

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Carbono e as florestas no Brasil: publicações, geração de créditos e
planejamento florestal**

Mathaus Messias Coimbra Limeira
Doctor Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

MATHAUS MESSIAS COIMBRA LIMEIRA

Carbono e as florestas no Brasil: publicações, geração de créditos e planejamento florestal

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Helio Garcia Leite

Coorientador: Laercio A. G. Jacovine

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

L733c
2025

Limeira, Mathaus Messias Coimbra, 1997-

Carbono e as florestas no Brasil: publicações, geração de créditos e planejamento florestal / Mathaus Messias Coimbra Limeira. – Viçosa, MG, 2025.

1 tese eletrônica (233 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Hélio Garcia Leite.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Florestal, 2025.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.642>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Sequestro de carbono. 2. Créditos de carbono.
3. Mudanças climáticas. 4. Gestão ambiental. I. Leite, Hélio Garcia, 1960-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. III. Título.

GFDC adapt. CDD 634.916132

MATHAUS MESSIAS COIMBRA LIMEIRA

Carbono e as florestas no Brasil: publicações, geração de créditos e planejamento florestal

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 8 de setembro de 2025.

Assentimento:

Mathaus Messias Coimbra Limeira
Autor

Helio Garcia Leite
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pelo autor em 06/10/2025 às 17:05:06 e pelo orientador em 07/10/2025 às 08:55:53. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **TG31.XBZ9.5QO8** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conceder saúde mental para suportar a vida e saúde física; mesmo quando ultrapasso os limites do meu corpo, nenhum mal me acontece. Agradeço por me guiar e mostrar o caminho a seguir. Agradeço a Deus por sua piedade e bondade, por me cercar de pessoas boas, mesmo eu sendo pecador e não merecendo seu amor.

Agradeço aos meus pais por me derem amor, cuidarem de mim, investirem em mim e sempre me apoiarem em qualquer decisão. Na Terra, eles são as duas pessoas a quem devo tudo, pois, mesmo eu não sendo digno de tanta bondade e amor, e mesmo sem conseguir retribuir tudo o que fazem por mim, eles nunca me deixaram faltar nada.

Agradeço à minha irmã, pois mesmo possuindo pensamentos opostos, eu a defenderia com a minha vida, e sei que ela faria o mesmo.

Agradeço à minha noiva, Geovana Moreira dos Reis, pelo amor incondicional, carinho e paciência demonstrados ao longo de todos esses anos. Sua compreensão nos momentos de ausência, sua força nos períodos de dificuldade e seu incentivo constante foram fundamentais para que eu pudesse avançar nesta jornada desafiadora. O companheirismo que sempre compartilhou comigo constituiu uma base sólida, permitindo-me seguir com confiança e determinação. Ela é, sem dúvida, um pilar para a pessoa e para o profissional que me tornei.

Agradeço ao meu amigo Maurílio Antônio Varavallo pela amizade e pela orientação. Ao longo dos anos, com diversas experiências de vida ou morte, deixou de ser apenas um professor de Biologia e passou a ser também um professor sobre a vida, um pai. Ele constitui referência do que um professor deve ser.

Agradeço ao meu orientador, Hélio Garcia Leite, por aceitar orientar este estudante de Engenharia Florestal, que reconhece ainda apresentar insuficiências em diversos aspectos. Agradeço toda a paciência e o conhecimento que me forneceu. Com esse profissional, aprendi, em quase quatro anos de doutorado, mais do que em sete anos de graduação e mestrado. Sou grato por sua constante disponibilidade para ajudar. Além destas palavras, não sei como agradecer-lo; só posso dizer que ele é um exemplo de engenheiro florestal e de orientador que seguirei. Caso não consiga retribuir-lhe diretamente, asseguro que a generosidade que recebi transmitirei aos demais.

Agradeço ao professor Laércio Antônio Gonçalves Jacovine por sua coorientação durante o doutorado. Agradeço ao Prof. Carlos Boechat e ao Daniel Binoti pelas valiosas contribuições para este e outros trabalhos ao longo da minha jornada acadêmica.

Agradeço ao meu amigo Igor e sua família de Viçosa; sem a amizade deles, eu teria permanecido praticamente sozinho em Viçosa no aspecto social. Agradeço ao Nathan e ao Mauricio pela amizade em Viçosa; ainda que possuam pensamentos diferentes dos meus, as conversas com eles me trouxeram novas ideias sobre os rumos a seguir na vida.

Por fim, agradeço aos colegas da universidade, Gian Marco e Lucas Sergio, pela recepção e orientação no Departamento de Engenharia Florestal. Agradeço aos funcionários do Departamento de Engenharia Florestal, em especial Alexandre e Dilson, pela eficiência e atenção de sempre.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação. Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

“Lealdade é via de mão dupla: se você for leal a mim, eu serei leal a você.” — Autor desconhecido

RESUMO

LIMEIRA, Mathaus Messias Coimbra, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2025. **Carbono e as florestas no Brasil: publicações, geração de créditos e planejamento florestal**. Orientador: Helio Garcia Leite. Coorientador: Laercio Antonio Goncalves Jacovine.

O objetivo deste trabalho é compreender como as florestas brasileiras podem ajudar a combater as mudanças climáticas. Inicialmente, por meio de uma análise bibliográfica, o estudo mapeia publicações sobre o carbono nas florestas do Brasil, entre o início de 2000 e o final de 2023. Com base em 327 artigos selecionados manualmente, conclui-se que grande parte das publicações se encontra nas Regiões Sul e Sudeste do país, onde a silvicultura é mais forte. A Mata Atlântica e a Amazônia, por sua vez, dominam as discussões sobre estoque de carbono em florestas nativas, destacando a importância desses dois biomas. Um aspecto técnico importante é que grande parte dos pesquisadores utiliza a fração 0,5 para converter biomassa em carbono e o fator 3,67 para converter carbono em dióxido de carbono (CO₂), o que facilita a comparação entre diferentes estudos. O segundo capítulo do estudo aborda a parte prática dos projetos de carbono florestal, validados no Brasil pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e pelo Verified Carbon Standard (VCS). Até a data da pesquisa, havia 34 projetos certificados, sendo 3 do MDL e 31 do VCS, dos quais 24 se encontram na região Amazônica. Os projetos Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) representam 65% do total de projetos, enquanto florestamento e reflorestamento correspondem a 32%. Grande parte dos projetos presentes na Amazônia busca certificações adicionais que comprovem benefícios sociais, evidenciando que, além do sequestro de carbono, tais iniciativas ajudam as comunidades locais. Por fim, o terceiro capítulo emprega a programação por metas, simulando uma fazenda modelo com 515 hectares, em um horizonte de 15 anos, a fim de equilibrar produção, lucro e sequestro de carbono. Entre os objetivos considerados estão: produzir 30 mil metros cúbicos de madeira por ano, sequestrar 27,5 mil toneladas de CO₂ e gerar 1,2 milhão em lucros. Os resultados indicam variação em torno de 13,7% na produção de madeira, com cumprimento da meta em apenas 8 dos 15 anos, enquanto o carbono apresenta maior oscilação (21% de variação), o que sugere a adoção de estratégias complementares para mitigar as emissões associadas à queima de CO₂ durante a colheita e o transporte florestal. Financeiramente, o projeto mostra-se viável, com retorno de quase 17% ao ano e recuperação do investimento em menos de 8 anos.

Palavras-chave: mudanças climáticas; sequestro de carbono; créditos de carbono; programação por metas

ABSTRACT

LIMEIRA, Mathaus Messias Coimbra, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, September, 2025. **Carbon and forests in Brazil: publications, credit generation and forest planning.** Adviser: Helio Garcia Leite. Co-adviser: Laercio Antonio Goncalves Jacovine.

The objective of this work is to understand how Brazilian forests can help combat climate change. Initially, through a literature review, the study maps publications on carbon in Brazil's forests from early 2000 through late 2023. Based on 327 manually selected articles, it concludes that a large share of publications concentrates in the South and Southeast regions of the country, where silviculture is stronger. The Atlantic Forest and the Amazon, in turn, dominate discussions on carbon stocks in native forests, underscoring the importance of these two biomes. A key technical aspect is that most researchers use a 0.5 fraction to convert biomass to carbon and a factor of 3.67 to convert carbon to carbon dioxide (CO₂), which facilitates comparison across studies. The second chapter of the study addresses the practical side of forest carbon projects validated in Brazil under the Clean Development Mechanism (CDM) and Verified Carbon Standard (VCS). As of the study date, there were 34 certified projects—3 under the CDM and 31 under the VCS—24 of which are located in the Amazon region. Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) projects account for 65% of all projects, while afforestation and reforestation account for 32%. Many projects in the Amazon seek additional certifications that attest to social co-benefits, indicating that, beyond carbon sequestration, these initiatives support local communities. Finally, the third chapter employs goal programming, simulating a model farm of 515 hectares over a 15-year horizon to balance production, profit, and carbon sequestration. The objectives considered include producing 30,000 m³ of timber per year, sequestering 27.5 thousand tonnes of CO₂, and generating 1.2 million in profits. The results indicate variation of about 13.7% in timber production, with the target met in only 8 of the 15 years, while carbon shows greater oscillation (21% variation), suggesting the adoption of complementary strategies to mitigate CO₂ emissions from fuel combustion during harvesting and forest transport. Financially, the project proves viable, with a nearly 17% annual return and a payback period of less than eight years.

Keywords: climate change; carbon sequestration; carbon credits; goal programming

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13
Capítulo 1: Pesquisas sobre as florestas e o seu papel na mitigação das mudanças climática: revisão sistemática e meta-análise.....	14
Chapter 1: Research on carbon in the Brazilian forest sector: systematic review and meta-analysis.....	15
1. INTRODUÇÃO	16
2. MATERIAL E MÉTODOS	17
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4. CONCLUSÕES.....	56
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	57
Capítulo 2: Análise de projetos de geração de créditos carbono pelas florestas	81
Chapter 2: Analysis of carbon projects in the forestry sector.....	82
1. INTRODUÇÃO	83
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	85
2.1. Estrutura do projeto.....	88
2.2. Critérios de qualidade e integridade de projetos de carbono.....	90
2.3. Estimação de GEE emissões e reduções	96
2.4. Monitoramento do projeto.....	111
2.5. Após desenvolvimento do projeto	112
3. MATERIAL E MÉTODOS	113
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	115
4.1. Atividades e Localização	119
4.2. Sobre as metodologias	125
4.3. Quantificação de CO₂.....	133
4.4. Certificados adicionais	137
4.5. Período para emissão de crédito de carbono.....	139
4.6. Estimativas anuais de redução e disponibilidade de emissões de créditos	141
4.7. Adicionalidade	145
4.8. Desmatamento.....	149
4.9. Monitoramento	153
5. CONCLUSÕES.....	157
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	159
Anexo A	192

Capítulo 3 - Aplicação da programação por metas na regulação da produção florestal incluindo produção de madeira e carbono	196
Chapter 3 - Application of goal programming in forest production regulation including timber production and carbon capture	197
1. INTRODUÇÃO	198
2. MATERIAL E MÉTODOS	201
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	206
3.1. Alocação das Unidades de Manejo.....	208
3.2. Avaliação das Metas	211
3.2.1. Meta de Emprego.....	211
3.2.2. Meta de Produção:.....	212
3.2.3. Meta de Carbono:.....	214
3.2.4. Meta de Lucro:.....	215
4. CONCLUSÕES.....	219
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	221
ANEXO A : PSEUDOCÓDIGO - OTIMIZAÇÃO FLORESTAL COM META-PROGRAMAÇÃO	227
CONCLUSÕES GERAIS	233

INTRODUÇÃO GERAL

No cenário contemporâneo, a preocupação com o efeito estufa e as mudanças climáticas globais tornou-se uma das maiores urgências do planeta (Mor *et al.*, 2024). O dióxido de carbono (CO₂) é reconhecido como o gás que mais contribui para o efeito estufa devido à sua alta concentração atmosférica e longa permanência (Broekhoff *et al.*, 2019). Nesse contexto, as florestas são vistas não apenas como produtoras de madeira, mas também como reservatórios cruciais de carbono, desempenhando um papel fundamental na mitigação desses efeitos (Figueiredo *et al.*, 2015). No Brasil, com suas vastas florestas tropicais, a complexidade das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) destaca a importância do país e a necessidade de estratégias eficazes para a gestão do carbono florestal (Naidhig; Souza; Corazza, 2023).

O capítulo 1 organiza-se em Introdução, Materiais e Métodos, Resultados e Discussão e Conclusões, com procedimentos bibliométricos e meta-analíticos. Tem por objetivo mapear o avanço científico nacional, identificar padrões de quantificação e evidenciar lacunas temáticas e regionais. A busca realizada em dezembro de 2023 recupera 842 publicações; após triagem, a amostra final compreende 327 artigos, dos quais 189 informam localização geográfica precisa para análise espacial. Observa-se predominância de estudos no Sudeste e no Sul, coerente com a distribuição da silvicultura no país; os biomas Mata Atlântica e Amazônia concentram os temas sobre estoque de carbono. A produção científica mostra trajetória ascendente recente, reforçando a centralidade do tema. Quanto às práticas de quantificação, destacam-se o uso da fração de carbono 0,5 e do fator estequiométrico 44/12 para conversão em CO₂, diretrizes que favorecem comparabilidade entre estudos (IPCC, 2006).

O capítulo 2 objetiva caracterizar o portfólio brasileiro de projetos florestais de carbono sob VCS e MDL, examinando integridade metodológica e eficácia climática e socioeconômica. A amostra inclui 34 projetos; as atividades de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) representam 65% dos casos, Florestamento, Reflorestamento e Revegetação (ARR) 32% e Conversão Evitada de Pastagens e Matagais (ACoGS) 3%. A distribuição espacial é fortemente amazônica (24 projetos), com predominância de REDD nesse bioma; iniciativas em Cerrado e Mata Atlântica concentram ARR, e há um ACoGS no norte de Goiás. Os registros indicam ainda adoção de certificações adicionais (CCB, SocialCarbon), ampliando cobenefícios e robustez socioambiental (May *et al.*, 2016). Como principais achados, o capítulo mapeia a heterogeneidade de metodologias e a necessidade de monitoramento contínuo e de adaptação regional, ao mesmo tempo em que demonstra geração de resultados mensuráveis de mitigação e benefícios locais.

O capítulo 3 organiza-se em Introdução, Materiais e Métodos, Resultados e Discussão (com Alocação das Unidades de Manejo e Avaliação das Metas) e Conclusões, além de anexo com pseudocódigo. Objetiva demonstrar a aplicação de programação por metas ponderadas em um projeto de 515 ha, distribuídos em 10 unidades, com horizonte de 15 anos; fixa metas anuais de 30.000 m³ de madeira, 27.500 toneladas de dióxido de carbono (tCO₂) líquidos, R\$ 1.200.000 de lucro e 90.000 horas-homem anual como meta de emprego empregos. A estratégia operacional escalona exatamente duas unidades por ano, com área média colhida de 103,0 ha/ano; a produção exhibe coeficiente de variação de 13,7% e atinge a meta em 8 de 15 anos (29.610,26 m³/ano em média).

A meta de carbono apresenta excedentes anuais, mas com coeficiente de variação de 21,32%, sugerindo necessidade de estratégias complementares para estabilização. O desvio médio ao longo do horizonte atinge 27.098,55 tCO₂, indicando necessidade de plantios compensatórios. Nos custos, o projeto totaliza R\$ 30.574.131,39, com custo médio de R\$ 68,82/m³, dominado por atividades operacionais e combustível; a margem líquida unitária é de R\$ 11,18/m³. Do ponto de vista financeiro, verifica-se VPL positivo (R\$ 1.225.092,98), TIR de 16,98% a.a. e payback descontado de 7,82 anos. Por fim, a comparação entre grupos de rotação revela trade-offs: cortes aos 7, 6 e 5 anos resultam em produtividades médias de 897,10; 853,00; e 825,32 m³/ha e margens médias de 59,02%, 60,52% e 62,91%, respectivamente, evidenciando ganhos de eficiência econômica com rotações mais curtas.

Os resultados sustentam recomendações práticas de manejo florestal duráveis. Em conjunto, a tese articula evidências científicas, o desempenho de projetos certificados e um modelo de decisão operacional, oferecendo referências aplicáveis para o planejamento florestal e instrumentos de mitigação que respeitam restrições econômicas e socioambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

IPCC. **Climate Change 2006: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.** EGGLESTON, H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). Hayama, Japão: Institute for Global Environmental Strategies – IGES, 2006. 597 p.

NAIDHIG, Debora; SOUZA, Maria Cristina Oliveira; CORAZZA, Rosana Icassatti. Agricultura, florestas e outros usos da terra no Brasil: elementos para conhecer a metodologia de classificação e seu perfil de emissões de gases de efeito estufa no período 1990 – 2019. **Revista de Gestão e Secretariado**, [S. l.], v. 14, n. 11, p. 19753–19773, 2023. DOI: 10.7769/gesec.v14i11.3151. Disponível em: <https://ojs.revistagesec.org.br/secretariado/article/view/3151>. Acesso em: 19 ago. 2025.

MOR, Surender *et al.* Kyoto Protocol and Paris Agreement: Transition from Bindings to Pledges – A Review. **Millennial Asia**, [s.l.], v. 15, n. 4, p. 690-711, 2024. DOI: 10.1177/09763996221141546. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/09763996221141546>. Acesso em: 22 jul. 2025.

BROEKHOFF, Derik *et al.* Securing Climate Benefit: A Guide to Using Carbon Offsets. **Stockholm Environment Institute & Greenhouse Gas Management Institute**, 2019. Disponível em: <http://www.offsetguide.org/>. Acesso em: 29 mai. 2024.

FIGUEIREDO, Livia Thais Moreira de *et al.* Dinâmica do estoque de carbono em fuste de árvores de uma floresta estacional semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 161–167, jan./mar. 2015. DOI: 10.1590/01047760201521011529. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01047760201521011529>. Acesso em: 25 out. 2024.

MAY, Peter H. *et al.* **O contexto de REDD+ no Brasil: determinantes, atores e instituições.** 3. ed. atual. Bogor, Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.17528/cifor/006254>. Acesso em: 19 ago. 2025.

Capítulo 1: Pesquisas sobre as florestas e o seu papel na mitigação das mudanças climática: revisão sistemática e meta-análise

RESUMO: Neste estudo foram analisados 327 artigos científicos relacionados ao papel das florestas na mitigação de mudanças climáticas, procurando informações sobre o conhecimento atual em relação às pesquisas voltadas para políticas públicas e iniciativas focadas no estoque de carbono. A revisão revelou variações nas abordagens de estoque de carbono conforme o tipo de vegetação e região, com atenção especial aos biomas da Mata Atlântica e da Amazônia. A quantificação do carbono armazenado nas florestas brasileiras e o fator de conversão de biomassa em carbono foram aspectos cruciais deste estudo. A necessidade de precisão nas estimativas de biomassa florestal e sua conversão em carbono se destaca como essencial para uma avaliação precisa do estoque de carbono, sendo esta precisão afetada pela escassez de estimativas obtidas por métodos diretos. O presente estudo aborda a importância de ações conjuntas para a sustentabilidade ambiental e o cumprimento das metas de redução de emissões de carbono no Brasil. A análise das publicações permitiu uma compreensão robusta das dinâmicas de estoque de carbono nas florestas brasileiras e das melhores práticas para seu manejo e conservação e evidenciou a necessidade de abordagens integradas e sustentáveis na gestão florestal. O estudo permitiu concluir que a expansão da pesquisa científica, o fortalecimento das políticas de incentivo à estocagem de carbono e a harmonização dessas políticas com compromissos internacionais são imprescindíveis para maximizar o impacto das florestas brasileiras na mitigação climática.

