), e a serrapilheira é nula nos sistemas manejados ($1,18 \rightarrow 0 \rightarrow 0 \text{ Mg ha}^{-1}$). Esses componentes são cruciais para proteger o solo contra impacto de gotas de chuva e erosão, modular o microclima (umidade e temperatura da superfície) e alimentar o estoque de C do solo via entrada de matéria orgânica particulada; sua remoção acelera a mineralização e reduz a oclusão de C em agregados, enfraquecendo mecanismos físicos de estabilização do carbono (MENEZES et al., 2021; LAL, 2004; SIX; ELLIOTT; PAUSTIAN, 2000; COTRUFO et al., 2013). Em levantamentos estratificados na Caatinga, a necromassa lenhosa e a serrapilheira aparecem como compartimentos presentes nas formações nativas (densa/aberta) e virtualmente ausentes em áreas convertidas para cultivos/pastos, refletindo a simplificação estrutural do sistema (MENEZES et al., 2021).

O contraste entre as três fitofisionomias da Tabela 2 revelou que as maiores perdas de carbono derivam de dois processos centrais: (i) a remoção imediata da vegetação lenhosa e dos detritos estruturais, que reduz a complexidade do dossel e elimina compartimentos-chave como madeira morta e serrapilheira, e (ii) a degradação gradual dos estoques de carbono no solo, causada pelo menor aporte de raízes finas e serrapilheira, combinado à maior decomposição e à menor proteção física da matéria orgânica (LAL, 2004; COTRUFO et al., 2013; SCHULZ et al., 2016).

Nesse contexto, os cultivos agroecológicos emergem como uma alternativa mais sustentável em relação à agricultura convencional. Embora não restaurem integralmente os estoques da vegetação nativa, esses sistemas recompõem parcialmente o dossel, favorecem o desenvolvimento de raízes finas, aumentam a cobertura do solo e mantêm fluxos de serrapilheira e necromassa, resultando em valores intermediários de carbono

que se aproximam mais da Caatinga preservada do que dos sistemas convencionais (MENEZES et al., 2021; PEREIRA JÚNIOR et al., 2016). Assim, ao sustentar a ciclagem de carbono e reduzir a vulnerabilidade do solo à erosão e à perda de fertilidade, a agroecologia representa um caminho viável de transição para uma agricultura de baixo carbono no Semiárido brasileiro, conciliando produtividade e conservação ambiental (MEDEIROS; CESÁRIO; MAIA, 2023).

Solos

A Figura 2 mostra que os Cambissolos e Latossolos registraram os maiores estoques médios de carbono entre as classes de solo estudadas. Nos Latossolos, isso pode ser explicado pelo papel da mineralogia na estabilização do carbono: associações entre carbono orgânico e superfícies minerais favorecem retenção e proteção frente à decomposição (XU et al., 2024). Por outro lado, nos Cambissolos, a elevada pedregosidade limita o uso agrícola e reduz o grau de perturbação, o que poderia favorecer a manutenção dos estoques orgânicos embora esses solos não sejam naturalmente os mais férteis.

Ao contrário, os Luvisolos, tipicamente com maior saturação por bases e potencial de fertilidade, podem apresentar estoques de carbono menores em contextos de uso e manejo mais intensificado, em função da maior oxidação e perda de matéria orgânica (SATDICHANH et al., 2023). A ordem observada nos estoques de C, portanto, reflete necessariamente maior fertilidade, mas sim uma combinação de propriedades de estabilização mineralógica e histórico de manejo/distúrbio.

