

**ESTOQUE E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO DO SOLO
EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU E SERINGUEIRA NO
SUL DA BAHIA, BRASIL**

JOYCE LUIZA BONNA

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
MARÇO – 2026**

**ESTOQUE E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO DO SOLO
EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU E SERINGUEIRA NO
SUL DA BAHIA, BRASIL**

JOYCE LUIZA BONNA

Tese apresentada ao Centro de Ciências e
Tecnologias Agropecuárias da Universidade
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,
como parte das exigências para obtenção do
título de Doutora em Solos e Produção Vegetal

Orientadora: Prof.(a) Dra. Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues
Coorientador: Prof. Dr. Paulo Henrique Marques Monroe

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
MARÇO – 2026

ESTOQUE E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO DO SOLO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU E SERINGUEIRA NO SUL DA BAHIA, BRASIL

JOYCE LUIZA BONNA

Tese apresentada ao Centro de Ciências e
Tecnologias Agropecuárias da Universidade
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,
como parte das exigências para obtenção do
título de Doutora em Solos e Produção Vegetal

Aprovada em 04 de março de 2026

Comissão examinadora:

Prof. Jaime Honorato Júnior (D.Sc., Fitopatologia) – Earth University

 Documento assinado digitalmente
JOICE CLEIDE DE OLIVEIRA RITA SANTOS
Data: 13/08/2026 10:26:50-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Joice Cleide de Oliveira Rita Santos (D.Sc., Produção Vegetal) –
Secretaria de Agricultura de Carapebus

Prof. Marcus Vinícius da Silva Sales (D.Sc., Produção Vegetal) - UFF

 Documento assinado digitalmente
EMANUELA FORESTIERI DA GAMA RODRIGUES
Data: 27/07/2026 15:06:08-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof^a. Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues (D.Sc., Ciências do
Solo) – UENF – Orientadora

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

B716 Bonna, Joyce Luiza.

ESTOQUE E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO DO SOLO EM SISTEMAS
AGROFLORESTAIS DE CACAU E SERINGUEIRA NO SUL DA BAHIA, BRASIL / Joyce Luiza Bonna. -
Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

107 f. : il.

Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense
Darcy Ribeiro, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, 2026.

Orientadora: Emanuela Forestieri da Gama Rodrigues.

1. sequestro de carbono. 2. manejo do solo. 3. agricultura sustentável. 4. créditos de
carbono. 5. serviço ecossistêmico. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy
Ribeiro. II. Título.

CDD - 630

O homem deveria se reconciliar com o planeta, encontrar um caminho para ser útil e bem-vindo, mas nós não fazemos isso porque estamos desconectados com a vida no nosso planeta, pensando que somos os únicos inteligentes, não enxergamos que somos parte de um sistema inteligente muito maior.

Götsch, 2015 - Documentário Life in Syntropy

*Dedico esse trabalho aos meus filhos e
sobrinhos, ao meu esposo, à minha
irmã, aos meus pais e aos meus amigos
do Dinter.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao IFES e a UENF pela oportunidade de realização deste doutorado, bem como aos meus orientadores, Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues e Paulo Henrique Marques Monroe, pelas orientações fundamentais para que este trabalho se consolidasse. Agradeço também ao Jaime Honorato Júnior, que se colocou à disposição e respondeu prontamente aos meus e-mails, solucionando dúvidas e fornecendo informações sobre os SAF implantados na Fazenda Sucupira;

A cada um dos meus amigos do Dinter e à professora Daniela Barros de Oliveira, vocês foram, sem dúvida, a melhor parte desse doutorado. Sem o incentivo, o apoio e a parceria de vocês, eu teria desistido!

A todas as pessoas que, em muitos momentos, assumiram os cuidados dos meus filhos para que eu pudesse me dedicar a este trabalho: minha sogra (Maria do Carmo), meu pai (Geraldo) e minha boadrasta (Vânia), a Eliza, a tia Lúcia, a tia Pri, a Rose e, principalmente, a minha mãe (Ildamar), que praticamente colocou a própria vida em pausa para me dar suporte — obrigada por tanto! Agradeço também ao meu padrasto (Gracimar), que “emprestou” minha mãe para mim, mesmo tendo que ficar longe dela;

À minha irmã Aline (*in memoriam*), que partiu no meio de tudo isso e não teve tempo nem de revisar meus textos, como sempre fez ao longo de toda a nossa vida juntas. No meu coração, ela será sempre minha primeira professora, minha maior inspiração, minha melhor amiga, meu primeiro grande amor, minha saudade diária e a felicidade que hoje carrego de forma incompleta;

Aos meus filhos, Leandro e Rafael, e aos meus sobrinhos, Melissa e Isaac: obrigada por existirem e por serem tão especiais. Os últimos anos foram muito difíceis para nossa família, e muitas vezes vocês foram as únicas razões do meu sorriso. Nunca se esqueçam de que vocês são a melhor parte da minha vida!

Ao meu esposo, Lucas, por não desistir de nós dois, mesmo quando quase tudo precisou ser prioridade em detrimento dele. Eu te amo muito, mesmo que, às vezes, eu te peço para não me abraçar para não interromper meu raciocínio. Espero em breve poder receber seus abraços sem precisar correr tanto contra o tempo. Obrigada também por estudar comigo a parte de economia, você me fez compreender coisas que eu achava que jamais entenderia!

Aos meus amigos e colegas de profissão, Frederico César Ribeiro Marques (Fred) e Cristiane Valéria de Oliveira (Cris), faltam palavras para expressar minha gratidão. Quando eu me senti incapaz, vocês literalmente sentaram comigo para estudar, sugeriram correções, me acolheram quase como psicólogos. Vocês são únicos e raros!

SUMÁRIO

RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1 Aquecimento global	5
2.2 Serviços ecossistêmicos	7
2.3 Estoque e sequestro de carbono nos solos.....	8
2.4 Sistemas agroflorestais de cacau e seringueira	10
2.5 Impactos das práticas de manejo nos estoques de carbono dos solos	12
2.6 Distribuição vertical dos estoques de carbono dos solos	15
2.7 Mecanismos de flexibilização e créditos de carbono.....	17
2.8 Valoração econômica do estoque de carbono dos solos.....	19
3. TRABALHOS.....	22
TRABALHO 1: Estoques de carbono e nitrogênio do solo em sistemas agroflorestais de cacau e seringueira sob diferentes práticas de manejo no Sul da Bahia, Brasil	22
TRABALHO 2: Valoração econômica dos estoques de carbono do solo em sistemas agroflorestais de cacau e seringueira sob diferentes práticas de manejo no Sul da Bahia, Brasil	49
4. CONCLUSÕES	75
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
APÊNDICES.....	92
APÊNDICE A: Tabelas de ANOVA aplicadas aos estoques de COS e NT.....	93
APÊNDICE B: Tabelas de testes de médias aplicados aos estoques de COS e NT.....	98
APÊNDICE C: Tabelas de fluxo de caixa detalhado dos SAF de cacau e seringueira	102

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Estoques e fluxos de carbono em escala global.....	8
FIGURA 2: Sistema de agrofloresta de cacau e seringueira na fase madura.....	12
FIGURA 3: Impactos gerados por diferentes formas de supressão da vegetação.....	13
FIGURA 4: Plantio de bananeiras gerando sombreamento para o cacau.....	15

TRABALHO 1

FIGURA 5: Mapa de localização da área de estudo.....	27
FIGURA 6: Estoque de COS (Mg ha^{-1}) no perfil de 0–100 cm em diferentes sistemas de uso do solo.....	33
FIGURA 7: Estoque de NT (Mg ha^{-1}) no perfil de 0–100 cm em diferentes sistemas de uso do solo.....	33
FIGURA 8: Estoque de COS (Mg ha^{-1}) por profundidade em diferentes sistemas de uso do solo.....	36
FIGURA 9: Estoque de NT (Mg ha^{-1}) por profundidade em diferentes sistemas de uso do solo.....	37
FIGURA 10: Relação C:N média em todos os sistemas de uso dos solos.....	40

TRABALHO 2

FIGURA 11: Mapa de localização da área de estudo.....	55
---	----

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1: Principais tipos de serviços ecossistêmicos.....7

QUADRO 2: Principais mecanismos de flexibilização de desenvolvimento limpo.....18

TRABALHO 1

QUADRO 3: Caracterização das áreas de amostragem.....28

TRABALHO 2

QUADRO 4: Caracterização dos sistemas agroflorestais.....56

LISTA DE TABELAS

TRABALHO 2

TABELA 1: Taxa média anual de acúmulo de C, valor monetário (R\$) por t CO ₂ e e custo dos projetos de RCE.....	62
TABELA 2: Fluxo de acumulado (R\$ ha ⁻¹) dos SAF de cacau e seringueira sem e com as RCE.....	63
TABELA 3: Indicadores econômicos avaliados.....	64

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Al - Alumínio

Am - Clima tropical úmido na classificação de Koppen

ANOVA - Análise de variância

B/C - Razão benefício/custo

BPE - Benefício periódico equivalente

°C - Grau em Célsius

C - Carbono

Ca - Cálcio

CDB - Convenção sobre a Diversidade Biológica

CIE - Comércio internacional de emissões

cm - Centímetro

cmol - Centimol

C:N - Relação/razão de carbono e nitrogênio

CO₂ - Dióxido de carbono

CO_{2e} - Dióxido de carbono equivalente

COS - Carbono orgânico dos solos

DIC - Delineamento inteiramente casualizado

dm - Decímetro

Ds - Densidade do solo

Ecs - Espessura da camada de solo

Fe - Ferro

FN - Floresta nativa

g - Grama

GEE - Gases do efeito estufa

ha - Hectare

IGP - Índice geral de preços

K - Potássio

kg - Quilograma

m - Metro

MDL - Mecanismos de desenvolvimento limpo

Mg - Magnésio
Mg - Megagrama
MO - Matéria orgânica
MS - Monocultivo de seringueira
N - Nitrogênio
NPK - Fórmula que contém Nitrogênio, Fósforo e Potássio
NT - Nitrogênio total
pH - Potencial hidrogeniônico, indica o grau de acidez ou alcalinidade
pmm – Predictive Mean Maching (Pareamento pela Média Preditiva)
PBD - Payback descontado
PSA - Pagamentos por Serviços Ambientais
RCE - Redução certificada de emissões
REDD - Redução de emissões por desmatamento e degradação
SAF - Sistema agroflorestal
SAF-D - Sistema agroflorestal que usou trator e fogo na supressão da vegetação
SAF- M - Sistema agroflorestal que usou motosserras na supressão da vegetação
SAF-T - Sistema agroflorestal que usou trator na supressão da vegetação
SB% - Saturação de bases
t – Tonelada
TIR - Taxa interna de retorno
TMA - Taxa mínima de atratividade
VPL - Valor presente líquido

RESUMO

BONNA; Joyce Luiza; Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Fevereiro de 2026. ESTOQUE E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CARBONO DO SOLO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CACAU E SERINGUEIRA NO SUL DA BAHIA, BRASIL. Orientadora: Prof. ^a. D.Sc. Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues; Coorientador: Prof. D.Sc. Paulo Henrique Marques Monroe.

Os sistemas agroflorestais (SAF) têm se destacado como estratégias agrícolas capazes de conciliar produção, conservação ambiental e mitigação das mudanças climáticas, sobretudo por meio do aumento dos estoques de carbono orgânico do solo (COS). Este estudo avaliou os estoques de COS e nitrogênio total (NT) e a viabilidade econômica de três SAF de cacau e seringueira implantados há cerca de dez anos no Sul da Bahia, sob diferentes métodos de supressão da vegetação: uso de motosserra (SAF-M), uso de trator de esteira (SAF-T) e a combinação de trator de esteira e fogo (SAF-D). Como áreas de referência, foram avaliadas uma floresta nativa (FN) e um monocultivo de seringueira (MS) com mais de 40 anos. Amostras de solo foram coletadas em camadas até 100 cm de profundidade para a determinação das densidades e dos teores de C e N, determinados por combustão seca em um analisador elementar automatizado. Nos SAF, as amostras foram coletadas nas linhas de cacau e nas linhas de seringueira. A valoração do carbono estocado baseou-se nos preços médios dos mercados voluntários de C em 2024–2025, e os fluxos de caixa foram projetados para um horizonte de 20 anos. A viabilidade econômica foi avaliada por meio do valor presente líquido (VPL), da razão benefício/custo (B/C), taxa interna de retorno (TIR), benefício periódico equivalente (BPE) e *payback* descontado. Os resultados demonstraram que as técnicas de implantação influenciaram significativamente os estoques de COS e NT mesmo após cerca de uma década, sendo o manejo menos intensivo (SAF-M) aquele que apresentou os maiores estoques no perfil total (195,63 Mg ha⁻¹), alcançando valores comparáveis aos das áreas de referência (173,35-195,39 Mg ha⁻¹). Embora tenha ocorrido recuperação de COS e NT na camada superficial em todos os sistemas, os impactos negativos do manejo inicial persistiram nas camadas subsuperficiais, especialmente no SAF-D, indicando degradação prolongada da matéria orgânica (MO) em profundidade. A análise econômica

avaliou cenários com e sem a comercialização de reduções certificadas de emissões (RCE) ao longo de um período de 20 anos. Os estoques de COS foram convertidos em dióxido de carbono equivalente (CO_2e), e a valoração baseou-se nos preços médios dos mercados voluntários de carbono em 2024–2025 (US\$ 10,00 por t CO_2e). A viabilidade econômica foi avaliada por meio do valor presente líquido (VPL), da razão benefício/custo (B/C) e do benefício periódico equivalente (BPE). Todos os SAF apresentaram viabilidade econômica em ambos os cenários. Contudo, os sistemas sob manejo menos intensivo (SAF-M) exibiram melhor desempenho econômico (Valores médios no cenário intermediário: VPL = R\$ 205.1010,68, B/C = 3,6, BPE = R\$ 22.247,79), associado a maiores taxas médias anuais de acúmulo de COS ($24,45 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A incorporação da comercialização de créditos de carbono ao fluxo de caixa manteve a TIR em níveis elevados e o PBD dentro de faixas muito boas a aceitáveis para sistemas agroflorestais. Além disso, aumentou os indicadores econômicos VPL, razão B/C e BPE, evidenciando redução dos riscos do investimento e ampliando os retornos financeiros para o produtor rural.

Palavras-chave: sequestro de carbono, manejo do solo, agricultura sustentável, créditos de carbono, serviço ecossistêmico.

ABSTRACT

BONNA; Joyce Luiza; Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. February, 2026. SOIL CARBON STOCKS AND ECONOMIC VALUATION IN COCOA AND RUBBER TREE AGROFORESTRY SYSTEMS IN SOUTHERN BAHIA, BRAZIL. Advisor: Prof. D.Sc. Emanuela Forestieri da Gama-Rodrigues. Co-advisor: Prof. D.Sc. Paulo Henrique Marques Monroe.

Agroforestry systems (AFS) have emerged as agricultural strategies capable of reconciling production, environmental conservation, and climate change mitigation, particularly through increasing soil organic carbon (SOC) stocks. This study evaluated SOC and total nitrogen (TN) stocks, as well as the economic viability of three cocoa–rubber agroforestry systems established approximately ten years ago in southern Bahia, Brazil, under different vegetation suppression methods: chainsaw use (AFS-M), bulldozer use (AFS-T), and a combination of bulldozer and burning (AFS-D). As reference areas, a native forest (NF) and a rubber monoculture (RM) over 40 years old were also assessed. Soil samples were collected down to 100 cm depth to determine bulk density and C and N contents, which were measured by dry combustion using an automated elemental analyzer. In the AFS, samples were collected along both cocoa and rubber tree rows. The valuation of stored carbon was based on average prices from voluntary carbon markets in 2024–2025, and cash flows were projected over a 20-year horizon. Economic feasibility was assessed using net present value (NPV), benefit–cost ratio (B/C), internal rate of return (IRR), equivalent annual benefit (EAB), and discounted payback period. The results showed that establishment techniques significantly influenced SOC and TN stocks even after approximately a decade. The least intensive management system (AFS-M) exhibited the highest total profile stocks ($195.63 \text{ Mg ha}^{-1}$), reaching values comparable to those of the reference areas ($173.35\text{--}195.39 \text{ Mg ha}^{-1}$). Although SOC and TN recovery occurred in the surface layer across all systems, the negative impacts of initial management persisted in subsurface layers, particularly in AFS-D, indicating prolonged degradation of soil organic matter (SOM) at depth. The economic analysis considered scenarios both with and without the commercialization of certified emission reductions (CERs) over a 20-year period. SOC stocks were converted into carbon dioxide equivalent (CO_2e),

and valuation was based on average voluntary carbon market prices for 2024–2025 (US\$ 10.00 per t CO₂e). Economic viability was evaluated using NPV, B/C ratio, and EAB. All AFS were economically viable under both scenarios. However, systems under less intensive management (AFS-M) showed superior economic performance (mean values: NPV = R\$ 2,051,010.68, B/C = 3.6, EAB = R\$ 22,247.79), associated with higher average annual SOC accumulation rates (24.45 t C ha⁻¹ year⁻¹). The inclusion of carbon credit commercialization in the cash flow-maintained IRR at high levels and the discounted payback period within very good to acceptable ranges for agroforestry systems. Additionally, it increased key economic indicators (NPV, B/C ratio, and EAB), demonstrating a reduction in investment risk and enhancing financial returns for rural producers.

Keywords: carbon sequestration, soil management, sustainable agriculture, carbon credits, ecosystem service.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Desde o surgimento da agricultura, a humanidade passou por uma profunda transformação. Ao possibilitar a sedentarização e a produção sistemática de alimentos, a agricultura se consolidou como uma das maiores conquistas da civilização humana (Alves, Rezende & Rojas, 2021). O homem foi dominando cada vez mais os sistemas produtivos, mas simultaneamente a este processo, a humanidade também foi crescendo, assim como a demanda por alimentos. Entretanto, esse crescimento veio acompanhado da intensificação da exploração dos recursos naturais, resultando em diversos impactos ambientais, como as alterações climáticas (Lima, 2013).

A agricultura está intrinsecamente ligada à crise climática, uma vez que a conversão de sistemas naturais em áreas agrícolas provoca a supressão da vegetação nativa, alterando a qualidade dos solos e liberando grandes quantidades de gases previamente estocados na biomassa vegetal e nos solos, como o dióxido de carbono (CO₂) (Lal, 2015; Sanderman *et al.*, 2017; Huang *et al.*, 2024). Embora as plantas cultivadas em sistemas convencionais também realizem fotossíntese, a capacidade de sequestro de carbono (C) nesses sistemas em geral é muito inferior à dos ecossistemas naturais que substituem (OECD, 2022; Ghimirey *et al.*, 2025).

Apesar disso, já existem alternativas agrícolas que buscam conciliar a produção agropecuária com a conservação ambiental. Nesse contexto, os sistemas agroflorestais (SAF) destacam-se como um dos modelos mais eficientes e sustentáveis de uso da terra. Inspirados na estrutura e no funcionamento das florestas naturais, os SAF promovem o uso mais eficiente do espaço, favorecem a diversificação de espécies e contribuem para a manutenção de elevados níveis de biodiversidade (Assis-Júnior *et al.*, 2003; Maggiotto *et al.*, 2014).

A região Sul da Bahia é um exemplo emblemático da adoção de SAF em larga escala. De acordo com a SEPLAN BAHIA (2021), a Bahia é o segundo maior produtor de cacau do país, com uma área de cultivo que abrange cerca de 450 mil hectares (ha), dos quais aproximadamente 70% estão inseridos em SAF. Historicamente, a recuperação da lavoura cacaueira no Sul da Bahia, após a devastação causada pela praga vassoura-de-bruxa nos anos 80, foi impulsionada pela implementação de SAF consorciando cacau e seringueira. Essa substituição da monocultura é considerada

ecologicamente mais vantajosa, pois a seringueira provê o sombreamento necessário aos cacaueiros clonados resistentes à praga (Maggiotto *et al.*, 2014). Os SAF locais também contribuem significativamente para o sequestro de C destacado em vários estudos realizados na região (Gama-Rodrigues *et al.*, 2010; Monroe *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019).

O solo é um dos principais reservatórios de C do planeta, armazenando quantidades superiores às da vegetação e da atmosfera (Gama-Rodrigues *et al.*, 2022). A perda de carbono orgânico do solo (COS) está, em geral, associada à agricultura convencional, que reduz a biomassa vegetal e radicular e acelera a decomposição da matéria orgânica (MO) (Bayer, 2011). Por outro lado, práticas conservacionistas que minimizam a mobilização do solo e mantêm a serapilheira favorecem a conservação e o acúmulo de COS (Singh *et al.*, 2023).

No contexto brasileiro, sistemas conservacionistas, como os SAF, apresentam taxas médias de acúmulo anual de C variando entre 0,3 e 2,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Fronza *et al.*, 2024). No Sul da Bahia, SAF com cacau e seringueira mantêm estoques totais de COS entre 150 e 220 Mg ha⁻¹ no perfil de 0–100 cm, valores comparáveis aos observados em florestas nativas (Oliveira, 2016).

Considerando que o sequestro e a estabilização do C no solo estão fortemente associados à disponibilidade e à ciclagem do nitrogênio (N), a avaliação do nitrogênio total (NT) constitui um indicador complementar da qualidade do solo e do funcionamento de seus processos biogeoquímicos (Six *et al.*, 2002; Craine *et al.*, 2015).

Além dos benefícios ambientais, os SAF se destacam pela provisão de serviços ecossistêmicos, como o sequestro de C, com potencial para a geração de reduções certificadas de emissões (RCE), passíveis de comercialização em mercados de créditos de carbono (Hespanhol, 2020; Farias *et al.*, 2022). Esses mercados possibilitam que empresas, governos, organizações ou indivíduos adquiram créditos provenientes de práticas sustentáveis, seja para compensar emissões de gases de efeito estufa (GEE) por reconhecerem sua responsabilidade socioambiental ou para atender metas voluntárias de sustentabilidade (Probst *et al.*, 2024).

Apesar do elevado potencial dos SAF para o sequestro e o armazenamento de C, a eficiência desses processos é fortemente condicionada às práticas de manejo adotadas durante a implantação e a condução dos sistemas. Manejos altamente perturbadores, como a supressão intensa da vegetação, tendem a reduzir os estoques

de COS, enquanto práticas conservacionistas podem promover incrementos de até 30,6% em comparação a sistemas convencionais (Singh *et al.*, 2023). Tais perturbações também afetam o ciclo do N, ao reduzir a atividade da biota do solo e a fixação biológica, além de intensificar processos de volatilização e lixiviação, com reflexos diretos nas taxas de decomposição do C (Lyu *et al.*, 2024).

Apesar dos avanços nas pesquisas com sistemas agroflorestais, ainda persistem lacunas quanto à influência do tempo de implantação (idade) e das práticas de manejo sobre os estoques de C e N ao longo do tempo. Nesse sentido, esta pesquisa se justifica por contribuir para o aprofundamento do conhecimento científico e para a orientação de práticas agrícolas mais sustentáveis, reconhecendo que estratégias produtivas capazes de conciliar produção e conservação ambiental são fundamentais para garantir a sustentabilidade ecológica, climática e social na agricultura.

Diante do exposto, este estudo buscou responder às seguintes questões: 1) *SAF de cacau e seringueira de diferentes idades e estabelecidos após a supressão total da vegetação inicial por diferentes técnicas apresentam variações significativas nos estoques de COS e NT?* 2) *Como os estoques de COS e NT estão distribuídos no perfil de solo (0-100 cm) desses sistemas?* 3) *Há diferenças de estoques de COS e NT entre as linhas de cacau e as linhas de seringueira dos SAF?* 4) *Qual é a magnitude dos riscos e/ou benefícios econômicos para o produtor que investe em SAF de cacau e seringueira na região Sul da Bahia?* 5) *A inclusão da comercialização de créditos de carbono gerados nesses sistemas promove alterações economicamente significativas nos resultados do produtor?*

Assim, este estudo teve como objetivos: (i) avaliar o efeito das diferentes formas de supressão da vegetação inicial, empregadas na implantação de SAF de cacau e seringueira de diferentes idades, sobre os estoques de COS e NT após aproximadamente uma década de estabelecimento; e (ii) estimar os riscos e benefícios econômicos associados ao investimento nesses SAF no Sul da Bahia, considerando a valoração monetária dos estoques de C e o potencial de geração de créditos de carbono.

Para tanto, os estoques de COS e NT foram quantificados até 100 cm de profundidade em três SAF de cacau e seringueira no Sul da Bahia, sendo comparados entre si e em relação a dois sistemas de referência: uma área de floresta nativa (FN) e um monocultivo antigo de seringueira (MS). Analisaram-se as diferenças na

distribuição dos estoques de COS e NT ao longo do perfil do solo, bem como entre as linhas de cacau e de seringueira nos SAF. Mensurou-se a taxa média anual de acúmulo de COS nos três SAF avaliados. Em seguida, realizou-se a valoração econômica dos estoques de C identificados nesses sistemas como um serviço ecossistêmico, visando avaliar o impacto da comercialização de créditos de carbono sobre a viabilidade econômica dos SAF, considerando cenários sem e com a inclusão dos créditos de carbono no fluxo financeiro.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Aquecimento global

Vários fatores influenciam na formação dos climas distribuídos sobre o globo terrestre, incluindo: a intensidade da energia solar incidente, que varia com a latitude e altera o balanço radiativo da superfície e da atmosfera; a distribuição de superfícies terrestres e aquáticas, que controlam a absorção e reflexão da radiação; e as características do relevo e da atmosfera terrestre, que modulam os fluxos de energia e a circulação atmosférica em diferentes escalas (IPCC, 2001; Roca-Fernández *et al.*, 2025).

Sobre a influência da atmosfera no clima, é importante destacar que ela é composta por uma mistura de gases e aerossóis que controlam a quantidade de radiação solar que entra e a quantidade de energia térmica que retorna para o espaço. Embora a atmosfera terrestre seja relativamente transparente à maior parte da radiação solar que chega à superfície terrestre, ela possui alta capacidade de absorver a radiação reemitida pela Terra (Cerri e Cerri, 2007).

Esse mecanismo diferencial de absorção fundamenta o efeito estufa, fenômeno natural e essencial para a manutenção de temperaturas compatíveis com a vida no nosso planeta. A literatura recente reforça que alterações na concentração de gases de efeito estufa modificam o balanço radiativo do sistema climático e, consequentemente, os padrões de temperatura e circulação atmosférica (Lu, 2023). Entre os principais agentes desse processo estão o vapor d'água, o ozônio, o CO₂ e as nuvens, de modo que mudanças em suas concentrações podem intensificar ou atenuar o efeito estufa (Thornhill *et al.*, 2021).

Nesse contexto, ressalta-se que a distinção das alterações climáticas que são de origem antrópica daquelas que são de origem natural não é uma tarefa simples. Em escala local, é amplamente reconhecido que o ser humano pode interferir diretamente no clima ao modificar o uso e a cobertura da terra, alterar a composição do ar ou transformar paisagens naturais. Já em escala global, essa separação se torna mais complexa, pois tendências climáticas regionais podem divergir dos padrões médios planetários. Assim, enquanto a temperatura ou a precipitação podem diminuir

em uma determinada área ao longo do tempo, em outra região podem apresentar tendência oposta (Ayoade, 2010).

Historicamente, a relação entre gases atmosféricos e temperatura terrestre começou a ser formulada no século XIX, quando Joseph Fourier propôs que a atmosfera atuava como um regulador térmico do planeta. Posteriormente, em 1896, Svante Arrhenius identificou o CO₂ como um importante controlador climático. Já em 1957, Roger Revelle e Hans Suess chamaram atenção para o aumento das concentrações de CO₂ na atmosfera devido às atividades humanas, antecipando debates que se tornariam centrais na climatologia moderna décadas depois (Gomes, 2018).

A teoria do aquecimento global baseia-se na hipótese de que as atividades humanas (especialmente a queima de combustíveis fósseis para indústria, transporte e geração de energia, além do desmatamento e das queimadas) têm elevado de forma anormal a temperatura média do planeta. Esse aquecimento está associado a uma série de impactos ambientais e socioecológicos, como secas mais frequentes em algumas regiões, eventos de chuva extrema em outras, redução da biodiversidade, derretimento de calotas polares e elevação do nível médio dos oceanos (CNA, 2012). Pesquisas recentes indicam que com as novas formas de se estimar o efeito dos GEE no aquecimento do planeta será ainda mais desafiador atingir as metas climáticas internacionais (Farago *et al.*, 2025).

No âmbito político-institucional, um marco importante ocorreu em 1997, durante a 3ª conferência das partes da convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima, realizada em Quioto, Japão. Nessa ocasião foi criado o Protocolo de Quioto, a primeira iniciativa global com metas quantitativas de redução das emissões de GEE (Gomes, 2018).

Independente das incertezas sobre a magnitude das contribuições naturais e antrópicas para as mudanças climáticas, o conjunto de evidências científicas atuais aponta para uma influência humana significativa sobre o sistema climático. Diante disso, e considerando os potenciais riscos associados ao aquecimento global, incluindo impactos irreversíveis sobre ecossistemas e sociedades humanas, a interferência antrópica no clima não pode ser desconsiderada.

2.2 Serviços ecossistêmicos

De acordo com a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), os ecossistemas constituem um complexo dinâmico de comunidades vegetais e animais, bem como o seu meio inorgânico que interagem como uma unidade funcional. Nos ecossistemas ocorrem processos diversos que resultam das interações entre os seus componentes bióticos e abióticos, e que garantem a sobrevivência das espécies no planeta, além de proverem bens e serviços que satisfazem as necessidades humanas (MMA, 2012). As funções dos ecossistemas que atendem as necessidades da sociedade podem ser definidas como serviços ecossistêmicos e esses podem ser divididos em quatro tipos principais, como detalhado no Quadro 1:

Quadro 1: Principais tipos de serviços ecossistêmicos

Tipo:	Características:
<i>Serviços de provisão ou abastecimento</i>	Relacionados com a capacidade dos ecossistemas em prover bens, como: alimentos, matérias-primas, fontes de energia, medicamentos, recursos genéticos e água.
<i>Serviços reguladores</i>	Relacionados a processos naturais que regulam as condições ambientais que sustentam a vida humana, como: purificação do ar, regulação do clima, purificação e regulação do ciclo das águas, controle de enchentes e de erosão, controle de pragas e doenças.
<i>Serviços culturais</i>	Relacionados com os benefícios recreacionais, educacionais, estéticos e espirituais oferecidos pelos ecossistemas.
<i>Serviços de suporte</i>	Relacionados aos processos naturais necessários para que os outros serviços existam, como a ciclagem de nutrientes, a produção primária, a formação de solos, a polinização e a dispersão de sementes.