Palavras-chave: Sequestro de carbono; Brasil; Biomassa, Carbono

Chapter 1: Research on carbon in the Brazilian forest sector: systematic review and meta-analysis

ABSTRACT: This study analyzed 327 scientific articles related to the vital role of forests in climate change mitigation, seeking information about current knowledge regarding research focused on public policies and initiatives centered on carbon stock. The review revealed variations in carbon stock approaches according to vegetation type and region, with special attention to the Atlantic Forest and Amazon biomes, which are fundamental to the national carbon emission reduction strategy. The quantification of carbon stored in Brazilian forests and the biomass-to-carbon conversion factor were crucial aspects of this study. The need for precision in forest biomass estimates and their conversion to carbon stands out as essential for accurate carbon stock assessment, with this precision being affected by the scarcity of estimates obtained through direct methods. The present study addresses the importance of joint actions for environmental sustainability and compliance with carbon emission reduction targets in Brazil. The analysis of publications allowed for a robust understanding of carbon stock dynamics in Brazilian forests and best practices for their management and conservation and highlighted the need for integrated and sustainable approaches in forest management. The study concluded that the expansion of scientific research, the strengthening of policies to incentivize carbon storage, and the harmonization of these policies with international commitments are essential to maximize the impact of Brazilian forests on climate mitigation.

Keywords: Carbon Sequestration, Brazil, Biomass, Carbon

1. INTRODUÇÃO

A Revolução Industrial, que transformou a exploração de recursos naturais e intensificou as emissões de GEE, provocou mudanças climáticas importantes (Lobus *et al.*, 2023). Adicionalmente, políticas e mecanismos internacionais, tais como o Protocolo de Kyoto e o Acordo de Paris, bem como iniciativas como projetos de crédito de carbono e os mecanismos REDD e REDD+, foram implementados visando a mitigação desses efeitos (Mor *et al.*, 2024).

A matriz energética do Brasil, suas vastas florestas tropicais e o setor agropecuário moldam a complexidade das emissões de carbono, destacando a importância do país nas emissões globais de GEE e na identificação de oportunidades e desafios para a mitigação. Nesse sentido, revisões científicas sistemáticas robustas podem servir de ponte entre os conhecimentos global e local, possibilitando uma compreensão aprofundada e contextualizada dos desafios climáticos e das estratégias de gestão de carbono (Ridley, 2012).

Revisões sistemáticas podem proporcionar uma análise detalhada e abrangente das evidências, buscando harmonizar discrepâncias existentes (Galvão *et al.*, 2004) relacionadas às emissões de GEE. Elas consistem na compilação de informações relacionadas a uma questão específica (Galvão; Pereira, 2014), enquanto as revisões narrativas oferecem visões mais gerais, e as revisões integrativas mesclam diferentes perspectivas (Rocco; Plakhotnik, 2009). Enquanto a revisão sistemática cuida da coleta e análise de dados de diversas investigações, podendo haver complementação por uma meta-análise (Cordeiro, 2007). Na meta-análise métodos estatísticos são utilizados para sintetizar dados de múltiplos estudos (Glass, 1976; Koller *et al.*, 2014).

Compreender a evolução e as tendências atuais do carbono nas florestas brasileiras é essencial (Soares-Filho *et al.*, 2014). Isso inclui analisar como a gestão florestal, o estoque de carbono e as mudanças climáticas que se interligam (Huang; Asner, 2010; Berenguer *et al.*, 2014), além da relação entre práticas de manejo e políticas de conservação (Soares-Filho *et al.*, 2014).

A meta-análise é uma ferramenta valiosa para pesquisadores que buscam consolidar e sintetizar resultados de estudos independentes por meio de abordagens estatísticas (Bradley *et al.*, 2022). Ao integrar dados de estudos distintos, ela fornece uma visão abrangente sobre temas específicos, embora requeira uma codificação rigorosa e uma síntese cuidadosa dos estudos incluídos (Siddaway *et al.*, 2019), otimizando o processo investigativo (Souza *et al.*, 2010).

No presente estudo é feita uma análise do cenário atual de pesquisas sobre carbono no Brasil, com uma avaliação crítica de publicações científicas divulgadas até o final de 2023.

Procura-se entender como o Brasil enfrenta os desafios das emissões de GEE e identificar lacunas de conhecimento, propondo novos temas para pesquisa, sempre com ênfase à relevância dos projetos de estoque de carbono no uso de práticas sustentáveis. O objetivo foi realizar uma análise detalhada e crítica das pesquisas científicas sobre o cenário de carbono florestal no Brasil, utilizando meta-análise e revisão de literatura. Com isso, o foco do estudo foi de responder duas perguntas: como as iniciativas de estoque e gestão de carbono no setor florestal brasileiro têm contribuído para a mitigação das mudanças climáticas? E quais são as principais lacunas de conhecimento e oportunidades para aprimoramento dessas iniciativas?

2. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*), reconhecida por aprimorar a transparência e qualidade de revisões sistemáticas e meta-análises em diversas áreas de pesquisa (Moher *et al.*, 2009), orientou a realização deste estudo. Critérios rigorosos de inclusão e exclusão de artigos científicos foram utilizados para assegurar a precisão e relevância dos dados coletados. Incluiu-se apenas artigos científicos revisados por pares, publicados a partir de 2000, com foco no Brasil, que tratassem diretamente das temáticas de emissões e estoque de carbono das florestas. Este processo de seleção permitiu uma análise detalhada e atualizada do tema, fornecendo *insights* valiosos sobre o papel do Brasil na gestão do carbono e nas mudanças climáticas globais.

Para esta revisão sistemática e meta-análise, escolheram-se as bases de dados Scopus, PubMed, MDPI e Embase pela sua cobertura extensa e pertinência nas áreas de ciências ambientais e florestais. O Scopus é valorizado por sua ampla coleção multidisciplinar, essencial para uma análise abrangente do tema. O PubMed é crucial para pesquisas em ciências da vida e biomedicina, abordando a conexão entre saúde ambiental e manejo florestal. O MDPI, com seus jornais de acesso aberto, facilita o acesso a pesquisas atuais e relevantes sobre carbono florestal. O Embase amplia a busca ao oferecer literatura europeia diversificada, enriquecendo a análise com perspectivas geográficas variadas e abrangência temática.

Os termos de busca foram selecionados para abranger o foco da investigação, combinando palavras-chave ligadas ao sequestro de carbono, emissões de carbono, manejo florestal e políticas de conservação no Brasil. Essa escolha visou equilibrar a especificidade com a abrangência, para assegurar a inclusão de estudos pertinentes. Os termos de busca incluíram 'Brazil' e combinações de palavras-chave relacionadas ao sequestro e captura de carbono ('carbon sequestration' OR 'carbon capture' OR 'CO₂ capture' OR 'carbon credit' OR

CO₂ credit') e ao setor florestal ('forest'). A formulação da consulta de pesquisa foi: "Brazil" AND ("carbon sequestration" OR "CO₂ capture" OR "carbon capture" OR "carbon credit" OR "CO₂ credit") AND "forest". Na figura 1, é possível ver a ilustração da formulação da consulta de pesquisa.

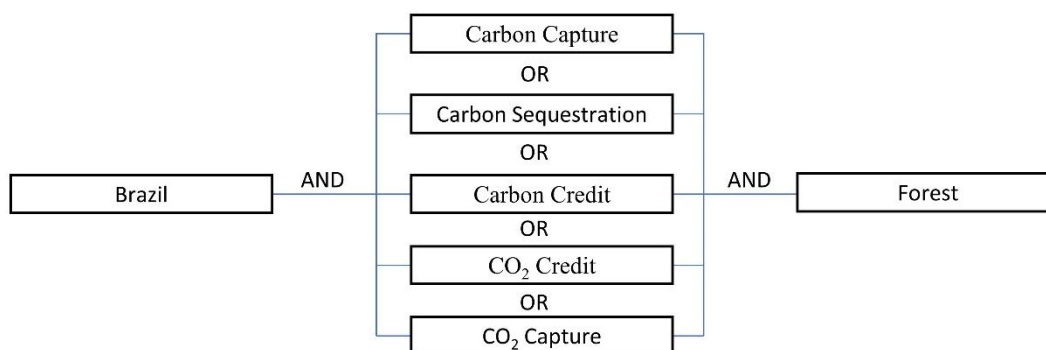


Figura 1 – Fluxograma referente a formulação da consulta de pesquisa.

Para o mapeamento sistemático foram utilizados os seguintes critérios de inclusão:

- Tipo de estudo: limitado a artigos científicos revisados por pares e relatórios governamentais oficiais;
- Período: estudos publicados a partir de 2000 até o final de 2023;
- Foco geográfico: pesquisas específicas para o Brasil;
- Assunto: estudos sobre emissões de carbono, sequestro e impactos ambientais relacionados a florestas brasileiras.
- Tipo de dados: preferência por análises quantitativas e estudos de caso com dados empíricos, não havendo restrição sobre o idioma do artigo.

Os critérios de exclusão foram:

- Data de Publicação: estudos publicados antes de 2000;
- Relevância Geográfica: pesquisas não focadas no Brasil ou não aplicáveis ao contexto brasileiro;
- Tópicos Irrelevantes: artigos que não abordam diretamente a gestão, emissões ou sequestro de carbono em florestas brasileiras.
- Material Não Revisado por Pares: exclusão de artigos de revistas não científicas, opiniões e trabalhos não revisados por pares.

Os artigos identificados passaram por um processo de triagem em duas etapas: a) análise inicial de títulos e b) resumos, seguida pela avaliação detalhada da metodologia, resultados e conclusões. Esta abordagem foi feita para garantir que as publicações atendam aos critérios de inclusão.

Para cada artigo científico foram anotados: ano de publicação, autores, palavras-chave e a data de publicação. Além dessas variáveis paramétricas, foram coletadas informações contidas nos textos, como a localização geográfica da área de estudo, menções ao Protocolo de Kyoto, menções ao Acordo de Paris, a referência a “Termos de Sustentabilidade e Redução de Emissões” e a presença de iniciativas voltadas ao desenvolvimento sustentável (MDS) e limpo (MDL). Informações sobre tipo de vegetação estudada, metodologia empregada e concentração de carbono observada em cada estudo também foram informações extraídas dos artigos consultados.

Foi feita a sistematização geográfica para mapear a distribuição espacial dos trabalhos científicos conduzidos nos municípios brasileiros. A localização de cada estudo foi registrada, de modo a identificar as unidades de análise nos respectivos municípios. A representação cartográfica foi realizada para fornecer uma visualização compreensiva e facilitar a interpretação da distribuição dos estudos, bem como das tendências e lacunas na pesquisa dentro do território brasileiro. Assim, foi gerado um mapa com a representação visual dos dados coletados, permitindo uma interpretação mais intuitiva da distribuição e prevalência dos estudos no território nacional.

Foi realizada uma meta-análise para investigar os efeitos de diferentes vegetações sobre variáveis ambientais, com ênfase no estoque de carbono. Utilizando dados de múltiplos estudos e técnicas estatísticas, sintetizou-se os resultados sobre a quantidade de carbono sequestrado por diferentes vegetações. A meta-regressão foi utilizada para explorar as relações entre tipos de vegetação e estoque de carbono, incluindo a relação carbono/biomassa. Padrões e tendências foram interpretados, oferecendo *insights* sobre a mitigação das mudanças climáticas. A heterogeneidade foi avaliada com o teste Q de Cochran e a estatística I^2 de Higgins e Thompson (Santos; Cunha, 2013).

O teste Q de Cochran (Eq 1) foi aplicado para verificar a presença de heterogeneidade entre as categorias de vegetação, o que permite uma compreensão das diferenças entre os tipos de vegetação estudados. Esses métodos fornecem uma base sólida para avaliar e interpretar a variabilidade entre os estudos incluídos nas meta-análises, contribuindo para o avanço do conhecimento na área de ecologia e conservação de vegetação. O valor de Q pode variar entre 0 e infinito (Rodrigues; Ziegelmann, 2010). O teste Q é por meio da equação 1 (Higgins, 2009).

$$Q = \sum_{i=1}^k W_i Y_i^2 - \frac{(\sum_{i=1}^k W_i Y_i)^2}{\sum_{i=1}^k W_i} \quad (\text{Eq 1})$$

em que: k é o número total de estudos incluídos na meta-análise; Y_i é o efeito estimado no i -ésimo estudo; Q = estatística do teste de heterogeneidade de Cochran; W_i = peso do estudo i .

Para estimar a heterogeneidade entre as categorias de vegetação, foi utilizado um modelo de meta-análise de efeitos aleatórios, com a aplicação do método de Máxima Verossimilhança Restrita (Viechtbauer, 2005; Raudenbush, 2009) para estimar o τ^2 , que representa a quantidade total de heterogeneidade, entre as vegetações. Essa abordagem é reforçada pela utilização da estatística I^2 de Higgins e Thompson para quantificar a heterogeneidade, destacando a proporção da variabilidade total entre os estudos devida à heterogeneidade e não ao acaso. A estatística τ^2 e I^2 foram calculadas por meio das equações 2 e 3 respectivamente (Higgins, 2009; Higgins; Thompson, 2002):

$$\tau^2 = \frac{Q-J-1}{c} \text{ (Eq 2)}$$

$$I^2 = 100\% * \frac{Q-J-1}{Q} \text{ (Eq 3)}$$

em que: Q = estatística do teste de heterogeneidade de Cochran; C = fator de correção calculado por $\sum Wi - \frac{\sum w_i^2}{\sum w_i}$, sendo w_i o peso atribuído ao i -ésimo estudo, geralmente o inverso da variância desse estudo ($1/\sigma_i^2$); J = número de estudos da meta-análise.

A estatística I^2 é empregada para quantificar a proporção de variância total entre estudos que é atribuível a heterogeneidade, ao invés de chance. Os valores de I^2 podem abranger desde números negativos até 100%, sendo que valores negativos são ajustados para zero. Interpretativamente, um I^2 próximo a 0% sugere ausência de heterogeneidade entre os estudos, enquanto um valor próximo a 25% indica baixa heterogeneidade. Um I^2 em torno de 50% é indicativo de heterogeneidade moderada, e um valor próximo a 75% ou superior reflete alta heterogeneidade entre os estudos analisados (Higgins; Thompson, 2002; Rodrigues; Ziegelmann, 2010).

Os resultados foram interpretados considerando as limitações e o contexto específico dos estudos incluídos. Avaliou-se como os achados se alinhavam com o contexto mais amplo das mudanças climáticas e dos esforços de mitigação no Brasil, contrastando-os com tendências observadas globalmente e em regiões específicas. Uma análise crítica das limitações dos estudos, como o tamanho da amostra, métodos de coleta de dados e possíveis vieses, foi feita para entender como esses fatores podem influenciar a generalização dos resultados.

O diagrama de coocorrência das palavras-chave foi feito utilizando o software VosViewer, versão 1.6.20, que seleciona termos com base na frequência de ocorrência (Van Eck; Waltman, 2024). As análises estatísticas foram feitas utilizando o software R, versão 2023.09.0+463 "*Desert Sunflower*" (Rstudio, 2023), como ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) para o R, versão 4.3.2 (R Core Team, 2023). A análise dos dados bibliométricos

foi realizada empregando-se o pacote Bibliometrix (Aria; Cuccurullo, 2017). A meta-análise foi realizada pelo pacote Metafor, uma ferramenta específica para a execução de meta-análises em ambiente R (Viechtbauer, 2010), e o pacote ggplot2, utilizado para a construção de mapas e gráficos, destacando-se pela sua capacidade de produzir visualizações esteticamente agradáveis e tecnicamente precisas (Wickham, 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A busca, realizada em dezembro de 2023, resultou inicialmente em 842 artigos. Após a aplicação dos critérios de filtragem, o conjunto foi reduzido para 327 artigos, que abordam aspectos variados, incluindo mecanismos de crédito de carbono, tratados internacionais, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), tipos de vegetação estudados, sequestro de CO₂, emissões de CO₂, metodologias para quantificação de CO₂ e localidades de ocorrência desses fenômenos no Brasil. Dentre os artigos incluídos para revisão somente, o artigo “*Main Greenhouse Gases levels in the largest secondary urban forest in the world*”, foi incluso por fazer estudo floresta urbana secundária da Tijuca, a qual foi a pioneira no reflorestamento heterogêneo (Leao, 2000)

Na presente revisão, foram incluídos 327 artigos, para revisão sistemática e meta-análise (Figura 2). Destes, 189 forneceram localizações geográficas específicas para os estudos relatados. Os artigos restantes utilizaram bases de dados secundárias, adquiridas através de revisões bibliográficas ou bancos de dados geográficos como o MapBiomass e o Projeto RadamBrasil. Além disso, alguns artigos descreveram os locais de pesquisa de forma ampla, referindo-se a regiões extensas, como biomas inteiros, o que limita a precisão das informações de localização.

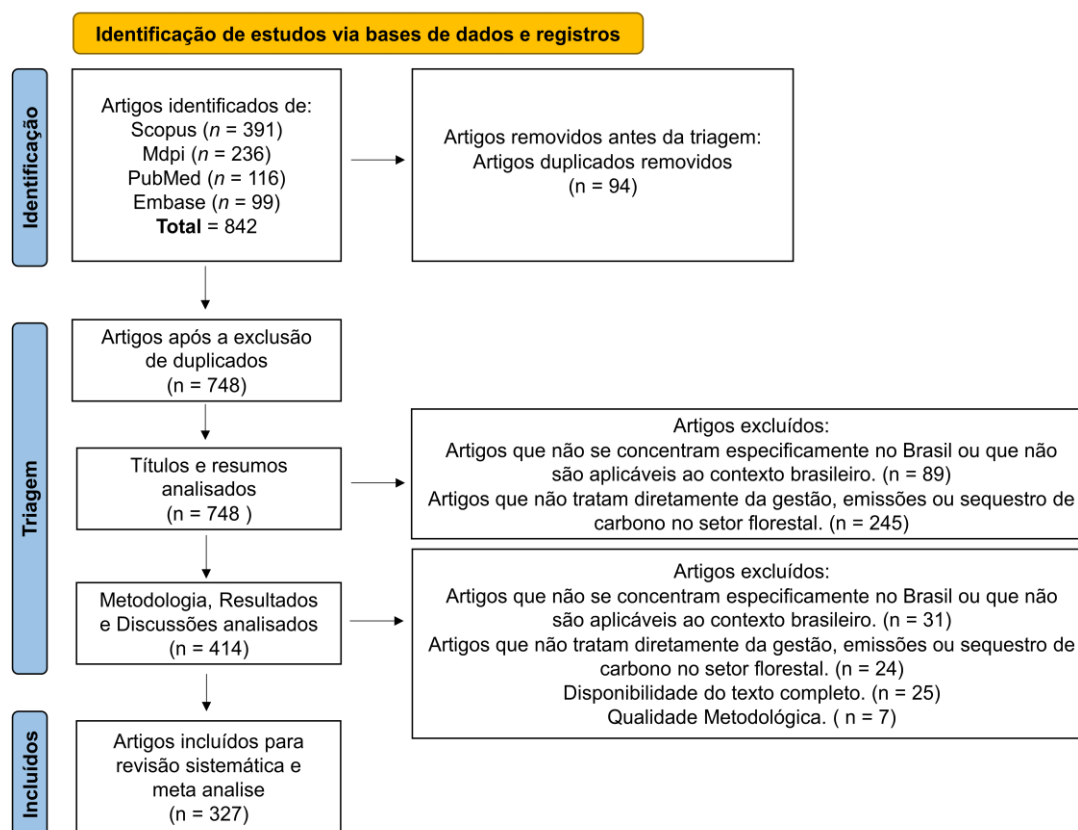


Figura 2 - Diagrama de fluxo mostrando as etapas da pesquisa para seleção dos artigos.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O mapa detalhado da distribuição geográfica das pesquisas sobre sequestro de carbono nos diversos municípios do Brasil encontra-se na Figura 3. Utilizando marcadores vermelhos de diferentes intensidades, o mapa destaca as áreas com maior concentração de estudos. Observa-se uma predominância de pesquisas nas regiões Sudeste e Sul, que podem ser atribuídas ao desenvolvido setor industrial de silvicultura nesses locais. Esta concentração industrial proporciona uma vasta base de dados para a avaliação da eficácia das iniciativas de estoque de carbono. Conforme dados do IBGE (2022), a região Sudeste responde por 38,24% da área total de silvicultura, seguida pelo Sul com 32,00%, Centro-Oeste com 16,24%, Nordeste com 9,35% e Norte com 4,16%.