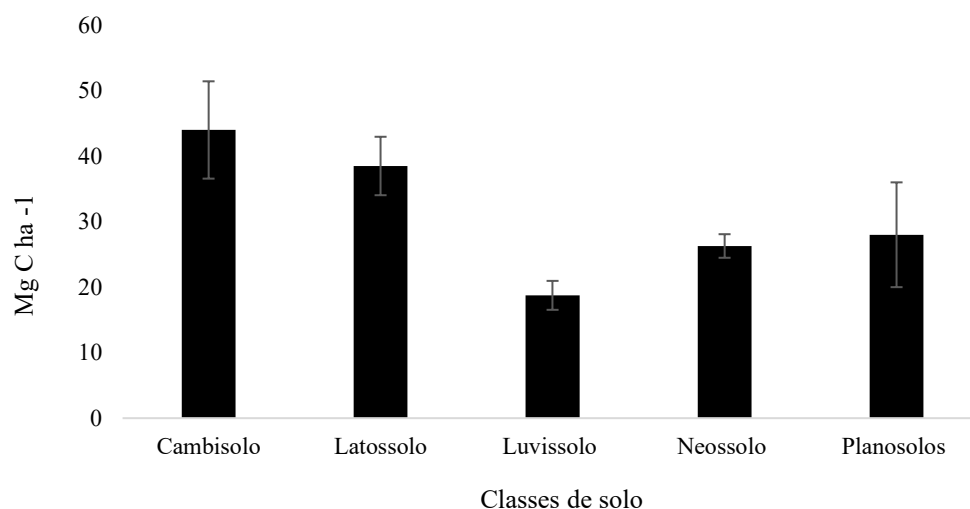


Figura 2 - Estoques de carbono classes de solos.

Planossolos e Neossolos foram os menos férteis nas áreas avaliadas. Em Planossolos, a presença de horizonte B plânico implica drenagem deficiente, baixa permeabilidade e maior adensamento/compactação, restringindo o crescimento radicular e a ciclagem de nutrientes (SiBCS; EMBRAPA; capítulos técnicos do Semiárido 2025).

Já os Neossolos, por serem pouco desenvolvidos (muitas vezes rasos e com baixa reserva de nutrientes), tendem a exigir maiores correções e adubação; quando quartzarênicos, somam baixíssima retenção de água no Semiárido (Agência de Informação Embrapa Neossolos; Neossolos Quartzarênicos) Planossolos e neossolos foram os solos menos férteis dentre os observados nas áreas estudadas, via de regra esses solos apresentam sérios problemas, de ordem físico química, os primeiros por problemas de drenagem e compactação, os segundos por serem rasos e pouco desenvolvidos.

Padrões sazonais de atividade fotossintética (Figura 4) e implicações para o carbono do ecossistema

A Figura 4 traz o comportamento espectral para a atividade fotossintética e o vigor da vegetação, ajustando o efeito do solo pelo índice SAVI a partir de dados PlanetScope, 3 m em uma série histórica de 2020–2024 para as três fitofisionomias (Caatinga, cultivo agroecológico e cultivo convencional. Os valores médios foram: agricultura convencional 0,24, transição agroecológica 0,28 e Caatinga preservada 0,32.