Fonte: adaptação de MMA (2012) e MinasBio (2020).

Tanto comunidades urbanas quanto rurais dependem de serviços ecossistêmicos, na realidade, toda a humanidade depende deles, embora os diferentes benefícios gerados possam ter níveis distintos de importância e abrangência. A mitigação das mudanças climáticas, por exemplo, constitui um benefício de escala global, pois seus impactos podem afetar todo o planeta, enquanto o controle de processos erosivos possui efeitos mais localizados (MMA, 2012). Nesse

sentido, para serviços ecossistêmicos que beneficiam a sociedade como um todo, os custos envolvidos na adaptação dos setores produtivos devem ser compartilhados, de modo a incentivar produtores a adotarem tecnologias e formas de manejo mais sustentáveis (Amado & Nicoloso, 2010).

A formação de mercados para serviços ecossistêmicos está relacionada tanto à magnitude quanto à escala dos impactos e benefícios a serem gerados para a sociedade. O que explica, por exemplo, a disposição de se pagar por serviços ecossistêmicos relacionados à mitigação das mudanças climáticas por se tratar de um serviço de relevância global (Salzman *et al.*, 2018).

2.3 Estoque e sequestro de carbono nos solos

Os principais compartimentos de C na Terra são os oceanos, a atmosfera, as formações geológicas e os ecossistemas terrestres, que englobam a biota e os solos (Figura 1). Entre esses compartimentos, os oceanos constituem o maior reservatório de C. Em seguida, destacam-se os solos, que podem armazenar até quatro vezes mais C do que a vegetação e, na forma de MO, de duas a três vezes mais C do que a própria atmosfera (Gama-Rodrigues *et al.*, 2022).

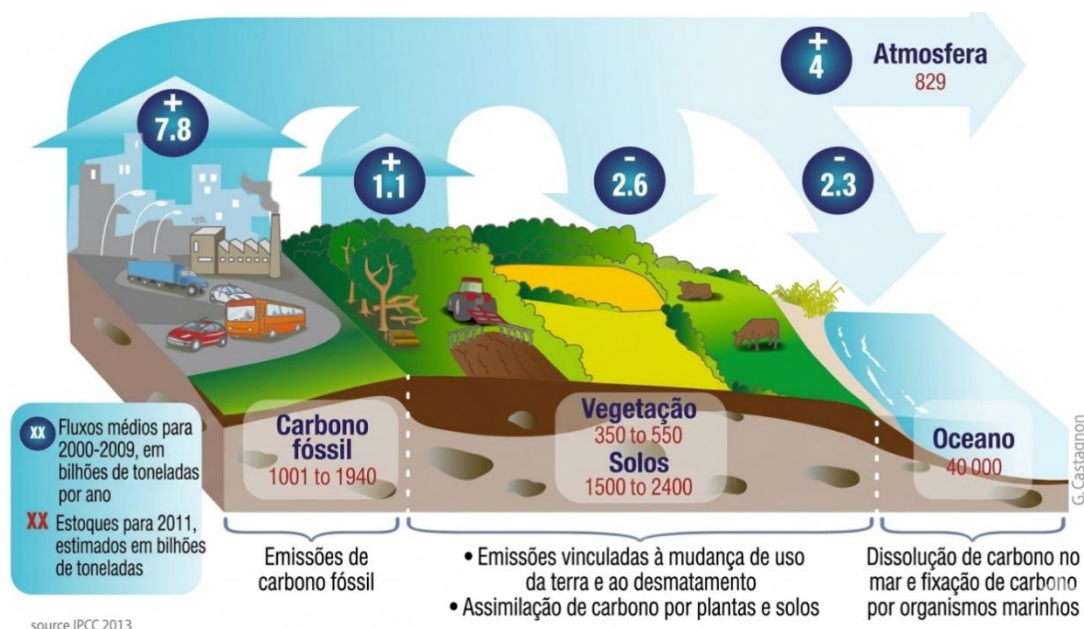


Figura 1: Estoques e fluxos de carbono em escala global. Fonte: Ademe (2015). Traduzido para o português com suporte de ferramentas de inteligência artificial (Gemini).

Os estoques de COS são regulados por diversos fatores, incluindo o clima, a cobertura vegetal, o tipo de solo e as práticas de manejo (Lal, 2022). A redução desses estoques está geralmente associada à substituição da vegetação nativa por sistemas agrícolas convencionais, que promovem menor aporte de biomassa aérea e radicular e aumentam a taxa de decomposição da MO (Bayer, 2011).

Em contrapartida, práticas de manejo conservacionistas podem aumentar a capacidade dos solos de armazenar o C. Estratégias que minimizam a mobilização do solo e mantêm cobertura permanente com resíduos vegetais, como o plantio direto, favorecem o acúmulo de COS ao reduzir a decomposição da MO e estimular a atividade biológica do solo (Amado & Nicoloso, 2010). Nesse contexto, Minasny *et al.* (2017) estimaram taxas médias de sequestro de C associadas a diferentes práticas, destacando o reflorestamento ($0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), a conversão de pastagens ($0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), a aplicação de corretivos orgânicos ($0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o cultivo mínimo ou nulo ($0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

O sequestro de C no solo baseia-se no aumento da permanência do C em compartimentos terrestres, reduzindo sua liberação para a atmosfera. Esse processo ocorre principalmente por meio do incremento dos estoques de COS, de sua melhor distribuição ao longo do perfil do solo e do aumento de sua estabilidade (Carvalho *et al.*, 2008). A estabilização pode ser compreendida como a redução do risco de perda da MO do solo por processos como respiração microbiana, erosão ou lixiviação (Sollins *et al.*, 1996).

Entre os mecanismos de estabilização do COS destaca-se a proteção física proporcionada pelos agregados do solo, que limitam o acesso dos microrganismos decompositores à MO. A formação e a preservação desses agregados são favorecidas pelo desenvolvimento radicular das plantas, pelo aporte contínuo de resíduos orgânicos e pela manutenção da cobertura vegetal, além da redução da mobilização do solo, que minimiza processos erosivos e o efeito direto do impacto das gotas de chuva (Amado & Nicoloso, 2010). Adicionalmente, a estabilidade da MO é influenciada por transformações químicas mediadas por microrganismos, que geram compostos mais recalcitrantes, e por interações físico-químicas entre a MO e minerais do solo, especialmente em solos ricos em argilas e carbonatos (Ademe, 2015).

Diante da elevada capacidade dos solos em armazenar C, o aumento dos estoques de COS tem sido amplamente reconhecido como uma estratégia relevante de mitigação das mudanças climáticas. Nesse contexto, a iniciativa internacional “4

por 1.000”, lançada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas de 2015, propõe um aumento anual médio de 0,4% nos estoques globais de C do solo, com potencial para compensar parte significativa das emissões antrópicas de C (Minasny *et al.*, 2017). O objetivo central dessa iniciativa é estimular práticas agrícolas que promovam o sequestro de C (Oliveira *et al.*, 2019).

Entretanto, a viabilidade dessa iniciativa apresenta limitações importantes. Em regiões onde os solos já possuem altos estoques de COS, pode ser difícil promover novos aumentos, pois esses sistemas podem estar próximos de um estado de equilíbrio. Por outro lado, em áreas com estoques muito baixos, como em algumas regiões da Índia, as altas temperaturas aceleram a decomposição da MO, dificultando o acúmulo de C no solo. E, em solos orgânicos, como as turfeiras, o aumento do teor de C é pouco viável, nesses casos, a prioridade deve ser a conservação e restauração da vegetação natural, evitando perdas adicionais (Minasny *et al.*, 2017).

Apesar dessas limitações, as taxas de sequestro de C tendem a seguir padrões semelhantes em diferentes regiões e tipos de manejo. Ademais, o tempo de implementação das práticas de manejo também exerce influência significativa sobre o acúmulo de C, sendo os maiores incrementos observados nos primeiros cinco anos, com redução progressiva após 20 anos e tendência à estabilização após aproximadamente 40 anos. Por fim, Minasny *et al.* (2017) sugerem que uma forma de incentivar práticas sustentáveis de manejo do solo seria tratar o C do solo como um recurso econômico, o que já vem sendo viabilizado por meio dos mercados de créditos de carbono.

2.4 Sistemas agroflorestais de cacau e seringueira

Nas últimas décadas, a agricultura tem passado por uma transformação que reforça seu caráter multifuncional. Além de seu papel tradicional na produção de alimentos, o setor agrícola tem se consolidado como fonte de energia renovável, contribuído para a manutenção da qualidade dos recursos naturais e se apresentado como uma alternativa relevante para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (Amado e Nicoloso, 2010).

Nesse contexto, os SAF destacam-se como modelos de produção sustentáveis e integrados, que combinam árvores com culturas agrícolas (perenes ou anuais) e/ou criação de animais em um mesmo espaço produtivo (Assis-Júnior *et al.*, 2003). Essa

diversificação estrutural e funcional favorece a conservação da biodiversidade e, simultaneamente, possibilita a geração de diversos bens, como frutos, madeira, resinas, óleos e borracha. Além disso, os SAF desempenham importantes funções ambientais ao prover serviços ecossistêmicos, como a proteção dos ciclos biogeoquímicos e dos recursos hídricos, o aumento da estocagem de C e biomassa e a otimização do uso do espaço agrícola (Assis-Júnior *et al.*, 2003; Farias *et al.*, 2022).

Do ponto de vista ecológico e edáfico, os SAF caracterizam-se por elevada produção de biomassa, tanto na parte aérea quanto no sistema radicular. As espécies arbóreas, em particular, desenvolvem raízes mais profundas, ampliando a exploração do perfil do solo e a reciclagem de nutrientes (Salgado *et al.*, 2019). Paralelamente, esses sistemas contribuem para a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, reduzem processos erosivos, aumentam a ciclagem de nutrientes e promovem maior aporte de MO ao solo (Maggiotto *et al.*, 2014).

Além dos benefícios ambientais, os SAF apresentam relevância social e econômica, especialmente para a agricultura familiar. Por serem adaptáveis a diferentes realidades produtivas e promoverem sistemas mais equilibrados ecologicamente, esses sistemas têm se mostrado competitivos (Kitamura & Rodrigues, 2001).

Entre os diferentes arranjos agroflorestais, os SAF com cacau (*Theobroma cacao*) têm recebido destaque devido à sua elevada deposição de serapilheira no solo. Estudos indicam que esses sistemas podem apresentar estoques de C de até 300 Mg ha⁻¹ nos primeiros 100 cm de solo, valores comparáveis aos observados em florestas nativas (Gama-Rodrigues *et al.*, 2011). A seringueira (*Hevea brasiliensis*), por sua vez, tem sido amplamente utilizada como espécie de sombreamento no cultivo do cacau. Isso se deve ao seu alto valor econômico, associado à produção de látex, mel e madeira, bem como ao seu rápido crescimento e à sua capacidade de manter um aporte contínuo de serapilheira ao solo, sem comprometer a produtividade do cacau (Marques *et al.*, 2012). Estudos compilados por Salgado *et al.* (2019) indicam que a seringueira pode sequestrar entre 60,1 e 181,07 Mg ha⁻¹ no solo, evidenciando seu potencial para a mitigação das mudanças climáticas por meio do sequestro de C. Nesse sentido, a associação entre cacaueiro e seringueira (Figura 2) tem se mostrado bastante vantajosa.



Figura 2: Sistema de agrofloresta de cacau e seringueira na fase madura. Fonte: Gama-Rodrigues, 2022.

2.5 Impactos das práticas de manejo nos estoques de carbono dos solos

A forma como o solo é manejado exerce forte influência sobre o acúmulo ou a perda de C orgânico, constituindo um fator determinante para a sustentabilidade agroambiental. De modo geral, o preparo convencional do solo, caracterizado por aração e gradagem frequentes, promove a quebra de agregados estáveis e expõe a MO à ação de microrganismos decompositores. Como consequência, há aceleração da mineralização e redução dos estoques de C do solo, podendo resultar em perdas de até $0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Six *et al.*, 2000).

Em áreas de pastagem, os estoques de C também estão intimamente relacionados às práticas de manejo adotadas. Pastagens mal manejadas ou degradadas tendem a apresentar redução da cobertura vegetal, maior compactação do solo e aumento da suscetibilidade à erosão, fatores que contribuem para a diminuição dos estoques de C e maior liberação de CO_2 para a atmosfera (Maia *et al.*, 2009). Em contrapartida, pastagens bem manejadas, com adequada cobertura vegetal e eficiente ciclagem de nutrientes, podem favorecer o acúmulo de C, sobretudo nas camadas superficiais do solo (Maia *et al.*, 2009).

O uso de sistemas de irrigação e fertilização, se bem planejadas e executadas, tendem a aumentar a produtividade vegetal e a entrada de resíduos orgânicos, contribuindo positivamente para os estoques de C dos solos, mas se mal executadas, como quando há um excesso de revolvimento dos solos, podem estimular a decomposição da MO diminuindo esses estoques (Six *et al.*, 2002).

A remoção da vegetação com o uso de tratores acarreta a perda da camada superficial do solo (Figura 3), rica em MO e nutrientes, além de eliminar grande parte das raízes, que representam importantes reservatórios de C (Van Der Ploeg *et al.*, 2006). Adicionalmente, a mecanização pesada pode induzir a compactação do solo, reduzindo a porosidade, a infiltração de água e a aeração. Essas alterações físicas limitam a atividade biológica e comprometem processos fundamentais para a estabilização do C no solo (Hakansson & Reeder, 1994; Jastrow & Miller, 1997; Six *et al.*, 2000).



Remoção da camada superficial dos solos ao retirar vegetação com trator de esteira.



Queimada de vegetação e materiais presentes na camada superficial dos solos.



Retirada da vegetação com motosserras deixando resquícios de troncos e raízes nos solos.

Figura 3: Impactos gerados por diferentes formas de supressão da vegetação. Fonte: feito por Joyce Bonna com auxílio de inteligência artificial (Chat-GPT).

O uso do fogo também pode causar impactos negativos sobre os estoques de COS. Durante a queima da vegetação, grande parte do C armazenado na biomassa é rapidamente convertida em gases de efeito estufa, como CO₂ e metano, sendo liberada para a atmosfera (Andreae & Merlet, 2001; Lal, 2005). Além disso, o fogo pode consumir a MO presente na camada superficial do solo (Figura 3) (Cochrane, 2003). O calor intenso gerado pela queima também afeta a biota e altera a estrutura física do solo, afetando a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção de água e, conseqüentemente, a eficiência no armazenamento de C (Certini, 2005).

A derrubada de árvores e arbustos com motosserras resulta na redução da cobertura vegetal e, portanto, na diminuição do C fixado no sistema solo-planta (Cochrane, 2003). Embora as raízes remanescentes no solo (Figura 3) continuem a armazenar C, é fundamental evitar sua exposição ao ambiente externo, pois sua decomposição acelerada liberaria C para a atmosfera (Houghton, 2007).

A revegetação de áreas previamente desmatadas pode promover o sequestro e a reposição de C no solo, mas esse processo depende fortemente do tipo de cobertura e das práticas de manejo adotadas. Em geral, a agricultura convencional, predominante em sistemas de monocultura, remove uma maior quantidade de cobertura vegetal e intensifica a perturbação do solo, resultando em menor armazenamento de C em comparação com coberturas naturais e manejos conservacionistas (Guo & Gifford, 2002; Powers *et al.*, 2011). Nesse contexto, Singh *et al.* (2023) demonstraram que solos sob manejo conservacionista apresentaram níveis de C 30,6% superiores aos observados em sistemas de agricultura convencional, evidenciando a eficácia dessas práticas no sequestro e na estabilização do C no solo.

Entre as práticas conservacionistas mais adotadas, destaca-se a rotação de culturas, que promove a alternância entre espécies com diferentes sistemas radiculares e padrões de deposição de resíduos. Essa diversidade aumenta o aporte de biomassa ao solo, favorece a formação de MO estável e contribui para o incremento dos estoques de C (Diekow *et al.*, 2005).

O plantio direto (ou cultivo mínimo) também se mostra eficaz, pois minimiza a mobilização do solo e mantém uma cobertura vegetal permanente, além de garantir a presença contínua de raízes vivas. Esses fatores reduzem a decomposição acelerada da MO e favorecem o acúmulo de C no solo (Sá *et al.*, 2001; Bayer *et al.*, 2006).

Nesse mesmo contexto, os sistemas agroflorestais (SAF) destacam-se por manter o solo permanentemente coberto e por fornecer resíduos orgânicos de forma contínua, sustentando estoques de C geralmente superiores aos de sistemas convencionais e, em alguns casos, comparáveis aos de ecossistemas naturais (Cerri *et al.*, 2007; Figueiredo *et al.*, 2018).

Um exemplo de manejo conservacionista adotado em um dos SAF da área de estudo foi o plantio estratégico de bananeiras antes do cacau. As bananeiras proporcionam sombreamento adequado ao cacau nos primeiros anos de desenvolvimento (Figura 4), além de contribuírem para a regulação da temperatura e da umidade do solo, criando um microclima favorável ao crescimento das plantas e reduzindo a incidência de plantas daninhas. Essa estratégia alinha-se aos princípios da agricultura de conservação, que preconizam mínima perturbação do solo, rotação de culturas e manutenção de resíduos vegetais para promover a saúde e a produtividade do solo (Dinesh *et al.*, 2024).



Figura 4: Plantio de bananeiras gerando sombreamento para o cacau. Fonte: feito por Joyce Bonna com auxílio de inteligência artificial (Chat-GPT).

Ressalta-se que a transição de sistemas agrícolas tradicionais para modelos mais sustentáveis pode exigir investimentos iniciais significativos. Contudo, esses custos tendem a ser compensados ao longo do tempo pelos benefícios econômicos e ambientais gerados aos agricultores e às comunidades locais (Raveloaritiana & Wanger, 2024). Entre esses benefícios, destacam-se a redução da dependência de insumos externos, o acesso a mercados que valorizam produtos sustentáveis e a melhoria da qualidade do solo, refletida no aumento da fertilidade, biodiversidade e resiliência dos sistemas produtivos (Katherasala, 2024; Gulaiya *et al.*, 2025).

2.6 Distribuição vertical dos estoques de carbono dos solos

Para compreender a relação entre a profundidade do solo e os estoques de C, é fundamental considerar os mecanismos responsáveis pelo transporte e pela estabilização do C nas camadas mais profundas do solo. O aporte de C ao subsolo ocorre por diferentes vias, incluindo a lixiviação de MO dissolvida, a translocação vertical de resíduos vegetais oriundos da superfície e a deposição direta de compostos provenientes das raízes (Rumpel & Kögel-Knabner, 2011). Práticas de manejo que favorecem esses processos, como o sistema de plantio direto e a manutenção da cobertura vegetal, tendem a promover o sequestro de C em maiores profundidades. Em contrapartida, manejos que dificultam ou interrompem esse fluxo, como o revolvimento intensivo do solo, geralmente resultam na redução do aporte de C às camadas subsuperficiais (Lal, 2005).

Além disso, a distribuição do C no subsolo não ocorre de forma homogênea, havendo acúmulo em zonas específicas ou microambientes fisicamente isolados. Essa segregação espacial limita o acesso dos microrganismos e a ação de suas enzimas decompositoras, constituindo um importante mecanismo de estabilização do C em profundidade. Como consequência, o C pode residir longos períodos no subsolo, alcançando até milênios (Schmidt *et al.*, 2011; Kleber *et al.*, 2011).

As raízes das plantas representam uma das principais fontes de C em profundidade, uma vez que, além da liberação de compostos orgânicos solúveis por exsudação, contribuem com resíduos radiculares mortos ao longo do perfil do solo (Rasse *et al.*, 2005; Rumpel & Kögel-Knabner, 2011). Ademais, o maior grau de lignificação do material radicular torna sua decomposição mais lenta, favorecendo o acúmulo e a manutenção do C nas camadas mais profundas do solo (Nair *et al.*, 2009).

Evidências indicam que a MO do subsolo é predominantemente derivada de microrganismos, diferentemente das camadas superficiais, onde há maior contribuição direta de resíduos vegetais. Essa mudança na origem da MO ao longo do perfil do solo é refletida pela diminuição da relação carbono/nitrogênio (Relação C:N) e pelo enriquecimento em isótopos estáveis de C, indicadores de intensas transformações microbianas. O C de origem microbiana tende a formar compostos mais complexos e recalcitrantes, com elevada afinidade por minerais do solo, sendo rapidamente adsorvido por minerais reativos. Esse processo, denominado estabilização organomineral, é considerado um dos principais mecanismos responsáveis pela persistência do C em profundidade no perfil do solo (Kleber *et al.*, 2007; Miltner *et al.*, 2012).

De modo geral, as camadas superficiais do solo apresentam maiores teores de MO, em função da deposição contínua de resíduos vegetais e animais (Barros *et al.*, 2013), bem como maior atividade microbiana, favorecida por condições mais adequadas de temperatura, umidade e disponibilidade de oxigênio (Lal, 2005). A elevada densidade de raízes nessas camadas também contribui para a estabilização do C, por meio da liberação de compostos que estimulam a formação de agregados, melhorando a estrutura do solo e protegendo o C da decomposição (Vicente *et al.*, 2019).

Apesar disso, as camadas mais profundas do solo também podem armazenar quantidades expressivas de C por longos períodos. Essa capacidade está associada às condições físico-químicas do subsolo, que favorecem a estabilização da MO. Entre

os principais mecanismos de estabilização destacam-se: as interações da MO com minerais reativos, especialmente óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al); a proteção física no interior dos agregados do solo; condições ambientais menos favoráveis à decomposição (como menor disponibilidade de oxigênio e nutrientes); e maior proporção de compostos microbianos recalcitrantes (Rumpel *et al.*, 2002; Six *et al.*, 2002).

Embora a biomassa microbiana seja geralmente menor no subsolo, os microrganismos presentes nessas camadas permanecem metabolicamente ativos. Inclusive, quando avaliada por unidade de biomassa, a atividade microbiana em subsuperfície pode ser comparável à observada nas camadas superficiais. Assim, mesmo em menor abundância, os microrganismos do subsolo desempenham papéis fundamentais tanto na decomposição quanto na estabilização da MO (Eilers *et al.*, 2012).

Estudos como o de Rumpel e Kögel-Knabner (2011) demonstram ainda que mudanças no uso da terra influenciam a dinâmica da MO no subsolo. Por exemplo, após a conversão de áreas agrícolas em pastagens, o C recente pode permanecer estabilizado em camadas profundas por até três décadas. No entanto, os mecanismos que regulam a retenção e a estabilidade da MO em subsolos ainda não são completamente compreendidos. A elucidação desses processos é essencial para o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável que ampliem a capacidade de sequestro de C nos solos.

2.7 Mecanismos de flexibilização e créditos de carbono

Diante das consequências adversas do aquecimento global, amplamente associado às atividades antrópicas, o Protocolo de Quioto instituiu os denominados mecanismos de flexibilização (Quadro 2). Esses instrumentos permitem que os países signatários cumpram suas metas de redução das emissões de GEE de forma mais eficiente e economicamente viável. Esses mecanismos permitem que as reduções de emissões ocorram em diferentes regiões do planeta, desde que os compromissos globais assumidos sejam efetivamente atendidos, favorecendo a implementação de tecnologias e práticas de mitigação e remoção de GEE, especialmente em países em desenvolvimento, com benefícios ambientais, sociais e econômicos associados.

Quadro 2: Principais mecanismos de flexibilização de desenvolvimento limpo

Mecanismo:	Descrição:
<i>Comércio internacional de emissões (CIE)</i>	Estabelece um mercado para a compra e venda do direito de emitir GEE, permitindo a comercialização do excedente de emissões reduzidas em relação às metas estabelecidas, de modo que países com superávit de reduções possam negociar com aqueles que excederam seus limites.
<i>Mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)</i>	Incentiva países sem metas obrigatórias de redução a desenvolver projetos de mitigação e/ou captura de GEE, em troca da geração de reduções certificadas de emissões (RCE), que podem ser utilizadas por países com metas compulsórias e negociadas no mercado de C. Também permite aos países desenvolvidos compensarem suas emissões por meio de financiamentos de projetos ambientais sediados em países em desenvolvimento.
<i>Redução de emissões por desmatamento e degradação (REDD)</i>	Visa recompensar financeiramente países em desenvolvimento pela redução de emissões provenientes do desmatamento e da degradação florestal, considerando também o manejo sustentável e o aumento dos estoques de C florestais.

Fonte: adaptação de dados de Gomes (2018) e Hespanhol (2020).

Nesse contexto, os SAF apresentam elevado potencial para a geração de reduções certificadas de emissões (RCE) passíveis de comercialização nos mercados de C, podendo representar uma fonte adicional de renda para os produtores rurais ou possibilitar o reinvestimento em tecnologias e práticas de manejo mais sustentáveis (Hespanhol, 2020).

Segundo Amado e Nicoloso (2010), o crédito de carbono representa uma tonelada de C permanente ou temporariamente armazenada no solo ou na vegetação induzidas pelo aprimoramento de práticas de manejo agrícola, ou ainda, emissões de GEE que foram evitadas, e devem ser expressas em dióxido de carbono equivalente (CO₂e). Ainda de acordo com esses autores, os mercados de carbono podem ser classificados em mercado voluntário, no qual a participação ocorre de forma espontânea e sem metas compulsórias de redução, e mercado regulatório ou obrigatório, caracterizado pela imposição de metas de redução de emissões. Em geral, os valores pagos por tonelada (t) de C sequestrado tendem a ser mais elevados no mercado regulado.

Embora não exista uma padronização internacional para os mercados de créditos de carbono, no Brasil destacam-se iniciativas voltadas à mitigação das emissões no setor agropecuário, como o Plano Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC), instituído pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. O Plano ABC é estruturado em sete programas, incluindo a recuperação de pastagens degradadas, a integração lavoura-pecuária-floresta e os sistemas agroflorestais, entre outros (MAPA, 2020).

Oliveira *et al.* (2021) ressaltam que o sequestro de C em SAF envolve a atuação de governos e empresas intensivas em emissões, que financiam sistemas produtivos capazes de gerar créditos de carbono utilizados na compensação parcial de suas emissões. Em contrapartida, produtores rurais, empresas e a sociedade civil demonstram crescente interesse nos recursos financeiros provenientes da comercialização desses créditos.

Por fim, Fernandes e Finco (2014) destacam que o sistema de créditos de carbono pode representar uma fonte relevante de recursos para os produtores agrícolas, embora sua efetividade econômica esteja diretamente condicionada aos valores praticados nas negociações das RCE.

2.8 Valoração econômica do estoque de carbono dos solos

A valoração econômica de um recurso ambiental ou serviço ecossistêmico consiste na estimativa de seu valor monetário em relação aos demais bens e serviços disponíveis na economia. Quando os custos e benefícios estão associados a bens e serviços transacionados no mercado, esse processo é relativamente simples, podendo ser expresso pelo somatório de gastos e receitas monetárias. No entanto, grande parte dos recursos e serviços ambientais não possui preços de mercado definidos, o que dificulta sua mensuração econômica. Além disso, os métodos de valoração devem ser compreendidos como instrumentos auxiliares ao processo de tomada de decisão, e não como medidas absolutas de valor.

Quando os custos da degradação ambiental não são internalizados por aqueles que a provocam, estabelece-se um padrão de apropriação do capital natural no qual os benefícios são apropriados por alguns agentes, enquanto os custos recaem sobre terceiros, incluindo as gerações futuras (Da Mota, 1997).

Embora o valor econômico dos recursos e serviços ambientais não seja diretamente observável no mercado, ele pode ser inferido a partir de seus atributos, associados ou não a algum tipo de uso. Nesse contexto, os SAF apresentam relevante contribuição ao fornecer valores de uso indireto, como a regulação dos ciclos biogeoquímicos e climáticos, a proteção dos recursos hídricos e da biodiversidade, além de atuarem como importantes sumidouros de C nos solos (Kitamura e Rodrigues, 2001).

A ausência de mecanismos de precificação adequados para o C estocado no solo reflete uma falha de mercado, na qual os benefícios do sequestro de C, caracterizado como um serviço ecossistêmico regulador (Quadro 1), não são plenamente internalizados pelos agentes econômicos. Nesse sentido, a valoração econômica do C do solo permite atribuir valor monetário às reduções ou remoções de dióxido de carbono equivalente (CO_2e), criando condições para sua incorporação em instrumentos econômicos voltados à mitigação das emissões de GEE, como os mercados regulados ou voluntários de créditos de carbono (Smith *et al.*, 2020).

Do ponto de vista metodológico, os métodos de valoração podem ser classificados em abordagens baseadas em funções de produção e em funções de demanda. Considerando que os benefícios associados ao C do solo se expressam principalmente na mitigação das emissões de GEE e na melhoria do bem-estar coletivo, sua valoração econômica enquadra-se predominantemente nos métodos baseados em funções de demanda, que estimam a disposição a pagar por reduções de emissões ou por serviços ambientais associados à estabilidade climática (Da Mota, 1997; Paustian *et al.*, 2016).

Nesse contexto, os SAF apresentam elevado potencial para a geração de benefícios climáticos mensuráveis. Quando convertidos em créditos de carbono, esses ativos reforçam o papel estratégico de tais sistemas em políticas de agricultura de baixo carbono (Sanderman *et al.*, 2017).