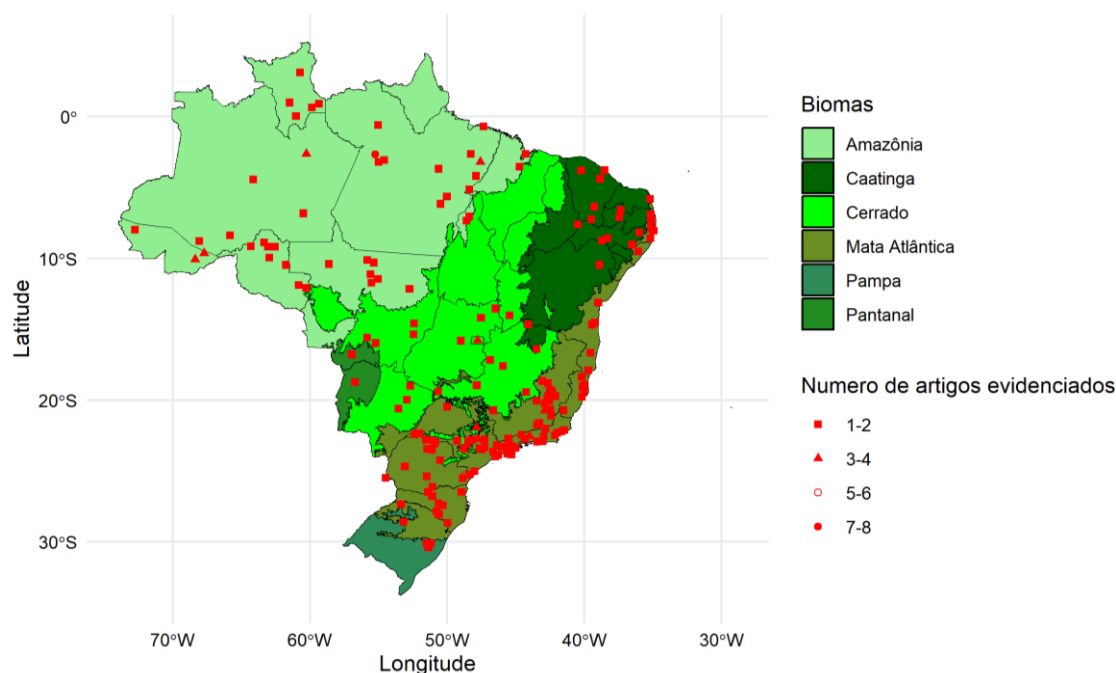


Figura 3 - Mapa dos biomas brasileiros e distribuição geográfica dos artigos que forneceram localização geográfica específicas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os biomas Mata Atlântica e Amazônia destacam-se como os principais focos dos estudos identificados na revisão sistemática. Estes abrangem uma ampla gama de temas, incluindo a quantificação do estoque de carbono em áreas degradadas, florestas intocadas e em monoculturas. Segundo o IBGE (2022), região Norte domina a extração vegetal brasileira, sendo responsável por quase metade (49,13%) do valor total da produção nacional. Apenas Pará e Amazonas juntos representam 44,21% desse valor. Essa extração inclui produtos alimentícios, aromáticos, borrachas e ceras. Por outro lado, a região Sudeste tem a menor participação, com apenas 1,49% do valor nacional (sendo 1,45% de Minas Gerais). Isso se explica pela situação da Mata Atlântica, que cobre a região: hoje resta apenas 12,4% da vegetação original desse bioma, distribuída em pequenos fragmentos isolados. Essa fragmentação torna a Mata Atlântica especialmente vulnerável às mudanças climáticas (Fundação SOS Mata Atlântica, 2022).

A distribuição de estudos é heterogênea, com algumas regiões exibindo escassez de iniciativas. Esta disparidade pode sinalizar lacunas de conhecimento e apontar para oportunidades de avanço, indicando a necessidade de investimento em pesquisa e desenvolvimento nesses locais.

Além disso a distribuição desigual pode ser um reflexo dos desafios logísticos, econômicos e políticos enfrentados pelas diferentes regiões, que impactam a capacidade de conduzir pesquisas. Por exemplo, o bioma do Cerrado utilizado para agricultura e pecuária, nas

regiões Centro-Oeste e Norte, apresenta uma deficiência de informações e de iniciativas relacionadas ao estoque de carbono no setor florestal devido à priorização do uso da terra para agropecuários. Segundo De Carvalho *et al.* (2023), o bioma cerrado é a principal fronteira agrícola do país, havendo predominância da sojicultura e criação de gado (Oliveira *et al.*, 2020)

As Figuras 3 e 4 revelam um crescimento exponencial no número de publicações sobre gestão de carbono florestal no Brasil, evidenciando como esse tema ganhou relevância nas últimas décadas em resposta às mudanças climáticas globais e à necessidade urgente de medidas de mitigação. Esse crescimento permite uma análise sobre como o país está abordando o estoque de carbono em diferentes ecossistemas e quais práticas podem ser compartilhadas entre regiões.

A pesquisa sobre carbono no setor florestal brasileiro intensificou-se desde o início do século XXI, impulsionada por uma combinação de fatores tecnológicos e políticos. Os avanços em monitoramento remoto por satélite e modelagem computacional revolucionaram a compreensão dos estoques de carbono e sua dinâmica, permitindo estimativas mais precisas e abrangentes, conforme demonstrado por Anderson *et al.* (2016). Paralelamente, eventos internacionais e políticas nacionais direcionaram essa evolução científica de forma decisiva. A implementação do Protocolo de Kyoto em 2005 promoveu projetos de estoque de carbono através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, estimulando iniciativas brasileiras segundo Santilli *et al.* (2005). Três anos depois, o estabelecimento do Fundo Amazônia consolidou o foco no combate ao desmatamento e na gestão ambiental sustentável, como documentado por Börner *et al.* (2010). A revisão do Código Florestal Brasileiro em 2012 representou outro momento crucial, introduzindo medidas rigorosas para conservação e restauração de áreas que intensificaram ainda mais o interesse pelos estudos de carbono, conforme analisado por Soares-Filho *et al.* (2014). Iniciativas como REDD+ e a adoção do Acordo de Paris em 2015 reforçaram a valorização das florestas como reservatórios de carbono essenciais para mitigar as mudanças climáticas (Angelsen, 2013; Rajão *et al.*, 2020).

A crescente produção científica reflete os esforços contínuos para abordar desafios na gestão de carbono e aponta para oportunidades de pesquisa que podem moldar futuras políticas e práticas. Esta tendência ascendente indica um espaço para contribuições inovadoras, conforme destacado pela Figura 4, que mostra o número de artigos por ano relacionados ao carbono no setor florestal no Brasil.

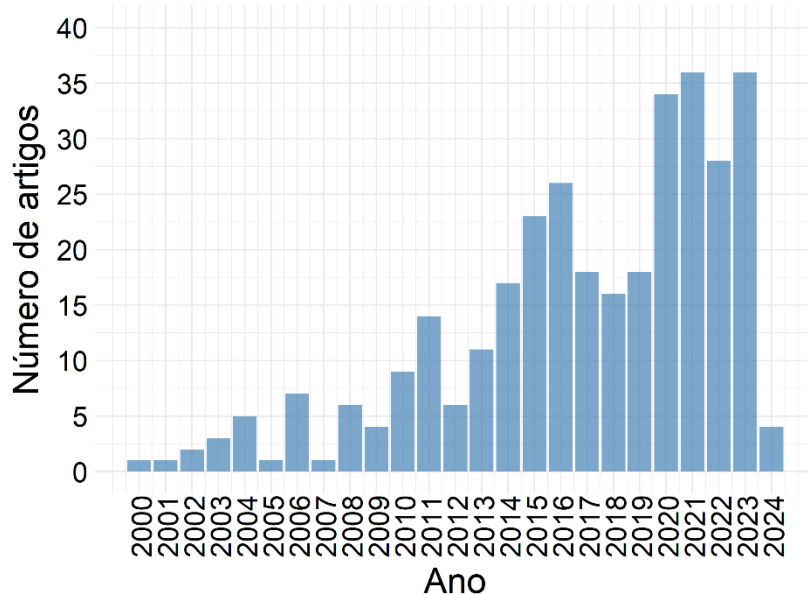


Figura 4 - Número total de artigos por ano relacionados à carbono no setor florestal no Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os estudos de Tripathi *et al.* (2023) e Wills *et al.* (2023) ressaltam a importância dos avanços tecnológicos na compreensão dos impactos das mudanças climáticas nas florestas e na avaliação da eficácia de práticas de conservação e manejo florestal. Schaldach *et al.* (2017) demonstram como a pesquisa no Brasil é influenciada tanto por fatores internacionais quanto nacionais, sublinhando esforços para reduzir emissões de gases de efeito estufa e alcançar metas climáticas.

O estudo bibliométrico oferece não apenas um registro do crescente interesse na gestão de carbono, mas também um guia para direcionar futuras pesquisas a fim de enfrentar desafios, aproveitar oportunidades e preencher lacunas no conhecimento. Este cenário evidencia o papel fundamental da pesquisa científica na compreensão e na gestão do carbono florestal, realçando a posição do Brasil na vanguarda dos esforços globais de mitigação das mudanças climáticas. As revistas listadas (Figura 5) são especializadas em áreas como ecologia florestal, mudança global, sensoriamento remoto, e manejo ambiental, o que sugere um enfoque interdisciplinar para a questão do estoque e gestão de carbono no setor florestal brasileiro, sublinhando a função essencial das florestas na redução das mudanças climáticas, seja como reservatórios de carbono, seja influenciando o balanço energético do planeta e os ciclos biogeoquímicos (Canadell; Raupach, 2008).

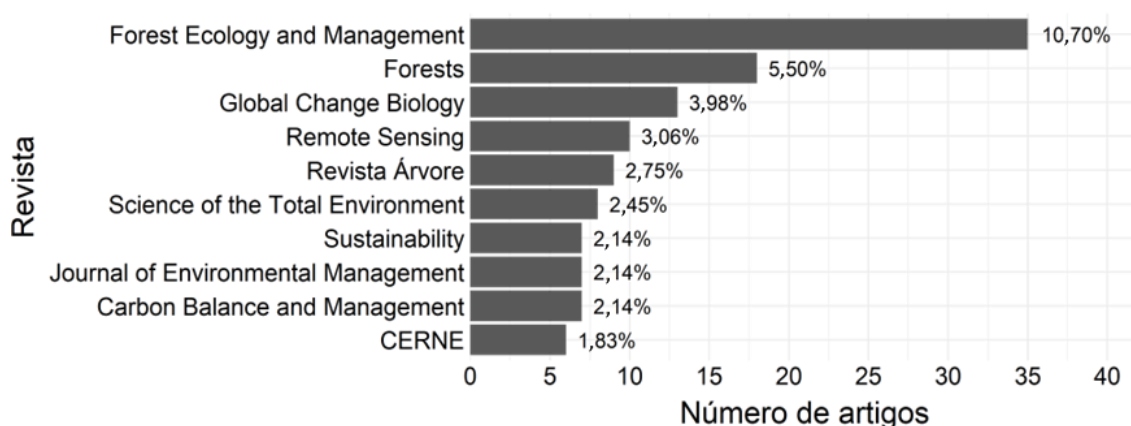


Figura 5 - Revistas com mais publicações em estudos relacionados à carbono no setor florestal no Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A relevância da revista "*Forest Ecology and Management*" na divulgação de estudos sobre florestas e o ciclo do carbono reflete o interesse da comunidade científica em compreender como a ecologia florestal e as práticas de manejo afetam o equilíbrio do carbono. Pesquisas em ecologia e manejo florestal são vitais para entender o papel das florestas na absorção de carbono e na mitigação dos gases de efeito estufa, sublinhando a importância de estratégias de conservação focadas em biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Lindenmayer *et al.*, 2006).

Revistas interdisciplinares como "*Global Change Biology*" e "*Carbon Balance and Management*", e periódicos de sensoriamento remoto como "*Remote Sensing*", destacam a importância das tecnologias de observação da Terra. Estas tecnologias possibilitam análises detalhadas dos estoques de carbono e da dinâmica florestal em escalas amplas, essenciais para o monitoramento de alterações no uso do solo e na dinâmica florestal por satélite (Goetz *et al.*, 2009). Além disso, pesquisas em Ciência do Solo e Agronomia, ressaltam o papel do solo como reservatório de carbono e sua relevância para a sustentabilidade agrícola e segurança alimentar (Lal, 2004).

Esta análise das principais publicações demonstra a contribuição das florestas brasileiras para a gestão do carbono e identifica lacunas de conhecimento em certas técnicas de manejo que requerem desenvolvimento. Ela propõe oportunidades para ampliar o estoque de carbono no Brasil através da implementação de novas tecnologias, políticas mais eficazes e práticas sustentáveis de manejo. A análise ressalta a necessidade de uma gestão integrada e holística do carbono e a importância da colaboração entre diversos campos do conhecimento para entender

completamente as interações entre carbono, florestas e clima, conforme discutido por Canadell e Schulze (2014).

Por meio da análise das áreas de atuação dos autores com maior ocorrência nas publicações (Figura 6), é possível observar as áreas predominantes no estudo de carbono. É possível observar três grandes áreas de atuação: Ecologia e Manejo Florestal, Sensoriamento Remoto e Ciências Espaciais, Ciência do Solo e Agronomia. Tais lacunas podem representar oportunidades para o aprimoramento das iniciativas em pesquisa sobre estoque e gestão de carbono.

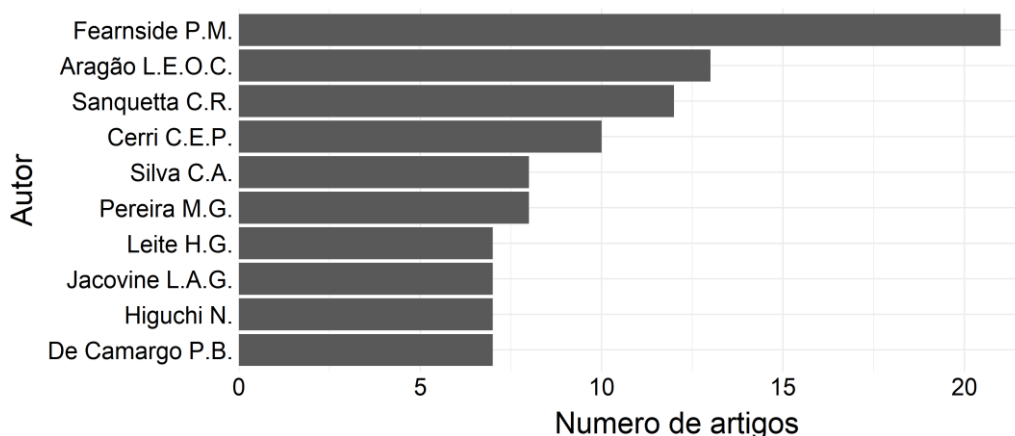


Figura 6 - Autores com maior quantidade de estudos publicados relacionados à carbono no setor florestal no Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise da distribuição do número de artigos relacionados a diferentes palavras-chave de maior ocorrência, conforme apresentado na Figura 7, revela uma concentração de estudos em áreas-chave que são fundamentais para compreender e mitigar as mudanças climáticas através do estoque de carbono.

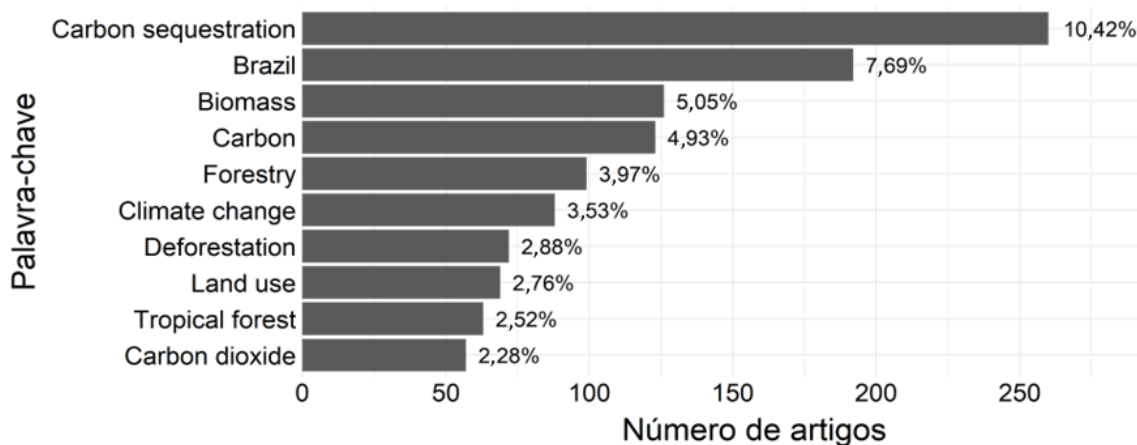


Figura 7 - Palavras-chave mais utilizadas em estudos relacionados à carbono no setor florestal no Brasil.

Fonte: Elaborado pelo autor.

"*Carbon sequestration*" (Sequestro de carbono) indica um foco robusto na pesquisa deste tema como uma estratégia chave para a mitigação das mudanças climáticas no Brasil.

O termo "*Biomass*" (Biomassa) destaca-se, sendo associado à totalidade da matéria orgânica em ecossistemas terrestres e aquáticos, e é considerado um elemento chave para o cálculo do potencial de sequestro de carbono das florestas (Malhi *et al.*, 2008). Isso indica a importância de entender e quantificar o carbono armazenado nas florestas, essencial para qualquer estratégia de gestão de carbono. A presença marcante das palavras "*Brazil*" (Brasil) e "*Forestry*" (Silvicultura) nas publicações é indicativo da relevância do setor florestal brasileiro na discussão sobre mudanças climáticas, em especial sobre o papel das vastas florestas tropicais do país como sumidouros de carbono.

Os temas "*Climate change*" (Mudanças climáticas) e "*Land use*" (Uso da terra) surgem indicando uma pesquisa interdisciplinar, que conecta a gestão de carbono a questões mais amplas de uso da terra e mudanças climáticas. Isso reflete a complexidade da gestão de carbono, abrangendo não apenas técnicas de silvicultura, mas também envolvendo políticas de uso da terra e estratégias de mitigação de mudanças climáticas. "Uso do solo" destaca como as práticas de manejo e políticas territoriais impactam diretamente nas dinâmicas de emissão e absorção de carbono, evidenciando a necessidade de uma gestão sustentável para reduzir as emissões de gases de efeito estufa (DeFries *et al.*, 2010).

Ademais, a ênfase em estudos vinculados ao sequestro de carbono no Brasil e à Amazônia Brasileira é um indicativo da importância dessas florestas tropicais no contexto global de captura de carbono e regulação climática (Fearnside, 2005). Esses ecossistemas são reconhecidos por sua contribuição vital à estabilidade climática mundial, destacando-se pela sua capacidade de armazenamento de carbono. O foco recorrente em "Florestas tropicais" e "Dióxido de carbono" ressalta a significância destes biomas na sequestração de CO₂ e na preservação da biodiversidade (Lewis *et al.*, 2009).