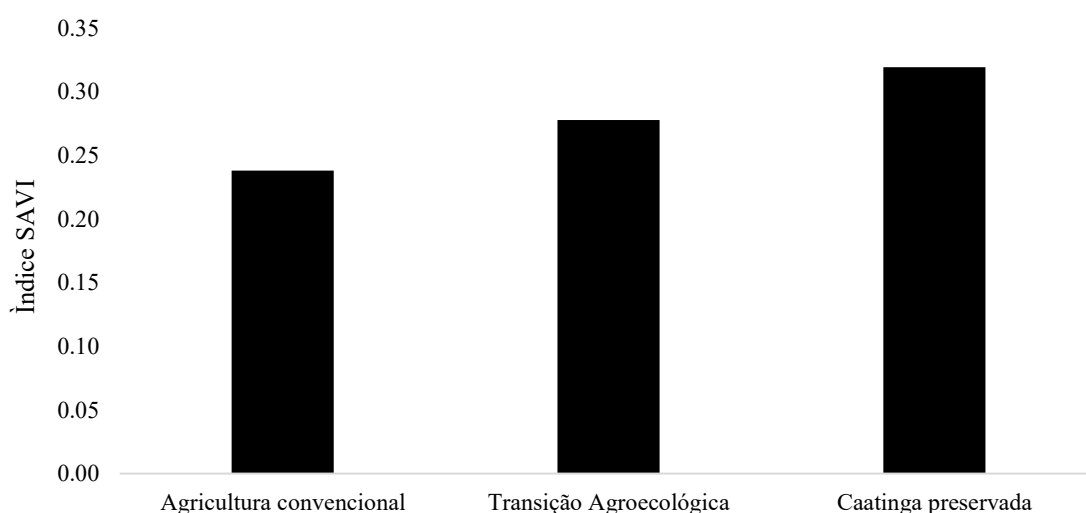


Figura 3 – Índice SAVI médio (SAVI (Índice de Vegetação Ajustado ao Solo) dos anos (2020 a 2024) nas fitofisionomias: área preservada, áreas de transição ecológica e de agricultura convencional em 28 sítios no Bioma Caatinga a partir de dados Planet Scope (3 metros de resolução espacial)

Observou-se um gradiente estrutural preservada > transição > convencional tanto na seca quanto na chuva, refletindo maior continuidade de dossel e menor solo exposto onde a vegetação lenhosa e a serrapilheira estão presentes; esse padrão é esperado porque o SAVI atenua o efeito de fundo do solo e aumenta com o fCover e a atividade fotossintética (HUETE, 1988). (ii) A amplitude sazonal é mais pronunciada na Caatinga preservada ($\Delta\text{SAVI} \approx 0,10$) do que na transição ($\approx 0,06$) e no convencional ($\approx 0,07$), sugerindo maior resiliência funcional do dossel nativo ao pulso hídrico e maior capacidade de resposta da comunidade vegetal.

A posição intermediária da transição agroecológica (0,25→0,31) indica recomposição parcial do estrato lenhoso e da cobertura do solo, reduzindo a fração de solo exposto e sustentando fluxos de serrapilheira um mecanismo coerente com os ganhos relativos de carbono do ecossistema em sistemas menos intensivos (MEDEIROS; CESÁRIO; MAIA, 2023). O gradiente espectral observado é congruente com inventários regionais de C: estoques substancialmente mais altos em Caatinga densa (ordem de $\sim 125 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e fortes reduções após conversão para pastagens/cultivos, com perdas concomitantes em vegetação e solo (MENEZES et al., 2021). Em termos de processos, domínios com dossel contínuo e serrapilheira retêm umidade e moderam temperatura superficial, favorecendo maior SAVI na estação chuvosa e menor queda na seca; por outro lado, o preparo do solo, o pastejo e a remoção de necromassa incrementam o solo exposto, deprimindo o SAVI e a entrada de C particulado trajetória já associada a depleção de SOC e aumento da mineralização (SCHULZ et al., 2016; COTRUFO et al., 2013).

A figura 4 releva os valores médios de SAVI para o período seco e chuvoso, s valores médios foram: agricultura convencional (seca = 0,20; chuva = 0,27), cultivos agroecológicos (0,25; 0,31) e Caatinga preservada (0,27; 0,37).