Portanto, a valoração econômica dos estoques de C em SAF de cacau e seringueira no Sul da Bahia ajuda a evidenciar externalidades positivas que, via de regra, são negligenciadas pelos mercados tradicionais. Ao atribuir valor monetário ao carbono estocado no solo, amplia-se a visibilidade dos serviços ecossistêmicos prestados pelos SAF, permitindo que esses benefícios sejam incorporados a instrumentos econômicos, como os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA).

Além de subsidiar estratégias de mitigação das mudanças climáticas, essa abordagem representa uma oportunidade de renda complementar para os agricultores locais. O incentivo financeiro favorece a manutenção e a expansão de modelos produtivos sustentáveis, consolidando cada vez mais as agroflorestas como uma alternativa produtiva capaz de conciliar a conservação ambiental ao fortalecimento da economia rural regional.

3. TRABALHOS

TRABALHO 1: Estoques de carbono e nitrogênio do solo em sistemas agroflorestais de cacau e seringueira sob diferentes práticas de manejo no Sul da Bahia, Brasil¹

RESUMO

Sistemas agroflorestais (SAF) são reconhecidos pelo potencial de aumentar os estoques de carbono orgânico do solo (COS) e promover a sustentabilidade produtiva. Este estudo quantificou os estoques de COS e nitrogênio total (NT) em três SAF de cacau e seringueira implantados há aproximadamente dez anos sob diferentes métodos de supressão da vegetação: motosserra (SAF-M), trator de esteira (SAF-T) e trator de esteira com uso do fogo (SAF-D). Como áreas de referência, avaliaram-se uma floresta nativa (FN) e um monocultivo de seringueira (MS) no Sul da Bahia. Amostras de solo foram coletadas em camadas até 100 cm de profundidade para a determinação das densidades e dos teores de C e N, determinados por combustão seca em um analisador elementar automatizado. Os resultados indicaram que as técnicas de implantação influenciaram os estoques de COS e NT mesmo há aproximadamente uma década. O manejo menos intensivo (SAF-M) apresentou os maiores estoques no perfil do solo (COS=195,63 Mg ha⁻¹ e NT=99,4 Mg ha⁻¹), superiores e/ou similares às áreas de referência (COS=184,37 Mg ha⁻¹ e NT=30,97 Mg ha⁻¹). Embora tenha havido recuperação superficial (0–10 cm) em todos os sistemas, os impactos negativos do manejo inicial persistiram nas camadas subsuperficiais (10–100 cm), especialmente nos sistemas com uso de trator de esteira e fogo (SAF-D, COS=149,41 Mg ha⁻¹ e NT=21,06 Mg ha⁻¹). Esses resultados evidenciam a importância de práticas de implantação menos intensivas para a conservação da matéria orgânica do solo em SAF tropicais.

PALAVRAS-CHAVE: sequestro de carbono, matéria orgânica do solo, agricultura sustentável, *Theobroma cacao*, *Hevea brasiliensis*.

¹ Artigo publicado na revista Observatorio De La Economía Latinoamericana em fevereiro de 2026.

Soil carbon and nitrogen stocks in cocoa and rubber agroforestry systems under different management practices in Southern Bahia, Brazil.

ABSTRACT

Agroforestry systems (AFS) are recognized for their potential to increase soil organic carbon (SOC) stocks and promote productive sustainability. This study quantified SOC and total nitrogen (TN) stocks in three cocoa–rubber agroforestry systems established approximately ten years ago under different vegetation suppression methods: chainsaw (AFS-M), bulldozer (AFS-T), and bulldozer combined with burning (AFS-D). As reference areas, a native forest (NF) and a rubber monoculture (RM) located in Southern Bahia, Brazil, were also evaluated. Soil samples were collected in layers down to 100 cm depth to determine soil bulk density and C and N concentrations, measured by dry combustion using an automated elemental analyzer. The results indicated that establishment techniques influenced SOC and TN stocks even after approximately a decade. The less intensive management system (AFS-M) showed the highest stocks across the soil profile (SOC = 195.63 Mg ha⁻¹ and TN = 99.4 Mg ha⁻¹), which were higher than and/or similar to those observed in the reference areas (SOC = 184.37 Mg ha⁻¹ and TN = 30.97 Mg ha⁻¹). Although surface recovery (0–10 cm) occurred in all systems, the negative impacts of the initial management persisted in subsurface layers (10–100 cm), particularly in systems established using bulldozing and burning (AFS-D; SOC = 149.41 Mg ha⁻¹ and TN = 21.06 Mg ha⁻¹). These findings highlight the importance of less intensive establishment practices for the conservation of soil organic matter in tropical agroforestry systems.

KEYWORDS: *carbon sequestration, soil organic matter, sustainable agriculture, Theobroma cacao, Hevea brasiliensis.*

INTRODUÇÃO

De acordo com a SEPLAN BAHIA (2021), a Bahia é o segundo maior produtor de cacau do país, com uma área de cultivo que abrange cerca de 450 mil hectares (ha), dos quais aproximadamente 70% estão inseridos em sistemas agroflorestais (SAF).

Historicamente, a recuperação da lavoura cacaueteira no Sul da Bahia, após a devastação causada pela praga vassoura-de-bruxa nos anos 80, foi impulsionada pela implementação de SAF consorciando cacau e seringueira. Essa substituição da monocultura é considerada ecologicamente e economicamente mais vantajosa, visto que a seringueira provê o sombreamento necessário aos cacaueteiros clonados resistentes à praga e a diversificação aumenta a sustentabilidade do sistema (Maggiotto *et al.*, 2014).

Além disso, os SAF na região desempenham um papel fundamental na conservação dos solos e contribuem significativamente para o sequestro de C destacado em vários estudos realizados na região (Gama-Rodrigues *et al.*, 2010; Monroe *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019).

Contudo, as diferenças causadas pelo tempo de implantação (idade dos sistemas) e os efeitos de longo prazo das práticas de manejo adotadas na implantação desses SAF, sobre a estocagem de carbono orgânico do solo (COS) ainda foram pouco investigados.

O solo é um dos principais reservatórios de C do planeta, armazenando até quatro vezes mais C do que a vegetação e mais que o dobro da atmosfera (Gama-Rodrigues *et al.*, 2022). Em geral, a perda de COS está intrinsecamente ligada à agricultura convencional, que promove a diminuição da biomassa, das raízes e o aumento da taxa de decomposição (Bayer, 2011). Em contraste, a estocagem de C é favorecida por práticas que minimizam a mobilização do solo e mantêm a serapilheira (Singh *et al.*, 2023).

A importância do sequestro de C é evidenciada pela iniciativa "4 por mil", que estima que um incremento anual de 0,4% de matéria orgânica (MO) nos solos seria capaz de compensar as emissões anuais de 0,6 Mg ha⁻¹ de C de origem antrópica para a atmosfera (Minasny *et al.*, 2017). No Brasil, sistemas conservacionistas, como os SAF, demonstram taxas médias de acúmulo de C anuais variando entre 0,3 e 2,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Fronza *et al.*, 2024), e os SAF de cacau e seringueira no Sul da Bahia

mantêm estoques de COS entre 150 e 220 Mg ha⁻¹ no perfil de 0–100 cm, comparáveis aos de florestas nativas (Oliveira, 2016).

Considerando que o sequestro e a estabilização do C no solo estão intimamente ligados à disponibilidade e à ciclagem do nitrogênio (N) (Lal, 2004), torna-se essencial analisar também a dinâmica do nitrogênio total (NT). O estoque de N atua como um indicador adicional da qualidade e do funcionamento biogeoquímico do solo (Six *et al.*, 2002; Craine *et al.*, 2015). Como a MO do solo contém C e N, alterações no manejo afetam ambos os elementos. Exatamente por isso, o balanço C:N é frequentemente utilizado como parâmetro de qualidade da MO, de modo que: relações C:N mais elevadas sugerem acúmulo de compostos recalcitrantes, enquanto relações menores indicam maior mineralização e ciclagem ativa (Lehmann & Kleber, 2015).

Os SAF destacam-se como modelos de produção eficientes, modernos e sustentáveis, pois combinam árvores com culturas agrícolas e/ou criação de animais, contribuindo para a conservação dos solos e da biodiversidade, além de prover bens e serviços ecossistêmicos, como o sequestro de C (Assis-Júnior *et al.*, 2003; Maggiotto *et al.*, 2014; Farias *et al.*, 2022). Além de constituírem um sistema agrícola que favorece a diversificação produtiva e garantem colheitas.

Especificamente, o SAF de cacau é conhecido por depositar grande quantidade de serapilheira, podendo acumular até 300 Mg ha⁻¹ de C no perfil de 100 cm de solo (Gama-Rodrigues *et al.*, 2011), enquanto a seringueira possui alta capacidade de estocagem de C (entre 50 e 181,07 Mg ha⁻¹) e estabilização desse nos solos (Marques *et al.*, 2016; Salgado *et al.*, 2019).

Apesar do elevado potencial dos SAF para o sequestro e armazenamento de C, a efetividade desse processo depende, em grande medida, das práticas de manejo adotadas em sua implantação e condução.

Manejos de supressão da vegetação altamente perturbadores tendem a reduzir os estoques de COS. Por exemplo, o uso de tratores de esteira pode remover a camada superficial e induzir compactação do solo, limitando a atividade biológica (Six *et al.*, 2000; Van Der Ploeg *et al.*, 2006). O uso do fogo converte o C da vegetação e da camada mais superficial dos solos em gases que são liberados para a atmosfera. O calor intenso gerado pela queima, também pode comprometer a biota e a estrutura do solo, diminuindo a eficiência no armazenamento de C (Andrea & Merlet, 2001; Certini, 2005). As perturbações geradas pelos manejos convencionais também

prejudicam o ciclo do N, aumentando sua volatilização e lixiviação (Lyu *et al.*, 2024). Em contraste, a derrubada da vegetação com motosserras, apesar de reduzir a vegetação superficial, causa menor perturbação do solo, permitindo que raízes e tocos permaneçam, o que favorece o acúmulo de C (Cochrane, 2003; Houghton, 2007). Segundo Singh *et al.* (2023), os manejos conservacionistas são capazes de elevar os estoques de COS em até 30,6% comparado a sistemas que adotam manejos convencionais.

A distribuição vertical de C e N no solo apresenta um padrão característico, influenciado tanto por processos biogeoquímicos quanto pelo manejo. Nas camadas superficiais, os maiores teores de MO estão associados à deposição contínua de serapilheira, à maior densidade de raízes e à intensa atividade microbiana, fatores que favorecem a agregação do solo e a proteção física do C contra a decomposição (Kaiser & Kalbitz, 2012; Vicente *et al.*, 2019). Em profundidade, por sua vez, o C e o N são incorporados principalmente pela lixiviação de compostos orgânicos solúveis e pela deposição radicular ao longo do perfil (Gmach *et al.*, 2020). Nesse ambiente, a MO do subsolo, predominantemente de origem microbiana, tende a formar compostos mais complexos associados a minerais, podendo ser alterada por mudanças no uso da terra, embora geralmente com menor intensidade do que na superfície (Rumpel & Kögel-Knabner, 2011; Schmidt *et al.*, 2011).

Diante do exposto, o presente estudo buscou responder se sistemas agroflorestais (SAF) de cacau e seringueira, de diferentes idades e implantados sob distintas técnicas de supressão da vegetação inicial, apresentam variações significativas nos estoques de COS e NT, bem como se as diferenças nesses estoques são influenciadas pelas espécies componentes desses sistemas (cacau e seringueira).

Assim, o objetivo principal deste estudo foi avaliar o efeito das diferentes formas de supressão da vegetação utilizadas na implantação de SAF de cacau e seringueira sobre os estoques de COS e NT após aproximadamente uma década. Para isso, os estoques foram quantificados até 100 cm de profundidade em três SAF diferenciados pelo manejo e pela idade (SAF-M, SAF-T e SAF-D), sendo os resultados comparados entre si e com dois sistemas de referência: uma floresta nativa (FN) e um monocultivo de seringueira antigo (MS). Adicionalmente, avaliou-se a distribuição dos estoques de COS e NT nas linhas de cacau e de seringueira nos SAF estudados.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na Fazenda Sucupira, situada no município de Igrapiúna (Figura 5), região Sul da Bahia. O relevo é considerado ondulado a forte ondulado, apresentando declives naturais de até 25% (Embrapa, 2018). O clima é o Tropical Úmido ou Am, de acordo com a classificação de Koppen; a temperatura média anual é de 23,7 °C e a pluviosidade média anual é de 882mm com chuvas bem distribuídas ao longo do ano. Os solos locais são Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos – solos altamente evoluídos, ricos em argilominerais, formados em ambientes de temperaturas elevadas e com disponibilidade de água, mas em locais de drenagem livre (Bonna, 2011). As análises físicas e químicas dos solos indicam que são solos de textura argilosa e baixa fertilidade natural em profundidade. O bioma local é a Mata Atlântica e a vegetação nativa é a Floresta Ombrófila Densa, caracterizada por apresentar alta estratificação, cobertura contínua, folhas largas e perenes.

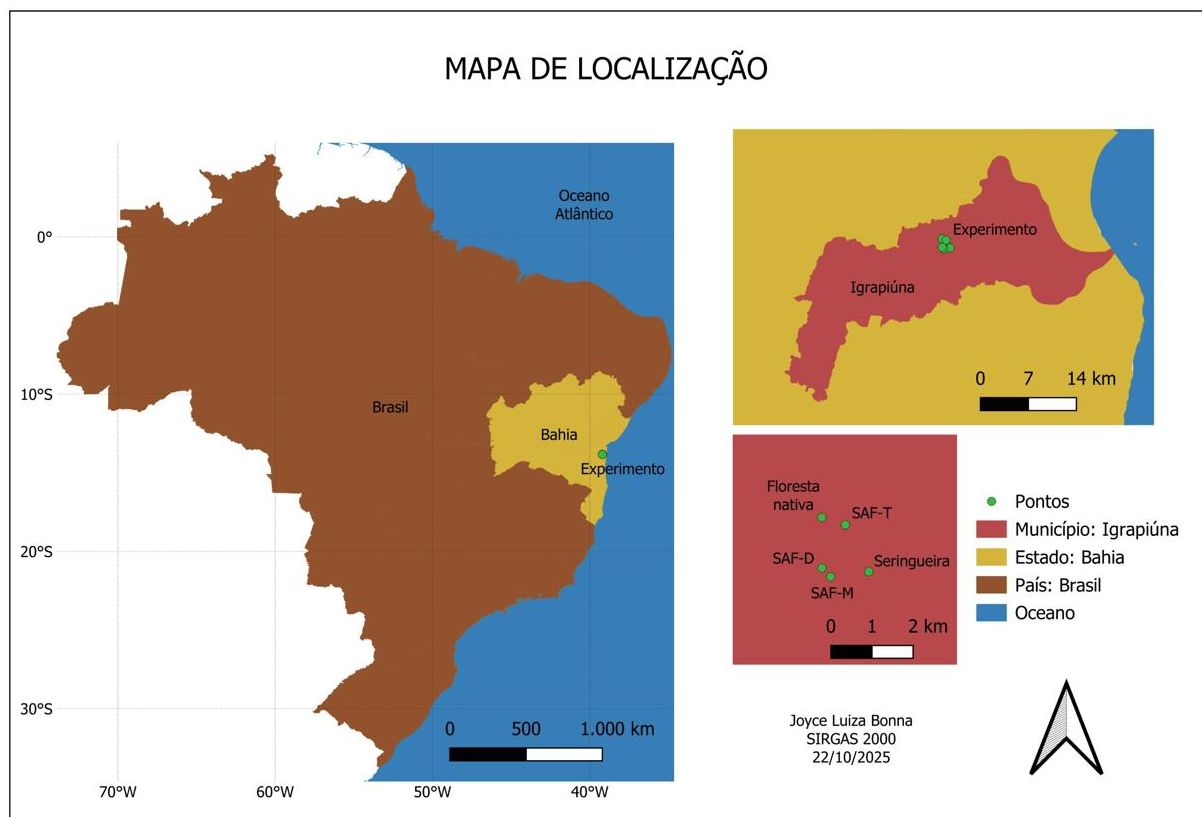


Figura 5: Mapa de localização da área de estudo. Legenda: SAF-M = sistema agroflorestal implantado com motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos.

Foram selecionadas cinco áreas de amostragem dentro da área de estudo, detalhadas no Quadro 3. Todos os sistemas agroflorestais foram implantados em áreas que eram ocupadas por monocultivos de seringueira desde o final dos anos 60.

Quadro 3: Caracterização das áreas de amostragem

Sistema	Subdivisão	Idade ²	Espaçamento	Forma de supressão da vegetação	Manejo e informações adicionais	Caracterização dos solos ³
SAF-M: Sistema agroflorestal de cacau e seringueira implantado com motosserra	- SAF-M-C (amostragem na linha de cacau); - SAF-M-S (amostragem na linha de seringueira).	8 anos (plantado em 2011)	3,5 x 2,5 m na seringueira e 2,8 x 2,8 m no cacau	Árvores suprimidas com motosserras em cortes rentes ao chão, expondo tocos de 10 cm decompostos naturalmente no local.	No primeiro ano utilizou 100g de calcário dolomítico e 100g de superfosfato simples por cova. A cada 2 anos, a calagem foi realizada com 2 Mg ha ⁻¹ sem incorporação. A gessagem foi realizada apenas uma vez na proporção de 2 Mg ha ⁻¹ . O herbicida glifosato foi aplicado a cada três meses. A roçagem manual era realizada apenas quando se perdia o período de aplicação do herbicida devido a ocorrência das chuvas. A roçagem era feita apenas nas linhas de seringueira e na coroa de cada árvore de cacau.	Os solos do SAF-M apresentam, na camada superficial (0–20 cm), pH moderadamente ácido (5,6), teor de Al praticamente nulo (0,1 cmol c dm ⁻³) e saturação por bases (SB%) de 44,5%, inferior à do SAF-T. Contudo, sua principal limitação ocorre na camada subsuperficial (20–40 cm), onde o solo se torna mais ácido (pH 4,9), o Al aumenta para 0,6 cmol c dm ⁻³ , indicando potencial toxicidade radicular, e a SB% cai para 20,5% (muito baixa).
SAF-T: Sistema agroflorestal de cacau e seringueira	- SAF-T-C (amostragem na linha de cacau); - SAF-T-S (amostragem na linha de seringueira).	12 anos (plantado em 2007)	3,5 x 2,5 m na seringueira e 2,8 x 2,8 m no cacau.	Realizada com trator de esteira, com perda de 15 a 20 cm de solo.	Adubação e controle de pragas semelhantes ao SAF-M.	Os solos do SAF-T apresentaram as melhores condições químicas e de fertilidade entre os sistemas avaliados. Na camada superficial, os solos são

² A idade dos sistemas listados foi calculada com base no intervalo entre o ano de implantação de cada SAF e o período de coleta (2019).

³ Os dados para a caracterização dos solos dos SAF provêm de análises químicas executadas pela FULLIN – Laboratório de Análise Agronômica e Ambiental Ltda. (dezembro/2021).

implantado com trator	na linha de seringueira).					ligeiramente ácidos (pH 5,9), com acidez tóxica nula ou quase nula até 40 cm, além das maiores concentrações de K, Ca e Mg e a maior SB% na camada arável (58,8%). Em subsuperfície, embora o pH permaneça adequado (5,6), há redução dos nutrientes e a SB% diminui para 39,4% (baixa).
SAF-D: Sistema agroflorestal de cacau e seringueira conduzido com manejos diversos	- SAF-D-C (amostragem na linha de cacau); - SAF-D-S (amostragem na linha de seringueira).	9 anos (plantado em 2010)	3,5 x 2,5 m na seringueira e 2,8 x 2,8 m no cacau.	Realizada com trator de esteira e fogo, com perda de cerca de 15 a 20 cm de solo.	Além das adubações e controle de pragas semelhantes aos SAF-M e SAF-T, recebeu doses de 100g de NPK (15-20-20) ou formulação similar três vezes ao ano, e micronutrientes foram adicionados a cada dois anos na proporção de 20g por planta de cacau. Essa adubação foi realizada para ajustar os níveis de nutrientes demandados pelo cacau para manter a produtividade dessa cultura dentro da média esperada na Fazenda Sucupira. Complementarmente, plantou-se a seringueira (402 plantas/ha) e bananeira Pakovan Ken (912 plantas/ha) no primeiro ano. No segundo ano, introduziu-se o cacau. Dois anos após o plantio, o cacaueiro já aproveitava a sombra da seringueira e as bananeiras eram residuais. Não houve colheita de frutos das bananeiras e a MO gerada por essas foi incorporada ao sistema, não	Os solos do SAF-D apresentaram a menor fertilidade. Na camada superficial, o pH é 5,7, o Al é nulo e a SB% é baixa (46,9%). Em subsuperfície, observa-se maior acidificação (pH 5,0), elevação do Al (0,5 cmol c dm ⁻³) e a menor SB% entre os SAF estudados (15,9%), indicando condições restritivas ao desenvolvimento radicular.

					havendo novos plantios dessa cultura.	
MS: Monocultivo de seringueira com formação de sub-bosque denso.	-	Mais de 45 anos (implantado em 1973).	8 x 2,5 m na seringueira.	Sem informações.	Recebeu uma adubação de formação e uma adubação anual de NPK (15-20-20) entre os anos de 1973 e 1980. Para a correção do solo era utilizado o calcário dolomítico sem incorporação, padronizado em 2 Mg ha⁻¹. Entre 1980 e 2000, realizou-se a adubação de reposição. A partir do ano 2000, não foi realizada mais nenhuma adubação. Foi utilizado como referência no estudo, pois apesar de implantado como uma monocultura, trata-se de um sistema florestal antigo que não recebe manejo há cerca de duas décadas, portanto, já atingiu um novo equilíbrio com uma vegetação secundária e alta capacidade de armazenar C (Wauters <i>et al.</i>, 2008; Santos <i>et al.</i>, 2015; Oliveira <i>et al.</i>, 2019).	-
FN: Floresta nativa - Floresta Ombrófila Densa.	-	-	-	-	Utilizada como referência de sistema natural no estudo. Apresenta a seguinte diversidade vegetal: 58 famílias botânicas e 220 espécies arbóreas; 22 famílias botânicas e 64 espécies de plantas vasculares sem sementes; 80 famílias botânicas e 336 espécies de angiospermas (Rocha-Santos & Talora, 2012).	-

MATERIAIS E MÉTODOS

Estoque de COS e NT

Em cada sistema foram delimitadas quatro parcelas uniformes (em termos de solo, declividade, histórico do uso da terra, densidade e idade das árvores) de 30 × 30 m, espaçadas entre si por no mínimo 100 m, onde foram abertas trincheiras de 1 × 1 × 1,5 m entre as linhas de cultivo dos sistemas agroflorestais (para possibilitar uma análise comparativa entre as espécies usadas nos SAF). As amostras de solo foram coletadas em 2019 nas linhas de cacau e seringueira dos SAF-M, SAF-T e SAF-D, além da floresta nativa (FN) e de um monocultivo de seringueira antigo (MS), em seis profundidades para garantir a análise de toda a camada do solo mais influenciada pelas raízes das plantas e pelas práticas de manejo (0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm).

Os estoques de COS e NT foram determinados por combustão seca em um analisador elementar automatizado (*Perkin Elmer Series II 2400 CHNS/O Analyzer*), com densidade do solo obtida pelo método do anel volumétrico (Teixeira *et al.*, 2017), e posteriormente os estoques foram somados para obtenção do estoque do perfil de 0–100 cm, conforme Gama-Rodrigues *et al.* (2011). Os estoques de COS e NT foram calculados com base nas fórmulas:

$$COS = COT * Ds * Ecs$$

(Equação 1)

Em que:

COS = estoque de carbono total (Mg ha⁻¹)
COT = teor de carbono orgânico total (%)
Ds = densidade do solo (g/cm³)
Ecs = espessura da camada de solo (cm)

$$NT = N_{total} * Ds * Ecs$$

(Equação 2)

Em que:

NT = estoque de nitrogênio total (Mg ha⁻¹)
N_{total} = teor de nitrogênio total (%)
Ds = densidade do solo (g/cm³)
Ecs = espessura da camada de solo (cm)

Os demais atributos químicos do solo foram obtidos por meio de análises realizadas pelo laboratório FULLIN (dezembro/2021), cujos resultados foram fornecidos pelo proprietário da Fazenda Sucupira, servindo de base para a caracterização dos solos dos SAF avaliados.

Análises estatísticas

Devido ao mal tempo no período de coleta de dados em campo, não foi possível coletar todas as amostras necessárias para que os tratamentos em estudo tivessem o mesmo número de repetições. Então os dados faltantes foram imputados pelo método *predictive mean matchig* (pmm) com o programa de estatística R.

Os SAF foram avaliados considerando dois fatores de variação: a) o manejo adotado e o tempo de implementação e b) a linha de plantio (cacau e seringueira). Não foi possível isolar a influência da idade e o manejo adotado em cada sistema, pois os SAF não apresentavam diferenças expressivas de idade e, por se tratar da análise de sistemas reais, não havia áreas com manejos semelhantes e idades distintas para se estabelecer comparações além das realizadas.

Os dados foram analisados como delineamento inteiramente casualizado (DIC), com quatro repetições por uso da terra. As trincheiras foram consideradas pseudo-replicações, conforme adotado em estudos anteriores em SAF (Gama-Rodrigues *et al*, 2010; Dawoe *et al*, 2010; Fontes *et al*, 2014; Monroe *et al*, 2016; Salgado *et al*, 2019), assumindo-se independência entre parcelas devido ao espaçamento mínimo de 100 m.

Os dados foram avaliados quanto à normalidade (Shapiro–Wilk) e à homogeneidade de variâncias (Bartlett), seguidos da Análise de Variância (ANOVA; Tabela 4 a Tabela 17 – Apêndice A) e ao teste de médias de Scott-Knott (Tabela 18 a Tabela 21 – Apêndice B).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estoque de COS e NT no perfil de 0-100 cm

Na avaliação dos estoques de COS no perfil de 0–100 cm (Figura 6, Tabela 4 e Tabela 18), apenas o SAF-M, tanto na linha de cacau quanto na de seringueira, apresentou valores semelhantes aos da FN. Os sistemas MS, SAF-T-S, SAF-T-C, SAF-D-S e SAF-D-C não diferiram entre si e apresentaram estoques significativamente inferiores aos observados no SAF-M e na FN. Para os estoques de NT no mesmo perfil de solo (Figura 7, Tabela 11 e Tabela 19), o SAF-M apresentou os maiores valores, sem diferença entre as linhas de cacau e seringueira. No SAF-T,

houve diferença entre as linhas, porém ambas apresentaram estoques inferiores ao SAF-M e superiores às áreas de referência. O SAF-D não apresentou diferenças entre as linhas e foi o único sistema com estoques de NT significativamente inferiores aos das referências.

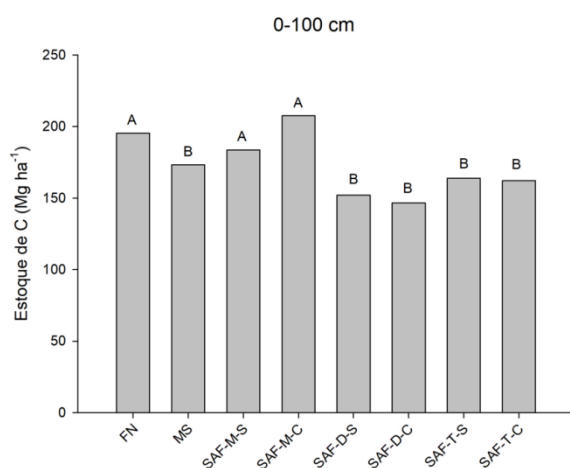


Figura 6: Estoque de COS (Mg ha⁻¹) no perfil de 0–100 cm em diferentes sistemas de uso do solo

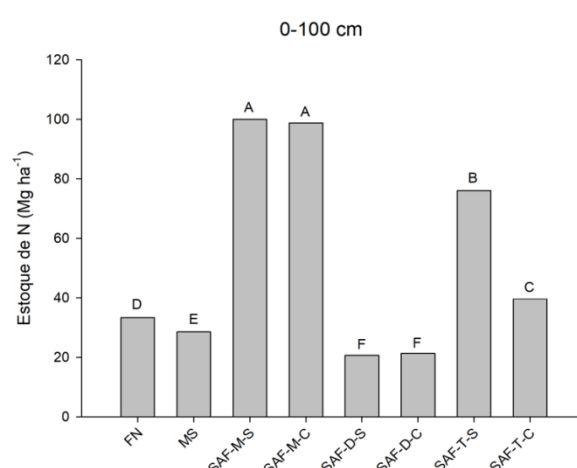


Figura 7: Estoque de NT (Mg ha⁻¹) no perfil de 0–100 cm em diferentes sistemas de uso do solo

Legenda: FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira; SAF-M = SAF implantado com motosserra; SAF-T = SAF implantado com trator; SAF-D = SAF com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira. Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

Dado que as amostras de solo coletadas nos SAF de cacau e seringueira deste estudo provêm de áreas semelhantes e o SAF-M em ambas as linhas de plantio (cacau e seringueira) apresentaram estoques de COS e NT no perfil de 0-100 cm significativamente maiores que os SAF-T e SAF-D, indica que a idade e o manejo adotado nesses sistemas (principais fatores que os distingue) influenciaram os estoques de COS e NT, e esse efeito permaneceu perceptível mesmo após aproximadamente uma década de implantação dos SAF. Esse resultado está em consonância com o que foi reportado por Tonucci *et al.* (2023) ao observarem que sistemas agroflorestais demonstram capacidade de melhorar estoques de C e N em profundidade e **em** longo prazo, reforçando que as práticas de manejo conservacionistas têm um impacto duradouro na manutenção da qualidade do solo.

A supressão da vegetação com o uso de trator de esteira nos SAF-T e SAF-D contribuiu para a redução dos estoques de COS no perfil total (0-100 cm). Esse manejo levou a remoção de cerca de 15 a 20 cm da camada superficial do solo (comunicação pessoal), camada mais rica em MO. Esse impacto inicial, associado à

perda direta de solo e de C, ajuda a explicar os menores estoques observados nesses sistemas em relação à FN (Figura 6 e Tabela 18). Apesar disso, os valores encontrados situam-se dentro da faixa reportada para sistemas perenes da região Sul da Bahia, incluindo um SAF de cacau (Monroe *et al.*, 2016), um SAF de seringueira e açaí e florestas secundárias (Salgado *et al.*, 2019), indicando que apesar do distúrbio inicial, esses sistemas mantêm potencial relevante de estocagem de COS.