A relação entre "Mudanças climáticas" e "Desmatamento" ilustra a conexão direta entre a degradação florestal e os desafios climáticos atuais, onde as florestas atuam como grandes reservatórios de carbono, e sua perda acelera o acúmulo de CO₂ na atmosfera, intensificando o aquecimento global (Van Der Werf *et al.*, 2009).

Apesar da ampla gama de pesquisas, existem possíveis lacunas em áreas menos exploradas que são cruciais para a compreensão aprofundada do ciclo do carbono e para o desenvolvimento de estratégias efetivas contra as mudanças climáticas. Isso sugere a importância de ampliar o escopo investigativo para incluir tópicos emergentes ou sub-representados, visando enriquecer o entendimento dos processos de sequestro de carbono e suas implicações para os sistemas terrestres.

A Figura 8a mostra um diagrama de co-ocorrências de palavras-chave científicas organizadas em 13 grupos, com cores distintas para cada grupo. As linhas conectando as palavras-chave indicam a força da relação entre elas, sendo que a espessura das linhas representa a intensidade dessa conexão.

Inicialmente, todas as palavras que apareceram ao menos duas vezes foram incluídas na análise, resultando em 770 termos selecionados de um conjunto de 2484. Contudo, a quantidade expressiva de termos dificultou a clareza da visualização, como mostrado na figura 8a.

O limiar de ocorrência das palavras-chave foi elevado para 20 menções. Esse ajuste diminuiu o conjunto de dados para 43 palavras-chave, resultando em apenas 3 clusters e em um diagrama mais simplificado (Figura 8b). Tal modificação na metodologia de visualização facilitou a interpretação direta dos termos mais significativos.



Figura 8a - Diagrama de coocorrência de palavras-chave para os artigos selecionados.

Fonte: Elaborado pelo autor.

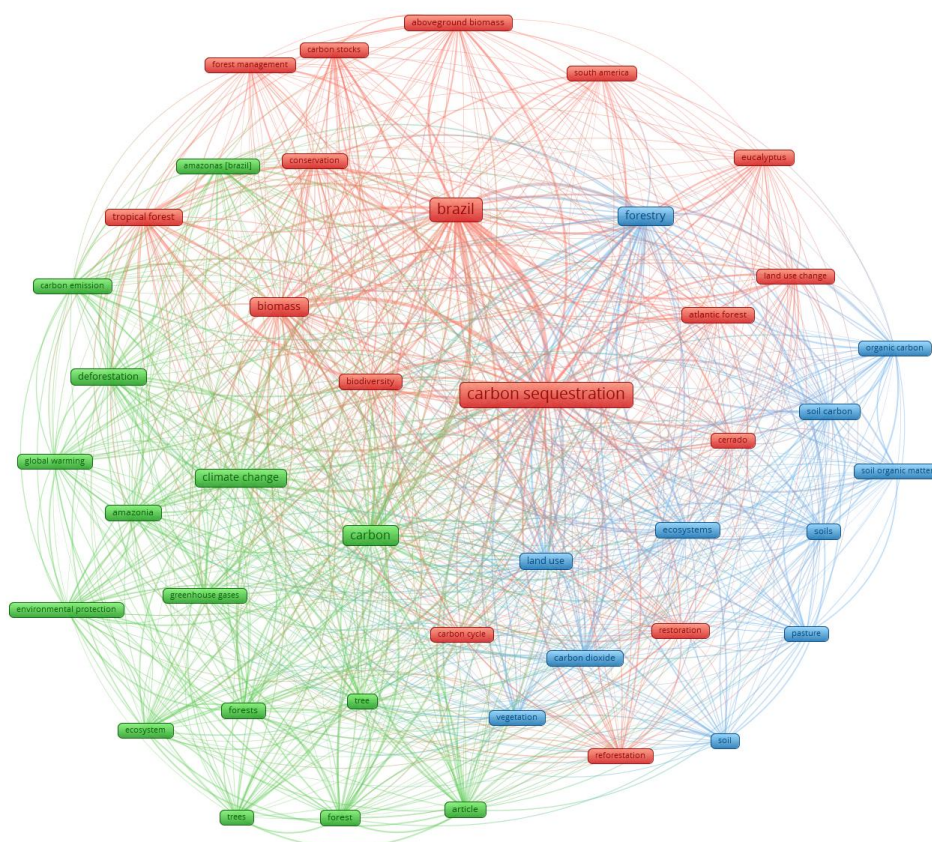


Figura 8b - Diagrama de coocorrência de palavras-chave para os artigos selecionados.

Fonte: Elaborado pelo autor.

As palavras-chave mais frequentes foram "carbon sequestration" (sequestro de carbono), "Brazil" (Brasil), "biomass" (biomassa), "carbon" (carbono), "forestry" (silvicultura), "climate change" (mudança climática), "deforestation" (desmatamento), "land use" (uso da terra), "tropical forest" (floresta tropical), e "carbon dioxide" (dióxido de carbono) (Figuras 7 e 8b). Estes termos são indicativos dos focos primários da pesquisa dentro do escopo analisado.

A análise do diagrama de co-ocorrências permite descrever três agrupamentos que evidenciam diversos aspectos das pesquisas sobre o setor de carbono no Brasil incluindo a identificação de lacunas de conhecimento. O nó central, representando "sequestro de carbono", ilustra a importância deste conceito ao conectar-se diretamente a temas como "silvicultura", "biomassa", "mudança climática" e o foco geográfico "Brasil". Esta análise incorpora contribuições que enfatizam tanto o papel persistente das florestas mundiais como sumidouros de carbono, como demonstrado por Pan *et al.* (2011), quanto a complexidade dos fatores

climáticos e de uso da terra que afetam o destino da Amazônia, abordados por Malhi *et al.* (2008).

No cluster de maior evidência, denotado pela cor vermelho, observa-se uma concentração de palavras-chaves tais como "sequestro de carbono", "estoques de carbono", e "biomassa", aludindo à relevância das florestas brasileiras, notavelmente a Mata Atlântica e o Cerrado, no armazenamento de carbono. Destacam-se ainda, "biodiversidade", "ciclo do carbono", e "gestão florestal", que indicam uma sinergia entre conservação da biodiversidade e práticas de manejo na maximização do sequestro de carbono. Contrapondo-se a esses termos, "mudança de uso da terra" sinaliza para os impactos no potencial de armazenamento de carbono, representando uma área crítica que demanda estratégias mais sustentáveis de uso e manejo das terras e florestas.

O cluster representado na coloração verde concentra palavras-chave diretamente associadas às florestas e suas relações intrínsecas com as mudanças climáticas globais, incluindo "mudança climática", "emissão de carbono", e "gases de efeito estufa". A conexão entre "desmatamento" e "mudança climática" sublinha o impacto negativo da perda de cobertura florestal na capacidade dos ecossistemas de sequestrar carbono, uma preocupação especialmente relevante para o Brasil (Fearnside, 2005; Van Der Werf *et al.*, 2009). A literatura científica evidencia o papel crítico das florestas tropicais e da gestão florestal sustentável na mitigação das mudanças climáticas e na preservação dos serviços ecossistêmicos (FAO, 2020).

O destaque na "Amazônia" sublinha sua importância no equilíbrio do carbono atmosférico e a necessidade urgente de mais estudos e políticas eficazes contra o desmatamento e seus impactos nas emissões de carbono. Alkmin (2023) discute como o "colonialismo climático" e o comércio de carbono pelo programa REDD+ afetam os direitos dos indígenas na Amazônia, perpetuando a dominação sobre essas comunidades. Simultaneamente, Hirota *et al.* (2021) alertam para o risco de colapso da Amazônia devido a desmatamento e mudanças climáticas, o que intensificaria a crise climática com elevadas emissões de carbono.

Por fim, o cluster azul, menos extenso abrange aspectos vinculados ao sequestro de carbono nos ecossistemas terrestres e práticas agrícolas. Palavras-chave como "dióxido de carbono", "carbono orgânico", e "matéria orgânica do solo" são indicativos de uma área de estudo que enfoca a relevância do solo como um reservatório de carbono. A menção de "uso da terra", "pastagem", e "vegetação" sugere uma análise detalhada de como as práticas de uso da terra influenciam os estoques de carbono no solo.

A adoção de práticas conservacionistas, como na produção cafeeira, pode aumentar os estoques de carbono no solo, oferecendo benefícios ambientais consideráveis (Carducci *et al.*, 2023). A pesquisa aponta que a transição para sistemas agroflorestais e a recuperação de áreas degradadas são cruciais para aumentar o sequestro de carbono e combater as mudanças climáticas (Brito *et al.*, 2018). Algumas espécies de eucalipto conseguem manter ou até aumentar os estoques de carbono no solo, evidenciando o potencial de práticas de manejo florestal adequadas para preservar ou melhorar o sequestro de carbono e mitigar os efeitos climáticos adversos (Braga *et al.*, 2022).

A presença de "reflorestamento" e "restauração" denota um crescente interesse nas iniciativas de restauração ecológica, mas a sua posição relativa na rede sugere que tais práticas necessitam de maior integração em estratégias holísticas de gestão do carbono. Assim, estas estratégias se limitam apenas à quantidade de carbono sequestrado ou armazenado, mas também consideram a qualidade dos ecossistemas restaurados, a resiliência das paisagens frente às mudanças climáticas e a contribuição dessas áreas restauradas para o bem-estar humano e a diversidade biológica (Chazdon, 2008; Lamb *et al.*, 2005).

A análise detalhada dos três grupos temáticos revela a complexa relação entre diferentes áreas de estudo dentro do contexto florestal brasileiro e indica a necessidade de abordagens holísticas e inovadoras no manejo. Estas são essenciais para maximizar o papel das florestas do Brasil na redução dos impactos provocados pelas mudanças climáticas. Há uma estudos sobre como as florestas capturam e armazenam carbono, mas é importante explorar mais sobre como as práticas de uso do solo e as políticas de conservação estão interligadas. A distribuição de ocorrência das metodologias seguidas nos artigos revisados é apresentada na Figura 9.

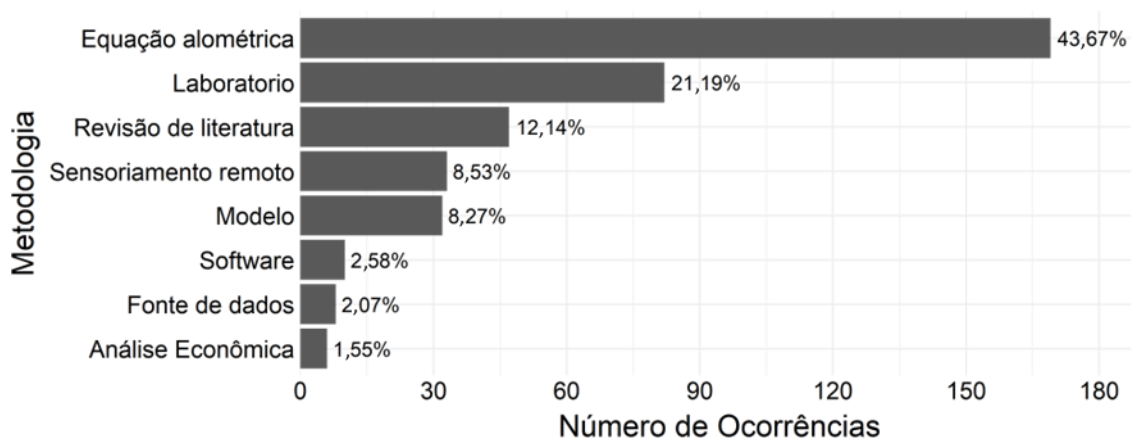


Figura 9 - Distribuição de Ocorrências de Metodologias em Publicações Científicas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A avaliação laboratorial da dinâmica do carbono é importante para entender seu impacto no aquecimento global. Câmaras de topo aberto, que simulam ambientes com concentrações elevadas de CO₂, são fundamentais para investigar o estoque de carbono por plantas (Norby *et al.*, 2005). Além disso, a análise isotópica de ¹³C é indispensável para rastrear a origem do carbono, fornecendo insights sobre os mecanismos de fotossíntese e respiração (Farquhar *et al.*, 1989; Batista *et al.*, 2023; Carvalho, 2023). Em paralelo, mapas de referência para estoques de carbono, especialmente em regiões tropicais (Dion *et al.*, 2024), juntamente com a análise de Carbono Total Orgânico (CTO), evidenciam a importância do solo como um reservatório de carbono (Batjes, 1996; Partani *et al.*, 2024).

A técnica de oxidação úmida para a quantificação do carbono orgânico do solo é fundamental na formulação de estratégias eficazes para mitigar as mudanças climáticas. Esta técnica fornece informações essenciais sobre os estoques de carbono no solo, facilitando a avaliação do potencial de estoque de carbono e contribuindo para os esforços globais de diminuição das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera (Nelson *et al.*, 1999).

O sensoriamento remoto desempenha um papel importante na ciência ambiental, oferecendo uma perspectiva ampla e detalhada dos ecossistemas terrestres e aquáticos. As tecnologias de sensoriamento remoto, incluindo o LIDAR (Light Detection and Ranging) e os satélites de observação da Terra, como Sentinel-1 e Sentinel-2, são fundamentais para coletar dados precisos sobre topografia, vegetação e dinâmica hídrica (Bukharitsin, 2021; LI *et al.*, 2019; Iglseider *et al.*, 2021). O LIDAR, com seu método baseado em laser, permite medições de alta resolução da estrutura tridimensional das florestas, facilitando a estimativa de biomassa e carbono armazenado (Hartmann *et al.*, 2021; Abbas *et al.*, 2020). Satélites como o LANDSAT e o Sentinel, fornecem imagens multiespectrais essenciais para o monitoramento da cobertura do solo, uso da terra e variações temporais nos ecossistemas. A combinação dessas tecnologias de sensoriamento remoto amplia a capacidade de entender e gerenciar os recursos naturais de forma sustentável (Iglseider *et al.*, 2021; Chowdhury *et al.*, 2021).

A categorização de *softwares* evidencia a importância das ferramentas computacionais no auxílio à quantificação do carbono, refletindo a crescente integração da tecnologia nos estudos ambientais. Entre os softwares destacados, DINAMICA EGO (Ambiente para Objetos de Geoprocessamento) (Universidade Federal De Minas Gerais, 2024) é um *freeware* de modelagem espacialmente explícito e de alto desempenho. Este software permite a simulação de processos dinâmicos de paisagem, integrando dados espaciais e temporais para prever mudanças no uso da terra. O modelo é capaz de lidar com variáveis complexas, como pressão

antrópica e características ambientais, proporcionando uma análise detalhada do desmatamento ao longo do tempo (Soares-Filho *et al.*, 2002).

A *EX-Ante Carbon-balance Tool* (EX-ACT), desenvolvida pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), destina-se à estimativa das emissões de carbono e ao estoque em projetos de desenvolvimento agrícola e rural. Este instrumento contribui para a avaliação dos impactos que as práticas agrícolas e de uso do solo exerce sobre as emissões de gases de efeito estufa (FAO, 2022).

Os *softwares* SisILPF Eucalipto e SisPinus são direcionados, para a modelagem de cultivos específicos, como o eucalipto e o pinus. Estes dois sistemas são destinados à otimização da produção e na avaliação dos impactos ambientais e econômicos decorrentes de variadas práticas de manejo (Moro *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2018).

O InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), um software desenvolvido pelo *Natural Capital Project*, exemplifica a aplicação de dados de sensoriamento remoto em análises avançadas para avaliar serviços ecossistêmicos. Este sistema facilita a simulação e mapeamento dos benefícios que os ecossistemas fornecem às comunidades, incluindo estoque de carbono, proteção contra inundações e suporte à biodiversidade (Demarquet *et al.*, 2023). As análises permitem quantificar e visualizar o valor dos ecossistemas, incentivando políticas de conservação e uso sustentável dos recursos naturais (Natural Capital Project, 2024).

A categoria "Modelo", destaca a variedade e a profundidade de abordagens metodológicas empregadas em estudos ambientais, ecológicos e de gestão dos recursos naturais. A diversidade dos modelos reflete não apenas a pluralidade dos objetos de estudo, mas também a evolução das ferramentas computacionais e estatísticas aplicadas no campo das ciências ambientais.

Na avaliação ambiental, os Modelos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), seguindo as diretrizes da ISO 14044 (Finkbeiner *et al.*, 2006), juntamente com o BLUES model, constituem ferramentas indispensáveis para a análise integrada dos impactos ambientais de produtos, processos ou serviços ao longo de todo o ciclo de vida. O BLUES model, fundamentado na plataforma do modelo MESSAGE e atualizado para espelhar as particularidades do sistema energético brasileiro (Rochedo *et al.*, 2018; Keppo; Strubegger, 2010), é útil na identificação de pontos críticos que necessitam intervenção.

De forma complementar, os modelos Century e RothC são fundamentais para o entendimento das dinâmicas de carbono no solo. O RothC-26.3 (Coleman *et al.*, 1997), por

exemplo, modela a conversão do carbono orgânico em solos, considerando fatores como o tipo de solo, a temperatura, a umidade e a cobertura vegetal.

O modelo RothC tem sido utilizado em pesquisas sobre dinâmica do carbono no solo em diferentes contextos. Barančíková *et al.* (2023) aplicaram o modelo em pastagens sob variados manejos e climas, mostrando sua capacidade de prever as variações nos estoques de carbono. Diaz e Hamelin (2024) adaptaram o RothC para analisar o equilíbrio entre o armazenamento de carbono no solo e os impactos ambientais da bioeconomia. Poeplau *et al.* (2024) usaram o modelo para identificar os principais fatores que limitam a estoque de carbono no solo, enfatizando a importância da produção primária líquida. Seitz *et al.* (2024) combinaram o RothC com aprendizado de máquina para modelar a dinâmica do carbono após mudanças no uso da terra, enquanto Marangi *et al.* (2024) adaptaram o modelo para simular ambientes de zonas úmidas costeiras. Esses estudos ilustram a aplicabilidade e versatilidade do RothC em contribuir para a gestão sustentável do solo e estratégias de mitigação climática.

O modelo Century, por outro lado, concentra-se na decomposição da matéria orgânica do solo e nos fluxos de carbono e nitrogênio através dos diferentes componentes do ecossistema (Metherell *et al.*, 1993; Parton *et al.*, 1994), sendo utilizado para gerar potenciais cenários para aumentar os estoques de carbono no solo (Ribeiro *et al.*, 2023).

Técnicas geostatísticas e krigagem são essenciais para a modelagem espacial de variáveis ambientais, permitindo previsões em áreas não amostradas através da correlação espacial. Elas auxiliam na análise de distribuição de espécies e qualidade do solo. Pesquisas recentes enfatizam a importância dessas técnicas no desenvolvimento de estratégias silviculturais para a restauração de ecossistemas florestais tropicais, classificando atividades de restauração e selecionando áreas prioritárias baseadas na vulnerabilidade florestal e características da paisagem (Kiswanto *et al.*, 2023; Barrera-Causil *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2023).

Modelos baseados em sensoriamento remoto, como o modelo CO₂Flux, exemplificam integração de dados geoespaciais na modelagem e monitoramento de processos ecológicos em grande escala. O modelo CO₂Flux, conforme descrito por Rahman *et al.* (2001), é empregado para avaliar a eficiência do estoque de carbono relacionado à vegetação, baseando-se na taxa de fotossíntese derivada dos processos fotossintéticos (Della-Silva *et al.*, 2022; Rossi *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2019).

A Simulação de Monte Carlo é destacada pela sua capacidade de avaliar a incerteza e a variabilidade inerentes aos modelos complexos, proporcionando uma base sólida para análise de risco e tomada de decisão (Ogle *et al.* 2003; Maia *et al.* 2010). A utilização da Simulação de

Monte Carlo permitiu uma estimativa robusta das incertezas, fundamental para a análise de risco e tomada de decisão referente ao orçamento de carbono da Amazônia (Gatti *et al.*, 2023).