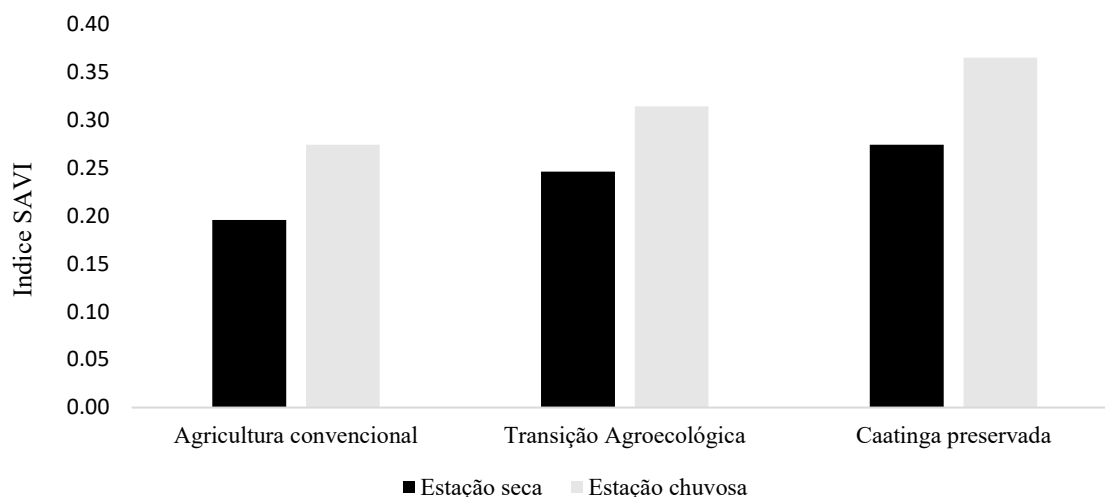


Figura 4 - Índice SAVI médio (SAVI (Índice de Vegetação Ajustado ao Solo) para Estação seca e chuvosa dos anos (2020 a 2024) nas fitofisionomias: área preservada, áreas de transição ecológica e de agricultura convencional em 28 sítios no Bioma Caatinga a partir de dados Planet Scope (3 metros de resolução espacial)

O aumento do SAVI da seca para a chuva (Δ SAVI) acompanha a responsividade fenológica de cada fisionomia: +0,10 na Caatinga preservada ($\approx$ +37%), **+0,06** na transição ($\approx$ +24%) e +0,07 na agricultura ($\approx$ +35%). Nas áreas de caatinga, a maior amplitude do SAVI entre os períodos chuvoso e seca indicam um pulso produtivo mais intenso e maior área foliar no período úmido efeitos esperados em sistemas com biomassa lenhosa e raiz subterrânea mais desenvolvidas (respectivamente $\sim$ 16% e $\sim$ 7% do C do ecossistema), capazes de explorar água profunda e sustentar flushing de copa (BAUDENA et al., 2004).

Nos sistemas com agricultura convencional, o índice SAVI parte de patamares mais baixos na seca e permanece inferior no período chuvoso, consistente com a simplificação estrutural do dossel, maior solo exposto e menor entrada de resíduos (serrapilheira/madeira morta), fatores que reduzem o aporte anual ao COS e o acúmulo de carbono na vegetação (VERBURG, et al., 2012).

SCHULZ et al., 2016 avaliando o efeito da pecuária na dinâmica de paisagens do semiárido, conclui que áreas com pastejo intenso, é observada uma forte e rápida redução da cobertura verde e um aumento na compactação do solo, com quedas significativas de do carbono nos primeiros 5 cm do solo e na vegetação, o que se traduz espectralmente em SAVI mais baixo e mais fragmentado.

O desempenho intermediário da transição agroecológica (0,25 $\rightarrow$ 0,31 no SAVI) evidencia que arranjos se enquadram em uma faixa de recomposição estrutural da do

estrato lenhoso, com o retorno de necromassa e maior cobertura de folheto no solo, o que eleva a elevam a fração de cobertura (fCover) e a continuidade do dossel, amortecendo o contato direto da água no solo, favorecendo os microrganismos por evitar a exposição direta do solo ao sol e outros eventos extremos microclimáticos (MATEO-MARÍN, et al., 2022).

Mesmo sem atingir a Caatinga preservada, cultivos agroecológicos mantêm atividade fotossintética e fluxos detritais mais altos do que áreas de cultivo convencional, condição associada a maiores estoques de Carbono e menor depleção do SOC em cenários menos intensivos (MEDEIROS; CESÁRIO; MAIA, 2023). Em formações abertas brasileiras, maior complexidade vertical e biomassa aérea sustentam índices espectrais mais elevados e menor vulnerabilidade a perturbações, convergindo com a elevação do SAVI em áreas sob restauração produtiva (OLIVEIRA et al., 2019).