Já a remoção da vegetação com motosserras, como ocorreu no SAF-M, tende a causar menor perturbação do solo, permitindo a manutenção de raízes e tocos que contribuem para conservação da biota edáfica, o acúmulo de compostos ricos em C e N, além de favorecer a preservação da estrutura do solo (Saraiva *et al.*, 2014; Fernandes *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2022). Não por acaso, apenas o SAF-M apresentou estoques de C semelhantes aos da FN (Figura 6 e Tabela 18), evidenciando a eficiência desse tipo de manejo para a conservação do COS.

Além disso, conforme discutido em diversos estudos (Albrecht & Kandji, 2003; Somarriba *et al.*, 2013; Monroe *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019), sistemas agroflorestais mais jovens, como é o caso do SAF-M (8 anos), tendem a apresentar maiores estoques de C e N por apresentarem maior atividade produtiva de material vegetal comparado a sistemas mais antigos, como é o caso do SAF-T (12 anos).

Os valores de NT até 100 cm de profundidade observados no SAF-T indicam um processo de recuperação do N do solo, ainda que menos expressivo do que aquele verificado no SAF-M (Figura 7 e Tabela 19). Esse comportamento sugere que, mesmo diante do distúrbio inicial associado à implantação do sistema, mecanismos de aporte e ciclagem de N já estão em funcionamento, resultando em níveis até superiores às áreas de referência (FN e MS). Esse comportamento é consistente com estudos que indicam que os SAF favorecem gradualmente a recuperação do N e da MO em solos degradados, à medida que se restabelece a biomassa vegetal e a atividade microbiana (Correia *et al.*, 2019; Arévalo-Gardini *et al.*, 2020).

Embora os SAF-M e SAF-T apresentem estoques de NT superiores aos da FN (Figura 7 e Tabela 19), isso não indica necessariamente maior eficiência na estocagem de N. Esse incremento pode refletir o efeito da adubação que tende a intensificar a atividade microbiana, a mineralização da MO e a fixação biológica de N, ampliando a disponibilidade desse elemento no solo (Moreira & Siqueira, 2006; Cantarella, 2007). Além disso, os padrões de NT identificados são um reflexo das

fases de desenvolvimento e estabilização do N nos SAF: os maiores estoques no SAF-M (8 anos) e SAF-T (12 anos), podem estar ligados à fase mais dinâmica de incorporação do N por constituírem sistemas ainda jovens comparado às áreas referência (Albrecht & Kandji, 2003; Monroe *et al.*, 2021).

Como descrito na caracterização da área, todos os SAF receberam as mesmas doses de adubação, com exceção do SAF-D, que recebeu suplementação adicional de NPK e micronutrientes nas plantas de cacau e o plantio estratégico de bananeiras. Embora as demais características das áreas de amostragem fossem semelhantes, as diferenças observadas entre os sistemas indicam que o uso do fogo na supressão da vegetação do SAF-D foi determinante para que os estoques de COS e NT no SAF-D fossem inferiores comparado aos demais (Figura 6 e Figura 7, Tabela 18 e Tabela 19) (Silva *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2025).

A literatura corrobora que a utilização do fogo na remoção da vegetação compromete a estrutura e a qualidade do solo, ao reduzir a porosidade, a estabilidade dos agregados e a atividade microbiana. Embora haja um aumento temporário da fertilidade superficial devido à liberação de nutrientes pelas cinzas, esses nutrientes tendem a ser rapidamente perdidos por lixiviação, erosão e volatilização, resultando em declínio da fertilidade e da capacidade produtiva do solo ao longo do tempo (Choromanska & DeLuca, 2016; Ferreira *et al.*, 2018; Fernández *et al.*, 2024).

Em um sistema com 9 anos de implantação, como o SAF-D, seria esperado algum grau de recuperação natural ao longo do tempo. Contudo, os menores estoques observados neste SAF sugerem que o distúrbio inicial foi suficientemente intenso para alterar de forma duradoura a trajetória de acúmulo de COS e NT. Inclusive, a necessidade de adubações adicionais no SAF-D para manter a média de produtividade do cacau apenas reforça o argumento de que os efeitos do fogo não se restringiram aos estoques de COS e NT, mas também impactaram a fertilidade geral do solo, fato também evidenciado na caracterização dos solos dos SAF (Quadro 3). Ainda assim, é plausível que tanto o plantio das bananeiras quanto a adubação extra tenham contribuído para a incorporação de C e N no SAF-D: diretamente, pela decomposição da biomassa das bananeiras (Yang *et al.*, 2024), e indiretamente, pelo estímulo ao crescimento vegetativo do cacau (Vallejos-Torres *et al.*, 2024).

Estoque de COS e NT em diferentes camadas

Na camada de 0-10 cm (Figura 8 e Tabela 20), os estoques de COS não diferiram entre os sistemas. Entre 10-20 cm, o SAF-M-C e a FN apresentaram os maiores valores, seguidos pelo MS e o SAF-M-S, enquanto os SAF-T e SAF-D exibiram os menores estoques. Nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, os SAF-M (linhas de cacau e seringueira), a FN, o MS e o SAF-T-S apresentaram estoques superiores aos SAF-D e SAF-T-C. Entre 60-80 cm, a FN e o SAF-M mantiveram os maiores valores, enquanto o MS e os SAF-T e SAF-D-C apresentaram os menores. Na profundidade de 80-100 cm, o SAF-M-C, a FN e o SAF-T-S apresentaram os maiores estoques de COS, diferindo dos demais sistemas.

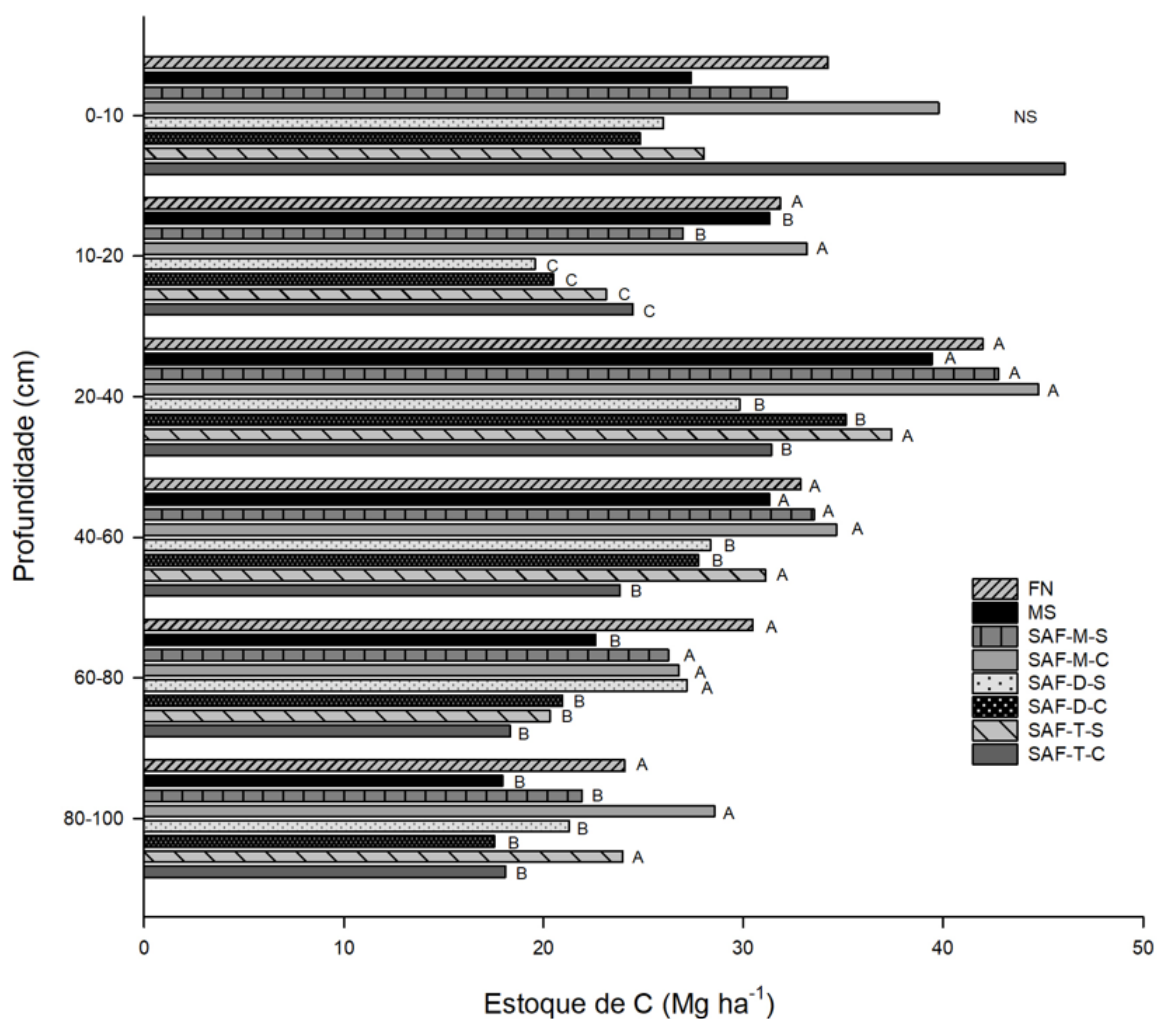


Figura 8: Estoque de COS (Mg ha^{-1}) por profundidade em diferentes sistemas de uso do solo. Legenda: FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira; SAF-M = SAF implantado com motosserra; SAF-T = SAF implantado com trator; SAF-D = SAF com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira. Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

Os estoques de NT variaram entre os sistemas ao longo do perfil do solo (Figura 9 e Tabela 21). Em todas as profundidades, o SAF-M apresentou os maiores valores, com destaque para a linha de seringueira nas camadas superficiais. O SAF-T-S apresentou estoques intermediários, frequentemente superiores aos sistemas de referência (FN e MS), enquanto o SAF-T-C apresentou valores menores. O SAF-D, em ambas as linhas de plantio, apresentou consistentemente os menores estoques de NT em todo o perfil avaliado.

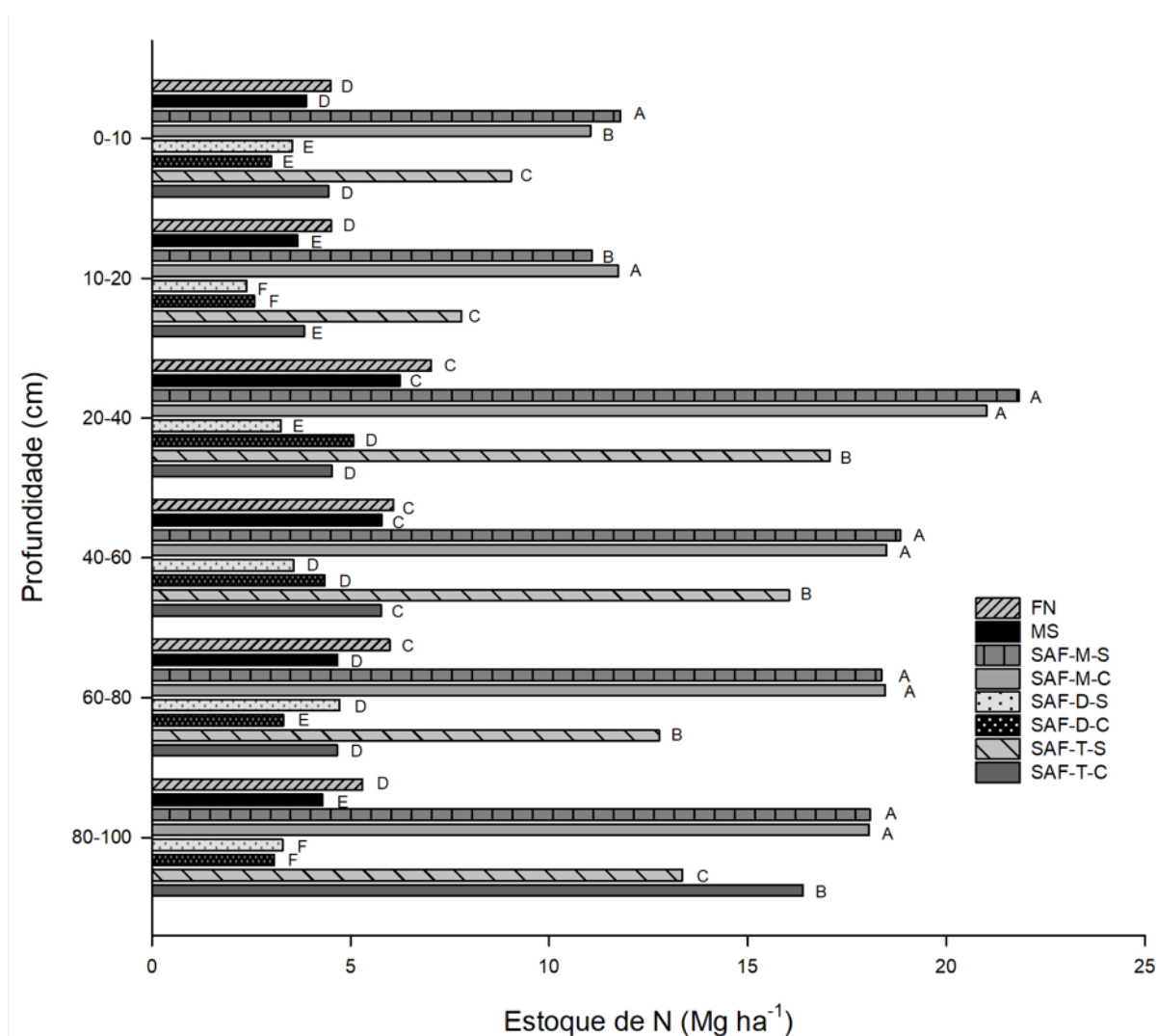


Figura 9: Estoque de NT (Mg ha^{-1}) por profundidade em diferentes sistemas de uso do solo. Legenda: FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira; SAF-M = SAF implantado com motosserra; SAF-T = SAF implantado com trator; SAF-D = SAF com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira. Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

Na camada mais superficial do solo (0-10 cm), a ausência de diferenças entre os estoques de COS entre os sistemas sugere que essa fração já se encontra em

processo avançado de reequilíbrio após a intervenção inicial (Figura 8 e Tabela 20). Como essa é a porção do solo mais sensível às práticas de manejo e mais diretamente influenciada pelo aporte de serrapilheira, raízes finas e atividade microbiana (Souza & Lima, 2017; Mendes *et al.*, 2019), o período de aproximadamente uma década parece ter sido suficiente para a recuperação do C superficial em todos os sistemas em que houve intervenção antrópica. Esse tempo de restabelecimento é compatível com a meta-análise global de recuperação de COS durante restaurações florestais (Xu *et al.*, 2024).

Na camada subsuperficial (10–20 cm), ainda foi possível identificar o legado das práticas de manejo adotadas na implantação dos SAF (Figura 8 e Tabela 20). Essa profundidade é reconhecidamente sensível a perturbações como preparo mecanizado e uso do fogo (Ameray *et al.*, 2021), o que explica a coerência entre os padrões observados nessa camada e aqueles verificados no perfil total (0–100 cm) (Figura 6 e Figura 7, Tabela 18 e Tabela 19): apenas sistemas implantados sem fogo e sem uso de trator de esteira (SAF-M) apresentaram condições similares às áreas de referência e maiores que os demais SAF no acúmulo de C e N.

Esse efeito das práticas de supressão da vegetação não se restringiu às camadas superficiais do solo. Entre 20 e 100 cm (Figura 8 e Figura 9, Tabela 20 e Tabela 21), os sistemas estabelecidos com menor grau de perturbação (SAF-M) mantiveram condições mais favoráveis à acumulação da MO e do N no solo, com valores próximos ou superiores aos dos sistemas de referência. Isso indica que decisões tomadas no momento da implantação podem deixar marcas duradouras no funcionamento do solo, afetando tanto frações superficiais quanto aquelas translocadas em profundidade (Popin *et al.*, 2025).

Em contrapartida, o sistema que combinou uso de trator de esteira e fogo (SAF-D) apresentou impactos negativos mais pronunciados em quase todas as camadas avaliadas (Figura 9 e Tabela 21), sugerindo que a volatilização do N e a degradação da MO induzidas pela queima e associadas à intensa mobilização do solo, produziram efeitos que ultrapassaram a camada superficial (Santana *et al.*, 2020; Certini *et al.*, 2021). Mesmo com adubação suplementar e plantio estratégico de bananeiras, esses distúrbios iniciais não foram totalmente compensados, o que está em consonância com estudos que relatam maiores perdas de N por volatilização e lixiviação em solos tropicais submetidos à queima ou perturbações intensas (Meng *et al.*, 2023).

Esses padrões persistentes evidenciam que o manejo inicial na implantação dos SAF exerce influência duradoura sobre a capacidade do solo de estocar MO, reforçando a importância da escolha de práticas de preparo e supressão da vegetação que minimizem distúrbios e favoreçam a qualidade e a fertilidade do solo em longo prazo (Don *et al.*, 2011; Cardinael *et al.*, 2018).

Quanto às diferenças entre linhas de plantio, as variações observadas nas camadas mais superficiais refletem principalmente as características biológicas das espécies e a idade dos sistemas. Nas linhas de cacau, a elevada densidade e a intensa renovação de raízes finas na camada superficial favorecem o acúmulo de COS (Gama-Rodrigues *et al.*, 2010; Maggiotto *et al.*, 2014; Monroe *et al.*, 2016), aliadas à maior contribuição de resíduos mais recalcitrantes provenientes da MO e da serrapilheira do cacau (Vicente *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2023). Essa combinação de fatores tende a exercer uma influência ainda mais pronunciada em SAF relativamente jovens, como o SAF-M (8 anos). Contudo, essas diferenças não se mantiveram de forma consistente em todo o perfil (Figura 8 e Tabela 20).

Para o NT (Figura 9 e Tabela 21), a tendência de maiores estoques nas linhas de seringueira ao longo do perfil está associada à natureza mais lábil de seus resíduos orgânicos, que se decompõem mais rapidamente e promovem uma ciclagem mais intensa de N no solo (Assis-Júnior *et al.*, 2003; Maggiotto *et al.*, 2014). Enquanto os resíduos do cacau, por serem mais recalcitrantes, contribuem menos para a liberação imediata de N (Felten *et al.*, 2021).

Por fim, as variações observadas nos estoques de COS em determinadas profundidades entre os sistemas utilizados como referência (FN e MS) refletem diferenças na distribuição do sistema radicular (Figura 8 e Tabela 20). Florestas ombrófilas densas tendem a apresentar maior abundância e ramificação de raízes ao longo de todo o perfil (Salgado *et al.*, 2019; Moraes *et al.*, 2020), enquanto sistemas mais manejados, como o MS, ainda que antigos e com sub-bosque desenvolvido, costumam concentrar maior proporção de raízes nas camadas superficiais (Leite *et al.*, 2010). Apesar dessas diferenças, ambos mantiveram estoques de C elevados e compatíveis com valores reportados para solos da região Sul da Bahia (Cotta, 2005; Gama-Rodrigues *et al.*, 2010; Monroe *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019), confirmando a consistência dos resultados observados, inclusive nos SAF de cacau e seringueira. Essa comparação com os sistemas de referência também reforça que, embora os SAF avaliados ainda sejam relativamente jovens (8–12 anos), aqueles

com menor perturbação inicial já se aproximam de padrões de estoque típicos de sistemas mais maduros ou naturais (Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019).

Relação C:N

A Figura 10 ilustra de maneira comparativa a relação C:N apresentada por cada sistema avaliado no estudo.

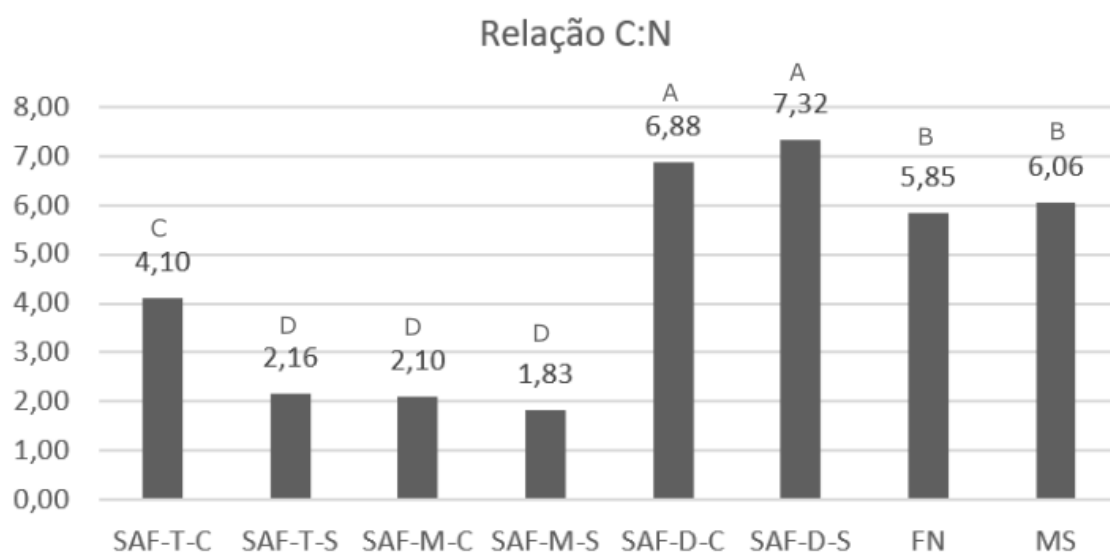


Figura 10: Relação C:N média em todos os sistemas de uso dos solos. Legenda: FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira; SAF-M = SAF implantado com motosserra; SAF-T = SAF implantado com trator; SAF-D = SAF com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira. Médias seguidas por letras iguais não diferem pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

De modo geral, os SAF de cacau e seringueira (à exceção do SAF-D) apresentaram relação C:N menores do que os sistemas de referência (FN e MS), o que aponta para um ambiente edáfico com maior oferta de N mineral e atividade microbiana, caracterizado por uma MO mais dinâmica e em constante ciclagem (Liu *et al.*, 2022). Esse padrão indica que, embora os SAF promovam o acúmulo de C e N nos solos, parte significativa desses elementos permanece em formas lábeis e ativas.

O SAF-D foi o único a apresentar relação C:N superior às áreas de referência. Esse comportamento também está associado aos impactos do manejo adotado na implantação desse sistema e evidencia um desequilíbrio nutricional persistente. A utilização do fogo favorece perdas preferenciais de N por volatilização, entre outros elementos que servem de nutrientes para as plantas, enquanto o C permanece no solo por ser mais estável (Santín & Doerr, 2019). Paralelamente, a degradação da

estrutura física do solo promovida pelo trator de esteira, aliada à redução da biota edáfica devido ao calor do fogo, limitam a eficiência dos processos de decomposição, resultando em uma MO de menor qualidade nutricional e ciclagem mais lenta comparada a sistemas que adotam manejos mais conservacionistas (Bárcenas-Moreno *et al.*, 2019; Pellegrini *et al.*, 2020).

Por outro lado, os sistemas de referência (FN e MS) exibem relações C:N mais elevadas, condizentes com uma MO mais estável e resistente à degradação, típica de ambientes menos perturbados (Six *et al.*, 2002; Lehmann & Kleber, 2015; Cassol *et al.*, 2022). Esse comportamento difere do observado nos SAF, nos quais a maior renovação de resíduos e o manejo mais ativo favorecem a presença de frações orgânicas mais facilmente decomponíveis. Portanto, ainda que os SAF apresentem estoques expressivos de C e N, isso não significa que esses elementos estejam estabilizados ou protegidos no solo em longo prazo (Cotrufo *et al.*, 2019).

CONCLUSÕES

Após aproximadamente uma década de implantação, os SAF de cacau e seringueira apresentaram variações significativas nos estoques de COS e NT em função principalmente da técnica de supressão da vegetação inicial. O sistema mais jovem e submetido ao manejo menos intensivo (SAF-M) mostrou-se o mais eficiente na manutenção dos estoques de C e N.

A influência do manejo inicial permaneceu mais evidente nas camadas subsuperficiais do solo (10-100 cm), indicando que o subsolo retém as marcas do manejo por períodos mais longos do que a camada superficial.

Em relação às diferenças entre espécies dentro dos SAF de cacau e seringueira, não foram observadas variações consistentes nos estoques de COS. Entretanto, para os estoques de NT, as linhas de seringueira apresentaram, de modo geral, valores superiores, indicando uma ciclagem de N mais intensa devido à natureza mais lábil dos resíduos produzidos por essa espécie em comparação ao cacau.

REFERÊNCIAS

- Albrecht, A., Kandji, S.T. (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99:15–27.
- Ameray, A., Berlin, J., Bensaid, S., Zaragoza-Castells, J., García-Palacios, P., Maestre, F.T. (2021) Soil carbon stocks in tropical agroforestry systems: effects of management and disturbance. *Forest Ecology and Management*, 495:119–135.
- Andreae, M.O., Merlet, P. (2001) Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15:955–966.
- Arévalo-Gardini, E., Arévalo-Hernández, C.O., Céspedes-Flores, S.H. (2020) Changes in soil carbon and nitrogen stocks in agroforestry systems with *Theobroma cacao* L. in the Peruvian Amazon. *Agroforestry Systems*, 94:2253–2265.
- Assis-Júnior, S.L., Zilli, J.É., Rumjanek, N.G., Xavier, G.R. (2003) Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. *Revista Árvore*, 27:35–41.
- Bárcenas-Moreno, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Mataix-Benedito, J., Bodí, M.B. (2019) Fire-induced changes in soil microbial communities and their role in carbon and nitrogen cycling. *Soil Biology & Biochemistry*, 134:1–13.
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T.J.C., Martin-Neto, L., Fernandes, S.V. (2011) Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. *Tópicos em Ciência do Solo*, 7:55–118.
- Bonna, J.L. (2011) Mapeamento pedológico e de suscetibilidade erosiva no alto córrego Prata (Ouro Preto–MG). Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.
- Cantarella, H. (2007) Nitrogênio. In: Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. (org.) *Fertilidade do solo*. Viçosa: SBCS, p.375–470.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Barthès, B.G., Siqueira Neto, M., Chenu, C. (2018) Impact of agroforestry practices on soil organic carbon storage in tropical soils: a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256:243–254.
- Cassol, P.C., Mafra, Á.L., Albuquerque, J.A., Santos, J.C.P., Miquelluti, D.J. (2022) Soil C:N ratio and organic matter stability in agroforestry and natural systems of Southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 220:105393.

- Certini, G. (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143:1–10.
- Certini, G., Santini, C., Cappelletti, M. (2021) Fire effects on soil organic matter and nitrogen cycling: a review update. *Catena*, 200:105193.
- Choromanska, U., DeLuca, T.H. (2016) Influence of fire on soil nutrient dynamics and soil water repellency in ponderosa pine forests. *Applied Soil Ecology*, 99:158–166. DOI doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.002.
- Cochrane, M.A. (2003) Fire science for rainforests. *Nature*, 421:913–919.
- Correia, M.E.F., Santos, G.A., Silva, C.F. (2019) Recovery of soil organic matter and nutrient stocks in tropical agroforestry systems. *Soil & Tillage Research*, 186:180–189.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J. (2019) Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12:989–994.
- Cotta, M.K. (2005) Quantificação de biomassa e análise econômica do consórcio seringueira–cacao para geração de créditos de carbono. Doutorado em Ciências Florestais - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 101p.
- Craine, J.M., Elsmore, A.J., Austin, A.T., Jiang, L., Piper, F.I., Wardle, D.A. (2015) Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. *New Phytologist*, 206:1055–1062. DOI doi.org/10.1111/nph.13298.
- Dawoe, E.K., Isaac, M.E., Quashie-Sam, J. (2010) Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant and Soil*, 330:55–64.
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A. (2011) Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17:1658–1670.
- EMBRAPA (2018) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 590p.
- Farias, L.F., Silva, M.L., Almeida, A.S., Souza, J.M., Oliveira, J.A. (2022) Manejo sustentável da produção orgânica em sistemas agroflorestais (SAFs) na agricultura familiar. *Colóquio – Revista do Desenvolvimento Regional*, 19:292–309.
- Felten, D., Lang, F., Borges, B. (2021) Soil organic matter dynamics and nutrient cycling in cacao agroforestry systems. *Soil & Tillage Research*, 212:105085.
- Fernandes, M. da S., Finco, M.V.A. (2014) Sistemas de integração lavoura-pecuária e políticas de mudanças climáticas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 44:182–190.
- Fernández, I.J., Norton, S.A., Kjonaas, O.J., Fernández, L.E., Rustad, L.E. (2024) Effects of wildfire ash on soil nutrient dynamics: insights into post-fire nutrient

availability and losses. *Biogeosciences*, 21:2355–2372. DOI doi.org/10.5194/bg-21-2355-2024.

Ferreira, A.O., Camargo, F.A.O., Vidor, C., Anghinoni, I., Carvalho, P.C.F. (2018) Effects of fire on nutrient dynamics and soil fertility in tropical forest soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42:e017039. DOI doi.org/10.1590/18069657rbcs20170390.

Fontes, A.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S. (2014) Nutrient stocks in litterfall and litter in cocoa agroforests in Brazil. *Plant and Soil*, 383:313–335.

Fronza, E.E., Silva, J.E., Santos, D.C., Carvalho, J.L.N., Bayer, C. (2024) Carbon sequestration potential of pastures in Southern Brazil: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 48:e0230121.

Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., Silva, M.L.N., Cardoso, I.M., Barros, N.F. (2022) Perspectives on carbon footprint of agricultural land-use in Brazil. *Carbon Footprints*, 1:6.