A diversidade destes modelos reflete a complexidade dos sistemas naturais e a necessidade de abordagens multidisciplinares para compreender e gerenciar os recursos ambientais de forma sustentável.

Diversas fontes de dados têm sido empregadas para fornecer *insights* sobre a dinâmica da cobertura vegetal, uso do solo, e emissões de gases de efeito estufa. Entre estas, destacam-se MapBiomass TerraClass, Plataforma Global Forest Watch, RadamBrasil, Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões, e SoilGrids, cada uma contribuindo com perspectivas únicas e dados essenciais para a compreensão dos complexos sistemas naturais.

MapBiomass foi desenvolvida a partir de iniciativas colaborativas que integram diferentes instituições de pesquisa com o objetivo de mapear as mudanças na cobertura e uso do solo em todo o território brasileiro, incluindo a Amazônia. Essa plataforma fornece séries temporais de alta resolução, facilitando a análise de tendências de desmatamento, regeneração florestal e transições no uso do solo (MAPBIOMAS, 2024). RadamBrasil, por sua vez, refere-se ao projeto Radar da Amazônia, que nas décadas de 1970 e 1980 realizou um levantamento geofísico e geográfico extensivo da região amazônica (Serviço Geológico Do Brasil, 2024).

A TerraClass classifica o uso e cobertura do solo na Amazônia Legal por meio de imagens de satélite, identificando áreas de vegetação nativa, agricultura, e outros usos do solo (Almeida *et al.*, 2016). A Plataforma Global Forest Watch oferece dados globais sobre desmatamento em tempo real, utilizando tecnologias de sensoriamento remoto e algoritmos avançados para detectar mudanças na cobertura florestal (Butturi *et al.*, 2021; Global Forest Watch, 2024).

O Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões proporciona uma avaliação abrangente das emissões de gases de efeito estufa do Brasil, incluindo fontes e sumidouros de carbono (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2015). Por último, SoilGrids oferece informações globais sobre propriedades do solo, como textura, umidade e composição química, utilizando modelagem preditiva e dados de sensoriamento remoto (ISRIC, 2024).

O emprego dessas fontes de dados aqui mencionadas, em pesquisas ambientais e ecológicas, permite uma compreensão mais profunda e detalhada dos ecossistemas, contribuindo para o desenvolvimento de políticas eficazes de conservação, manejo sustentável dos recursos naturais e mitigação das mudanças climáticas.

Metodologias como "Modelos" e "Análise de dados" também são frequentes, refletindo a tendência atual em ciências florestais e outras disciplinas, de empregar modelagem avançada e ferramentas computacionais para análise de dados complexos (Breiman, 2001). Pode-se inferir que técnicas estatísticas são amplamente utilizadas e reconhecidas como ferramentas essenciais na análise de dados em diversas áreas do conhecimento, corroborando com a literatura que aponta para a sua aplicabilidade transversal, desde as ciências sociais até as ciências naturais (Cameron; Trivedi, 2005; Wooldridge, 2010).

A "Análise Econômica", no contexto do setor de carbono, é fundamental para avaliar a viabilidade, eficácia e sustentabilidade de projetos de estoque de carbono, bem como para a implementação de políticas de mitigação das mudanças climáticas no Brasil. Por exemplo, um estudo realizado por De Lima *et al.* (2022) sobre o desempenho financeiro corporativo baseado no Índice de Carbono Eficiente (ICO₂) da bolsa de valores do Brasil, destaca a importância da análise econômica para identificar projetos de estoque ou redução de carbono que não apenas contribuem para a mitigação das mudanças climáticas, mas também são financeiramente sustentáveis e economicamente viáveis no contexto brasileiro. A análise econômica, embora menos frequente quando comparada a outras metodologias, é fundamental para a avaliação de projetos, políticas e intervenções, com especial relevância nas ciências sociais aplicadas (Mishan; Quah, 2020).

No contexto das metodologias voltadas para revisão literária, as pesquisas tiveram o propósito de elucidar e analisar aspectos fundamentais relacionados a políticas de mitigação climática e mecanismos de compensação de carbono, com ênfase em iniciativas como o REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal), além de realizar estudos comparativos sobre a concentração de carbono em diferentes biomas ou entre países. Este enfoque nas revisões literárias cumpre uma função dupla: por um lado, propicia uma compreensão abrangente das políticas e práticas atuais no campo da gestão de carbono; por outro, oferece uma base para a análise crítica das estratégias e resultados obtidos até o momento. Este dado pode ser reflexo de uma tendência crescente em ciências aplicadas, onde a coleta e análise de dados quantitativos é cada vez mais valorizada (Torres-Salinas; Moed, 2009).

Equações alométricas servem para estimar biomassa (Chave *et al.*, 2005; Brown *et al.*, 1997) e carbono. No entanto, a aplicação dessas equações demanda um esforço significativo, incluindo a necessidade de coleta de dados por métodos destrutivos para quantificar variáveis como densidade, biomassa e a relação desta com o carbono (Nascimento; Laurance, 2004; Nogueira *et al.*, 2005). As equações alométricas já estabelecidas na literatura, como as

propostas por Chave *et al.* (2005; 2014) e Brown *et al.* (1997), são utilizadas por alguns pesquisadores devido à sua praticidade e ao menor esforço necessário na coleta de dados.

A utilização de equações ajustadas localmente é recomendada quando se busca alta precisão e quando as condições locais são muito diferentes daquelas em que as equações genéricas foram desenvolvidas (Sprenkel *et al.*, 2022). No entanto, para estudos de grande escala ou quando os recursos são limitados, as equações genéricas podem ser uma alternativa viável, embora possam frequentemente resultar em erros nas estimativas (Ishihara *et al.*, 2015). A incidência de estudos em que foram utilizadas equações alométricas ajustadas localmente e das principais equações já ajustadas que são utilizadas é mostrada na Figura 10.

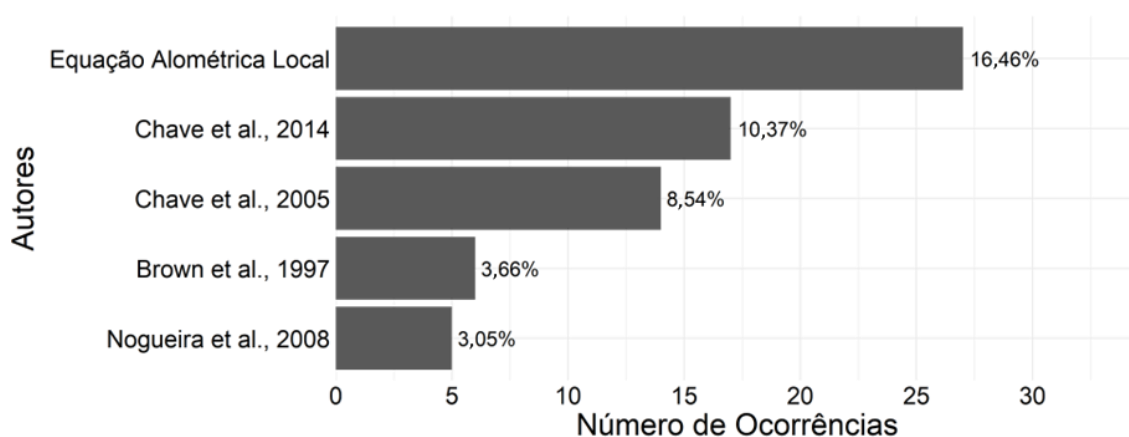


Figura 10 - Frequência de Equações utilizadas para determinar a biomassa dos estudos publicados.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Tabela 1 são relacionados benefícios e desvantagens das metodologias descritas nos artigos consultados.

Tabela 1 - Comparativo de Metodologias encontradas na revisão sistemática

Tipo de Metodologia	Benefícios	Desvantagens
Laboratório	Simulação de ambientes elevados de CO ₂ , Rastreamento preciso da origem do carbono, Quantificação detalhada do carbono orgânico no solo.	Alto custo de equipamentos e manutenção; Necessidade de amostras específicas; Complexidade na interpretação dos dados.
Sensoriamento Remoto	Medição de alta resolução da estrutura tridimensional das florestas, Monitoramento amplo da cobertura do	Dependência de condições climáticas favoráveis; Resolução limitada por

	solo, Uso da terra, e variações temporais nos ecossistemas.	tecnologia específica; Custos elevados para acesso e processamento de dados em alguns casos.
Softwares	Facilitação de modelagem espacial e simulações, Estimativas de carbono em projetos de desenvolvimento, Avaliação de serviços ecossistêmicos.	Requerimento de conhecimento técnico específico; Limitação pelos dados de entrada disponíveis; potencial de simplificação excessiva de sistemas complexos.
Modelos	Análise integrada dos impactos ambientais, Entendimento das dinâmicas de carbono no solo, Modelagem espacial de variáveis ambientais, Avaliação de estoque de carbono pela vegetação.	Complexidade e tempo necessário para modelagem; Dificuldade em capturar todas as variáveis ambientais; Dependência de dados históricos e projeções.
Análise Econômica	Avaliação do desempenho financeiro sustentável, Identificação de práticas sustentáveis e viáveis economicamente.	Pode não refletir totalmente os custos ambientais; Sensível a mudanças no mercado e políticas; Foco limitado em aspectos financeiros pode negligenciar outras valorações.
Equações Alométricas	Estimativas precisas de biomassa e carbono, Adaptação às características locais para maior precisão, Praticidade na coleta de dados.	Pode haver imprecisão para espécies ou biomas específicos; Necessidade de calibração local; Limitações na aplicabilidade universal.
Fontes de Dados	Mapeamento detalhado de mudanças no uso do solo, Levantamentos geofísicos extensivos, Classificação detalhada de uso e cobertura do solo, Monitoramento global do desmatamento, Informações globais sobre propriedades do solo.	Pode haver lacunas ou imprecisões nos dados; Atualizações podem não ser em tempo real; Acesso e interpretação dos dados podem requerer expertise específica.

Revisão da Literatura	Fundamentação teórica robusta para pesquisas atuais, Identificação de lacunas no conhecimento, Estabelecimento de contexto para pesquisas futuras.	Pode ser limitada pela qualidade e abrangência dos estudos disponíveis; Suscetibilidade a viés de publicação; Tempo e esforço significativos necessários para uma revisão abrangente.
-----------------------	--	---

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para organizar a grande diversidade de vegetações de maneira que facilite a análise e compreensão dos dados, estabeleceu-se um agrupamento em categorias ecológicas específicas. O primeiro grupo, composto por “Florestas Primárias e Secundárias”, abrange desde florestas amazônicas e atlânticas até estacionais semidecíduais e tropicais, permitindo um estudo detalhado da evolução florestal sob diversas condições ecológicas. Paralelamente, os “Sistemas Agroflorestais” são definidos pela sua capacidade de integrar práticas agrícolas com o manejo florestal e/ou pecuário, visando à sustentabilidade e à biodiversidade. Este grupo engloba desde sistemas diversificados até áreas que combinam a agricultura com a floresta, evidenciando a transformação do uso do solo de práticas agrícolas para florestais.

“Monoculturas e Plantios Comerciais” referem-se a culturas de alta produtividade destinadas ao mercado, tais como eucalipto, pinus, seringueira, assim como estudo voltados a espécies específicas como pau-rosa (*Aniba rosaeodora* Ducke), pinhão-mansão (*Jatropha curcas* L.), acácia-negra (*Acacia decurrens* Carl Ludwig Willdenow) e etc. As “Áreas Úmidas e Manguezais” são reconhecidos por sua notável relevância ecológica, servindo como habitat para uma diversificada gama de biodiversidade em ecossistemas aquáticos e ecotonais (Sriwahyuni *et al.*, 2022). Essa categorização abrange tanto as florestas inundáveis, conhecidas como várzeas, quanto os manguezais. Estes ecossistemas desempenham um papel crucial na transferência de carbono para os ecossistemas ao seu redor, especialmente as áreas interditais próximas, impactando significativamente a biodiversidade e os processos ecológicos dos ecossistemas litorâneos (Henriques *et al.*, 2021). Destacam-se, portanto, como áreas de preservação permanente, essenciais para a manutenção da integridade ecológica e dos serviços ecossistêmicos (Araujo *et al.*, 2023).

A classificação “Restauração e Conservação” é focada na recuperação de áreas degradadas e na conservação de habitats naturais. Este grupo abarca projetos de restauração em diversos biomas, como a Mata Atlântica, e práticas que utilizam espécies nativas e exóticas para

reestabelecer o equilíbrio ecológico. Outro grupo relevante é o das “Vegetações Abertas e Savanas”, que inclui ecossistemas com predominância de vegetação rasteira e arbustiva, destacando a biodiversidade endêmica e a necessidade de manejo específico de áreas como o Cerrado (Scholes e Archer 1997).

Por fim, as “Áreas Degradadas e Impactadas por Incêndios” agrupam ecossistemas alterados por ações antrópicas ou naturais, enfatizando os desafios na recuperação dessas áreas. O grupo Diversos engloba ecossistemas que não se enquadram nas categorias anteriores, refletindo a diversidade de paisagens e condições ecológicas. E, específico para ambientes áridos e semiáridos, o grupo “Caatinga e Outros Biomas Secos” destaca ecossistemas adaptados à escassez hídrica, sublinhando a importância de estratégias sustentáveis de gestão. Essa estruturação em grupos permite uma análise mais eficiente e direcionada das diversas vegetações, facilitando o entendimento de suas características únicas e das intervenções necessárias para sua preservação e manejo sustentável.

A análise dos artigos destacou a diversidade florística e os esforços de manejo ambiental. A distribuição da ocorrência das principais categorias de vegetação mencionadas nos estudos analisados é apresentada na Figura 11. A categoria "Florestas Primárias e Secundárias" predominam, refletindo um foco intensificado em estudos nesta região, que é conhecida por sua rica biodiversidade e papel na regulação do clima global.

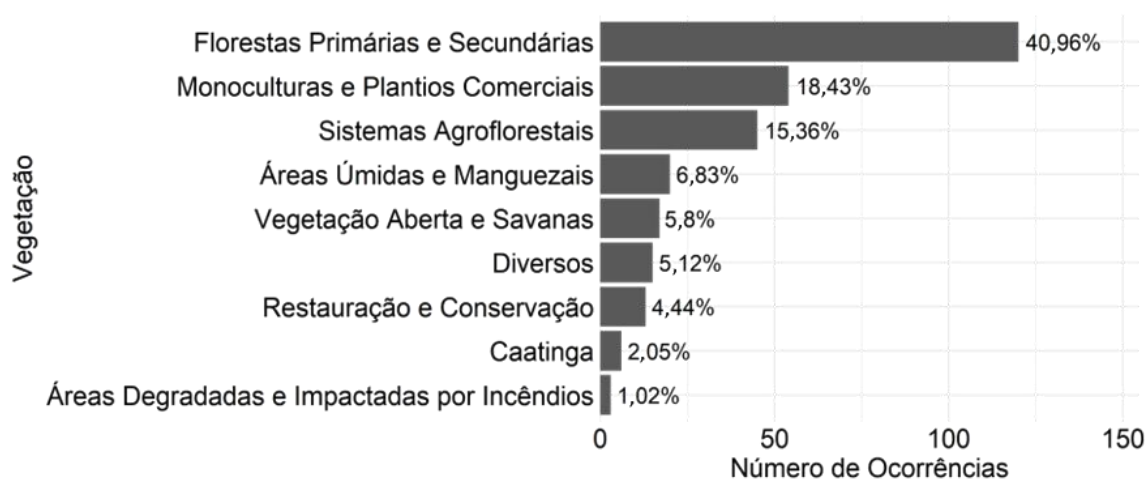


Figura 11 - Distribuição da ocorrência das principais categorias de vegetação mencionadas nos estudos analisados.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O destaque das "Florestas Primárias e Secundárias" nas pesquisas reflete o reconhecimento da sua contribuição à biodiversidade e seu papel crítico na moderação do clima global. As florestas primárias, por serem extensas reservas de carbono e por abrigarem uma rica

diversidade de espécies, algumas ainda não completamente exploradas, são essenciais para os esforços de conservação (FAO, 2020). Enquanto isso, as florestas secundárias, que emergem em locais perturbados por atividades humanas ou eventos naturais, fornecem um laboratório vivo para estudar a recuperação dos ecossistemas e seu impacto no ciclo do carbono (Chazdon *et al.*, 2016).

As florestas secundárias possuem um papel dinâmico no estoque de carbono, capturando-o eficientemente nas fases iniciais de crescimento, apesar de seus estoques de carbono totais serem frequentemente inferiores aos das florestas primárias (Poorter *et al.*, 2016). Portanto, gerir essas florestas requer uma estratégia cuidadosa que harmonize a preservação de seus estados naturais, os esforços de recuperação e o manejo responsável, onde aplicável (Lewis *et al.*, 2009). Esta abordagem equilibrada é vital não só para manter a saúde do ecossistema, mas também como uma ferramenta para combater as mudanças climáticas.

"Sistemas Agroflorestais" são modelos de gestão do uso da terra que mesclam a produção agrícola com a preservação da biodiversidade, estabelecendo-se como práticas sustentáveis e adaptáveis às mudanças climáticas (Kusters, 2023). O crescente interesse por esses sistemas indica uma conscientização sobre a importância de unir a produção de alimentos à proteção ambiental. Os sistemas agroflorestais atuam duplamente como solução para a mitigação das emissões de carbono, pois além de cultivarem produtos agrícolas, eles incorporam árvores que capturam carbono, armazenando-o tanto na biomassa quanto no solo. Esta estratégia também contribui para a manutenção da fertilidade do solo, reduzindo a dependência de fertilizantes químicos que são fontes de óxido nitroso, um gás de efeito estufa de alta potência (Nair, 2012).

"Monoculturas e Plantios Comerciais" destacam-se por sua elevada eficiência produtiva, mas essa eficiência vem acompanhada de preocupações ambientais. Entre essas, destacam-se a redução da biodiversidade e os efeitos adversos nos recursos hídricos e no solo, fatores cruciais para a sustentabilidade de longo prazo dos ecossistemas (Tscharntke *et al.*, 2012). Apesar de não haver diferenças marcantes no armazenamento total de carbono entre florestas inequidâneas e equidâneas, as inequidâneas tendem a apresentar maiores estoques de carbono, além de superiores reservas de nitrogênio e fósforo acima do solo (Aburto *et al.*, 2021).

As "Áreas Úmidas e Manguezais" atraem considerável atenção de pesquisa devido à sua importância ecológica. Esses habitats desempenham um papel crucial não apenas na manutenção da biodiversidade (UNEP, 2014), mas também como defensores naturais contra a erosão costeira e eventos climáticos extremos, enquanto fornecem meios de subsistência vitais

para as comunidades humanas que deles dependem (Barbier *et al.*, 2011). Os manguezais são ecologicamente valiosos como depósitos globais efetivos de carbono, suporte a pescarias costeiras, fornecimento de madeira de valor e lenha, agindo como uma defesa costeira natural reduzindo a erosão, atenuando ondas e ajudando a construir ou manter elevações frente a mares em ascensão (Lavieren *et al.*, 2012). Apesar de cobrirem apenas uma pequena porção da superfície terrestre, as áreas úmidas e manguezais são ecossistemas altamente produtivos, reconhecidos por seu papel na armazenagem de carbono, tanto na biomassa vegetal quanto no solo (Pandey; Khanna, 1998).