Em alguma medida constata-se que a assinatura espectral da Figuras 3 e 4 espelham os estoques de carbono, onde o SAVI é mais alto (maior cobertura e vigor), observam-se estoques superiores na vegetação e maior aporte ao solo; onde o SAVI é baixo (dossel descontínuo, solo exposto), o sistema tende a estoques menores e maior sensibilidade a perdas por mineralização e erosão (MENEZES et al., 2021; SCHULZ et al., 2016; LAL, 2004; COTRUFO et al., 2013). Assim, cultivos agroecológicos são mais sustentáveis que os tradicionais porque: (i) reduzem a exposição do solo e a erosão, (ii) mantêm o ciclo de detritos (serrapilheira/lenhosas) que alimenta e estabiliza a MOS, e (iii) aproximam a funcionalidade do sistema dos níveis observados na vegetação nativa (MEDEIROS; CESÁRIO; MAIA, 2023; COTRUFO et al., 2013).

Fitosociologia:

A frequência de indivíduos arbóreos nas fitofisionomias amostras é apresentado na tabela 3. Fica evidente um gradiente estrutural claro entre as três fitofisionomias. Nas áreas preservadas, a distribuição diamétrica segue o padrão J-invertido típico de florestas com recrutamento contínuo: 74,8% dos indivíduos concentram-se nas classes 6,0–12,9 cm (254 + 186), seguidos pelas classes 13,0–16,9 cm (16,7%) e 17,0–20,9 cm (6,0%), com pequena fração na classe superior (>20,9 cm; 2,6%). Essa assinatura demográfica indica alta reposição de indivíduos jovens e manutenção de estoques de biomassa ao longo do tempo (PEREIRA JÚNIOR et al., 2016; ALCOFORADO-FILHO; SAMPAIO; RODAL, 2003).

Tabela 3 Frequência de indivíduos arbóreos amostrados por classe de diâmetro a altura do peito (DAP) nas fitofisionomias área preservada, áreas de transição ecológica e de agricultura convencional em 28 sítios no Bioma Caatinga

	Area preservada		Transição agroecológica		Agricultura Convencional	
Classes de D ₃₀ cm	Frequência absoluta	Frequência relativa (%)	Frequência absoluta	Frequência relativa (%)	Frequência absoluta	Frequência relativa (%)
6,0-8,9	254	43,20	90	42,25	0	0,00
9,0-12,9	186	31,63	60	28,17	0	0,00
13,0-16,9	98	16,67	32	15,02	0	0,00
17,0-20,9	35	5,95	18	8,45	1	25,00
< 20,9	15	2,55	13	6,10	3	75,00
Total	588	100	213	100	4	100

Na transição agroecológica, o formato geral mantém-se, mas com densidade total menor (213 vs. 588) e leve aumento relativo nas classes mais altas (8,5% em 17–20,9 cm e 6,1% na classe superior). Isso sugere dois processos concomitantes: (i) perda de indivíduos finos por manejo passado (desbaste, pastejo, preparo) e (ii) retenção/introdução de árvores maiores (legadas ou plantadas) que oferecem inércia estrutural sombras, perches, produção de serrapilheira capaz de amortecer extremos microclimáticos e favorecer a recuperação do sub-bosque (SANTANA et al., 2019; PEREIRA JÚNIOR et al., 2016). Do ponto de vista funcional, essa recomposição parcial do espectro de diâmetros é coerente com os resultados espectrais (SAVI) e com estoques intermediários de carbono em sistemas menos intensivos (MEDEIROS; CESÁRIO; MAIA, 2023).

Por outro lado, na agricultura convencional, observa-se um colapso da pirâmide etária onde foi reportado apenas 4 indivíduos arbóreos em 28 sítios, ausentes nas classes 6,0–16,9 cm e concentrados nas classes mais altas (25% em 17–20,9 cm e 75% na classe superior), padrão típico de remanescentes isolados (“árvores legado”) após limpeza do dossel. A supressão das classes finas e médias implica falha de recrutamento, reduz entrada de serrapilheira/raízes finas e expõe o solo a compactação, erosão e mineralização acelerada do C, como documentado para áreas sob preparo e/ou pastejo intenso na Caatinga (SCHULZ et al., 2016; MENEZES et al., 2021).