Gmach, M.R., Dias, B.O., Silva, C.A., Lal, R. (2020) Deep soil carbon and nitrogen stocks and composition in agroforestry, perennial, and annual cropping systems in a tropical environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 287:106684.

Houghton, R.A. (2007) Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35:313–347.

Kaiser, K., Kalbitz, K. (2012) Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52:29-32.

Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*.

Lehmann, J., Kleber, M. (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528:60-68.

Leite, L. F. C., Mendonça, E. S., Neves, J. C. L., Machado, P. L. O. A. (2010) Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio em Argissolo sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34:857-865.

Lima, A. M. N.; Silva, I. R.; Neves, J. C. L.; Novais, R. F.; Barros, N. F.; Mendonça, E. S.; Demolinari, M. S. M. (2006) Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 235, n. 1–3, p. 219–231.

- Lima, M., Sales, M. V. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Fontes, A. G. (2023) Carbon functional groups of leaf litter in cacao and rubber agroforestry systems in southern Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, 97:249-260.
- Liu, X., Li, Y., Zhang, W., Wang, J., Wang, S., Zhang, X., Wang, Y., Deng, J. (2022) Effects of land-use change and soil disturbance on soil carbon and nitrogen stocks: A global meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, 215:105221.
- Lyu, H., Liu, X., Wang, J., Zhang, Y., Zhang, X., Wang, Y. (2024) Drive soil nitrogen transformation and improve crop nitrogen absorption and utilization – a review of green manure applications. *Frontiers in Plant Science*, 14:1305600.
- Maggiotto, S. R., Oliveira, D., Marur, C. J., Streck, N. A., Freitas, P. S. L. (2014) Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of the Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 36:239-245.
- Marques, J. R. B.; Monteiro, W. R. (2016) Substituição sustentável de eritrina por seringueira em SAF de cacauero. *Agrotrópica*, v. 28, n. 2, p. 101–122.
- Mendes, A. M. S., Santos, A. C., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C. (2019) Acúmulo de serrapilheira e dinâmica da matéria orgânica em sistemas agroflorestais no bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 14:85-94.
- Meng, C., Liu, Y., Ding, Y., Su, W., Zhang, X., Zhang, L. (2023) Nutrient availability and microbial traits constrained by soil texture modulate the impact of forest fire on gross nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 174:108885. DOI doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108885.
- Minasny, B., Malone, B. P., Mcbratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z. S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchetti, A., Montanarella, L., Owens, P. R., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Rabot, E., Rawlins, B. G., Sanchez, P. A., Savin, I., Sommer, M., Stockmann, U., Takata, Y., Vagen, T. G., Van Wesemael, B., Winowiecki, L., Young, I. M. (2017) Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292:59-86.
- Monroe, P. H. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R., Sales, M. V. S. (2016) Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221:99-108.
- Monroe, P. H. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R., Sales, M. V. S., Silva, M. L. N. (2021) Changes in soil carbon and nitrogen stocks

following the establishment of agroforestry systems in tropical regions. *Agroforestry Systems*, 95:391-404.

Moraes, R. M., Sales, M. V. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C. (2020) Root distribution and soil carbon in tropical forest and agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, 458:117793.

Moreira, F. M. S., Siqueira, J. O. (2006) *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2. ed. Lavras: UFLA.

Oliveira, C. V. de (2016) *Estoque de carbono em solos sob diferentes sistemas de uso da terra e classes de agregados na região sul da Bahia*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 138p.

Oliveira, C. V., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Sales, M. V. S., Marciano, C. R. (2019) Carbon and nitrogen stock of Acrisols and Nitisols in South Bahia, Brazil. *Geoderma Regional*, 16:e00218.

Pellegrini, A. F. A., Ahlström, A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Niering, W. A., Jackson, R. B. (2020) Decadal changes in fire frequency alter soil carbon and nitrogen stocks across an African savanna. *Global Change Biology*, 26:246-260.

Popin, G. V., Sánchez, P. A., Bernoux, M., Cerri, C. C., Cerri, C. E. P., Martinelli, L. A. (2025) Land-use change and deep-soil carbon distribution on the Brazilian Amazon–Cerrado agricultural frontier. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 381:1-13. DOI doi.org/10.1016/j.agee.2024.109451.

Rocha-Santos, L., Talora, D. C. (2012) Recovery of Atlantic Rainforest areas altered by distinct land-use histories in northeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 5:475-494.

Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. (2011) Deep soil organic matter — a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338:143-158. DOI doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5.

Salgado, G. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Sales, M. V. S. (2019) Stable carbon in soils under rubber tree (*Hevea brasiliensis*) agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *SN Applied Sciences*, 1:790.

Santana, N. A., Figueiredo, C. C., Carvalho, T. S. (2020) Impacto do fogo e do uso da terra sobre o carbono e nitrogênio do solo em ecossistemas tropicais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 44:e0190155.

- Santín, C., Doerr, S. H. (2019) Fire effects on soils: the ecology of post-fire recovery. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1:243-258.
- Santos, L. M., Oliveira, D., Marur, C. J., Streck, N. A., Freitas, P. S. L. (2015) Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 37:345-352. DOI doi.org/10.4025/actasciagron.v37i3.17404.
- Saraiva, A. M., Silva, J. E., Carvalho, J. L. N., Bayer, C. (2014) Root-related carbon inputs and soil aggregation in tropical pastures. *Tropical Grasslands – Forrajes Tropicales*, 2:174-184. DOI [doi.org/10.17138/TGFT\(2\)174-184](https://doi.org/10.17138/TGFT(2)174-184).
- Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weintraub, M. N., Trumbore, S. E. (2011) Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478:49-56.
- Senken (2024) Pricing of carbon credits. Disponível em: <https://www.senken.io>. Acesso em: 20 out. 2025.
- Seplan Bahia (2021) Bahia vai ter novas fronteiras de cacauicultura. Disponível em: <https://www.seplan.ba.gov.br>. Acesso em: 17 set. 2025.
- Silva, J. E., Bayer, C., Carvalho, J. L. N., Santos, D. C., Cerri, C. C. (2022) Fire management effects on soil fertility and organic matter dynamics in tropical agroecosystems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 57:e023001. DOI doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2022.023001.
- Silva, J. E., Santos, D. C., Bayer, C., Carvalho, J. L. N., Cerri, C. C. (2025) Long-term soil organic carbon recovery under different vegetation suppression techniques in agroforestry systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 49:e025013. DOI doi.org/10.36783/18069657rbcs2025013.
- Singh, G., Kumar, R., Singh, V., Yadav, A., Sharma, S., Meena, R. S. (2023) Soil carbon and biochemical indicators of soil quality as affected by different conservation agricultural and weed management options. *Land*, 12:1783.
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. (2000) Soil organic matter turnover in semiarid agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 64:564-576.
- Six, J., Conant, R. T., Paustian, K., Elliott, E. T. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241:155-176.

- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L. (2013) Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 173:46-57.
- Souza, E. D., Lima, C. L. R. (2017) Atividade biológica do solo e seu papel na ciclagem de nutrientes e carbono. *Revista de Ciências Agrárias*, 40:456-465.
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., Teixeira, W. G. (2017) Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. Brasília: Embrapa, 574p.
- Tonucci, R. G., Naves, E. R., Silva, M. L. N., Curi, N., Mendonça, E. S. (2023) 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*, 47:e0220124.
- Vallejos-Torres, A., Cárdenas, R., Arévalo-Gardini, E., Arévalo-Hernández, C. O., Céspedes-Flores, S. H. (2024) Root biomass and soil carbon responses to intercropping in tropical coffee agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 98:115-128. DOI doi.org/10.1007/s10457-024-00917-3.
- Van Der Ploeg, R. R., Böhm, W., Kirkham, M. B. (2006) Soil compaction and tillage in temperate agroecosystems: a review. *Soil and Tillage Research*, 87:105-116.
- Vicente, L. C., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R. (2019) Organic carbon within soil aggregates under forestry systems and pasture in a southeast region of Brazil. *Catena*, 182:104139.
- Wauters, J.-B., Coupal, M., Mathijs, E., McLaren, S., Boyle, J., Bongers, F. (2008) Carbon stock in rubber tree plantations in Western Ghana and Mato Grosso (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 255:2347-2361.
- Xu, H., Li, Y., Zhang, W., Wang, S., Liu, X., Deng, J., Zhang, X., Wang, Y. (2024) Global patterns of soil organic carbon recovery following forest restoration. *Global Change Biology*, 30:840-855.
- Yang, X., Liu, Y., Zhang, W., Wang, J., Zhang, Y., Li, H., Wang, S. (2024) Contribution of banana pseudostems to soil organic carbon and nutrient cycling in montane plantations. *Carbon Balance and Management*, 19:12. DOI doi.org/10.1186/s13021-024-00231-4.

TRABALHO 2: Valoração econômica dos estoques de carbono do solo em sistemas agroflorestais de cacau e seringueira sob diferentes práticas de manejo no Sul da Bahia, Brasil

RESUMO

Os sistemas agroflorestais (SAF) têm se destacado como estratégias agrícolas capazes de conciliar produção, conservação ambiental e mitigação das mudanças climáticas, especialmente por meio do sequestro de carbono (C). Neste estudo, avaliou-se os riscos e benefícios econômicos associados aos investimentos realizados em três SAF de cacau e seringueira estabelecidos sob diferentes práticas de manejo no Sul da Bahia: SAF-M (supressão da vegetação com motosserra), SAF-T (uso de trator de esteira) e SAF-D (combinação de trator de esteira e fogo). A análise econômica considerou dois cenários: sem e com a comercialização de reduções certificadas de emissões (RCE). Os estoques de carbono orgânico dos solos (COS) foram estimados até 100 cm de profundidade e convertidos em dióxido de carbono equivalente (CO₂e). A valoração do carbono estocado baseou-se nos preços médios dos mercados voluntários de C em 2024–2025, e os fluxos de caixa foram projetados para um horizonte de 20 anos. A viabilidade econômica foi avaliada por meio do valor presente líquido (VPL), da razão benefício/custo (B/C), taxa interna de retorno (TIR), benefício periódico equivalente (BPE) e *payback* descontado. Os resultados indicaram que todos os SAF apresentaram viabilidade econômica em um cenário de 20 anos em ambos os cenários analisados. Contudo, sistemas conduzidos sob práticas de manejo menos intensivas (SAF-M) apresentaram maiores taxas médias anuais de acúmulo de COS (24,45 t C ha⁻¹ ano⁻¹), refletindo melhor desempenho econômico. A inclusão da comercialização de RCE promoveu melhoria nos indicadores econômicos, reduzindo os riscos dos investimentos e ampliando os retornos financeiros para o produtor rural. No cenário intermediário (TMA = 9%), os sistemas apresentaram VPL entre R\$ 113.058,76 e R\$ 124.465,00 sem créditos de carbono, valores que aumentaram para R\$ 132.251,78 a R\$ 152.712,21 com a comercialização de RCE, com razão B/C variando entre 2,75 e 3,36 e TIR entre 33% e 43%, amplamente superiores às taxas mínimas de atratividade consideradas. Concluiu-se que os SAF de cacau e seringueira constituem uma alternativa agrícola economicamente viável, principalmente quando há a inclusão do comércio de RCE, e ambientalmente estratégica para o sequestro de COS.

Palavras-chave: sequestro de carbono, agricultura sustentável, *Theobroma cacao*, *Hevea brasiliensis*, valoração econômica, créditos de carbono.

Economic valuation of soil carbon stocks in cocoa–rubber tree agroforestry systems under different management practices in southern Bahia, Brazil

ABSTRACT

Agroforestry systems (AFS) have gained prominence as agricultural strategies capable of reconciling production, environmental conservation, and climate change mitigation, particularly through carbon (C) sequestration. This study evaluated the economic risks and benefits associated with investments in three cocoa–rubber agroforestry systems established under different management practices in Southern Bahia, Brazil: AFS-M (vegetation suppression using chainsaws), AFS-T (use of crawler tractors), and AFS-D (combination of crawler tractors and fire). The economic analysis considered two scenarios: without and with the commercialization of certified emission reductions (CERs). Soil organic carbon (SOC) stocks were estimated to a depth of 100 cm and converted into carbon dioxide equivalent (CO₂e). The valuation of stored carbon was based on the average prices observed in voluntary carbon markets during 2024–2025, and cash flows were projected over a 20-year horizon. Economic feasibility was assessed using net present value (NPV), benefit–cost ratio (B/C), internal rate of return (IRR), equivalent periodic benefit (EPB), and discounted payback period. The results indicated that all agroforestry systems were economically viable over the 20-year period in both analyzed scenarios. However, systems managed under less intensive practices (AFS-M) showed higher average annual SOC accumulation rates (24.45 t C ha⁻¹ yr⁻¹), reflecting better economic performance. The inclusion of carbon credit commercialization improved the economic indicators, reducing investment risks and increasing economic returns for farmers. Under the intermediate scenario (minimum attractive rate of return, MARR = 9%), NPV ranged from R\$113,058.76 to R\$124,465.00 without carbon credits, increasing to R\$132,251.78–R\$152,712.21 with CER commercialization. The B/C ratio ranged from 2.75 to 3.36, and IRR ranged from 33% to 43%, values well above the adopted minimum attractive rates of return. It was concluded that cocoa–rubber agroforestry systems represent an economically viable agricultural alternative, particularly when the commercialization of CERs is included, while also constituting a strategic environmental approach for SOC sequestration.

Keywords: carbon sequestration; sustainable agriculture; Theobroma cacao; Hevea brasiliensis; economic valuation; carbon credits.

INTRODUÇÃO

O aquecimento global refere-se ao aumento da temperatura média do planeta, resultante principalmente da intensificação do efeito estufa causado pelo aumento das concentrações atmosféricas de gases como dióxido de carbono e metano, emitidos por atividades antrópicas, como a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento e a expansão das atividades agrícolas (IPCC, 2021; Friedlingstein *et al.*, 2023). Esse processo tem desencadeado mudanças significativas nos sistemas climáticos globais, com impactos diretos sobre a produtividade agrícola, os ecossistemas naturais e o bem-estar humano, reforçando a necessidade de estratégias de mitigação e adaptação baseadas em soluções sustentáveis (IPCC, 2022; FAO, 2022).

Diante das consequências adversas do aquecimento global, a comunidade internacional passou a adotar instrumentos institucionais voltados à redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), entre os quais se destaca o Protocolo de Quioto, que instituiu os mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL). Esses mecanismos permitem que países sem metas obrigatórias de redução desenvolvam projetos de mitigação ou remoção de GEE, recebendo, em contrapartida, reduções certificadas de emissões (RCE), passíveis de negociação nos mercados de créditos de carbono (Grubb *et al.*, 2018).

No contexto agrícola, o crédito de carbono corresponde a um certificado que representa a remoção ou a não emissão de uma tonelada de dióxido de carbono equivalente (t CO₂e), obtida por meio da adoção de práticas de manejo que promovem o aumento ou a manutenção dos estoques de C no solo ou na vegetação (Vieira *et al.*, 2025). Esses mercados de créditos de carbono possibilitam que empresas, governos, organizações e indivíduos adquiram créditos provenientes de práticas sustentáveis, seja para compensar suas próprias emissões, seja para atender compromissos voluntários ou metas institucionais de sustentabilidade (Probst *et al.*, 2024).

Nesse cenário, os sistemas agroflorestais (SAF) se destacam como sistemas agrícolas modernos, eficientes e ambientalmente sustentáveis, ao promoverem o uso integrado do solo e a diversificação produtiva por meio da associação de árvores e culturas agrícolas (Assis-Júnior *et al.*, 2003; Maggiotto *et al.*, 2014). Esses sistemas favorecem o aporte contínuo de biomassa e o sequestro de C no solo, contribuindo simultaneamente para a mitigação das mudanças climáticas e para a melhoria da

qualidade dos solos (Maggiotto *et al.*, 2014; Farias *et al.*, 2022). Assim, os SAF apresentam elevado potencial para a geração de RCE negociáveis nos mercados de crédito de carbono, possibilitando a valoração dos serviços ambientais prestados à sociedade (Hespanhol, 2020).

A valoração econômica de recursos naturais ou serviços ambientais consiste na estimativa de seu valor monetário em relação aos demais bens e serviços disponíveis na economia. Entretanto, grande parte desses serviços não possui preços de mercado definidos, o que dificulta sua mensuração direta. Além disso, os métodos de valoração devem ser compreendidos como instrumentos de apoio à tomada de decisão, e não como medidas absolutas de valor, uma vez que, quando os custos da degradação ambiental não são internalizados por seus agentes causadores, os benefícios são apropriados por poucos, enquanto os custos recaem sobre a sociedade e as gerações futuras (Da Mota, 1997).

Embora o valor econômico dos serviços ambientais não seja diretamente observável, ele pode ser inferido a partir de seus atributos e funções ecossistêmicas. Nesse sentido, os SAF contribuem de forma relevante ao fornecer valores de uso indireto, como a regulação dos ciclos biogeoquímicos e climáticos, a proteção dos recursos hídricos e da biodiversidade, além de atuarem como importantes sumidouros de C nos solos (Kitamura & Rodrigues, 2001).

A ausência de mecanismos adequados de precificação para o C estocado no solo reflete uma falha de mercado, na qual os benefícios associados ao sequestro de C (um serviço ecossistêmico de regulação climática) não são plenamente internalizados pelos agentes econômicos. Nesse contexto, a valoração econômica do C do solo permite atribuir valor monetário às reduções ou remoções de carbono equivalente (CO₂e), criando condições para sua incorporação em instrumentos econômicos voltados à mitigação das emissões de GEE, como os mercados de créditos de carbono (Smith *et al.*, 2020).

Considerando que os benefícios do C do solo se expressam principalmente na mitigação das mudanças climáticas e na promoção do bem-estar coletivo, sua valoração econômica enquadra-se, predominantemente, em métodos baseados em funções de demanda, que estimam a disposição a pagar por reduções de emissões ou por serviços ambientais associados à estabilidade climática (Da Mota, 1997; Paustian *et al.*, 2016). Nesse sentido, os SAF apresentam elevado potencial para a geração de benefícios climáticos mensuráveis e passíveis de conversão em créditos

de carbono, reforçando seu papel estratégico em políticas de agricultura de baixo C (Sanderman *et al.*, 2017).

A região Sul da Bahia constitui um exemplo emblemático da adoção de SAF em larga escala. Historicamente, a recuperação da lavoura cacaueira após a devastação causada pela praga vassoura-de-bruxa na década de 80, foi fortemente impulsionada pela implementação de SAF baseados no consórcio entre cacau e seringueira. Além de apresentar vantagens ecológicas, uma vez que a seringueira fornece o sombreamento adequado aos cacaueiros clonados resistentes à vassoura-de-bruxa (Maggiotto *et al.*, 2014), esses sistemas também desempenham papel relevante no sequestro de C, conforme evidenciado por diversos estudos conduzidos na região (Gama-Rodrigues *et al.*, 2010; Monroe *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019).

Entretanto, as práticas de manejo adotadas nos SAF, desde a fase inicial de supressão da vegetação até o estabelecimento e a condução dos sistemas, exercem influência direta sobre os processos de acúmulo e estabilização do C no solo. De modo geral, manejos convencionais, que promovem maior perturbação do solo, como o uso de trator e queimadas, tendem a reduzir os estoques de C. Por outro lado, práticas conservacionistas, que minimizam a mobilização do solo e mantêm cobertura permanente com resíduos vegetais (Amado & Nicoloso, 2010), têm demonstrado potencial para elevar os estoques de C do solo em até 30,6% quando comparadas a sistemas convencionais (Singh *et al.*, 2023).

Diante do exposto, o presente estudo buscou responder às seguintes questões: *1) Qual é a magnitude dos riscos e/ou benefícios econômicos para o produtor que investe em SAF de cacau e seringueira na região Sul da Bahia? 2) A inclusão da comercialização de créditos de carbono gerados nesses sistemas promove alterações economicamente significativas nos resultados do produtor?*

Assim, o objetivo deste estudo foi estimar os riscos e benefícios econômicos associados ao investimento em SAF de cacau e seringueira no Sul da Bahia, estabelecidos sob diferentes práticas de manejo, comparando cenários com e sem a inclusão da comercialização de créditos de C oriundos da estocagem de COS. Para tanto, estimou-se a taxa média anual de acúmulo de COS até 100 cm de profundidade em três SAF de cacau e seringueira, diferenciados quanto às práticas de manejo adotadas. Em seguida, realizou-se a valoração econômica dos estoques de C identificados nesses sistemas como um serviço ecossistêmico, visando avaliar o

impacto da comercialização de créditos de carbono sobre a viabilidade econômica dos SAF, considerando cenários com e sem a inclusão desses créditos no fluxo financeiro.

ÁREA DE ESTUDO⁴

A área de estudo está localizada na Fazenda Sucupira, situada no município de Igrapiúna (Figura 11), região Sul da Bahia. O relevo da área de estudo é ondulado a forte ondulado, conforme a classificação da Embrapa (2018). O clima é o Tropical Úmido ou Am, segundo a classificação de Koppen. Os solos locais são Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos. O bioma local é a Mata Atlântica e a vegetação nativa é a Floresta Ombrófila Densa.

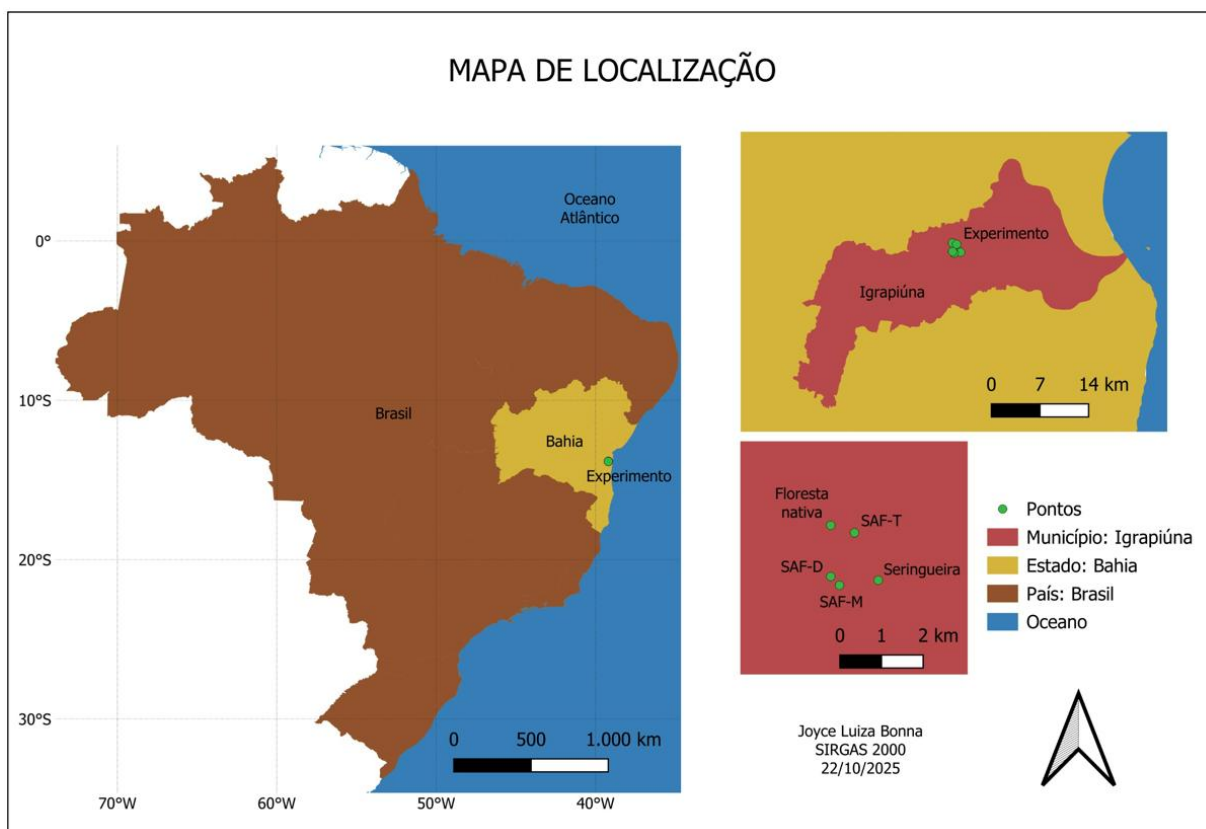


Figura 11: Mapa de localização da área de estudo. Legenda: SAF-M = sistema agroflorestal implantado com motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos.

⁴ A área de estudo do Trabalho 2 incluiu os mesmos sistemas agroflorestais (SAF) analisados no Trabalho 1, os quais foram novamente caracterizados por se tratar de um artigo científico independente. As áreas de referência (FN e MS) avaliadas no Trabalho 1 não foram consideradas no Trabalho 2, em razão da ausência de dados para a realização do fluxo de caixa e análises econômicas.

Foram selecionadas três áreas de amostragem dentro da área de estudo, detalhadas no Quadro 4. Todos os SAF foram implantados em áreas que eram ocupadas por monocultivos de seringueira desde o final dos anos 60.

Quadro 4: Caracterização dos sistemas agroflorestais

Sistema	Idade ⁵	Espaçamento	Forma de supressão da vegetação	Manejo e informações adicionais
SAF-M: Sistema agroflorestal de cacau e seringueira implantado com motosserra	8 anos (plantado em 2011)	3,5 x 2,5 m na seringueira e 2,8 x 2,8 m no cacau	Árvores suprimidas com motosserras em cortes rentes ao chão, expondo tocos de 10 cm decompostos naturalmente no local.	No primeiro ano utilizou 100g de calcário dolomítico e 100g de superfosfato simples por cova. A cada 2 anos, a calagem foi realizada com 2 Mg ha ⁻¹ sem incorporação. A gessagem foi realizada apenas uma vez na proporção de 2 Mg ha ⁻¹ . O herbicida glifosato foi aplicado a cada três meses. A roçagem manual era realizada apenas quando se perdia o período de aplicação do herbicida devido à ocorrência das chuvas. A roçagem era feita apenas nas linhas de seringueira e na coroa de cada árvore de cacau.
SAF-T: Sistema agroflorestal de cacau e seringueira implantado com trator	12 anos (plantado em 2007)	3,5 x 2,5 m na seringueira e 2,8 x 2,8 m no cacau.	Realizada com trator de esteira, com perda de 15 a 20 cm de solo.	Adubação e controle de pragas semelhantes ao SAF-M.
SAF-D: Sistema agroflorestal de cacau e seringueira conduzido com manejos diversos	9 anos (plantado em 2010)	3,5 x 2,5 m na seringueira e 2,8 x 2,8 m no cacau.	Realizada com trator de esteira e fogo, com perda de cerca de 15 a 20 cm de solo.	Além das adubações e controle de pragas semelhantes aos SAF-M e SAF-T, recebeu doses de 100g de NPK (15-20-20) ou formulação similar três vezes ao ano, e micronutrientes foram adicionados a cada dois anos na proporção de 20g por planta de cacau. Essa adubação foi realizada para ajustar os níveis de nutrientes demandados pelo cacau para manter a produtividade dessa cultura dentro da média esperada na Fazenda Sucupira. Complementarmente, plantou-se a seringueira (402 plantas/ha) e bananeira Pakovan Ken (912 plantas/ha) no primeiro ano. No segundo ano, introduziu-se o cacau. Dois anos após o plantio, o cacaueiro já aproveitava a sombra da seringueira e as bananeiras eram residuais. Não houve colheita de frutos das bananeiras e a MO gerada por essas foi incorporada ao sistema, não havendo novos plantios dessa cultura.

⁵ A idade dos sistemas listados foi calculada com base no intervalo entre o ano de implantação de cada SAF e o período de coleta das amostras de solo (2019).

MATERIAIS E MÉTODOS

Valoração econômica dos estoques de COS e análise econômica

O estoque de COS (perfil de 0-100 cm de solo) de cada um dos SAF analisados neste estudo foi determinado pelo método de combustão seca, conforme Gama-Rodrigues *et al.* (2011), utilizando um analisador elementar automatizado. E, a taxa média anual de acúmulo de C foi estimada pela razão entre o estoque de COS e a idade dos sistemas (Tabela 1 - Resultados).

Os valores dos estoques de COS foram convertidos em dióxido de carbono equivalente (CO₂e), unidade utilizada pelos mercados de créditos de carbono (Tabela 1 - Resultados). Essa conversão é baseada na metodologia do IPCC (2006), que consiste em multiplicar o total de C estocado pela razão entre o peso molecular do CO₂ e do C:

$$CO_2e = COT * \left(\frac{44}{12}\right) \rightarrow CO_2e * 3,67$$

(Equação 3)

Em que:

CO₂e = dióxido de carbono equivalente

COT = carbono orgânico total (%)

3,67 = razão entre o peso molecular do CO₂ (44) e do carbono (12).

Para a valoração econômica, adotou-se o valor de US\$ 10,00 por tonelada de carbono equivalente (t CO₂e), correspondente à média dos mercados voluntários de carbono no período 2024–2025 (SENKEN, 2024; MSCI, 2024). A conversão para moeda nacional foi realizada com base no câmbio médio de R\$ 5,40 por US\$ 1,00, conforme cotação do Banco Central do Brasil em outubro de 2025, resultando em R\$ 54,00 por t CO₂e (Tabela 1 - Resultados).