A conservação e restauração desses ecossistemas são, portanto, estratégicas para a manutenção de suas funções de estoque de carbono e para a proteção da integridade dos ecossistemas costeiros frente às adversidades climáticas. Com a capacidade de armazenagem de carbono sendo cerca de quatro vezes maior do que em florestas terrestres, manguezais contribuem com quase 10% do reservatório terrestre global de carbono (Carpenter, 2023). Essa produtividade é comparável a recifes de corais e leitos de gramíneas marinhas, tornando-os cruciais para planos de gestão ambiental que visam o uso ótimo e sensato dos manguezais (Pandey; Khanna, 1998).

As áreas úmidas e manguezais fornecem serviços ecossistêmicos essenciais, como provisão de recursos naturais, controle de erosão, remoção de fosfatos, remoção de substâncias tóxicas e eliminação de nitratos, com diferentes graus de confiança entre os diversos serviços (Ndlazi *et al.*, 2017). Portanto, as pesquisas referentes a esses ecossistemas são vitais, devendo incluir o estudo das interações entre as espécies, que são fundamentais para ecossistemas de mangue e marismas salgadas após distúrbios (Renzi *et al.*, 1998).

A categoria "Restauração e Conservação" evidencia a necessidade crítica de ações humanas voltadas à recuperação de ecossistemas degradados, um passo essencial para mitigar os impactos das práticas insustentáveis e das alterações climáticas (Bennett *et al.*, 2017). Iniciativas de restauração desempenham um papel vital na captura de carbono; a regeneração florestal, por exemplo, pode transformar regiões degradadas com baixos estoques de carbono em sumidouros robustos. Este processo não apenas incrementa o armazenamento de carbono, mas também fortalece a biodiversidade e amplia os serviços ecossistêmicos (Holl; Aide, 2011).

As "Vegetações Abertas e Savanas", incluindo biomas como o Cerrado, são caracterizadas por uma biodiversidade única e alta taxa de endemismo. A conservação desses ecossistemas é essencial para preservar essa biodiversidade singular e os serviços ambientais

que proporcionam, como manutenção da qualidade do solo e regulação do ciclo hídrico (Strassburg *et al.*, 2017).

A menção a categorias como "Áreas Degradadas e Impactadas por Incêndios" destaca a variedade e complexidade dos desafios na conservação de vegetação. Uma estratégia chave para salvaguardar o legado da Amazônia em áreas degradadas pelo fogo é o uso de abordagens bioculturais (Pereira *et al.*, 2023). Além disso, práticas integradas de planejamento paisagístico podem apoiar a restauração pós-incêndio em áreas naturais protegidas, como o Parque Nacional do Vesúvio, por meio da análise de decisão espacial e valoração monetária dos serviços ecossistêmicos (Cervelli *et al.*, 2022). Em contextos nacionais como a Índia, a utilização de uma abordagem de otimização multi-critério para identificar áreas prioritárias de restauração pode ajudar a minimizar as emissões antropogênicas de carbono e promover a conservação florestal (Shukla *et al.*, 2022).

A estratégia de restauração para áreas degradadas pelo fogo pode incluir a remoção de plantas exóticas e reintrodução do fogo controlado, conforme demonstrado nos esforços de restauração ecológica no Parque Nacional Theodore Roosevelt e no Buffalo National River (Vequist, 2007). Para uma integração mais eficaz da conservação e restauração florestal em regiões tropicais, desafios como áreas degradadas pelo fogo e o desmatamento requerem harmonização das ações de conservação e restauração, transformando questões de pesquisa para incluir assuntos de restauração e integrando ainda mais ambos os esforços em pesquisa, prática e políticas (Chazdon, 2019).

A precisão dos fatores de conversão de biomassa para carbono é crucial para a quantificação correta dos estoques de carbono e para compreender o papel dos ecossistemas terrestres no ciclo global de carbono. Os fatores de conversão são aplicados para estimar a quantidade de carbono sequestrado na biomassa, um elemento crucial para reduzir os efeitos das mudanças climáticas através das florestas e do uso de outras áreas de terra (IPCC, 2006; Penman *et al.*, 2003). A conversão de biomassa estimada em carbono é realizada por meio de um fator de conversão, que pode ser determinado com precisão através de métodos laboratoriais, como a combustão seca e a análise da abundância isotópica de ^{13}C , destacados por Panshin e De Zeeuw (1980) e Farquhar *et al.* (1989). Alternativamente, é possível utilizar valores estabelecidos previamente na literatura, como exemplo, o valor de 0,5 sendo amplamente aceito (Brown; Lugo, 1984; Chave *et al.*, 2005; IPCC, 2006). No entanto, a adoção desse valor convencional pode levar a erros nas estimativas, como apontado por Silveira, *et al.* (2008).

O valor de fator de conversão mais comum mencionado nos artigos revisados foi 0,5, ocorrendo 47 vezes, o que representa mais da metade do conjunto de dados (Figura 12). A análise dos fatores de conversão de biomassa para carbono, que variam de 0,4047 a 0,5593, reflete a diversidade biológica, as diferenças metodológicas e as condições ambientais presentes nos estudos analisados. A variabilidade desses fatores pode ser atribuída a diferenças nas metodologias de medição, tipos de vegetação, condições ambientais e regiões geográficas (Martin; Thomas, 2011).

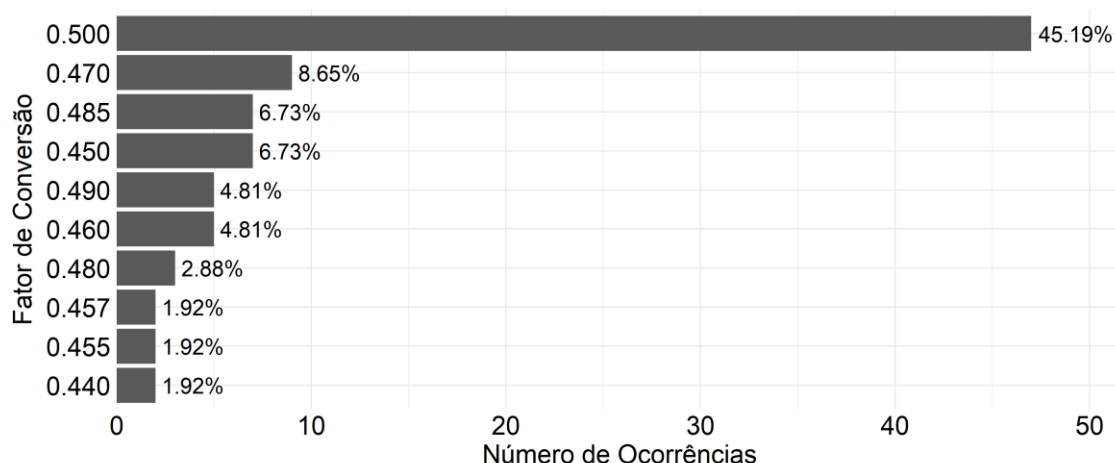


Figura 12 - Fatores de Conversão de Biomassa em Carbono de maior ocorrência.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O valor mínimo de fator de conversão (0,4047) foi reportado por Marcene *et al.* (2006), enquanto o valor máximo (0,5593), foi documentado por Moreira *et al.* (2020). Este último destaca uma densidade de carbono elevada na biomassa de macaúba ao longo de diferentes estágios de crescimento. A dominância do valor 0,5 como fator de conversão pode influenciar a maneira como as estimativas de carbono são padronizadas, especialmente se esse valor for adotado como um default em estudos ou protocolos de medição. A segunda maior frequência de fator de conversão é de 0,47, seguida por 0,485 e 0,45. O gráfico sugere que alguns fatores de conversão são mais relatados, o que pode refletir um consenso ou prática comum entre os pesquisadores.

A Tabela 2 apresenta os valores do fator de conversão de biomassa para carbono encontrados nesta revisão sistemática. Na Tabela 2, os estudos que explicitamente fornecem o fator de conversão e estão incluídos na lista de artigos da revisão sistemática são assinalados com um asterisco (*). As outras referências apresentadas nesta tabela são citadas de maneira indireta na revisão, ou seja, são mencionadas nos trabalhos que compõem a análise sistemática.

As vegetações mencionadas na Tabela 2 foram selecionadas como áreas de estudo nos artigos incluídos na revisão sistemática. Diante disto, é possível destacar a prática recorrente de utilizar um fator de conversão único para diferentes tipos de vegetação, que possuem características distintas, o que pode levar a imprecisões nas estimativas dos estoques de carbono (Abeysekara *et al.*, 2018; Fonseca *et al.*, 2013).

A variabilidade na composição de carbono de espécies vegetais reflete não apenas as condições geográficas, mas também sofre influência significativa da idade da vegetação. Huet *et al.* (2003) fornecem suporte à ideia de que variações consideráveis no teor de carbono podem ocorrer em uma única espécie, influenciadas tanto pela localização quanto pela maturidade. Tal observação destaca a importância de adotar uma abordagem na análise do estoque de carbono em ecossistemas vegetais que contemple fatores ambientais e de desenvolvimento.

Tabela 2 - Fatores de Conversão de Carbono Utilizados Sobre o Estoque de Carbono

FC	Autor(es)	Vegetação
0,4047	MARCENE <i>et al.</i> , 2006*	FPS
0,41	SANQUETTA <i>et al.</i> , 2011*	FPS
0,4166	DOUBRAWA <i>et al.</i> , 2014*	FPS
0,42	SILVA, 1996	FPS
0,426	DALLAGNOL <i>et al.</i> , 2013	FPS
0,44	RODRIGUES <i>et al.</i> , 2015	AUM
0,45	CEDDIA <i>et al.</i> , 2015*; HOWARD <i>et al.</i> , 2014; PELLEGRINI <i>et al.</i> , 2014*; SCHWERZ <i>et al.</i> , 2019; SILVA <i>et al.</i> , 2020*; STAPE <i>et al.</i> , 2008; TWILLEY <i>et al.</i> , 1992	DIV
0,4522	SILVA <i>et al.</i> , 2022	FPS
0,453	ZANINI, 2019	AUM
0,4549	MORAIS <i>et al.</i> , 2012*; PEZZOPANE <i>et al.</i> , 2021*	VAS; FPS
0,455	SILVA <i>et al.</i> , 2020	FPS
0,456	MARTIN e THOMAS, 2018	RC
0,457	VIEIRA <i>et al.</i> , 2011	RC; FPS
0,46	FEREZ <i>et al.</i> , 2015*; FOURQUIREAN <i>et al.</i> , 2014; IPCC, 2014; SANQUETTA <i>et al.</i> , 2016*	AUM; MPC; SAF
0,47	EGGLESTON <i>et al.</i> , 2006; IPCC, 2006; JARAMILLO <i>et al.</i> , 2003; PARRY <i>et al.</i> , 2007; VAN DER HEIJDEN <i>et al.</i> , 2015	DIV; FPS; VAS
0,471	THOMAS e MARTIN, 2012	FPS
0,474	MARTIN e THOMAS, 2011	VAS
0,475	HAMILTON e FRIESS, 2018	AUM
0,48	CARVALHO <i>et al.</i> , 1995; HOWARD <i>et al.</i> , 2014; KAUFFMAN <i>et al.</i> , 2018; LANA <i>et al.</i> , 2019	FPS; COBS; AUM

0,485	SILVA, 2007	ADII; DIV; FPS; RC
0,49	ARAZA <i>et al.</i> , 2023*; FELDPAUSCH <i>et al.</i> , 2004; IPCC, 2006; ROMERO <i>et al.</i> , 2020*	FPS; ADII; DIV
0,494	GOODMAN <i>et al.</i> , 2013	FPS
	BROWN <i>et al.</i> , 1989; BROWN <i>et al.</i> , 1995; BROWN and LUGO, 1982; BROWN; LUGO, 1984; BRAZ <i>et al.</i> , 2013; CASSOL <i>et al.</i> , 2018*; CHAMBERS <i>et al.</i> , 2000; CHAVE <i>et al.</i> , 2005; COOK <i>et al.</i> , 2014*; SOUZA e SOARES, 2013; SANTOS <i>et al.</i> , 2022*; FERNANDES <i>et al.</i> , 2008; GIFFORD, 2000; HIGUCHI e CARVALHO, 1994; HISSA <i>et al.</i> , 2019*; IPCC, 1996; IPCC, 2003; IPCC, 2006; IPCC, 2007; LAURANCE <i>et al.</i> , 1997; LAMLOM e SAVIDGE, 2003; LIMA <i>et al.</i> , 2013; MALHI <i>et al.</i> , 2004; MARKEWITZ <i>et al.</i> , 2004; NOGUEIRA, 2008; PAULA <i>et al.</i> , 2011; PELLEGRINI <i>et al.</i> , 2016*; PENMAN <i>et al.</i> , 2003; POORTER <i>et al.</i> , 2016*; RIBEIRO <i>et al.</i> , 2010; RICE <i>et al.</i> , 2004; SALIMON <i>et al.</i> , 2011; SCHONGART <i>et al.</i> , 2011; SILVEIRA <i>et al.</i> , 2008; SOARES <i>et al.</i> , 2011; SOUZA <i>et al.</i> , 2011; TIEPOLO <i>et al.</i> , 2002; VIEIRA e RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, 2019; VIEIRA <i>et al.</i> , 2004.	DIV; FPS; MPC; RC; VAS; AUM
0,5225	TORRES <i>et al.</i> , 2017	AUM
0,5593	MOREIRA <i>et al.</i> , 2020*	MPC

em que: FC: Fator de conversão; FPS: Florestas Primárias e Secundárias; AUM: Áreas Úmidas e Manguezais; DIV: Diversos; VAS: Vegetação Aberta e Savanas; RC: Restauração e Conservação; SAF: Sistemas Agroflorestais; COBS: Caatinga e Outros Biomas Secos; ADII: Áreas Degradadas e Impactadas por Incêndios; MPC: Monoculturas e Plantios Comerciais.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A utilização de um fator de conversão padrão de 0,5 em variadas formações vegetais, como demonstrado na Tabela 2, evidencia a tendência de uso desse parâmetro de forma uniforme. Esta constatação aponta para uma lacuna na literatura, indicando a necessidade de desenvolver um fator de conversão que seja específico para cada tipo de pesquisa, ajustando-se assim à diversidade das formações vegetais estudadas.

Equações alométricas, fatores de conversão de biomassa, fator de expansão da biomassa (BEF) e a relação raiz-parte aérea (R:S), são essenciais para estimar a biomassa total em ecossistemas florestais. O BEF é utilizado para ajustar a quantidade de biomassa que é medida diretamente acima do solo (como troncos e folhas) para incluir a biomassa que não é facilmente mensurável, como raízes. Por exemplo, ao medir a biomassa de um tronco (parte da biomassa aérea), o BEF é aplicado para estimar a biomassa total da árvore, incluindo as partes da planta que estão abaixo do solo. O valor de BEF varia de acordo com o tipo de floresta, idade, espécie da árvore e outras condições ambientais. Isso significa que diferentes florestas ou árvores dentro da mesma floresta podem ter BEFs distintos, refletindo a diversidade de estruturas e funções dos ecossistemas florestais.

A relação R:S indica a proporção de biomassa encontrada nas raízes de uma planta em comparação com a biomassa aérea (tronco, galhos e folhas). Este índice é importante para entender como as plantas alocam seus recursos entre a parte que cresce acima do solo (parte aérea) e a parte que cresce abaixo do solo (raízes). A relação R:S pode ser influenciada por vários fatores, incluindo a disponibilidade de água, nutrientes, tipo de solo e condições climáticas. Uma alta relação R:S pode indicar que a planta está alocando mais recursos para o crescimento de suas raízes, o que pode ser uma estratégia adaptativa em ambientes com recursos limitados.

Egeta *et al.* (2023) destacam a variabilidade do BEF entre diferentes tipos de florestas e condições de crescimento, evidenciando a necessidade de desenvolver modelos específicos que considerem a diversidade florestal. Nesse contexto, Sanquetta *et al.* (2011) analisaram a correlação entre BEF, R:S, DAP, H e idade, em plantações de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*. Os resultados indicam que tanto o BEF quanto a razão R:S diminuem com o aumento do *dap*, da altura e da idade das árvores, sugerindo um ajuste exponencial negativo desses fatores. Este estudo também ressalta a importância de evitar o uso de valores padrão para o BEF e R:S, devido ao risco de superestimação da biomassa e dos estoques de carbono, especialmente em plantações de pinus no sul do Brasil.

A relação R:S varia com a espécie e sítio, servindo como um indicador da estratégia adaptativa das plantas ao ambiente (Lopez *et al.*, 2022; Agathokleous *et al.*, 2019; Ledo *et al.*, 2018). Mokany *et al.* (2006) forneceram uma razão R:S de 0,275 para florestas tropicais secas, essencial para entender a distribuição de biomassa entre as partes subterrânea e aérea.

Sanquetta *et al.* (2018) utilizaram a mineração de dados para estimar o armazenamento de carbono em árvores, contrastando-a com métodos tradicionais que empregam o BEF e a relação R:S. A variação observada do BEF entre 1,05 a 2,06 e do R:S de 0,03 a 0,12 em árvores de *Araucaria angustifolia* sublinha a complexidade e a variabilidade na estimativa de biomassa e armazenamento de carbono. Adicionalmente, um valor de 0,39 foi empregado para estimar o estoque de carbono nas raízes subterrâneas, conforme descrito por Kauffman e Donato (2012) e Fourqurean *et al.* (2014). O resultado da meta-análise realizada no presente estudo é resumido na Tabela 3.

Tabela 3 - Indicadores de Heterogeneidade e Resultados do Teste de Heterogeneidade para Modelos de Efeitos Aleatórios

Variável	Fatores de Conversão	Quantidade de Carbono Acumulado
τ^2 (quantidade estimada de heterogeneidade total)	0,0000	266,6047
I^2 (heterogeneidade total / variabilidade total)	71,86%	50,37%
Q (Teste de Heterogeneidade)	28,73 (p-valor = 0,0004)	16,82 (p-valor = 0,0320)

Fonte: Elaborado pelo autor.

A discussão dos resultados destaca a consistência do fator de conversão de biomassa para carbono entre diferentes grupos de vegetação, evidenciada pela estimativa média ponderada de 0,4858 e um intervalo de confiança de 95% de 0,4807 a 0,4909, reforçando a forte evidência de uma relação consistente entre o fator de conversão e os grupos de vegetação considerados, com um p-valor significativo ($< 0,001$). Apesar de um I^2 de 71,86% sugerir uma heterogeneidade substancial, a ausência de heterogeneidade entre os estudos ($\tau^2 = 0.0000$) indica uma possível presença de um tamanho de efeito consistente, independentemente da variabilidade observada entre os grupos de vegetação, o que pode ser resultado do uso de um valor padrão como fator de conversão.

Este resultado é sustentado pela significância do teste de heterogeneidade (p-valor = 0.0004), que indica variabilidade entre os efeitos dos estudos individuais sem traduzir em

heterogeneidade nos tamanhos de efeito estimados. Isso sugere que, mesmo que os grupos de vegetação se comportem de maneira diversa em relação ao estoque de carbono, o uso de um fator de conversão padronizado é insensível a essas diferenças. Esta análise fornece um fundamento quantitativo para o uso do valor padronizado para o fator de conversão, que, embora comum, pode não ser a melhor opção, devido ao risco de subestimativas ou superestimativas nas estimativas de estoque de carbono. A uniformidade relativa dos fatores de conversão reforça sua utilidade em modelagens de larga escala e inventários de carbono, enquanto a variabilidade enfatiza a necessidade de ajustes locais e regionais para garantir precisão nas estimativas.

As áreas degradadas e impactadas por incêndios, com um fator de conversão médio de 0,4917 e baixa variação padrão, exemplificam como eventos de distúrbio podem influenciar o fator de conversão, que pode variar com a regeneração ao longo do tempo (Gibbs *et al.*, 2007). A variabilidade dos fatores, indicada pelo desvio padrão, reflete a heterogeneidade das formas de vegetação, métodos de amostragem, e variações locais nas condições edafoclimáticas (Chave *et al.*, 2014).