Em termos de implicações ecológicas e para manejo, áreas com estruturas com amplo espectro de diâmetros (preservada e, em parte, transição) tendem a estoques de C mais altos e estáveis na vegetação e no solo, graças ao fluxo contínuo de detritos e à oclusão de C em agregados (COTRUFO et al., 2013). A estrutura truncada do convencional reduz esses mecanismos e acelera perdas (LAL, 2004).

Entretanto áreas de cultivo agroecológico, apesar da menor densidade total, conserva a forma da distribuição e mantém fração de árvores maiores, o que melhora cobertura e reduz solo exposto e risco de erosão, essa condição sustenta microclima e habitat para regeneração e aproxima os estoques de C dos observados em sistemas florestais, superando amplamente áreas de cultivo convencional (MEDEIROS; CESÁRIO; MAIA, 2023; MENEZES et al., 2021).

Além disso os cultivos agroflorestais mostram uma tendência de recuperação das classes 6–12,9 cm o que pode ser interpretado como um indicador sensível de retomada do recrutamento. Metas operacionais úteis incluem: aumento anual da participação dessas classes, redução do gap para as classes 13–16,9 cm e retenção de árvores legado como núcleos de estrutura e fontes de sementes (SANTANA et al., 2019).

A manutenção do espectro diamétrico completo na Caatinga preservada com abundância de indivíduos nas classes finas e presença, ainda que minoritária, de grandes diâmetros é a base para maiores estoques de carbono em biomassa, necromassa e solo. À medida que o uso da terra trunca a distribuição (transição → agricultura), perdem-se simultaneamente estrutura, função e carbono do ecossistema (MENEZES et al., 2021), o que está em total acordo com os gradientes de SAVI e de C apresentados nas Figuras e Tabelas anteriores.

CONCLUSÕES:

A proteção de remanescentes de Caatinga é insubstituível para manter estoques elevados e estáveis de carbono com $\approx 64,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ distribuídos entre solo, biomassa lenhosa, raízes, serrapilheira e necromassa. Esses fragmentos funcionam como “usinas de serviços ecossistêmicos”, regulando microclima, reduzindo erosão e sustentando o aporte contínuo de matéria orgânica ao solo. Perder essa estrutura, como observado na agricultura convencional ($\approx 26,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$), implica colapso do dossel e do ciclo de detritos, concentração do carbono apenas no solo e maior vulnerabilidade à degradação.

Como via prática de mitigação e adaptação no Semiárido, sistemas agroecológicos se destacam por recompor parcialmente a estrutura lenhosa, elevar cobertura do solo e

reativar fluxos detritais, alcançando estoques intermediários ($\approx 35,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$) e aproximando-se funcionalmente da vegetação nativa. Evidências de SAVI/fCover confirmam essa recuperação estrutural e fotossintética. Assim, recomendamos: (i) proteção legal e manejo ativo dos remanescentes florestados como núcleos de estabilidade de carbono.

Nas áreas cultivadas sugerimos uma expansão orientada de arranjos agroflorestais/agroecológicos com retenção de árvores-legado, adição de espécies lenhosas, cobertura permanente e manejo de pastoreio priorizando Cambissolos/Latossolos e mitigando limitações de Luvisolos/Planossolos/Neossolos]. Por fim se faz necessário o monitoramento contínuo das áreas, o sensoriamento remoto mostrou ser uma ferramenta auxiliar poderosa para guiar metas de restauração produtiva. Em conjunto, conservar o que resta e transformar o que se usa são as estratégias mais eficientes para uma transição de baixo carbono na Caatinga.

ALBUQUERQUE, E. R. G. M. de; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIAROLA, N. F. B. Root and soil carbon stocks in secondary forests of the Brazilian semiarid region. *Forest Ecology and Management*, v. 349, p. 20–29, 2015.