Lessa *et al.* (2016) recomendam que se quantifique o custo do projeto para obtenção dos RCE com o sequestro de C em 16.000 t CO₂e/ano, que é o valor máximo para um projeto florestal ser considerado de pequena escala. Para obter a área necessária para a absorção de 16.000 t CO₂e/ano, divide-se 16.000 pela taxa de acúmulo em toneladas de CO₂e para cada sistema.

$$\text{Área} = (16.000) \div (\text{t CO}_2\text{e})$$

(Equação 4)

Em que:

16.000 = Valor máximo de acúmulo anual de carbono equivalente em toneladas em um projeto de pequena escala

t CO₂e = Taxa média de acúmulo anual de carbono equivalente em toneladas em cada SAF avaliado

Adotou-se como custo fixo de projeto para a obtenção das RCE o valor de US\$ 260.000, conforme estimativa de Cotta *et al.* (2006). Esse valor foi atualizado para valores de 2025 utilizando o índice de preços ao consumidor dos Estados Unidos (Consumer Price Index – CPI), resultando em aproximadamente US\$ 415.000. Em seguida, o valor foi convertido para moeda nacional com base na taxa de câmbio de R\$ 5,40 por dólar, totalizando R\$ 2.241.000. Esse custo foi rateado pela área de plantio necessária para a geração de 16.000 t CO₂e ano⁻¹, obtendo-se o custo do projeto de RCE por hectare para cada SAF avaliado (Tabela 1 - Resultados).

$$\text{Custo por hectare} = \text{Custo fixo de projeto} \div \text{Área}$$

(Equação 5)

Posteriormente, realizou-se o fluxo de caixa anual e acumulado (Tabela 2 – Resultados; Tabela 22 a Tabela 27 - Apêndice C) para os três SAF estudados, conforme a metodologia de Rezende e Oliveira (2001), considerando duas situações: a) apenas o fluxo econômico direto, que incluiu os custos de manejo dos sistemas (manutenção e implantação) e as receitas da produção; e b) o fluxo econômico direto acrescido dos custos do projeto de RCE e dos lucros potenciais com a comercialização de créditos de carbono.

Os custos levaram em consideração os valores referentes à implantação e a manutenção de cada um dos sistemas (remoção da vegetação, preparo do solo, mudas, insumos, mão de obra, aplicação de herbicidas e adubos, colheita e transporte dos produtos gerados) e foram repassados pelo produtor rural (comunicação pessoal) por meio de uma planilha orçamentária de 2006. Todos os preços foram corrigidos em outubro de 2025 segundo o Índice Geral de Preços (IGP), que registra a inflação de preços desde matérias-primas agrícolas e industriais até bens e serviços finais. Nos fluxos de caixa que incluíram a comercialização dos créditos de carbono, além dos custos previamente citados, foram incluídos os custos do projeto para a obtenção das

RCE no ano de implantação dos sistemas (ano 1), semelhante ao estudo de Cotta *et al.* (2006).

As receitas foram obtidas por meio da estipulação da produtividade dos SAF e do valor de venda dos produtos gerados nos sistemas (cacau e seringueira). Admitiu-se uma produtividade anual de 70 arrobas de cacau por hectare e 1.050 kg de látex por hectare, ambos os valores foram informados pelo produtor rural (comunicação pessoal) e precificados com os valores médios de mercado em 2025 na base de dados da CONAB. Nos fluxos de caixa que incluíram a comercialização dos créditos de carbono, além das receitas citadas, foram incluídas as receitas obtidas com a comercialização das RCE a partir do ano 2, em razão do estágio de implantação dos SAF, da necessidade de tempo para o acúmulo de C no solo, bem como do período requerido para ocorrer a validação, certificação e comercialização dos créditos de carbono (Albrecht & Kandji, 2003; IPCC, 2006).

Foram utilizados como indicadores econômicos:

- Valor Presente Líquido (VPL): indica quanto um projeto aumenta ou reduz a riqueza do investidor ao longo do tempo. Esse indicador é obtido pela diferença entre o valor presente das entradas de caixa e o valor presente das saídas de caixa associadas ao projeto, considerando uma taxa de desconto previamente definida (Equação 6) (Ross *et al.*, 2015). Interpretação: $VPL > 0$, o projeto é economicamente viável, pois gera valor; $VPL = 0$, o projeto apenas se paga; e $VPL < 0$, o projeto é inviável, pois perde valor.

$$VPL = \sum R_j (1 + i)^{-j} - \sum C_j (1 + i)^{-j}$$

(Equação 6)

Em que:

VPL = valor presente líquido;

R_j = receitas no ano j ;

C_j = custo no ano j ;

i = taxa de juros;

j = período de ocorrência do custo ou da receita.

- Razão Benefício/Custo: indica quanto de benefício é gerado para cada unidade monetária investida. Ou seja, mede a eficiência econômica do investimento ao calcular a proporção entre o valor presente dos benefícios e o valor presente dos custos (Equação 7) (Gittinger, 1982). Interpretação: $B/C > 1$, os benefícios superam os

custos; $B/C = 1$, os benefícios igualam aos custos; e $B/C < 1$, os custos superam os benefícios.

$$R \left(\frac{B}{C} \right) = \frac{\sum R_j (1+i)^{-j}}{\sum C_j (1+i)^{-j}}$$

(Equação 7)

Em que:

$R \left(\frac{B}{C} \right)$ = razão benefício-custo à taxa de desconto i ;

R_j = receita no final do ano j ou do período considerado;

C_j = custo no final do ano j ou do período considerado;

i = taxa de desconto.

- Taxa Interna de Retorno (TIR): representa a taxa de rentabilidade de um projeto, atingido pelo desconto do fluxo de caixa observado no período de análise e que anule o valor do investimento inicial atingido (Equação 9). Ou seja, indica o rendimento percentual que o capital investido pode gerar ao longo do tempo (Ross *et al.*, 2015). Interpretação: um projeto é considerado economicamente viável quando a sua TIR é superior à taxa mínima de atratividade (TMA). E, quanto maior for a TIR, maior é a capacidade do projeto de gerar retorno sobre o capital investido.

$$0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+TIR)^t}$$

(Equação 8)

Em que:

I_0 = investimento inicial do projeto

FC_t = fluxo de caixa no período t

t = período (ano, por exemplo)

n = número total de períodos do projeto

TIR = taxa interna de retorno.

- Benefício periódico equivalente: transforma o VPL ou os fluxos de caixa em uma série uniforme de pagamentos ou recebimentos anuais equivalentes, isto é, em um benefício médio por período (Equação 8) (Blank & Tarquin, 2012). É muito útil para a tomada de decisões em projetos de longo prazo, como sistemas agrícolas ou florestais. Interpretação: quanto maior o BPE, maior é o retorno periódico equivalente.

$$BPE = \frac{VPL[(1+i)^t - 1(1+i)^{-nt}]}{(1+i)^{nt} - 1}$$

(Equação 9)

Em que:

BPE = benefício (ou renda) periódico equivalente;

i = taxa de desconto;

n = duração do projeto em unidade temporal considerada;

t = número de períodos de capitalização.

- Payback descontado (PBD): estimativa do tempo necessário para se recuperar o capital inicialmente investido em um projeto, no caso, os SAF de cacau e seringueira. Diferentemente do payback simples, esse indicador considera o valor do dinheiro ao longo do tempo, incorporando uma taxa de desconto que permite trazer os fluxos de caixa futuros para o valor presente, refletindo fatores como inflação, custo de oportunidade do capital e risco do investimento. Dessa forma, o payback descontado corresponde ao período em que a soma acumulada dos fluxos de caixa descontados se torna igual ao valor do investimento inicial (Equação 10) (Gitman & Zutter, 2017). Considerando as características produtivas dos sistemas agroflorestais (SAF), que envolvem investimentos iniciais relativamente elevados e a presença de componentes arbóreos com ciclos produtivos mais longos, é esperado que o retorno econômico ocorra em um horizonte temporal maior. Com base nessas características e na literatura sobre avaliação econômica de sistemas agroflorestais (Nair, 1993; Mercer, 2004), adotou-se a seguinte interpretação: valores de até 5 anos foram considerados muito bons; entre 5 e 8 anos, aceitáveis; e superiores a 8 anos, longos e menos atrativos.

$$VP = \frac{FC_t}{(1+i)^t}$$

(Equação 10)

Em que:

VP = valor presente do fluxo de caixa no período t ;

FC_t = fluxo de caixa no período t

i = taxa de desconto

t = período

PBD = período em que a soma acumulada dos fluxos de caixa descontados iguala o investimento inicial.

A análise econômica considerou um horizonte temporal de 20 anos, por permitir abranger todas as fases do ciclo produtivo de culturas perenes, desde a implantação até a estabilização da produção, além de incorporar os custos iniciais, as receitas de médio e longo prazo e os benefícios decorrentes do sequestro de C (Rezende e Oliveira, 2001; Cotta *et al.*, 2006).

Definição da taxa de desconto e análise de sensibilidade

Para a atualização dos fluxos de caixa e cálculo dos indicadores econômicos baseados em valores presentes, realizou-se uma análise de sensibilidade da taxa de desconto (ou taxa mínima de atratividade – TMA), considerando os valores de 6% (cenário conservador), 9% (cenário intermediário) e 12% (cenário pessimista ou de maior risco) ao ano, com o objetivo de avaliar a influência de diferentes custos de oportunidade do capital sobre os indicadores econômicos do projeto e verificar a robustez da viabilidade econômica dos sistemas analisados. A taxa de 9%, cenário intermediário, é amplamente utilizada em estudos de viabilidade econômica de SAF no Brasil para representar o custo de oportunidade do capital, as condições de mercado e o risco associado a investimentos agrícolas de médio e longo prazo, como é o caso de sistemas agroflorestais (Rezende e Oliveira, 2001; Cotta *et al.*, 2006).

RESULTADOS

O SAF-M e o SAF-D apresentaram taxas médias anuais de acúmulo de COS (Tabela 1) mais elevadas que o SAF-T, conseqüentemente, também apresentaram os maiores valores monetários (receitas) associados aos seus estoques de carbono, no entanto, também apresentam custos fixos de projeto de RCE mais elevados.

Tabela 1: Taxa média anual de acúmulo de C, valor monetário por t CO₂e e custos dos projetos de RCE

SISTEMA	ESTOQUE DE COS (t C ha ⁻¹)	IDADE SISTEMA (anos)	TAXA MÉDIA ACÚMULO COS (t C ha ⁻¹ ano ⁻¹)	TAXA MÉDIA EM t CO ₂ e ano ⁻¹	VALOR MONETÁRIO (por t CO ₂ e)	ÁREA PARA ABSORÇÃO DE 16.000 t CO ₂ e ano ⁻¹	CUSTO PROJETO RCE (por ha)
SAF-M	195,63	8	24,45	89,66	R\$ 4.841,73	178,45	R\$ 12.558,25
SAF-T	163,06	12	13,59	49,82	R\$ 2.690,46	321,13	R\$ 6.978,39
SAF-D	149,41	9	16,60	60,87	R\$ 3.287,04	262,85	R\$ 8.525,75

Legenda: RCE = reduções certificadas de emissões; SAF-M = sistema agroflorestal implantado com uso de motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com uso de trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido sob manejos diversos; t = tonelada; C = carbono; COS = carbono orgânico do solo; ha = hectare; R\$ = real.

O fluxo de caixa acumulado mensurado para um período de 20 anos (Tabela 2/Tabela 2), indicou viabilidade econômica para todos os SAF de cacau e seringueira,

tanto no cenário sem RCE quanto com a inclusão da comercialização de créditos de carbono.

Tabela 2: Fluxo de caixa acumulado (R\$ ha⁻¹) dos SAF de cacau e seringueira sem e com as RCE

ANO	SAF-M SEM RCE	SAF-M COM RCE	SAF-T SEM RCE	SAF-T COM RCE	SAF-D SEM RCE	SAF-D COM RCE
1	-15.648,10	-28.206,34	-17.822,30	-24.800,69	-24.671,99	-33.197,74
2	-21.383,85	-29.098,95	-23.558,05	-27.843,53	-34.124,58	-39.360,30
3	-26.526,01	-29.397,97	-28.700,21	-30.292,78	-39.266,74	-41.212,43
4	-9.336,96	-7.365,78	-11.511,16	-10.410,82	-22.077,69	-20.733,35
5	7.794,80	14.609,12	5.620,60	9.413,85	-4.945,93	-311,56
6	26.006,35	37.663,81	23.832,15	30.318,31	13.265,65	21.190,02
7	50.442,90	66.943,50	48.268,70	57.447,77	37.702,23	48.916,60
8	74.879,45	96.223,19	72.705,25	84.577,23	62.138,81	76.643,18
9	99.316,00	125.502,88	97.141,80	111.706,69	86.575,39	104.369,76
10	123.752,55	154.782,57	121.578,35	138.836,15	111.011,97	132.096,34
11	148.189,10	184.062,26	146.014,90	165.965,61	135.448,55	159.822,92
12	172.625,65	213.341,95	170.451,45	193.095,07	159.885,13	187.549,50
13	197.062,20	242.621,64	194.888,00	220.224,53	184.321,71	215.276,08
14	221.498,75	271.901,33	219.324,55	247.353,99	208.758,29	243.002,66
15	245.935,30	301.181,02	243.761,10	274.483,45	233.194,87	270.729,24
16	270.371,85	330.460,71	268.197,65	301.612,91	257.631,45	298.455,82
17	294.808,40	359.740,40	292.634,20	328.742,37	282.068,03	326.182,40
18	319.244,95	389.020,09	317.070,75	355.871,83	306.504,61	353.908,98
19	343.681,50	418.299,78	341.507,30	383.001,29	330.941,19	381.635,56
20	368.118,05	447.579,47	365.943,85	410.130,75	355.377,77	409.362,14

Legenda: R\$ = real; ha = hectare; RCE= reduções certificadas de emissões; SAF-M = sistema agroflorestal implantado com uso de motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com uso de trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido sob manejos diversos.

Os indicadores econômicos apresentados na Tabela 3 confirmam a viabilidade econômica de todos os SAF de cacau e seringueira em todos os cenários analisados (TMA = 6%, 9% e 12%) e independente da inclusão ou não das RCE. Mesmo no cenário mais pessimista (TMA = 12%), todos os sistemas apresentaram VPL positivo, razão B/C superior a 2,3 e taxas internas de retorno entre 33% e 43%, indicando elevada robustez econômica do investimento nesses SAF.

Tabela 3: Indicadores econômicos avaliados

SISTEMA	Cenário conservador (TMA = 6%) e s/ RCE					Cenário conservador (TMA = 6%) e c/ RCE				
	VPL (R\$)	B/C	TIR	BPE (R\$)	PBD	VPL (R\$)	B/C	TIR	BPE (R\$)	PBD
SAF-M	175.193,86	3,7	43%	23.803,23	4,2	214.327,89	3,8	42%	29.120,29	4,4
SAF-T	173.142,73	3,6	41%	23.524,55	4,0	194.906,33	3,7	40%	26.481,52	4,2
SAF-D	163.372,77	3,2	33%	22.197,12	5,2	189.962,19	3,3	34%	25.809,19	5,5
SISTEMA	Cenário intermediário (TMA = 9%) e s/ RCE					Cenário intermediário (TMA = 9%) e c/ RCE				
	VPL (R\$)	B/C	TIR	BPE (R\$)	PBD	VPL (R\$)	B/C	TIR	BPE (R\$)	PBD
SAF-M	124.465,00	3,3	43%	19.394,30	4,0	152.712,21	3,4	42%	23.795,63	4,2
SAF-T	122.471,28	3,2	41%	19.083,49	5,7	138.180,88	3,3	40%	21.531,36	5,8
SAF-D	113.058,76	2,8	33%	17.616,83	7,1	132.251,78	2,8	34%	20.607,48	5,2
SISTEMA	Cenário pessimista (TMA = 12%) e s/ RCE					Cenário pessimista (TMA = 12%) e c/ RCE				
	VPL (R\$)	B/C	TIR	BPE (R\$)	PBD	VPL (R\$)	B/C	TIR	BPE (R\$)	PBD
SAF-M	89.726,23	3,0	43%	15.880,12	5,7	110.364,84	3,0	42%	19.532,83	4,0
SAF-T	87.784,98	2,9	41%	15.536,55	5,5	99.264,43	2,9	40%	17.568,23	5,7
SAF-D	78.706,13	2,4	33%	13.929,74	6,8	92.731,02	2,5	34%	16.411,92	7,1

Legenda: SAF-M = sistema agroflorestal implantado com uso de motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com uso de trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido sob manejos diversos; R\$ = real; RCE = reduções certificadas de emissões; VPL = valor presente líquido; B/C = Razão benefício/custo; TIR = taxa interna de retorno; BPE = benefício periódico equivalente; PBD = payback descontado.

DISCUSSÃO

Estoque e taxa média anual de acúmulo de COS

As maiores taxas médias anuais de acúmulo de COS (Tabela 1) observadas nos SAF-M e SAF-D, em relação ao SAF-T, estão associadas, em parte, à menor idade desses sistemas. Sistemas agroflorestais mais jovens tendem a apresentar incrementos mais elevados de C no solo, refletindo fases iniciais de maior aporte de resíduos orgânicos e crescimento da biomassa vegetal (Monroe *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2019; Salgado *et al.*, 2019). À medida que os sistemas amadurecem, essas taxas tendem a diminuir, aproximando-se de um novo equilíbrio entre entradas e perdas de C no solo (Albrecht & Kandji, 2003; Somarriba *et al.*, 2013).

Além da idade dos sistemas, as práticas de manejo desempenharam papel determinante na dinâmica do COS entre os sistemas avaliados. O maior estoque e a maior taxa média anual de acúmulo observados no SAF-M indicam que manejos menos intensivos durante a implantação e a condução do sistema, favorecem a conservação e a estabilização do C no solo (Saraiva *et al.*, 2014; Fernandes *et al.*,

2020; Araújo, 2023). Por outro lado, os menores valores observados nos SAF-T e SAF-D, quando comparados ao SAF-M, evidenciam os efeitos de manejos mais intensivos, que podem comprometer a capacidade dos solos de atuar como sumidouros de C (Lal, 2020; Singh *et al.*, 2023).

Considerando que tanto o SAF-D quanto o SAF-T utilizaram trator para a remoção da vegetação e que, no SAF-D, essa prática foi associada ao uso do fogo, seria esperado, a priori, que o SAF-D apresentasse taxas médias anuais de acúmulo de COS inferiores às do SAF-T. Contudo, além da influência da menor idade do SAF-D, algumas práticas de manejo adotadas exclusivamente nesse sistema, como adubações adicionais e o plantio estratégico de bananeiras, parecem ter desempenhado um papel decisivo na dinâmica do COS, favorecendo o aumento do aporte e da ciclagem de resíduos orgânicos no solo (Lal, 2020; Poeplau *et al.*, 2021; Van Noordwijk *et al.*, 2022).

Embora a avaliação do estoque total de COS no perfil de 0-100 cm seja tradicionalmente utilizada como principal parâmetro em estudos sobre C no solo, a literatura reconhece que o sequestro de C é um processo dinâmico; portanto, as taxas médias anuais de acúmulo de COS também podem ser empregadas em análises comparativas entre sistemas agrícolas (Don *et al.*, 2011; Lal, 2020). Nesse contexto, os resultados deste estudo demonstram que as taxas médias anuais observadas nos SAF de cacau e seringueira refletiram a interação entre o estágio sucessional dos sistemas e as práticas de manejo adotadas.

Análise econômica

A valoração monetária dos estoques de CO₂e (Tabela 1) evidencia que os sistemas agroflorestais de cacau e seringueira possuem potencial relevante para a geração de créditos de carbono, especialmente quando conduzidos sob manejos mais conservacionistas, como observado no SAF-M que apresentou as maiores receitas associadas à comercialização de RCE, por apresentar também a maior taxa média de acúmulo anual de carbono no solo. Em contrapartida, o SAF-T apresentou as menores taxas de acúmulo e, conseqüentemente, o menor valor monetário associado. Já o SAF-D apresentou valores intermediários tanto para a taxa de acúmulo de carbono no solo quanto para o valor monetário estimado.

Assim como sistemas com maiores taxas médias de acúmulo de carbono no solo tendem a gerar maiores receitas com a comercialização das RCE (Tabela 1), eles também apresentam custos fixos de projeto mais elevados para a obtenção dessas reduções. Entretanto, enquanto as receitas são obtidas anualmente, o custo do projeto é incorrido apenas uma vez. Dessa forma, sistemas com maiores taxas de acúmulo de C no solo tornam-se mais vantajosos tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico, apesar do maior investimento inicial necessário por parte do produtor para a implementação do projeto de RCE.

O maior fluxo de caixa acumulado (Tabela 2) observado no SAF-M, em comparação aos SAF-T e SAF-D, está associado aos menores custos de implantação desse sistema, uma vez que não houve a utilização de maquinário pesado, como o trator de esteira, o que é consistente com estudos que indicam menor custo inicial em SAF com menor grau de distúrbio e mecanização (Nair *et al.*, 2009).

Em contrapartida, o SAF-D apresentou os maiores custos de implantação e manutenção (Tabela 2), decorrentes do uso do fogo, que demandou intervenções adicionais, como o plantio estratégico de bananeiras e adubações suplementares, com o objetivo de recuperar a qualidade e a fertilidade do solo, conforme amplamente descrito na literatura sobre os efeitos do fogo em solos tropicais (Certini, 2005). Esses custos mais elevados reduziram a eficiência econômica do sistema, mesmo com a inclusão das RCE, evidenciando que manejos inadequados desde a fase de supressão da vegetação podem resultar em perdas ambientais e econômicas em médio e longo prazo (Xiong, Shah & Wu, 2022).

No primeiro ano do fluxo de caixa, a inclusão das RCE resultou em saldos mais negativos em todos os SAF (Tabela 2) – seguindo a sequência SAF-D, SAF-M e SAF-T – em função da incorporação dos custos iniciais do projeto para a obtenção das RCE somados aos custos gerais de cada sistema. Entretanto, é importante destacar que esse investimento inicial com o custo de projeto de RCE, acaba sendo compensado ao longo dos anos pelas receitas provenientes da comercialização das RCE (Tabela 2).

A partir do segundo ano, a inclusão das RCE resultou no aumento dos valores do fluxo de caixa acumulado em todos os SAF (Tabela 2), em função da incorporação das receitas provenientes da comercialização de créditos de carbono. Essa receita complementar contribuiu para reduzir a magnitude dos saldos negativos nos anos iniciais do fluxo de caixa, atenuando o peso dos investimentos realizados na fase de

implantação (Nair *et al.*, 2009; Araújo, 2023). Resultados semelhantes foram identificados por Cotta *et al.* (2006) em outros SAF de cacau e seringueira, e por Hespanhol (2020), ao comparar o fluxo de caixa em diferentes SAF com cacau, incluindo um SAF de cacau e seringueira, também na região Sul da Bahia.

Entre os sistemas avaliados, o SAF-T apresentou o menor custo de projeto de RCE (Tabela 1), porém, também registrou as menores receitas anuais (Tabela 1), indicando menor potencial de geração de créditos de carbono. O SAF-D apresentou comportamento intermediário, com custo de projeto próximo ao do SAF-T (Tabela 1) e receitas anuais intermediárias em relação aos demais SAF (Tabela 1). Esse resultado sugere que as práticas de manejo corretivas adotadas nesse sistema contribuíram para mitigar parte dos efeitos negativos do fogo sobre o solo e, consequentemente, sobre o desempenho econômico e ambiental do SAF-D (Certini, 2005; Pellegrini *et al.*, 2018).

Hespanhol (2020) e Araújo (2023) destacam que os SAF de cacau e seringueira são economicamente mais atrativos que outros SAF de cacau (como o cacau-cabruca e o cacau com eritrina), porque o produtor se beneficia de receitas decorrentes da produção do látex, apesar do custo inicial de implantação desses sistemas serem inicialmente maiores. Araújo (2023) complementa que uma das formas mais eficientes de se compensar os custos de implantação dos SAF é valorando os serviços ecossistêmicos prestados por esses, permitindo, inclusive, que sistemas de baixa produtividade aumentem sua viabilidade econômica e se tornem atrativos até para pequenos produtores rurais.

No cenário sem a inclusão das RCE (Tabela 3), o SAF-M apresentou o melhor desempenho econômico, seguido pelos sistemas SAF-T e SAF-D. Esse padrão manteve-se consistente em todos os indicadores e em todos os cenários avaliados, indicando a superioridade relativa do SAF-M.

A inclusão das RCE resultou em melhoria dos indicadores econômicos relacionados ao retorno do investimento (VPL, B/C e BPE) em todos os sistemas (Tabela 3). No cenário intermediário (TMA = 9%), por exemplo, o VPL do SAF-M apresentou um aumento de 22,69%, enquanto o SAF-T registrou elevação de 12,83% e o SAF-D de 16,97%, reforçando o efeito positivo da valoração econômica do carbono sobre a rentabilidade dos sistemas agroflorestais.

A inclusão das RCE gerou uma ligeira redução da TIR nos SAF-M e SAF-T (Tabela 3), contudo, os valores permaneceram elevados, variando entre 33% e 43%,

amplamente superiores às taxas mínimas de atratividade consideradas na análise de sensibilidade, indicando que a atratividade econômica dos sistemas foi mantida.

Quanto ao período de retorno do investimento (PBD), a inclusão das RCE resultou em variações entre aproximadamente 4 e 7 anos (Tabela 3), mantendo esse indicador dentro de faixas consideradas de muito boas a aceitáveis para sistemas agroflorestais.

Com TMA de 6%, verificou-se um discreto aumento do PBD em todos os sistemas, embora os SAF-M e SAF-T tenham permanecido na categoria de retorno muito bom (até 5 anos). No cenário com TMA de 9%, a valoração do carbono elevou levemente o PBD nos SAF-M e SAF-T, que ainda se mantiveram em níveis muito bons, enquanto no SAF-D houve redução expressiva, aproximando seu desempenho ao dos demais sistemas e tornando-o, inclusive, inferior ao observado no SAF-T. Já com TMA de 12%, registrou-se diminuição do PBD no SAF-M, que passou de aceitável para muito bom, ao passo que os SAF-T e SAF-D apresentaram apenas pequenos acréscimos. De forma geral, em todos os cenários analisados, o período de recuperação do investimento inicial permaneceu dentro de limites considerados adequados para sistemas agroflorestais.

A análise de sensibilidade da taxa mínima de desconto demonstrou que, embora o aumento da TMA reduza progressivamente os valores do VPL (Tabela 3), a hierarquia de desempenho econômico entre os sistemas permaneceu inalterada (SAF-M > SAF-T > SAF-D), o que reforça a estabilidade e a robustez econômica do sistema conduzido sob manejo menos intensivo. Esses resultados estão associados aos menores custos de implantação e manutenção do SAF-M, bem como aos maiores estoques e taxas de acúmulo de carbono no solo observados nesse sistema, o que amplia o potencial de geração de créditos de carbono e contribui para elevar os retornos econômicos quando os serviços ecossistêmicos são internalizados no fluxo de receitas.

A análise integrada do fluxo de caixa e dos indicadores econômicos confirma a viabilidade dos SAF de cacau e seringueira implantados na Fazenda Sucupira, resultado também observado por Hespanhol (2020) em sistemas avaliados na região Sul da Bahia. A inclusão da comercialização de créditos de carbono elevou os retornos econômicos em todos os SAF, reduzindo o risco do investimento e ampliando sua atratividade para o produtor rural (Araújo, 2023). Esses achados reforçam a importância dos mercados de carbono como mecanismos capazes de valorizar os

benefícios associados aos serviços ecossistêmicos prestados pelos SAF, os quais tradicionalmente não são remunerados (Smith *et al.*, 2020; Hespanhol, 2020; Araújo, 2023).

De modo geral, os resultados indicam que práticas de manejo menos intensivas em SAF de cacau e seringueira potencializam simultaneamente benefícios ambientais (aumento dos estoques de C no solo) e econômicos, reforçando o potencial desses sistemas como estratégias capazes de contribuir para a mitigação das mudanças climáticas e para a promoção da sustentabilidade econômica na agricultura.

CONCLUSÕES

Os SAF de cacau e seringueira implantados no Sul da Bahia mostraram-se economicamente bastante viáveis em um horizonte de 20 anos, mesmo na ausência de receitas provenientes da comercialização de créditos de carbono.

A magnitude dos benefícios ambientais e econômicos associados aos SAF de cacau e seringueira variaram em função das práticas de manejo adotadas. Sistemas conduzidos sob manejos menos intensivos (SAF-M) apresentaram maiores taxas médias anuais de acúmulo de COS e maior eficiência econômica, enquanto manejos mais intensivos, especialmente aqueles que envolveram o uso do fogo (SAF-D), resultaram em maiores custos iniciais e de correção do sistema, gerando uma menor eficiência econômica relativa.

A inclusão da comercialização de créditos de carbono promoveu melhoria nos indicadores VPL, razão B/C e BPE em todos os SAF avaliados. Além disso, a TIR permaneceu amplamente superior à TMA em todos os cenários analisados, enquanto o período de retorno do investimento (PBD) manteve-se em intervalos classificados como muito bons a aceitáveis para sistemas agroflorestais. Esses resultados indicam baixo risco e elevada atratividade econômica dos SAF de cacau e seringueira para produtores rurais, especialmente quando há a internalização de benefícios ambientais, como a comercialização de RCE, tradicionalmente não remunerados pelos mercados agrícolas.

REFERÊNCIAS

- Albrecht, A., Kandji, S.T. (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99:15–27.
- Amado, T.J.C., Nicoloso, R.S. (2010) O carbono como moeda de troca: oportunidades para remuneração dos agricultores pelos serviços ambientais do plantio direto. *Revista Plantio Direto*:16–22.
- Araújo, R. de A. (2023) Valoração econômica do estoque de C no solo em sistemas agroflorestais de cacau em diferentes cenários de produção. Doutorado em Produção Vegetal - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, Campos dos Goytacazes – RJ, 2023.
- Assis-Júnior, S.L., Zilli, J.É., Rumjanek, N.G., Xavier, G.R. (2003) Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. *Revista Árvore*, 27:35–41.
- Banco Central do Brasil (2025) Cotações e boletins diários de câmbio. Brasília. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br>. Acesso em: 20 out. 2025.
- Blank, L., Tarquin, A. (2012) *Engineering economy*. 7. ed. New York: McGraw-Hill.
- Certini, G. (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143:1–10.
- CONAB (2025) Preços de mercado – cacau e seringueira. Disponível em: <https://consultaprecosdemercado.conab.gov.br/#/home>. Acesso em: 13 nov. 2025.
- Cotta, M.K., Jacovine, L.A.G., Valverde, S.R., Paiva, H.N., Virgens Filho, A.C., Silva, M.L. (2006) Análise econômica do consórcio seringueira–cacau para geração de certificados de emissões reduzidas. *Revista Árvore*, 30:969–979. DOI doi.org/10.1590/S0100-67622006000600012.
- Da Mota, R.S. (1997) Manual para valoração econômica de recursos ambientais. Brasília: IPEA/MMA/PNUD/CNPq.
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A. (2011) Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17:1658–1670.
- EMBRAPA (2018) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 590p.
- FAO (2022) *The State of the World's Forests 2022: Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies*. Rome: FAO. DOI doi.org/10.4060/cb9360en.