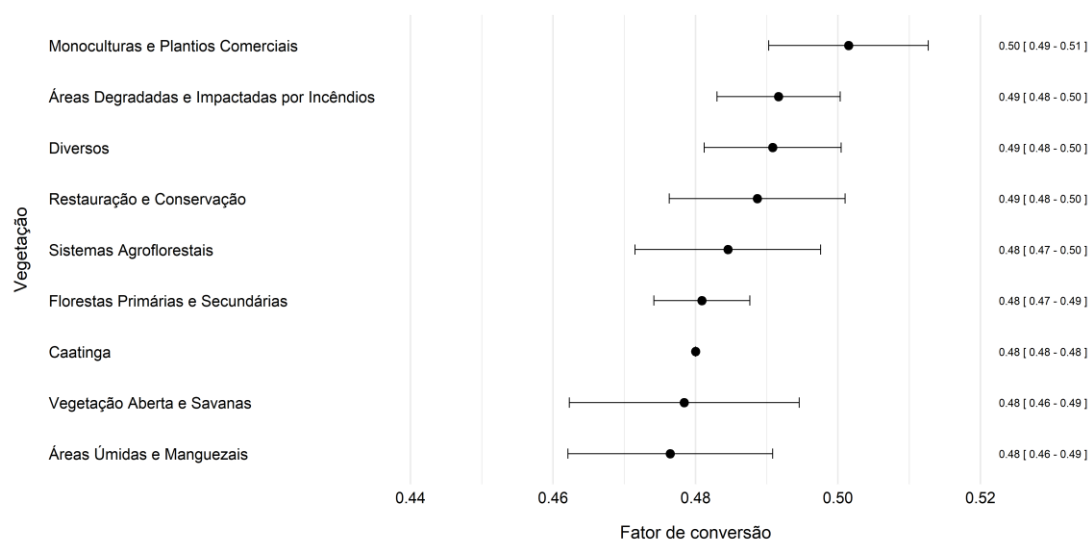


Figura 13 - Análise de Meta-Efeitos Aleatórios com Indicadores de Heterogeneidade e Significância Estatística para fatores de conversão de biomassa e carbono utilizado em diversos tipos de vegetação.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O estoque de carbono é uma medida crítica para entender o papel dos ecossistemas terrestres no estoque de carbono atmosférico e, por consequência, na regulação do clima global (Pan *et al.*, 2011). A análise apresentada na Figura 14 sugere uma relação entre a quantidade de carbono acumulado e os diferentes grupos de vegetação. Os valores de média para os estoques

de carbono variam entre os diferentes tipos de vegetação, refletindo a diversidade biológica, a estrutura da vegetação, o manejo do solo, e as práticas de uso da terra. Por exemplo, florestas primárias e secundárias apresentam as médias mais altas (117,65 MgC/ha), concordando com a literatura que destaca florestas maduras como grandes reservatórios de carbono devido à sua alta biomassa e diversidade de espécies (Keith *et al.*, 2009). Em contraste, a Caatinga, caracterizada por seu ambiente semiárido e marcada por heterogeneidades abióticas, abriga uma vegetação diversificada adaptada às condições climáticas desafiadoras, que incluem temperaturas que variam de 24,4 a 31,05 °C e pluviosidades de 0,0 a 226,12 mm³, com uma estação seca pronunciada (Dantas *et al.*, 2024). Essas condições restringem o crescimento vegetal, resultando em um valor médio de estoque de carbono relativamente baixo, estimado em 29,5 MgC/ha.

A variabilidade nos estoques de carbono, evidenciada pelos valores de desvio padrão, indica heterogeneidade dentro das categorias vegetacionais. Áreas úmidas e manguezais têm um desvio padrão alto (61,82 MgC/ha), atribuído à variação na produtividade primária e às práticas de manejo distintas (Donato *et al.*, 2011). As monoculturas e plantios comerciais refletem uma gama de práticas de manejo e espécies cultivadas, apresentando um valor médio de estoque de carbono (98,10 MgC/ha) e um desvio padrão significativo (66,96 MgC/ha) (Nair *et al.*, 2009). Os sistemas agroflorestais ilustram como a integração de árvores em paisagens agrícolas pode sequestrar carbono de forma significativa, apresentando estoques de carbono médios (72,46 MgC/ha) com variabilidade moderada (desvio padrão de 57,41 MgC/ha) (Nair, 2012).

Na análise da variabilidade intrínseca aos estoques de carbono em ecossistemas florestais, bem como os fatores de conversão, destaca-se a aplicação de equações alométricas pré-ajustadas. A incorporação de variáveis independentes (*dap* e *H*) reflete as peculiaridades da vegetação, influenciando a quantificação dos estoques de carbono e, por consequência, a heterogeneidade entre os estudos. Esta abordagem revela a heterogeneidade metodológica entre os diferentes estudos, com um significativo valor de τ^2 igual a 266,60, indicando a variabilidade entre os efeitos estimados.

O modelo de efeitos aleatórios aplicado indica uma expectativa de variação significativa entre os grupos de vegetação em relação à sua capacidade de acumular carbono. O valor estimado do efeito de 85,69 MgC/ha, com um intervalo de confiança de 95% variando de 70,19 a 101,19 MgC/ha, demonstra uma magnitude substancial de carbono acumulado entre os grupos de vegetação, significativa (p-valor < 0,0001), sugerindo que a diferença na capacidade de

estoque de carbono entre os grupos de vegetação não é aleatória. O valor de I^2 de 50,37% indica que metade da variabilidade total nas estimativas de carbono acumulado pode ser atribuída às diferenças entre os tipos de vegetação analisados, exigindo uma análise mais aprofundada dos fatores que podem influenciar o estoque de carbono pelos diferentes grupos.

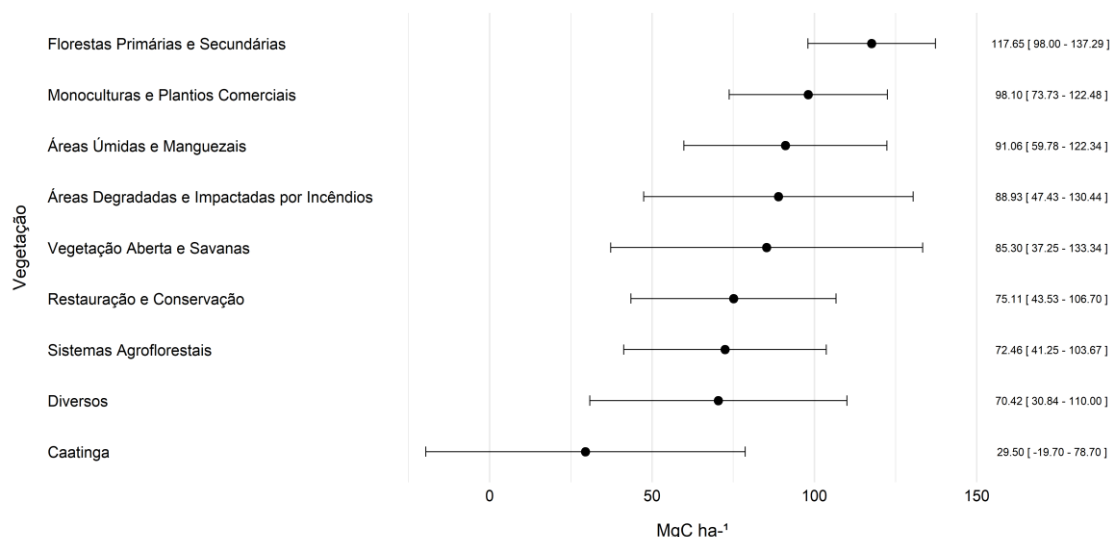


Figura 14 - Resultados de Modelo de Efeitos Aleatórios com Avaliação de Heterogeneidade e Tamanho do Efeito Significativo, para quantidade de carbono acumulado em diferentes tipos de vegetação.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Demais componentes como lianas, serrapilheira, e necromassa são também quantificados, mas mostram pouca ou quase nenhuma ocorrência na estocagem de carbono, devido ao baixo acúmulo de carbono em lianas e à fase de liberação de carbono presente na serrapilheira e necromassa (Villanova *et al.*, 2019). É essencial destacar que esses dados fornecem uma visão geral e que o estoque de carbono pode variar consideravelmente dentro de cada categoria devido a fatores locais específicos, recomendando-se a realização de estudos locais detalhados que considerem as particularidades de cada ecossistema para uma gestão eficaz do carbono, conforme recomendado por Schroeder (1994).

Uma comparação entre as frequências de respostas afirmativas e negativas em relação à participação do Brasil em diversos mecanismos e acordos internacionais atinentes ao estoque e à gestão de carbono no setor florestal é apresentada na Figura 15. Consoante os dados compilados, salienta-se uma predominância de respostas negativas em todas as categorias avaliadas. Tal achado sugere uma limitada participação brasileira nestes mecanismos ou uma tendência dos estudos revisados em reportar uma implementação insuficiente ou inexistente destas iniciativas.

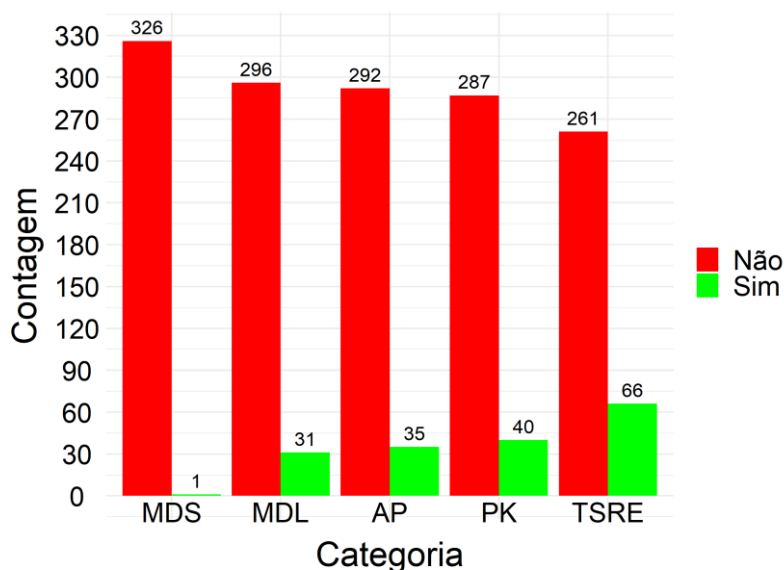


Figura 15 - Distribuição de menções sobre a Implementação de Mecanismos de Sequestro de Carbono. AP = Acordo de Paris; TSRE = Termos de Sustentabilidade e Redução de Emissões; MDL = Mecanismo de Desenvolvimento Limpo; MDS = Mecanismo de Desenvolvimento Sustentável; PK = Protocolo de Kyoto.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A maior discrepância entre as frequências de termos ocorre na categoria "Mecanismo de Desenvolvimento Sustentável" (MDS), inferindo que este pode ser um campo pouco explorado na literatura, devido à sua recente menção pelo Acordo de Paris. Ressalta-se que o MDS não está em funcionamento. Isto justifica sua baixa citação. Observam-se muitas respostas negativas relacionadas ao Protocolo de Kyoto e ao Acordo de Paris, mas com uma proporção superior de respostas afirmativas, o que pode indicar um certo nível de engajamento do Brasil nesses acordos, embora exista amplo espaço para melhorias.

Os Termos de Sustentabilidade e Redução de Emissões (TSRE) abarcam práticas variadas de mitigação das emissões de carbono, englobando setores econômicos diversificados, desde a política agrícola até a conservação florestal e a aviação. Múltiplos mecanismos de compensação de carbono estão em operação, visando tanto a mitigação quanto a adaptação às mudanças climáticas.

Destaca-se a menção a programas como o REDD e o REDD+, fundamentais para a redução das emissões por desmatamento e degradação florestal, implementados em diversos estados, como Mato Grosso e Acre. Estes programas são cruciais para compensar comunidades engajadas em práticas de conservação florestal, tais como seringueiros e povos indígenas,

contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (Wolff, 2011; Guizar-Coutiño *et al.*, 2022).

Elias e Heath (2015) destacam que a estratégia REDD+ busca reduzir as emissões por desmatamento e degradação florestal, além de promover a conservação, o aumento dos estoques de carbono e o manejo sustentável das florestas. Contudo, a eficácia do REDD+ enfrenta críticas, especialmente devido ao valor crescente da produção agrícola não utilizada, levantando questionamentos sobre a suficiência dos pagamentos do REDD+ e sugerindo a revisão dos incentivos financeiros para garantir uma redução efetiva das emissões (De Figueiredo Silva *et al.*, 2022).

Por fim, iniciativas como o Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE) e o esquema de Compensação e Redução de Carbono para a Aviação Internacional (CORSIA) são destacadas, evidenciando esforços para o estoque de carbono. O SIRENE é um sistema computacional cujo objetivo principal é disponibilizar os resultados do Inventário Nacional de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal (Ministério Da Ciência, Tecnologia E Inovações, 2021).

O CORSIA, desenvolvido pela Organização da Aviação Civil Internacional (ICAO), é uma abordagem inovadora para mitigar emissões na indústria aérea global. Este esquema envolve várias fases, incluindo a análise de impactos práticos nas operadoras de aeronaves e a coexistência com o Sistema de Comércio de Emissões da União Europeia (EU ETS) (Strouhal, 2020). Além disso, CORSIA é reconhecido como a única medida de mercado global (MBM) aplicada às emissões de CO₂ da aviação internacional, visando evitar a duplicação de MBMs estaduais ou regionais e garantir que as emissões de CO₂ da aviação internacional sejam contabilizadas apenas uma vez (Jaśkowski, 2021).

A escassez de respostas positivas em todas as categorias levanta questionamentos sobre as barreiras referentes à implementação de políticas de estoque de carbono no Brasil. Fatores como falta de financiamento, infraestrutura inadequada e questões de governança são potenciais obstáculos, além da necessidade de mais pesquisa e desenvolvimento. Contudo, a predominância de respostas negativas pode indicar uma oportunidade para expandir as iniciativas de estoque de carbono no país, dada a importância global das florestas brasileiras nas mudanças climáticas.

4. CONCLUSÕES

A partir dos estudos revisados, evidencia-se a crescente produção científica sobre carbono ligado a florestas. A análise revela uma concentração de pesquisas nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, concentradas na quantificação de carbono em plantios florestais, o que pode ser atribuído, ao grande número de estudos em área nativa. A Amazônia e a Mata Atlântica lideram a produção científica, enquanto Cerrado, Norte e parte do Centro-Oeste permanecem sub-representações. Essa assimetria revela lacunas de conhecimento e oportunidades concretas de expansão de monitoramento, experimentação e restauração.

A meta-análise apresentou como resultado o valor robusto de 0,486 para fator de conversão de carbono. Contudo, ainda é observado o uso do valor de 0,50 para fator de conversão de carbono sem levar em consideração fatores específicos como fitofisionomia ou estágio de desenvolvimento da vegetação.

Os parâmetros auxiliares também variam de forma relevante: fatores de expansão de biomassa (BEF) e razão raiz/parte aérea apresenta amplitude substancial, reforçando a necessidade de equações ajustadas para cada local e transparência metodologia.

Ademais, é notável a diferença entre os estoques de carbono entre cada tipo de vegetação, sendo as florestas primárias e secundárias sustentam valores mais elevados; ambientes secos, como a Caatinga, apresentam estoques inferiores por limitações edafoclimáticas; áreas úmidas e manguezais exibem alta variabilidade e elevado potencial por unidade de área; sistemas agroflorestais situam-se em patamar intermediário. Essa heterogeneidade espelha a diversidade ecológica e metodológica do país.

Em resumo, o Brasil reúne diversidade ecológica e capacidade técnica para liderar uma agenda de carbono florestal mais precisa e operável. Contudo é necessário padronizar e assimilar metodologias, para cada cenário ecológico, evitando viés sobre as estimativas de biomassa e carbono.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- ABBAS, Sawaid *et al.* Approaches of satellite remote sensing for the assessment of above-ground biomass across tropical forests: pan-tropical to national scales. **Remote Sensing**, v. 12, n. 20, art. 3351, out. 2020. DOI: 10.3390/rs12203351. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12203351>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- ABEYSEKARA, A.; YATIGAMMANA, S.; PREMAKANTHA, K. Biomass and Carbon Stock Estimation of Udawattakele Forest Reserve in Kandy District of Sri Lanka. **Journal of Tropical Forestry and Environment**, [S. l.], v. 8, n. 2, 2019. DOI: 10.31357/jtfe.v8i2.3760. Disponível em: <https://journals.sjp.ac.lk/index.php/JTFE/article/view/3760>. Acesso em: 21 jul. 2025.
- ABURTO, Felipe *et al.* Effects of native forest replacement to exotic plantations on forest C, N, and P pools and dynamics in south-central Chile. **EGU General Assembly 2021**, online, 19–30 abr. 2021. EGU21-13749. DOI: 10.5194/egusphere-egu21-13749. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-13749>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- AGATHOKLEOUS, Evgenios *et al.* Does the root to shoot ratio show a hormetic response to stress? An ecological and environmental perspective. **Journal of Forestry Research**, [s.l.], v. 30, n. 5, p. 1569-1580, out. 2019. DOI: 10.1007/s11676-018-0863-7. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0863-7>. Acesso em: 21 jul. 2025.
- ALKMIN, Fábio Marcio. Colonialismo climático e financeirização do carbono: Reflexões sobre o REDD+ e a autonomia socioterritorial dos povos indígenas na Amazônia. **AMBIENTES: Revista de Geografia e Ecologia Política**, [S. l.], v. 5, n. 2, 2023. DOI: 10.48075/amb.v5i2.31885. Disponível em: <https://e-revista.unioeste.br/index.php/ambientes/article/view/31885>. Acesso em: 21 jul. 2025.
- ALMEIDA, Cláudio Aparecido de *et al.* High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 46, n. 3, p. 291-302, jul. 2016. DOI: 10.1590/1809-4392201505504. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>. Acesso em: 21 jul. 2025.
- ANDERSON, Liana Oighenstein *et al.* Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, [s.l.], v. 29, n. 10, p. 1739-1753, 2015. DOI: 10.1002/2014GB005008. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/2014GB005008>. Acesso em: 21 jul. 2025.
- ANGELSEN, A.; BROCKHAUS, M.; SUNDERLIN, W. D.; VERCHOT, L. V. (Eds.). **Menganalisis REDD+: Sejumlah tantangan dan pilihan**. Bogor, Indonésia: CIFOR, 2013. ISBN: 978-602-1504-01-7. Disponível em: http://www.cifor.org/publications/pdf_files/books/BAngelsen1301.pdf.
- ARAUJO, Ralph Wendel Oliveira de; SILVA, Luiz Artur dos Santos da; CARDOSO, Ariston de Lima. Análise da saúde vegetal de manguezais com o uso de Índices de Vegetação através de técnicas Radiométricas Espectral Multibandas. **Scientific Electronic Archives**, [S. l.], v. 16, n. 10, 2023. DOI: 10.36560/161020231789. Disponível em: <https://scientificelectronarchives.org/index.php/SEA/article/view/1789>. Acesso em: 21 jul. 2025.
- ARAZA, Arnan *et al.* Spatial predictions and uncertainties of forest carbon fluxes for carbon accounting. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 12704, ago. 2023. DOI: 10.1038/s41598-

023-38935-8. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38935-8>. Acesso em: 21 jul. 2025.