ALCOFORADO-FILHO, F. G.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Florística e fitossociologia de um remanescente de Caatinga em Caruaru, PE. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, n. 2, p. 287–303, 2003.

BAUDENA, M.; PROVENZALE, A. Rainfall intermittency and vegetation feedbacks in drylands. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 12, n. 2, p. 679–689, 2008.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEFF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency–Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization. *Global Change Biology*, v. 19, n. 4, p. 988–995, 2013.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, v. 25, p. 295–309, 1988.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). Hayama: IGES, 2006.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, v. 304, p. 1623–1627, 2004.

MATEO-MARÍN, N.; BOSCH-SERRA, À. D.; MOLINA, M. G.; POCH, R. M. Impacts of tillage and nutrient management on soil porosity trends in dryland agriculture. *European Journal of Soil Science*, v. 73, n. 1, e13139, 2022.

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, 105052, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052>

MENEZES, R. S. C. et al. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. *Geoderma*, v. 390, 114943, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>

MOKANY, D.; RAISON, R. J.; PROKUSHKIN, A. S. Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, v. 12, p. 84–96, 2006.

OLIVEIRA, C. P. de; FRANCELINO, M. R.; DAHER, M.; ARAÚJO, E. J. G.; SANCHES, L. de S.; ANDRADE, K. D. C.; CAMPOS, J. S. N. de. Estimation of the aboveground biomass and carbon stocks in open Brazilian savannah developed on sandy soils. *Carbon Balance and Management*, v. 14, 5, 2019.
<https://doi.org/10.1186/s13021-019-0121-0>

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, E. M.; 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.
<https://doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>

PLANET LABS PBC. *PlanetScope Imagery Product Specifications*. San Francisco, 2024. Disponível em: <https://developers.planet.com/>. Acesso em: 29 set. 2025.

SANTANA, M. S. et al. Quantifying biomass and carbon stocks in a tropical dry forest in Northeast Brazil. *Environmental Research Letters*, v. 14, n. 8, 085008, 2019.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2a24>

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.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 32, p. 2099–2103, 2000.

VERBURG, K.; BOND, W. J.; HUNT, J. R. Fallow management in dryland agriculture: Explaining soil water accumulation using a pulse paradigm. *Field Crops Research*, v. 130, p. 68–79, 2012.

ⁱ Possui graduação em Zootecnia pela Universidade Federal da Paraíba (2007), mestrado em *Ciencia en Innovación Ganadera* pela Universidad Autónoma Chapingo (2010), no México, e doutorado em *Range Science* pela Texas Tech University (2017), nos Estados Unidos. Atualmente é professor do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e membro permanente dos programas de pós-graduação em Tecnologias Ambientais do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP) e em

Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Coordena a Rede de Pesquisa em Gestão de Dados e Modelagem do Observatório Nacional da Dinâmica da Água e do Carbono no Bioma Caatinga (MCTI) e integra o comitê internacional LEAP/FAO/IPCC de avaliação do desempenho ambiental da pecuária para as metas de descarbonização 2030.

ⁱⁱ Doutora em Geociências Aplicada e Geodinâmica - Universidade de Brasília-UnB; Mestre em Geografia - Programa de Pós Graduação em Geografia da Universidade Federal da Bahia (2013); Professora Permanente do Programa de Pós Graduação em Modelagem e Ciência da Terra - PPGM /UEFS; Vice Coordenação PPGM. Coordenadora do Laboratório de Espectrorradiometria - PPGM/UEFS. Professora Efetiva Universidade do Estado da Bahia (UNEB) - Campus XI - Serrinha. Coordenadora do projeto MapBiomias Árida; pesquisadora do MapBiomias - Mapeamento Anual da Cobertura do Solo - Caatinga; Representante legal da UEFS no Comitê Estadual da Reserva da Biosfera da Caatinga -Bahia - CERBCAAT.