- Fernandes, M. da S., Finco, M.V.A. (2014) Sistemas de integração lavoura-pecuária e políticas de mudanças climáticas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 44:182–190.
- Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, M.W., Andrew, R.M., Bakker, D.C.E., Hauglustaine, D., Peters, G.P., Peters, W., Le Quéré, C., Canadell, J.G., et al. (2023) Global Carbon Budget 2023. *Earth System Science Data*, 15:5301–5369. DOI doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023.
- Gama-Rodrigues, E.F., Barros, N.F., Gama-Rodrigues, A.C., Santos, G.A. (2010) Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, 45:274–283.
- Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Nair, P.K.R. (2011) Soil carbon sequestration in cacao agroforestry systems: a case study from Bahia, Brazil. In: Kumar, B.M., Nair, P.K.R. (ed.) *Carbon sequestration potential of agroforestry systems*. New York: Springer, p.85–99.
- Gitman, L.J., Zutter, C.J. (2017) *Princípios de administração financeira*. 14. ed. São Paulo: Pearson.
- Gittinger, J.P. (1982) *Economic analysis of agricultural projects*. 2. ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Grubb, M., Vrolijk, C., Brack, D. (2018) *The Kyoto Protocol: A guide and assessment*. 2. ed. London: Routledge.
- Hespanhol, L.I. (2020) *Valoração econômica de carbono no solo como serviço ecossistêmico em sistemas agroflorestais baseado em cacauzeiros*. Mestrado em Produção Vegetal - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, Campos dos Goytacazes – RJ, 50p.
- IPCC (2021) *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC (2022) *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC (2006) *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). Hayama: Institute for Global Environmental Strategies.
- Kitamura, P.C., Rodrigues, G.S. (2001) Valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais: métodos, problemas e perspectivas. *Anais do Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais*, 3, [S. l.]: p.55.

- Lal, R. (2020) Soil organic carbon sequestration and land-based negative emissions. *Soil and Tillage Research*, 204:104717. DOI doi.org/10.1016/j.still.2020.104717.
- Lessa, A. D. S., Timofeiczuk Junior, R., Silva, Z. A. G. P. D. G., Santos, A. S. J. D., Hoeflich, V. A. (2016) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Florestal e a Heveicultura no Estado do Acre. *Floresta e Ambiente*, 23:378-386.
- Life in Syntropy (2015) Direção: Ernst Götsch e Felipe Pasini. Brasil: Agenda Gotsch.
- Maggiotto, S. R., Oliveira, D., Marur, C. J., Streck, N. A., Freitas, P. S. L. (2014) Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of the Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 36:239-245.
- Mercer, D. E. (2004) Adoption of agroforestry innovations in the tropics: a review. *Agroforestry Systems*, 61:311-328.
- Monroe, P. H. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R., Sales, M. V. S. (2016) Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221:99-108.
- MSCI (2024) Investor-grade tools to aid the global carbon market. Disponível em: <https://www.msci.com>. Acesso em: 20 out. 2025.
- Nair, P. K. R. (1993) Introdução à agrofloresta. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- Nair, P. K. R., Kumar, B. M., Nair, V. D. (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172:10-23.
- Oliveira, C. V., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Sales, M. V. S., Marciano, C. R. (2019) Carbon and nitrogen stock of Acrisols and Nitisols in South Bahia, Brazil. *Geoderma Regional*, 16:e00218.
- Oliveira, G. A. de, Silva, M. V. W. C., Oliveira, A. P., Silva, T. G., Santos, R. F. (2021) Valoração econômica de sequestro de carbono em sistemas agroflorestais biodiversos no bioma Cerrado. Editora Científica Digital, 31.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., Smith, P. (2016) Climate-smart soils. *Nature*, 532:49-57.
- Pellegrini, A. F. A., Ahlström, A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Niering, W. A., Jackson, R. B. (2020) Decadal changes in fire frequency alter soil carbon and nitrogen stocks across an African savanna. *Global Change Biology*, 26:246-260.
- Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M. F., Drijber, R., Emmett, B., Kögel-Knabner, I., et al. (2021) Soil organic carbon stocks are

- systematically overestimated by misuse of the mineral soil bulk density. *Nature Communications*, 12:1-10. DOI doi.org/10.1038/s41467-021-25491-0.
- Probst, B. S., Toetzke, M., Kontoleon, A., Keegan, C., West, T. A. P. (2024) Systematic assessment of the achieved emission reductions of carbon crediting projects. *Nature Communications*, 15:9562. DOI doi.org/10.1038/s41467-024-53645-z.
- Rezende, J. L. P., Oliveira, A. D. (2001) *Análise econômica e social de projetos florestais*. 3. ed. Viçosa: Editora UFV.
- Ross, S. A., Westerfield, R. W., Jordan, B. D. (2015) *Administração financeira*. 10. ed. Porto Alegre: AMGH.
- Salgado, G. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Sales, M. V. S. (2019) Stable carbon in soils under rubber tree (*Hevea brasiliensis*) agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *SN Applied Sciences*, 1:790.
- Sanderman, J., Hangl, T., Fiske, G. J. (2017) Soil carbon debt of 12 000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114:9575-9580.
- Saraiva, A. M., Silva, J. E., Carvalho, J. L. N., Bayer, C. (2014) Root-related carbon inputs and soil aggregation in tropical pastures. *Tropical Grasslands – Forrajes Tropicales*, 2:174-184. DOI doi.org/10.17138/TGFT(2)174-184.
- Senken (2024) Pricing of carbon credits. Disponível em: <https://www.senken.io>. Acesso em: 20 out. 2025.
- Singh, G., Kumar, R., Singh, V., Yadav, A., Sharma, S., Meena, R. S. (2023) Soil carbon and biochemical indicators of soil quality as affected by different conservation agricultural and weed management options. *Land*, 12:1783.
- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L. (2013) Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 173:46-57.
- Smith, P.; Adams, J.; Beerling, D. J.; Borelli, T.; De Oliveira, M. B.; Fisher, J.; et al. (2020) Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? *Global Change Biology*, v. 26, n. 3, p. 1532–1575.
- Van Noordwijk, M., Coe, R., Sinclair, F. L., Van Laar, H., Garrity, D. P. (2022) Agroforestry as part of climate change response. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 56:101109. DOI doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101109.

Vieira, A. C. P., Garcia Júnior, R., Vieira, C. A., Ruthes, S., Seleme Wildauer, L. B., Souza, M. (2025) O mercado regulado de carbono no Brasil. *Estudos Avançados*, 39:391-412.

Xiong, L., Shah, F., Wu, W. (2022) Environmental and socio-economic performance of intensive farming systems with varying agricultural resource for maize production. *Science of the Total Environment*, 850:158030.

4. CONCLUSÕES

Após aproximadamente uma década de implantação, os SAF de cacau e seringueira avaliados no Sul da Bahia apresentaram diferenças significativas nos estoques de COS e NT, influenciadas principalmente pelas práticas de manejo adotadas durante a supressão inicial da vegetação. O sistema mais jovem e submetido ao manejo menos intensivo (SAF-M) mostrou-se mais eficiente na recuperação dos estoques de C ao longo do perfil do solo, sendo o único a alcançar valores comparáveis aos da FN. Ainda assim, mesmo os SAF estabelecidos sob manejos mais intensivos mantiveram estoques elevados de COS, reforçando o potencial desses sistemas em mitigar perdas de C do solo.

A análise da distribuição vertical dos estoques de COS e NT revelou recuperação expressiva na camada superficial do solo (0–10 cm) em todos os sistemas avaliados. Contudo, os efeitos do manejo inicial permaneceram evidentes nas camadas subsuperficiais (10–100 cm), especialmente nos SAF submetidos à maior perturbação (SAF-T e SAF-D), nos quais a recomposição dos estoques de C e N em profundidade ocorreu de forma mais lenta. Esses resultados indicam que o subsolo atua como um compartimento de memória do manejo, retendo seus efeitos por períodos mais prolongados em comparação à camada superficial.

Em relação às diferenças entre linhas de plantio dentro dos SAF, não foram observadas variações significativas e consistentes nos estoques de COS. Entretanto, os estoques de NT tenderam a ser mais elevados nas linhas de seringueira, indicando uma ciclagem de N mais intensa, possivelmente associada à maior labilidade dos resíduos orgânicos dessa espécie em relação ao cacau.

Do ponto de vista econômico, os SAF de cacau e seringueira avaliados apresentaram viabilidade ao longo de um horizonte de 20 anos, mesmo quando desconsiderada a receita proveniente da comercialização de créditos de carbono. No entanto, a magnitude dos benefícios econômicos e o nível de risco associado aos investimentos variaram de forma expressiva em função das práticas de manejo adotadas. Sistemas manejados de forma menos intensiva (SAF-M) destacaram-se tanto pelo maior acúmulo médio anual de C no solo quanto pelo desempenho econômico superior, enquanto práticas mais intensivas, sobretudo aquelas associadas ao uso do fogo (SAF-D), resultaram em elevação dos custos de

implantação e manutenção, reduzindo a eficiência econômica relativa desses sistemas.

A incorporação da comercialização de créditos de carbono promoveu melhorias nos indicadores econômicos avaliados, reduzindo os riscos dos investimentos e reforçando o potencial dos SAF como alternativa atrativa ao produtor rural. Tais benefícios mostraram-se mais expressivos quando combinados a práticas de manejo conservacionistas, capazes de ampliar o sequestro de C no solo e minimizar a necessidade de intervenções corretivas ao longo do ciclo produtivo.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados e conclusões observados, recomenda-se novos monitoramentos das áreas avaliadas, especialmente dos sistemas que apresentaram menores estoques de COS e NT, como o SAF-D, a fim de verificar se, ao longo do tempo, esses estoques poderão convergir para níveis semelhantes aos observados na FN ou se a perturbação inicial conduziu a uma trajetória de equilíbrio estruturalmente inferior e de difícil reversão.

Adicionalmente, sugere-se a realização de estudos sobre o fracionamento da MO do solo nos três SAF analisados, com o objetivo de identificar se o C armazenado nesses sistemas está predominantemente associado a frações lábeis ou mais estáveis. Essa análise poderá contribuir para uma distinção mais clara entre os efeitos do tempo de implantação dos sistemas e das diferentes práticas de manejo adotadas em cada um deles.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADEME – Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (2015) Organic carbon in soils: meeting climate change and food security challenges. France: ADEME.
- Albrecht, A., Kandji, S.T. (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99:15–27.
- Alves, R.B., Rezende, V.T., Rojas, D.A. (2021) Uma breve história da origem da agropecuária no mundo sob o ponto de vista do GEH/Æ1. ResearchGate. Disponível em: <https://www.researchgate.net>. Acesso em: 17 out. 2022.
- Amado, T.J.C., Nicoloso, R.S. (2010) O carbono como moeda de troca: oportunidades para remuneração dos agricultores pelos serviços ambientais do plantio direto. *Revista Plantio Direto*:16–22.
- Ameray, A., Berlin, J., Bensaid, S., Zaragoza-Castells, J., García-Palacios, P., Maestre, F.T. (2021) Soil carbon stocks in tropical agroforestry systems: effects of management and disturbance. *Forest Ecology and Management*, 495:119–135.
- Andreae, M.O., Merlet, P. (2001) Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15:955–966.
- Araújo, R. de A. (2023) Valoração econômica do estoque de C no solo em sistemas agroflorestais de cacau em diferentes cenários de produção. Doutorado em Produção Vegetal - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, Campos dos Goytacazes – RJ, 2023.
- Arévalo-Gardini, E., Arévalo-Hernández, C.O., Céspedes-Flores, S.H. (2020) Changes in soil carbon and nitrogen stocks in agroforestry systems with *Theobroma cacao* L. in the Peruvian Amazon. *Agroforestry Systems*, 94:2253–2265.
- Assis-Júnior, S.L., Zilli, J.É., Rumjanek, N.G., Xavier, G.R. (2003) Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. *Revista Árvore*, 27:35–41.
- Ayoade, J.O. (2010) Introdução à climatologia para os trópicos. 14. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 350p.
- Banco Central do Brasil (2025) Cotações e boletins diários de câmbio. Brasília. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br>. Acesso em: 20 out. 2025.

- Bárcenas-Moreno, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Mataix-Benedito, J., Bodí, M.B. (2019) Fire-induced changes in soil microbial communities and their role in carbon and nitrogen cycling. *Soil Biology & Biochemistry*, 134:1–13.
- Barros, J.D. de S., Chaves, L.H.G., Chaves, I. de B., Farias, C.H. de A., Pereira, W.E. (2013) Estoque de carbono e nitrogênio em sistemas de manejo do solo nos tabuleiros costeiros paraibanos. *Revista Caatinga*, 26:35–42.
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T.J.C., Martin-Neto, L., Fernandes, S.V. (2006) A dinâmica do carbono no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30:687–696.
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T.J.C., Martin-Neto, L., Fernandes, S.V. (2011) Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. *Tópicos em Ciência do Solo*, 7:55–118.
- Blank, L., Tarquin, A. (2012) *Engineering economy*. 7. ed. New York: McGraw-Hill.
- Bonna, J.L. (2011) Mapeamento pedológico e de suscetibilidade erosiva no alto córrego Prata (Ouro Preto–MG). Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.
- Cantarella, H. (2007) Nitrogênio. In: Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. (org.) *Fertilidade do solo*. Viçosa: SBCS, p.375–470.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Barthès, B.G., Siqueira Neto, M., Chenu, C. (2018) Impact of agroforestry practices on soil organic carbon storage in tropical soils: a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256:243–254.
- Carvalho, J.L.N., Cerri, C.C., Bernoux, M., Feigl, B.J., Piccolo, M. de C. (2008) Adequação dos sistemas de produção rumo à sustentabilidade ambiental. In: Faleiro, F.G., Farias Neto, A.L. (org.) *Savana: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, p.672–692.
- Cassol, P.C., Mafra, Á.L., Albuquerque, J.A., Santos, J.C.P., Miquelluti, D.J. (2022) Soil C:N ratio and organic matter stability in agroforestry and natural systems of Southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 220:105393.
- Cerri, C.C., Cerri, C.E.P. (2007a) Agricultura e aquecimento global. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, 32:40–44.

- Cerri, C.C., Bernoux, M., Maia, S.M.F., Cerri, C.E.P., Costa Junior, C., Feigl, B.J. (2007b) Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion using the Century model. *Global Change Biology*, 13:870–878.
- Certini, G. (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143:1–10.
- Certini, G., Santini, C., Cappelletti, M. (2021) Fire effects on soil organic matter and nitrogen cycling: a review update. *Catena*, 200:105193.
- Choromanska, U., DeLuca, T.H. (2016) Influence of fire on soil nutrient dynamics and soil water repellency in ponderosa pine forests. *Applied Soil Ecology*, 99:158–166. DOI doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.002.
- CNA – Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (2012) Mercado agropecuário de redução de emissões. Brasília: Serviço Nacional de Aprendizagem Rural; Instituto CNA.
- Cochrane, M.A. (2003) Fire science for rainforests. *Nature*, 421:913–919.
- CONAB (2025) Preços de mercado – cacau e seringueira. Disponível em: <https://consultaprecosdemercado.conab.gov.br/#/home>. Acesso em: 13 nov. 2025.
- Correia, M.E.F., Santos, G.A., Silva, C.F. (2019) Recovery of soil organic matter and nutrient stocks in tropical agroforestry systems. *Soil & Tillage Research*, 186:180–189.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., Parton, W.J. (2019) Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12:989–994.
- Cotta, M.K., Jacovine, L.A.G., Valverde, S.R., Paiva, H.N., Virgens Filho, A.C., Silva, M.L. (2006) Análise econômica do consórcio seringueira–cacau para geração de certificados de emissões reduzidas. *Revista Árvore*, 30:969–979. DOI doi.org/10.1590/S0100-67622006000600012.
- Cotta, M.K. (2005) Quantificação de biomassa e análise econômica do consórcio seringueira–cacau para geração de créditos de carbono. Doutorado em Ciências Florestais - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 101p.
- Craine, J.M., Elsmore, A.J., Austin, A.T., Jiang, L., Piper, F.I., Wardle, D.A. (2015) Ecological interpretations of nitrogen isotope ratios of terrestrial plants and soils. *New Phytologist*, 206:1055–1062. DOI doi.org/10.1111/nph.13298.
- Da Mota, R.S. (1997) Manual para valoração econômica de recursos ambientais. Brasília: IPEA/MMA/PNUD/CNPq.

- Dawoe, E.K., Isaac, M.E., Quashie-Sam, J. (2010) Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana. *Plant and Soil*, 330:55–64.
- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D.P., Kögel-Knabner, I. (2005) Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems. *Australian Journal of Soil Research*, 43:173–183.
- Dinesh, G.K., Bharathi, K., Prasanna, R., Singh, R., Rai, A.B. (2024) The potential of conservation agriculture and their ecosystem services for land degradation neutrality. *Authorea Preprints*.
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A. (2011) Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17:1658–1670.
- Eilers, K.G., Debenedetti, M.H., Wang, C., Crowley, D.E., Brodie, E.L. (2012) Digging deeper to find unique microbial communities: the strong effect of depth on the structure of bacterial and archaeal communities in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 50:58–65. DOI doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.011.
- EMBRAPA (2018) *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed. Brasília: Embrapa, 590p.
- FAO (2022) *The State of the World's Forests 2022: Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies*. Rome: FAO. DOI doi.org/10.4060/cb9360en.
- Farago, E.Z., Smith, C.J., Forster, P.M., Allen, M.R., Jones, C.D., Smith, S.J. (2025) AR6 updates to RF by GHGs and aerosols lowers the probability of accomplishing the Paris Agreement compared to AR5 formulations. *Earth System Dynamics*, 16:1739–1758. DOI doi.org/10.5194/esd-16-1739-2025.
- Farias, L.F., Silva, M.L., Almeida, A.S., Souza, J.M., Oliveira, J.A. (2022) Manejo sustentável da produção orgânica em sistemas agroflorestais (SAFs) na agricultura familiar. *Colóquio – Revista do Desenvolvimento Regional*, 19:292–309.
- Felten, D., Lang, F., Borges, B. (2021) Soil organic matter dynamics and nutrient cycling in cacao agroforestry systems. *Soil & Tillage Research*, 212:105085.
- Fernandes, M. da S., Finco, M.V.A. (2014) Sistemas de integração lavoura-pecuária e políticas de mudanças climáticas. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 44:182–190.
- Fernández, I.J., Norton, S.A., Kjonaas, O.J., Fernández, L.E., Rustad, L.E. (2024) Effects of wildfire ash on soil nutrient dynamics: insights into post-fire nutrient

availability and losses. *Biogeosciences*, 21:2355–2372. DOI doi.org/10.5194/bg-21-2355-2024.

Ferreira, A.O., Camargo, F.A.O., Vidor, C., Anghinoni, I., Carvalho, P.C.F. (2018) Effects of fire on nutrient dynamics and soil fertility in tropical forest soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42:e017039. DOI doi.org/10.1590/18069657rbcs20170390.

Figueiredo, E.O., Chaer, G.M., Moraes, M.L.T. de, Silva, J.L.M. da, Balieiro, F. de C. (2018) Estoque de carbono e nitrogênio em sistemas agroflorestais no sul da Bahia. *Revista Árvore*, 42:e420204.

Fontes, A.G., Gama-Rodrigues, A.C., Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S. (2014) Nutrient stocks in litterfall and litter in cocoa agroforests in Brazil. *Plant and Soil*, 383:313–335.

Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M.W., Andrew, R.M., Bakker, D.C.E., Hauglustaine, D., Peters, G.P., Peters, W., Le Quéré, C., Canadell, J.G., et al. (2023) Global Carbon Budget 2023. *Earth System Science Data*, 15:5301–5369. DOI doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023.

Fronza, E.E., Silva, J.E., Santos, D.C., Carvalho, J.L.N., Bayer, C. (2024) Carbon sequestration potential of pastures in Southern Brazil: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 48:e0230121.

Gama-Rodrigues, E.F., Barros, N.F., Gama-Rodrigues, A.C., Santos, G.A. (2010) Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, 45:274–283.

Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Nair, P.K.R. (2011) Soil carbon sequestration in cacao agroforestry systems: a case study from Bahia, Brazil. In: Kumar, B.M., Nair, P.K.R. (ed.) *Carbon sequestration potential of agroforestry systems*. New York: Springer, p.85–99.

Gama-Rodrigues, E.F., Sales, M.V.S., Silva, M.L.N., Cardoso, I.M., Barros, N.F. (2022) Perspectives on carbon footprint of agricultural land-use in Brazil. *Carbon Footprints*, 1:6.

Ghimirey, V., Chaurasia, J., Acharya, N. (2025) Understanding soil carbon sequestration: mechanistic insights, management approaches, and future challenges. *Discover Soil*, 2:101. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s44378-025-00133-5>. Acesso em: 21 jan. 2026.

- Gitman, L.J., Zutter, C.J. (2017) *Princípios de administração financeira*. 14. ed. São Paulo: Pearson.
- Gittinger, J.P. (1982) *Economic analysis of agricultural projects*. 2. ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Gmach, M.R., Dias, B.O., Silva, C.A., Lal, R. (2020) Deep soil carbon and nitrogen stocks and composition in agroforestry, perennial, and annual cropping systems in a tropical environment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 287:106684.
- Gomes, A.L. (2018) *Ciência e ideologia: uma análise crítica da teoria do aquecimento global*. Belo Horizonte: Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, 140p.
- Grubb, M., Vrolijk, C., Brack, D. (2018) *The Kyoto Protocol: A guide and assessment*. 2. ed. London: Routledge.
- Guo, L.B., Gifford, R.M. (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 8:345–360.
- Gulaiya, S., Tiwari, R., Yadav, M., Kumar, A. (2025) A review on conservation agriculture: challenges, opportunities and pathways to sustainable farming. *Journal of Scientific Research and Reports*, 31:97–107.
- Hakansson, I., Reeder, R.C. (1994) Subsoil compaction by vehicles with high axle load — extent, persistence and crop response. *Soil and Tillage Research*, 29:277–304.
- Hespanhol, L.I. (2020) *Valoração econômica de carbono no solo como serviço ecossistêmico em sistemas agroflorestais baseado em cacauzeiros*. Mestrado em Produção Vegetal - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, Campos dos Goytacazes – RJ, 50p.
- Houghton, R.A. (2007) Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35:313–347.
- Huang, X., Li, Y., Zhang, R., Wang, Q., Liu, H. (2024) Land use change alters soil organic carbon: impacts of forest and grassland conversion to croplands. Disponível em: <https://www.osti.gov/servlets/purl/2577925>. Acesso em: 21 jan. 2026.
- IPCC (2021) *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC (2022) *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge: Cambridge University Press.

- IPCC (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). Hayama: Institute for Global Environmental Strategies.
- IPCC (2001) The climate system: an overview. In: IPCC, Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge: Cambridge University Press, cap. 1.
- Jastrow, J.D., Miller, R.M. (1997) Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations. In: Lal, R. et al. (ed.) Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton: CRC Press, p.207-223.
- Kaiser, K., Kalbitz, K. (2012) Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52:29-32.
- Katherasala, S. (2024) Approaches to sustainable agriculture: a retrospective analysis for soil health improvement: sustainable approaches for soil health. *SAARC Journal of Agriculture*, 22:1-13.
- Kitamura, P.C., Rodrigues, G.S. (2001) Valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais: métodos, problemas e perspectivas. *Anais do Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais*, 3, [S. I.]: p.55.
- Kleber, M., Nicole, P., Mayes, M.A., Sollins, P. (2011) Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global Change Biology*, 17:1097-1107. DOI doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02278.
- Kleber, M., Sollins, P., Sutton, R. (2007) A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, 85:9-24. DOI doi.org/10.1007/s10533-007-9103-5.
- Lal, R. (2005) Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220:242-258.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*.
- Lal, R. (2020) Soil organic carbon sequestration and land-based negative emissions. *Soil and Tillage Research*, 204:104717. DOI doi.org/10.1016/j.still.2020.104717.
- Lal, R. (2022) Soil organic matter and feeding the future: environmental and agronomic impacts. Boca Raton: CRC Press.

- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K. (2015) Carbon sequestration in soil. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1877343515001013>. Acesso em: 21 jan. 2026.
- Lehmann, J., Kleber, M. (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528:60-68.
- Leite, L. F. C., Mendonça, E. S., Neves, J. C. L., Machado, P. L. O. A. (2010) Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio em Argissolo sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34:857-865.
- Lessa, A. D. S., Timofeiczky Junior, R., Silva, Z. A. G. P. D. G., Santos, A. S. J. D., Hoeflich, V. A. (2016) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Florestal e a Heveicultura no Estado do Acre. *Floresta e Ambiente*, 23:378-386.
- Life in Syntropy (2015) Direção: Ernst Götsch e Felipe Pasini. Brasil: Agenda Gotsch.
- Lima, A. M. N.; Silva, I. R.; Neves, J. C. L.; Novais, R. F.; Barros, N. F.; Mendonça, E. S.; Demolinari, M. S. M. (2006) Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 235, n. 1–3, p. 219–231.
- Lima, M., Sales, M. V. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Fontes, A. G. (2023) Carbon functional groups of leaf litter in cacao and rubber agroforestry systems in southern Bahia, Brazil. *Agroforestry Systems*, 97:249-260.
- Liu, X., Li, Y., Zhang, W., Wang, J., Wang, S., Zhang, X., Wang, Y., Deng, J. (2022) Effects of land-use change and soil disturbance on soil carbon and nitrogen stocks: A global meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, 215:105221.
- Lu, Q.-B. (2023) Critical review on radiative forcing and climate models for global climate change since 1970. *Atmosphere*, 14:1232. DOI doi.org/10.3390/atmos14081232.
- Lyu, H., Liu, X., Wang, J., Zhang, Y., Zhang, X., Wang, Y. (2024) Drive soil nitrogen transformation and improve crop nitrogen absorption and utilization – a review of green manure applications. *Frontiers in Plant Science*, 14:1305600.
- Maggiotto, S. R., Oliveira, D., Marur, C. J., Streck, N. A., Freitas, P. S. L. (2014) Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of the Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 36:239-245.
- Maia, S. M. F., Ogle, S. M., Cerri, C. E. P., Cerri, C. C. (2009) Soil organic carbon stocks under pastures in the Brazilian Amazon. *Soil Science Society of America Journal*, 73:669-676.

Mapa (2020) Plano ABC – Agricultura de Baixa Emissão de Carbono. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura>. Acesso em: 16 maio 2022.

Marques, J. R. B.; Monteiro, W. R. (2016) Substituição sustentável de eritrina por seringueira em SAF de cacauero. *Agrotrópica*, v. 28, n. 2, p. 101–122.

Mendes, A. M. S., Santos, A. C., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C. (2019) Acúmulo de serrapilheira e dinâmica da matéria orgânica em sistemas agroflorestais no bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 14:85-94.

Meng, C., Liu, Y., Ding, Y., Su, W., Zhang, X., Zhang, L. (2023) Nutrient availability and microbial traits constrained by soil texture modulate the impact of forest fire on gross nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 174:108885. DOI doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108885.

Mercer, D. E. (2004) Adoption of agroforestry innovations in the tropics: a review. *Agroforestry Systems*, 61:311-328.

Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B., Kästner, M. (2012) SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111:41-55. DOI doi.org/10.1007/s10533-011-9658-z.

Minasbio (2022) Serviços ecossistêmicos e os benefícios para a sociedade. Disponível em: <https://www.minasbioconsultoria.com>. Acesso em: 27 maio 2022.

Minasny, B., Malone, B. P., Mcbratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z. S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchetti, A., Montanarella, L., Owens, P. R., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Rabot, E., Rawlins, B. G., Sanchez, P. A., Savin, I., Sommer, M., Stockmann, U., Takata, Y., Vagen, T. G., Van Wesemael, B., Winowiecki, L., Young, I. M. (2017) Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292:59-86.

MMA - Ministério do meio Ambiente (2012) Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília.

Monroe, P. H. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R., Sales, M. V. S. (2016) Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221:99-108.

Monroe, P. H. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R., Sales, M. V. S., Silva, M. L. N. (2021) Changes in soil carbon and nitrogen stocks following the establishment of agroforestry systems in tropical regions. *Agroforestry Systems*, 95:391-404.

- Moraes, R. M., Sales, M. V. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C. (2020) Root distribution and soil carbon in tropical forest and agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, 458:117793.
- Moreira, F. M. S., Siqueira, J. O. (2006) *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2. ed. Lavras: UFLA.
- MSCI (2024) Investor-grade tools to aid the global carbon market. Disponível em: <https://www.msci.com>. Acesso em: 20 out. 2025.
- Nair, P. K. R. (1993) *Introdução à agrofloresta*. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- Nair, P. K. R., Kumar, B. M., Nair, V. D. (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172:10-23.
- OECD – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2022). *Soil carbon sequestration by agriculture: policy options*. Soil carbon sequestration by agriculture: policy options. Paris: OECD Publishing. Disponível em: <https://www.oecd.org>. Acesso em: 21 jan. 2026.
- Oliveira, C. V. de (2016) *Estoque de carbono em solos sob diferentes sistemas de uso da terra e classes de agregados na região sul da Bahia*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 138p.
- Oliveira, C. V., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Sales, M. V. S., Marciano, C. R. (2019) Carbon and nitrogen stock of Acrisols and Nitisols in South Bahia, Brazil. *Geoderma Regional*, 16:e00218.
- Oliveira, G. A. de, Silva, M. V. W. C., Oliveira, A. P., Silva, T. G., Santos, R. F. (2021) *Valoração econômica de sequestro de carbono em sistemas agroflorestais biodiversos no bioma Cerrado*. Editora Científica Digital, 31.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G. P., Smith, P. (2016) Climate-smart soils. *Nature*, 532:49-57.
- Pellegrini, A. F. A., Ahlström, A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Niering, W. A., Jackson, R. B. (2020) Decadal changes in fire frequency alter soil carbon and nitrogen stocks across an African savanna. *Global Change Biology*, 26:246-260.
- Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M. F., Drijber, R., Emmett, B., Kögel-Knabner, I., et al. (2021) Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the mineral soil bulk density. *Nature Communications*, 12:1-10. DOI doi.org/10.1038/s41467-021-25491-0.

- Popin, G. V., Sánchez, P. A., Bernoux, M., Cerri, C. C., Cerri, C. E. P., Martinelli, L. A. (2025) Land-use change and deep-soil carbon distribution on the Brazilian Amazon–Cerrado agricultural frontier. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 381:1-13. DOI doi.org/10.1016/j.agee.2024.109451.
- Powers, R. F., Voldseth, R. A., Zhang, J., Murphy, J. D., Tiarks, A. E. (2011) The influence of land-use change and management practices on soil organic carbon sequestration. *Environmental Management*, 47:459-472.
- Probst, B. S., Toetzké, M., Kontoleon, A., Keegan, C., West, T. A. P. (2024) Systematic assessment of the achieved emission reductions of carbon crediting projects. *Nature Communications*, 15:9562. DOI doi.org/10.1038/s41467-024-53645-z.
- Rasse, D. P., Rumpel, C., Dignac, M. F. (2005) Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms and significance of root-derived carbon inputs to soil organic matter. *Ecology*, 86:373-383. DOI doi.org/10.1890/03-0793.
- Raveloaritianna, E., Wanger, T. C. (2024) Decades matter: agricultural diversification increases financial profitability, biodiversity, and ecosystem services over time. Disponível em: <https://arxiv.org/abs/2403.05599>. Acesso em: 20 maio 2025.
- Rezende, J. L. P., Oliveira, A. D. (2001) Análise econômica e social de projetos florestais. 3. ed. Viçosa: Editora UFV.
- Roca-Fernández, C., Bode, A., Fernández-García, D., Gómez-Gesteira, M. (2025) A comparison of different solar radiation models. *Atmosphere*, 16:590. DOI doi.org/10.3390/atmos16050590.
- Rocha-Santos, L., Talora, D. C. (2012) Recovery of Atlantic Rainforest areas altered by distinct land-use histories in northeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 5:475-494.
- Ross, S. A., Westerfield, R. W., Jordan, B. D. (2015) Administração financeira. 10. ed. Porto Alegre: AMGH.
- Rumpel, C., Eusterhues, K., Kögel-Knabner, I. (2002) Stabilization of soil organic matter by organo-mineral associations at depth in profiles in a Haplic Alisol. *Geoderma*, 118:101-114. DOI doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00127-3.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. (2011) Deep soil organic matter — a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338:143-158. DOI doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5.
- Sá, J. C. de M., Cerri, C. C., Piccolo, M. de C., Feigl, B. J. (2001) Carbon sequestration in a Brazilian Oxisol under no-tillage systems. *Soil & Tillage Research*, 61:89-98.

- Salgado, G. M., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Sales, M. V. S. (2019) Stable carbon in soils under rubber tree (*Hevea brasiliensis*) agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *SN Applied Sciences*, 1:790.
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., Jenkins, M. (2018) The global status and trends of payments for ecosystem services. *Nature Sustainability*, 1:136-144.
- Sanderman, J., Hangl, T., Fiske, G. J. (2017) Soil carbon debt of 12 000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114:9575-9580.
- Santana, N. A., Figueiredo, C. C., Carvalho, T. S. (2020) Impacto do fogo e do uso da terra sobre o carbono e nitrogênio do solo em ecossistemas tropicais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 44:e0190155.
- Santín, C., Doerr, S. H. (2019) Fire effects on soils: the ecology of post-fire recovery. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1:243-258.
- Santos, L. M., Oliveira, D., Marur, C. J., Streck, N. A., Freitas, P. S. L. (2015) Potential carbon sequestration in rubber tree plantations in the northwestern region of Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 37:345-352. DOI doi.org/10.4025/actasciagron.v37i3.17404.
- Saraiva, A. M., Silva, J. E., Carvalho, J. L. N., Bayer, C. (2014) Root-related carbon inputs and soil aggregation in tropical pastures. *Tropical Grasslands – Forrajes Tropicales*, 2:174-184. DOI [doi.org/10.17138/TGFT\(2\)174-184](https://doi.org/10.17138/TGFT(2)174-184).
- Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weintraub, M. N., Trumbore, S. E. (2011) Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478:49-56.
- Senken (2024) Pricing of carbon credits. Disponível em: <https://www.senken.io>. Acesso em: 20 out. 2025.
- Seplan Bahia (2021) Bahia vai ter novas fronteiras de cacauicultura. Disponível em: <https://www.seplan.ba.gov.br>. Acesso em: 17 set. 2025.
- Silva, J. E., Bayer, C., Carvalho, J. L. N., Santos, D. C., Cerri, C. C. (2022) Fire management effects on soil fertility and organic matter dynamics in tropical agroecosystems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 57:e023001. DOI doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2022.023001.

- Silva, J. E., Santos, D. C., Bayer, C., Carvalho, J. L. N., Cerri, C. C. (2025) Long-term soil organic carbon recovery under different vegetation suppression techniques in agroforestry systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 49:e025013. DOI doi.org/10.36783/18069657rbcs2025013.
- Singh, G., Kumar, R., Singh, V., Yadav, A., Sharma, S., Meena, R. S. (2023) Soil carbon and biochemical indicators of soil quality as affected by different conservation agricultural and weed management options. *Land*, 12:1783.
- Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. (2000) Soil organic matter turnover in semiarid agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 64:564-576.
- Six, J., Conant, R. T., Paustian, K., Elliott, E. T. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241:155-176.
- Smith, P., Adams, J., Beerling, D. J., Borelli, T., De Oliveira, M. B., Fisher, J., et al. (2020) Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? *Global Change Biology*, 26:1532-1575.
- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B. A. (1996) Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74:65-105.
- Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L. (2013) Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 173:46-57.
- Souza, E. D., Lima, C. L. R. (2017) Atividade biológica do solo e seu papel na ciclagem de nutrientes e carbono. *Revista de Ciências Agrárias*, 40:456-465.
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., Teixeira, W. G. (2017) Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. Brasília: Embrapa, 574p.
- Thornhill, G. D., Collins, W. J., Skowron, A., Szopa, S., Bellarby, J., Kelley, D. I., et al. (2021) Effective radiative forcing from emissions of reactive gases and aerosols – a multi-model comparison. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21:853-878. DOI doi.org/10.5194/acp-21-853-2021.
- Tonucci, R. G., Naves, E. R., Silva, M. L. N., Curi, N., Mendonça, E. S. (2023) 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*, 47:e0220124.
- Vallejos-Torres, A., Cárdenas, R., Arévalo-Gardini, E., Arévalo-Hernández, C. O., Céspedes-Flores, S. H. (2024) Root biomass and soil carbon responses to

- intercropping in tropical coffee agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 98:115-128. DOI doi.org/10.1007/s10457-024-00917-3.
- Van Der Ploeg, R. R., Böhm, W., Kirkham, M. B. (2006) Soil compaction and tillage in temperate agroecosystems: a review. *Soil and Tillage Research*, 87:105-116.
- Van Noordwijk, M., Coe, R., Sinclair, F. L., Van Laar, H., Garrity, D. P. (2022) Agroforestry as part of climate change response. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 56:101109. DOI doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101109.
- Vicente, L. C., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Marciano, C. R. (2019) Organic carbon within soil aggregates under forestry systems and pasture in a southeast region of Brazil. *Catena*, 182:104139.
- Vieira, A. C. P., Garcia Júnior, R., Vieira, C. A., Ruthes, S., Seleme Wildauer, L. B., Souza, M. (2025) O mercado regulado de carbono no Brasil. *Estudos Avançados*, 39:391-412.
- Wauters, J.-B., Coupal, M., Mathijs, E., McLaren, S., Boyle, J., Bongers, F. (2008) Carbon stock in rubber tree plantations in Western Ghana and Mato Grosso (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 255:2347-2361.
- Xiong, L., Shah, F., Wu, W. (2022) Environmental and socio-economic performance of intensive farming systems with varying agricultural resource for maize production. *Science of the Total Environment*, 850:158030.
- Xu, H., Li, Y., Zhang, W., Wang, S., Liu, X., Deng, J., Zhang, X., Wang, Y. (2024) Global patterns of soil organic carbon recovery following forest restoration. *Global Change Biology*, 30:840-855.
- Yang, X., Liu, Y., Zhang, W., Wang, J., Zhang, Y., Li, H., Wang, S. (2024) Contribution of banana pseudostems to soil organic carbon and nutrient cycling in montane plantations. *Carbon Balance and Management*, 19:12. DOI doi.org/10.1186/s13021-024-00231-4.

APÊNDICES

APÊNDICE A: Tabelas de ANOVA aplicadas aos estoques de COS e NT

Tabela 4: ANOVA aplicado ao estoque de COS total (0-100cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	12563,416989	1794,773856	4,649	0,0021*
Erro	21	92,66155575	386,089816		
TOTAL	31	21829,572564			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) no perfil de 0-100 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 11,35.

Tabela 5: ANOVA aplicado ao estoque de COS na profundidade 1 (0-10cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	1448,442163	206,920309	2,473	0,0462*
Erro	21	2008,299952	83,679165		
TOTAL	31	3456,742115			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) na profundidade de 0-10 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 27,53.

Tabela 6: ANOVA aplicado ao estoque de COS na profundidade 2 (10-20cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	683,274872	97,610696	8,202	0,0000*
Erro	21	285,606277	11,900262		
TOTAL	31	968,881149			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) na profundidade de 10-20 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 13,33.

Tabela 7: ANOVA aplicado ao estoque de COS na profundidade 3 (20-40cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	820,759651	117,521379	2,513	0,0435*
Erro	21	1119,861776	46,660907		
TOTAL	31	1940,621428			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) na profundidade de 20-40 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 18,06.

Tabela 8: ANOVA aplicado ao estoque de COS na profundidade 4 (40-60cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	359,225930	51,317990	4,149	0,0040*
Erro	21	296,823716	12,367655		
TOTAL	31	656,049645			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) na profundidade de 40-60 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 11,56.

Tabela 9: ANOVA aplicado ao estoque de COS na profundidade 5 (60-80cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	485,100927	69,300132	3,367	0,0120*
Erro	21	493,968125	20,582005		
TOTAL	31	979,069052			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) na profundidade de 60-80 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 18,82.

Tabela 10: ANOVA aplicado ao estoque de COS na profundidade 6 (80-100cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	408,906254	58,415179	4,626	0,0021*
Erro	21	303,043891	12,626829		
TOTAL	31	711,950145			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de carbono orgânico do solo (COS) na profundidade de 80-100 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 16,40.

Tabela 11: ANOVA aplicado ao estoque de NT (0-100cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	32143,133962	4591,876280	1067,837	0,0000*
Erro	21	103,203965	4,300165		
TOTAL	31	32246,337927			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) no perfil de 0-100 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 3,96.

Tabela 12: ANOVA aplicado ao estoque de NT na profundidade 1 (0-10cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	364,719149	52,102736	196,838	0,0000*
Erro	21	6,352769	0,264699		
TOTAL	31	371,071918			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) na profundidade de 0-10 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 8,03.

Tabela 13: ANOVA aplicado ao estoque de NT na profundidade 2 (10-20cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	396,492287	56,641755	543,354	0,0000*
Erro	21	2,501871	0,104245		
TOTAL	31	398,994158			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) na profundidade de 10-20 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 5,43.

Tabela 14: ANOVA aplicado ao estoque de NT na profundidade 3 (20-40cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	1716,853817	245,264831	228,415	0,0000*
Erro	21	25,770469	1,073770		
TOTAL	31	1742,624286			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) na profundidade de 20-40 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 9,64.

Tabela 15: ANOVA aplicado ao estoque de NT na profundidade 4 (40-60cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	1243,642380	177,663197	374,494	0,0000*
Erro	21	11,385795	0,474408		
TOTAL	31	1255,028175			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) na profundidade de 40-60 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 6,98.

Tabela 16: ANOVA aplicado ao estoque de NT na profundidade 5 (60-80cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	1155,328563	165,046938	297,532	0,0000*
Erro	21	13,313275	0,554720		
TOTAL	31	1168,641838			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) na profundidade de 60-80 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 8,17.

Tabela 17: ANOVA aplicado ao estoque de NT na profundidade 6 (80-100cm)

FONTE DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM	FC	P VALOR
Tratamentos	7	1318,342057	188,334580	1000,355	0,0000*
Erro	21	4,518426	0,188268		
TOTAL	31	1322,860483			

Legenda: Análise de variância (ANOVA) aplicada aos estoques de nitrogênio total (NT) na profundidade de 80-100 centímetros (cm) de solo, expressos em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}), considerando os diferentes sistemas de uso e manejo do solo. GL = graus de liberdade; SQ = soma de quadrados; QM = quadrado médio; FC = valor do teste F calculado; p-valor = nível de significância estatística. Valores acompanhados de * indicam efeito significativo dos tratamentos pelo teste F, em nível de 5% de significância. CV (%) = coeficiente de variação = 4,24.

APÊNDICE B: Tabelas de testes de médias aplicados aos estoques de COS e NT

Tabela 18: Teste de médias aplicado ao estoque de COS no perfil total (0-100 cm)

TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	207,64	A
FN	195,39	A
SAF-M-S	183,62	A
MS	173,35	B
SAF-T-S	163,94	B
SAF-T-C	162,18	B
SAF-D-S	152,15	B
SAF-D-C	146,67	B

Legenda: Médias dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) em megagrama por hectare (Mg ha^{-1}), nos diferentes sistemas agroflorestais e áreas de referência. Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). SAF-M = sistema agroflorestal implantado com motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira; FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira.

Tabela 19: Teste de médias aplicado ao estoque de NT no perfil total (0-100 cm)

TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-S	100	A
SAF-M-C	98,80	A
SAF-T-S	76,06	B
SAF-T-C	39,63	C
FN	33,39	D
MS	28,56	E
SAF-D-C	21,37	F
SAF-D-S	20,75	F

Legenda: Médias dos estoques de nitrogênio total (NT) em megagrama por hectare (Mg ha^{-1}), nos diferentes sistemas agroflorestais e áreas de referência. Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). SAF-M = sistema agroflorestal implantado com motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira; FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira.

Tabela 20: Teste de médias aplicado ao estoque de COS por profundidade

PROFUNDIDADE 1 (0-10 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-T-C	46,08	A
SAF-M-C	39,76	A
MS	34,69	A
FN	34,23	A
SAF-M-S	32,18	A
SAF-T-S	28,02	A
SAF-D-S	25,99	A
SAF-D-C	24,83	A
PROFUNDIDADE 2 (10-20 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	33,18	A
FN	31,84	A
MS	27,37	B
SAF-M-S	26,97	B
SAF-T-C	24,46	C

SAF-T-S	23,12	C
SAF-D-C	20,49	C
SAF-D-S	19,56	C
PROFUNDIDADE 3 (20-40 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	44,75	A
SAF-M-S	42,76	A
FN	41,97	A
MS	39,45	A
SAF-T-S	37,41	A
SAF-D-C	35,12	B
SAF-T-C	31,40	B
SAF-D-S	29,81	B
PROFUNDIDADE 4 (40-60 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	34,65	A
SAF-M-S	33,52	A
FN	32,85	A
MS	31,31	A
SAF-T-S	31,12	A
SAF-D-S	28,34	B
SAF-D-C	27,74	B
SAF-T-C	23,81	B
PROFUNDIDADE 5 (60-80 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
FN	30,46	A
SAF-D-S	27,18	A
SAF-M-C	26,76	A
SAF-M-S	26,25	A
MS	22,59	B
SAF-D-C	20,95	B
SAF-T-S	20,33	B
SAF-T-C	18,33	B
PROFUNDIDADE 6 (80-100 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE C MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	28,55	A
FN	24,06	A
SAF-T-S	23,95	A
SAF-M-S	21,92	B
SAF-D-S	21,28	B
SAF-T-C	18,10	B
MS	17,94	B
SAF-D-C	17,53	B

Legenda: Médias dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) em megagrama por hectare (Mg ha^{-1}), nos diferentes sistemas agroflorestais e áreas de referência. Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). SAF-M = sistema agroflorestal implantado com motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira; FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira.

Tabela 21: Teste de médias aplicado ao estoque de NT por profundidade

PROFUNDIDADE 1 (0-10 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-S	11,80	A
SAF-M-C	11,04	B
SAF-T-S	9,04	C
FN	4,49	D
SAF-T-C	4,45	D
MS	3,89	D
SAF-D-S	3,54	E
SAF-D-C	3,00	E
PROFUNDIDADE 2 (10-20 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	11,75	A
SAF-M-S	11,07	B
SAF-T-S	7,79	C
FN	4,51	D
SAF-T-C	3,83	E
MS	3,67	E
SAF-D-C	2,58	F
SAF-D-S	2,38	F
PROFUNDIDADE 3 (20-40 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-S	21,83	A
SAF-M-C	21,01	A
SAF-T-S	17,06	B
FN	7,03	C
MS	6,24	C
SAF-D-C	5,08	D
SAF-T-C	4,53	D
SAF-D-S	3,25	E
PROFUNDIDADE 4 (40-60 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-S	18,84	A
SAF-M-C	18,49	A
SAF-T-S	16,04	B
FN	6,08	C
MS	5,79	C
SAF-T-C	5,77	C
SAF-D-C	4,34	D
SAF-D-S	3,57	D
PROFUNDIDADE 5 (60-80 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-C	18,46	A
SAF-M-S	18,37	A
SAF-T-S	12,77	B
FN	5,98	C
SAF-D-S	4,72	D
MS	4,67	D
SAF-T-C	4,66	D
SAF-D-C	3,31	E
PROFUNDIDADE 6 (80-100 CM)		
TRATAMENTOS	ESTOQUE DE N MÉDIO (MG/HA)	GRUPO
SAF-M-S	18,08	A
SAF-M-C	18,05	A

SAF-T-C	16,39	B
SAF-T-S	13,36	C
FN	5,29	D
MS	4,30	E
SAF-D-S	3,29	F
SAF-D-C	3,07	F

Legenda: Médias dos estoques de nitrogênio total (NT) em megagrama por hectare (Mg ha^{-1}), nos diferentes sistemas agroflorestais e áreas de referência. Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). SAF-M = sistema agroflorestal implantado com motosserra; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com trator; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos; C = linha de cacau; S = linha de seringueira; FN = floresta nativa; MS = monocultivo de seringueira.

APÊNDICE C: Tabelas de fluxo de caixa detalhado dos SAF de cacau e seringueira

Tabela 22: Fluxo de caixa anual e acumulado (R\$) do SAF-M sem os RCE

ANOS	CUSTOS	RECEITAS	FLUXO DE CAIXA ANUAL	FLUXO DE CAIXA ACUMULADO
1	15.648,10	0	-15.648,10	-15.648,10
2	5.735,75	0	-5.735,75	-21.383,85
3	5.142,16	0	-5.142,16	-26.526,01
4	5.350,95	22.540,00	17.189,05	-9.336,96
5	5.408,24	22.540,00	17.131,76	7.794,80
6	4.328,45	22.540,00	18.211,55	26.006,35
7	4.328,45	28.765,00	24.436,55	50.442,90
8	4.328,45	28.765,00	24.436,55	74.879,45
9	4.328,45	28.765,00	24.436,55	99.316,00
10	4.328,45	28.765,00	24.436,55	123.752,55
11	4.328,45	28.765,00	24.436,55	148.189,10
12	4.328,45	28.765,00	24.436,55	172.625,65
13	4.328,45	28.765,00	24.436,55	197.062,20
14	4.328,45	28.765,00	24.436,55	221.498,75
15	4.328,45	28.765,00	24.436,55	245.935,30
16	4.328,45	28.765,00	24.436,55	270.371,85
17	4.328,45	28.765,00	24.436,55	294.808,40
18	4.328,45	28.765,00	24.436,55	319.244,95
19	4.328,45	28.765,00	24.436,55	343.681,50
20	4.328,45	28.765,00	24.436,55	368.118,05

Legenda: R\$ = real; SAF-M = sistema agroflorestal implantado com uso de motosserra; RCE = reduções certificadas de emissões. Os custos compreendem todas as despesas associadas à implantação e à manutenção da seringueira e do cacau. As receitas referem-se à comercialização de 1.500 kg de coágulo de seringueira e 70 arrobas de cacau.

Tabela 23: Fluxo de caixa anual e acumulado (R\$) do SAF-M com os RCE

ANOS	CUSTOS	RECEITAS	FLUXO DE CAIXA ANUAL	FLUXO DE CAIXA ACUMULADO
1	28.206,34	0	-28.206,34	-28.206,34
2	5.735,75	4843,14	-892,61	-29.098,95
3	5.142,16	4843,14	-299,02	-29.397,97
4	5.350,95	27.383,14	22.032,19	-7.365,78
5	5.408,24	27.383,14	21.974,90	14.609,12
6	4.328,45	27.383,14	23.054,69	37.663,81
7	4.328,45	33.608,14	29.279,69	66.943,50
8	4.328,45	33.608,14	29.279,69	96.223,19
9	4.328,45	33.608,14	29.279,69	125.502,88
10	4.328,45	33.608,14	29.279,69	154.782,57
11	4.328,45	33.608,14	29.279,69	184.062,26
12	4.328,45	33.608,14	29.279,69	213.341,95
13	4.328,45	33.608,14	29.279,69	242.621,64
14	4.328,45	33.608,14	29.279,69	271.901,33
15	4.328,45	33.608,14	29.279,69	301.181,02
16	4.328,45	33.608,14	29.279,69	330.460,71
17	4.328,45	33.608,14	29.279,69	359.740,40
18	4.328,45	33.608,14	29.279,69	389.020,09
19	4.328,45	33.608,14	29.279,69	418.299,78
20	4.328,45	33.608,14	29.279,69	447.579,47

Legenda: R\$ = real; SAF-M = sistema agroflorestal implantado com uso de motosserra; RCE = reduções certificadas de emissões. Os custos compreendem todas as despesas associadas à implantação e à manutenção da seringueira e do cacau, acrescidas dos custos do projeto de RCE. As receitas referem-se à comercialização de 1.500 kg de coágulo de seringueira e 70 arrobas de cacau, acrescidas das receitas provenientes da venda de RCE.

Tabela 24: Fluxo de caixa anual e acumulado (R\$) do SAF-T sem os RCE

ANOS	CUSTOS	RECEITAS	FLUXO DE CAIXA ANUAL	FLUXO DE CAIXA ACUMULADO
1	17.822,30	0	-17.822,30	-17.822,30
2	5.735,75	0	-5.735,75	-23.558,05
3	5.142,16	0	-5.142,16	-28.700,21
4	5.350,95	22.540,00	17.189,05	-11.511,16
5	5.408,24	22.540,00	17.131,76	5.620,60
6	4.328,45	22.540,00	18.211,55	23.832,15
7	4.328,45	28.765,00	24.436,55	48.268,70
8	4.328,45	28.765,00	24.436,55	72.705,25
9	4.328,45	28.765,00	24.436,55	97.141,80
10	4.328,45	28.765,00	24.436,55	121.578,35
11	4.328,45	28.765,00	24.436,55	146.014,90
12	4.328,45	28.765,00	24.436,55	170.451,45
13	4.328,45	28.765,00	24.436,55	194.888,00
14	4.328,45	28.765,00	24.436,55	219.324,55
15	4.328,45	28.765,00	24.436,55	243.761,10
16	4.328,45	28.765,00	24.436,55	268.197,65
17	4.328,45	28.765,00	24.436,55	292.634,20
18	4.328,45	28.765,00	24.436,55	317.070,75
19	4.328,45	28.765,00	24.436,55	341.507,30
20	4.328,45	28.765,00	24.436,55	365.943,85

Legenda: R\$ = real; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com uso de trator; RCE = reduções certificadas de emissões. Os custos compreendem todas as despesas associadas à implantação e à manutenção da seringueira e do cacau. As receitas referem-se à comercialização de 1.500 kg de coágulo de seringueira e 70 arrobas de cacau.

Tabela 25: Fluxo de caixa anual e acumulado (R\$) do SAF-T com os RCE

ANOS	CUSTOS	RECEITAS	FLUXO DE CAIXA ANUAL	FLUXO DE CAIXA ACUMULADO
1	24.800,69	0	-24.800,69	-24.800,69
2	5.735,75	2692,91	-3.042,84	-27.843,53
3	5.142,16	2692,91	-2.449,25	-30.292,78
4	5.350,95	25.232,91	19.881,96	-10.410,82
5	5.408,24	25.232,91	19.824,67	9.413,85
6	4.328,45	25.232,91	20.904,46	30.318,31
7	4.328,45	31.457,91	27.129,46	57.447,77
8	4.328,45	31.457,91	27.129,46	84.577,23
9	4.328,45	31.457,91	27.129,46	111.706,69
10	4.328,45	31.457,91	27.129,46	138.836,15
11	4.328,45	31.457,91	27.129,46	165.965,61
12	4.328,45	31.457,91	27.129,46	193.095,07
13	4.328,45	31.457,91	27.129,46	220.224,53
14	4.328,45	31.457,91	27.129,46	247.353,99
15	4.328,45	31.457,91	27.129,46	274.483,45
16	4.328,45	31.457,91	27.129,46	301.612,91
17	4.328,45	31.457,91	27.129,46	328.742,37
18	4.328,45	31.457,91	27.129,46	355.871,83
19	4.328,45	31.457,91	27.129,46	383.001,29
20	4.328,45	31.457,91	27.129,46	410.130,75

Legenda: R\$ = real; SAF-T = sistema agroflorestal implantado com uso de trator; RCE = reduções certificadas de emissões. Os custos compreendem todas as despesas associadas à implantação e à manutenção da seringueira e do cacau, acrescidas dos custos do projeto de RCE. As receitas referem-se à comercialização de 1.500 kg de coágulo de seringueira e 70 arrobas de cacau, acrescidas das receitas provenientes da venda de RCE.

Tabela 26: Fluxo de caixa anual e acumulado (R\$) do SAF-D sem os RCE

ANOS	CUSTOS	RECEITAS	FLUXO DE CAIXA ANUAL	FLUXO DE CAIXA ACUMULADO
1	33.197,74	0	-33.197,74	-33.197,74
2	9.452,59	0	-9.452,59	-39.360,30
3	5.142,16	0	-5.142,16	-41.212,43
4	5.350,95	22.540,00	17.189,05	-20.733,35
5	5.408,24	22.540,00	17.131,76	-311,56
6	4.328,42	22.540,00	18.211,58	21.190,02
7	4.328,42	28.765,00	24.436,58	48.916,60
8	4.328,42	28.765,00	24.436,58	76.643,18
9	4.328,42	28.765,00	24.436,58	104.369,76
10	4.328,42	28.765,00	24.436,58	132.096,34
11	4.328,42	28.765,00	24.436,58	159.822,92
12	4.328,42	28.765,00	24.436,58	187.549,50
13	4.328,42	28.765,00	24.436,58	215.276,08
14	4.328,42	28.765,00	24.436,58	243.002,66
15	4.328,42	28.765,00	24.436,58	270.729,24
16	4.328,42	28.765,00	24.436,58	298.455,82
17	4.328,42	28.765,00	24.436,58	326.182,40
18	4.328,42	28.765,00	24.436,58	353.908,98
19	4.328,42	28.765,00	24.436,58	381.635,56
20	4.328,42	28.765,00	24.436,58	409.362,14

Legenda: R\$ = real; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos; RCE = reduções certificadas de emissões. Os custos compreendem todas as despesas associadas à implantação e à manutenção das bananeiras, da seringueira e do cacau. As receitas referem-se à comercialização de 1.500 kg de coágulo de seringueira e 70 arrobas de cacau. As bananas não foram comercializadas, foram deixadas para incorporar matéria orgânica nos solos.

Tabela 27: Fluxo de caixa anual e acumulado (R\$) do SAF-D com os RCE

ANOS	CUSTOS	RECEITAS	FLUXO DE CAIXA ANUAL	FLUXO DE CAIXA ACUMULADO
1	26.997,20	0	-26.997,20	-26.997,20
2	9.452,59	3290,03	-6.162,56	-33.159,76
3	5.142,16	3290,03	-1.852,13	-35.011,89
4	5.350,95	25.830,03	20.479,08	-14.532,81
5	5.408,24	25.830,03	20.421,79	5.888,98
6	4.328,45	25.830,03	21.501,58	27.390,56
7	4.328,45	32.055,03	27.726,58	55.117,14
8	4.328,45	32.055,03	27.726,58	82.843,72
9	4.328,45	32.055,03	27.726,58	110.570,30
10	4.328,45	32.055,03	27.726,58	138.296,88
11	4.328,45	32.055,03	27.726,58	166.023,46
12	4.328,45	32.055,03	27.726,58	193.750,04
13	4.328,45	32.055,03	27.726,58	221.476,62
14	4.328,45	32.055,03	27.726,58	249.203,20
15	4.328,45	32.055,03	27.726,58	276.929,78
16	4.328,45	32.055,03	27.726,58	304.656,36
17	4.328,45	32.055,03	27.726,58	332.382,94
18	4.328,45	32.055,03	27.726,58	360.109,52
19	4.328,45	32.055,03	27.726,58	387.836,10
20	4.328,45	32.055,03	27.726,58	415.562,68

Legenda: R\$ = real; SAF-D = sistema agroflorestal conduzido com manejos diversos; RCE = reduções certificadas de emissões. Os custos compreendem todas as despesas associadas à implantação e à manutenção das bananeiras, da seringueira e do cacau, acrescidas dos custos do projeto de RCE. As receitas referem-se à comercialização de 1.500 kg de coágulo de seringueira e 70 arrobas de cacau, acrescidas das receitas provenientes da venda de RCE. As bananas não foram comercializadas, foram deixadas para incorporar matéria orgânica nos solos.