ARIA, Massimo; CUCCURULLO, Corrado. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, [s.l.], v. 11, n. 4, p. 959-975, 2017. DOI: 10.1016/j.joi.2017.08.007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1751157717300500>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BARANČÍKOVÁ, Gabriela *et al.* Modelling of soil organic carbon dynamic on grassland under different management and climate scenarios. **Agriculture (Pol'nohospodárstvo)**, [s.l.], v. 69, n. 3, p. 105-117, 2023. DOI: 10.2478/agri-2023-0009. Disponível em: <https://doi.org/10.2478/agri-2023-0009>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BARBIER, Edward B. *et al.* The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, [s.l.], v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011. DOI: 10.1890/10-1510.1. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/10-1510.1>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BARRERA-CAUSIL, Carlos; GONZÁLEZ-MONTAÑEZ, Jose. Harmonization approach to spatial and social techniques to define landscape restoration areas in a Colombian Andes complex landscape. **Forests**, [s.l.], v. 14, n. 9, art. 1913, 2023. DOI: 10.3390/f14091913. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/14/9/1913>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BATISTA, Ana Claudia Gama; SILVA, Isabela Maria Souza; ARAÚJO, Maria Gabriella da Silva; MARTINELLI, Luiz Antonio. Isótopos estáveis de oxigênio e carbono em anéis de crescimento: uma comparação entre diferentes tempos de reação para obtenção de alfa-celulose. **Revista Ifes Ciência**, [s.l.], v. 9, n. 3, p. 1-18, 2023. DOI: 10.36524/ric.v9i3.2165. Disponível em: <https://ojs.ifes.edu.br/index.php/ric/article/view/2165>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, [s.l.], v. 47, n. 2, p. 151-163, 1996. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x. Disponível em: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>. Acesso em: 21 jul. 2025

BENNETT, Elena M. Changing the agriculture and environment conversation. **Nature Ecology & Evolution**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 0018, jan. 2017. DOI: 10.1038/s41559-016-0018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0018>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BERENGUER, Erika *et al.* A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 20, n. 12, p. 3713-3726, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12627. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.12627>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BÖRNER, Jan *et al.* Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: scope and equity implications. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 69, n. 6, p. 1272-1282, 2010. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800909004522>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BRADLEY, Sian A. *et al.* Prevalence and impact of diabetes in hospitalized COVID-19 patients: a systematic review and meta-analysis. **Journal of Diabetes**, [s.l.], v. 14, n. 2, p. 144-157, 2022. DOI: 10.1111/1753-0407.13243. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1753-0407.13243>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BRAGA, Rafael Malfitano; BRAGA, Francisco de Assis; VENTURIN, Nelson. Carbono orgânico no solo sob mata nativa e florestas plantadas em longo prazo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 42, 2022. DOI: 10.4336/2022.pfb.42e202002121. Disponível em: <https://pfb.sede.embrapa.br/pfb/article/view/2121>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BRAZ, Sérgio P. *et al.* Soil carbon stocks under productive and degraded Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, [s.l.], v. 77, n. 3, p. 914-928, 2013. DOI: 10.2136/sssaj2012.0269. Disponível em: <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaj2012.0269>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BREIMAN, Leo. Statistical Modeling: The Two Cultures. **Statistical Science**, v. 16, n. 3, p. 199-231, 2001. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2676681?origin=JSTOR-pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

BRITO, Mateus *et al.* Estoque de carbono no solo sob diferentes condições de cerrado. **DESAFIOS - Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins**, Palmas, v. 5, n. Especial, p. 114-124, out. 2018. DOI: 10.20873/uft.2359-3652.2018vol5nEspecialp114.

BROWN, I. Foster *et al.* Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 75, n. 1, p. 175-189, 1995. DOI: 10.1016/0378-1127(94)03512-U. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/037811279403512U>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BROWN, Sandra *et al.* Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, [s.l.], v. 35, n. 4, p. 881-902, dez. 1989. DOI: 10.1093/forestscience/35.4.881. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>. Acesso em: 16 mar. 2024.

BROWN, Sandra. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A Primer. FAO Forestry Paper 134, Roma, Itália, 1997. Disponível em: <https://www.fao.org/3/w4095e/w4095e00.htm>. Acesso em: 17 mar. 2024.

BROWN, Sandra. Measuring carbon in forests: Current status and future challenges. **Environmental Pollution**, v. 116, n. 3, p. 363-372, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00212-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00212-3).

BROWN, Sandra; LUGO, Ariel E. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. **Science**, [s.l.], v. 223, n. 4642, p. 1290-1293, 1984. DOI: 10.1126/science.223.4642.1290. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.223.4642.1290>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BROWN, Sandra; LUGO, Ariel E. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, [s.l.], v. 14, n. 3, p. 161-187, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2388024>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BROWN, Sandra; LUGO, Ariel E.; CHAPMAN, Jonathan. Biomass of tropical tree plantations and its implications for the global carbon budget. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 16, n. 2, p. 390-394, abr. 1986. DOI: 10.1139/x86-067. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/x86-067>. Acesso em: 21 jul. 2025.

BUKHARITSIN, A.P. The state and prospects of development of the market for services in the collection and processing of satellite data of Earth's remote sensing. **International Journal of**

Applied and Fundamental Research, n. 3, p. 85-91, 2021. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.17513/MJPFI.13195>.

BUTTURI, W. *et al.* Uso do Global Forest Watch (GFW) para coibir desmatamentos e incêndios florestais ilegais em Mato Grosso. [S.l.], 2021. Disponível em: <https://www.icv.org.br/website/wp-content/uploads/2021/03/tutorial-uso-da-plataforma-global-forest-watch-icv.pdf>. Acesso em: 25 set. 2022.

CAMERON, A. Colin; TRIVEDI, Pravin K. **Microeconometrics: Methods and Applications**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511811241>.

CANADELL, Josep G.; RAUPACH, Michael R. Managing forests for climate change mitigation. **Science**, [s.l.], v. 320, n. 5882, p. 1456-1457, 2008. DOI: 10.1126/science.1155458. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1155458>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CANADELL, Josep G.; SCHULZE, E. Detlef. Global potential of biospheric carbon management for climate mitigation. **Nature Communications**, [s.l.], v. 5, n. 1, p. 5282, nov. 2014. DOI: 10.1038/ncomms6282. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms6282>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CARDUCCI, Carla Eloize *et al.* Análise do ciclo de vida e balanço de carbono em sistemas de produção cafeeira do Cerrado Mineiro, Brasil. **RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar**, v. 4, n. 12, p. e4124690, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.47820/recima21.v4i12.4690>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CARPENTER, Chris. Mangrove restoration and conservation effort in Niger Delta used as carbon offset option. **Journal of Petroleum Technology**, [s.l.], v. 75, n. 07, p. 104-106, jul. 2023. DOI: 10.2118/0723-0104-JPT. Disponível em: <https://doi.org/10.2118/0723-0104-JPT>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CARVALHO, J. A. *et al.* A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the Manaus region. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 29, n. 17, p. 2301-2309, 1995. DOI: 10.1016/1352-2310(95)00094-F. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/135223109500094F>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CARVALHO, Thaís Alves de. **Estoque de carbono em solo de pastagem: fatores para mudança de uso da terra e melhoria no manejo**. 2023. 43 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agrônômico, Campinas, 2023. Disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/cav/id_cpmenu/2459/Disserta_o_Pedro_Garz_n_1646839616_1147_2459.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.

CASSOL, Henrique Luis Godinho *et al.* Retrieving secondary forest aboveground biomass from polarimetric ALOS-2 PALSAR-2 data in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 11, n. 1, art. 59, 2019. DOI: 10.3390/rs11010059. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/1/59>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CEDDIA, Marcos Bacis *et al.* Spatial variability of soil carbon stock in the Urucu river basin, Central Amazon-Brazil. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 526, p. 58-69, 2015. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.121. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715004052>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CERVELLI, Elena *et al.* Landscape planning integrated approaches to support post-wildfire restoration in natural protected areas: the Vesuvius National Park case study. **Land**, [s.l.], v. 11, n. 7, art. 1024, 2022. DOI: 10.3390/land11071024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/7/1024>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHAMBERS, J. Q. *et al.* Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. **Oecologia**, [s.l.], v. 122, n. 3, p. 380-388, fev. 2000. DOI: 10.1007/s004420050044. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s004420050044>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHAVE, Jérôme *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12629. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.12629>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHAVE, Jérôme *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, [s.l.], v. 145, n. 1, p. 87-99, ago. 2005. DOI: 10.1007/s00442-005-0100-x. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHAZDON, Robin L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, [s.l.], v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008. DOI: 10.1126/science.1155365. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1155365>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHAZDON, Robin L. *et al.* Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, [s.l.], v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016. DOI: 10.1126/sciadv.1501639. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/sciadv.1501639>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHAZDON, Robin L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, [s.l.], v. 51, n. 4, p. 463-472, 2019. DOI: 10.1111/btp.12678. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/btp.12678>. Acesso em: 21 jul. 2025.

CHOWDHURY, Masuma *et al.* Application of Sentinel-2A/B satellites to retrieve turbidity in the Guadalquivir estuary (Southern Spain). In: *EGU General Assembly 2021*, online, 19–30 abr. 2021. EGU21-15445. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-15445>. Acesso em: 21 jul. 2025.

COLEMAN, K. *et al.* Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. **Geoderma**, [s.l.], v. 81, n. 1, p. 29-44, 1997. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00079-7. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706197000797>. Acesso em: 21 jul. 2025.

COOK, Rachel L. *et al.* Soil carbon stocks and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 324, p. 37-45, 2014. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271400173X>.

CORDEIRO, Alexander Magno *et al.* Revisão sistemática: uma revisão narrativa. **Revista do Colégio Brasileiro de Cirurgiões**, [s.l.], v. 34, n. 6, p. 428-431, nov. 2007. DOI: 10.1590/S0100-69912007000600012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69912007000600012>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DALLAGNOL, Felipe Scheibe *et al.* ESTIMATIVA DOS TEORES DE CARBONO POR ESPECTROSCOPIA NO INFRAVERMELHO EM *Merostachys skvortzovii* (BAMBUSOIDAE). **FLORESTA**, [S. l.], v. 43, n. 2, p. 281–288, 2013. DOI: 10.5380/rev.v43i2.26729. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/26729>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DANTAS, Maria Clara Santos; SOUSA JÚNIOR, José Ribamar; MONTEIRO, Júlio Marcelino. Fitossociologia de componente lenhoso de uma área de vegetação em Floriano, sul do Piauí. **Scientia Plena**, v. 20, n. 1, 2024. DOI: 10.14808/sci.plena.2024.011201. Disponível em: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2024.011201>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DE CARVALHO, Arminda Moreira *et al.* Soil carbon stocks and greenhouse gas mitigation of agriculture in the Brazilian Cerrado—A review. **Plants**, [s.l.], v. 12, n. 13, art. 2449, 2023. DOI: 10.3390/plants12132449. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/12/13/2449>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DE FIGUEIREDO SILVA, Felipe *et al.* The increasing opportunity cost of sequestering CO₂ in the Brazilian Amazon forest. **Empirical Economics**, [s.l.], v. 62, n. 2, p. 439-460, fev. 2022. DOI: 10.1007/s00181-021-02031-5. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00181-021-02031-5>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DE LIMA, Carlos Rogério Montenegro *et al.* Corporate financial performance: a study based on the Carbon Efficient Index (ICO₂) of Brazil stock exchange. **Environment, Development and Sustainability**, [s.l.], v. 24, n. 3, p. 4323-4354, mar. 2022. DOI: 10.1007/s10668-021-01617-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01617-4>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DEFRIES, Ruth S. *et al.* Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geoscience**, [s.l.], v. 3, n. 3, p. 178-181, mar. 2010. DOI: 10.1038/ngeo756. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ngeo756>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DELLA-SILVA, João Lucas *et al.* CO₂Flux model assessment and comparison between an airborne hyperspectral sensor and orbital multispectral imagery in southern Amazonia. **Sustainability**, [s.l.], v. 14, n. 9, art. 5458, 2022. DOI: 10.3390/su14095458. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/9/5458>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DEMARQUET, Quentin *et al.* Long-term wetland monitoring using the Landsat archive: a review. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 15, n. 3, art. 820, 2023. DOI: 10.3390/rs15030820. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/15/3/820>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DIAZ, C. Andrade; HAMELIN, L. Tradeoffs between long-term SOC storage and overall environmental impacts of supplying crop residues to the bioeconomy: where, when, how and what does it depend on? **EGU General Assembly 2024**, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-17426, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-17426>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DION, Iris *et al.* The GEO-TREES initiative: high-accuracy ground data for satellite-derived biomass mapping, **EGU General Assembly 2024**, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-

8510, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-8510>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DONATO, Daniel C. *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, [s.l.], v. 4, n. 5, p. 293-297, mai. 2011. DOI: 10.1038/ngeo1123. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>. Acesso em: 21 jul. 2025.

DOUBRAWA, Betina *et al.* Remoção de CO₂ associada à dinâmica da cobertura florestal na bacia hidrográfica do rio Iguaçu no período 2000-2010. **Interciencia**, [s.l.], v. 39, n. 8, p. 562-569, 2014. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33931820005>. Acesso em: 21 jul. 2025.

EGETA, Dereje *et al.* Species-specific allometric equations, biomass expansion factor, and wood density of native tree species in the dry Afromontane forest of Ethiopia. **International Journal of Forestry Research**, [s.l.], v. 2023, n. 1, art. 5572048, 2023. DOI: 10.1155/2023/5572048. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1155/2023/5572048>. Acesso em: 21 jul. 2025.

EGGLESTON, Simon *et al.* **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Kanagawa: IGES, 2006. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1024926/1/2006PL003.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2024.

ELIAS, Patricia E.; HEATH, Linda S. REDD+ and ecosystem services: relevance to the forestry profession. **Journal of Forestry**, [s.l.], v. 113, n. 2, p. 268-270, mar. 2015. DOI: 10.5849/jof.14-107. Disponível em: <https://doi.org/10.5849/jof.14-107>. Acesso em: 21 jul. 2025.

FAO. **Ex-Ante Carbon-balance Tool | EX-ACT – Guidelines**. Second edition – Tool version 9. Rome. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/cc0142en>. Acesso em: 15 de março de 2024.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020: Main report**. Roma, 2020. 184 p. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/ca9825en>. Acesso em: 09 de mar. 2024.

FARQUHAR, G. D.; EHRLINGER, J. R.; HUBICK, K. T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Biology**, [s.l.], v. 40, p. 503-537, 1989. DOI: 10.1146/annurev.pp.40.060189.002443. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.pp.40.060189.002443>. Acesso em: 21 jul. 2025.

FEARNSIDE, Philip Martin. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>. Acesso em: 21 jul. 2025.

FELDPUSCH, Ted R. *et al.* Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 164-176, 2004. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1890/01-6015>. Acesso em: 16 mar. 2024.

FEREZ, Ana Paula C. *et al.* Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 350, p. 40-45, 2015.

DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715002200>. Acesso em: 21 jul. 2025.

FERNANDES, Ana Helena B. Marozzi *et al.* **Estoques de carbono do estrato arbóreo de cerrados no pantanal da Nhecolândia**. Corumbá, MS: Embrapa, 2008. (Comunicado Técnico n. 68). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAP-2009-09/56774/1/COT68.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

FINKBEINER, Matthias *et al.* The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 80-85, mar. 2006. DOI: 10.1065/lca2006.02.002. Disponível em: <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>. Acesso em: 21 jul. 2025.

FONSECA, William *et al.* Modelos alométricos para la estimación de biomasa y carbono en *Alnus acuminata*. **Revista de Ciencias Ambientales**, [S. l.], v. 46, n. 1, p. 37–50, 2013. DOI: 10.15359/rca.46-2.4. Disponível em: <https://www.revistas.una.ac.cr/index.php/ambientales/article/view/7218>. Acesso em: 21 jul. 2025.

FOURQUREAN, J.; JOHNSON, B.; KAUFFMAN, J. *et al.* Field sampling of vegetative carbon pools in coastal ecosystems, p. 67–108. In: HOWARD, J.; HOYT, S.; ISENSEE, K.; PIDGEON, E.; TELSZEWSKI, M. (Eds.). **Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows**. Airlington, Virginia: International Union for Conservation of Nature, 2014. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/in/rest/annotationSVC/DownloadWatermarkedAttachment/attach_import_8f92db34-5d94-40c5-823b-fa121bb275d9?_=372868eng.pdf. Acesso em: 16 mar. 2024.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2020-2021**. São Paulo, 2022. Disponível em: <https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2022/05/Sosma-Atlas-2022-1.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2024.

GALVÃO, Cristina Maria; SAWADA, Namie Okino; TREVIZAN, Maria Auxiliadora. Revisão sistemática: recurso que proporciona a incorporação das evidências na prática da enfermagem. **Revista Latino-Americana de Enfermagem**, Ribeirão Preto, v. 12, n. 3, p. 549-556, mai. 2004. DOI: 10.1590/S0104-11692004000300014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-11692004000300014>. Acesso em: 21 jul. 2025.

GALVÃO, Taís Freire; PEREIRA, Mauricio Gomes. Revisões sistemáticas da literatura: passos para sua elaboração. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, [s.l.], v. 23, p. 183-184, mar. 2014. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-49742014000100018&nrm=iso. Acesso em: 21 jul. 2025.

GATTI, Luciana V. *et al.* Increased Amazon carbon emissions mainly from decline in law enforcement. **Nature**, [s.l.], v. 621, n. 7978, p. 318-323, set. 2023. DOI: 10.1038/s41586-023-06390-0. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06390-0>. Acesso em: 21 jul. 2025.

GIBBS, Holly K. *et al.* Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, [s.l.], v. 2, n. 4, art. 045023, dez. 2007. DOI:

10.1088/1748-9326/2/4/045023. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>. Acesso em: 21 jul. 2025.

GIFFORD, Roger M. **Carbon content of aboveground tissues of forest and woodland trees**. National Carbon Accounting System Technical Report nº 22. Australian Greenhouse Office, 2000. 27p. Disponível em: <https://www.dcccew.gov.au/themes/custom/awe/fullcam/Help-FullCAM2020/refs/TR22%20Carbon%20Contents%20of%20Above-Ground%20Tissues%20of%20Forest%20and%20Woodland%20Trees.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

GLASS, Gene V. Primary, secondary, and meta-analysis of research. **Educational Researcher**, [s.l.], v. 5, n. 10, p. 3-8, 1976. DOI: 10.3102/0013189X005010003. Disponível em: <https://doi.org/10.3102/0013189X005010003>. Acesso em: 21 jul. 2025.

GLOBAL FOREST WATCH. **Global Forest Watch**. Disponível em: <https://www.globalforestwatch.org/>. Acesso em: 23 fev. 2024.

GOETZ, Scott J. *et al.* Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. **Carbon Balance and Management**, [s.l.], v. 4, n. 1, p. 2, mar. 2009. DOI: 10.1186/1750-0680-4-2. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1750-0680-4-2>. Acesso em: 21 jul. 2025.

GOODMAN, Rosa C. *et al.* Amazon palm biomass and allometry. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 310, p. 994-1004, 2013. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.09.045. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713006592>. Acesso em: 21 jul. 2025.

GUIZAR-COUTIÑO, Alejandro *et al.* A global evaluation of the effectiveness of voluntary REDD+ projects at reducing deforestation and degradation in the moist tropics. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 36, n. 6, art. e13970, 2022. DOI: 10.1111/cobi.13970. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/cobi.13970>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HAMILTON, Stuart E.; FRIESS, Daniel A. Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. **Nature Climate Change**, [s.l.], v. 8, n. 3, p. 240-244, mar. 2018. DOI: 10.1038/s41558-018-0090-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0090-4>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HARTMANN, Knut; ALBADA, Edward; HEEGE, Thomas. Latest developments in satellite derived bathymetry: technology, use cases and tools. In: **OCEANS 2021: San Diego – Porto**, 2021, [s.l.]. Anais [...]. p. 1-7. DOI: 10.23919/OCEANS44145.2021.9706016. Disponível em: <https://doi.org/10.23919/OCEANS44145.2021.9706016>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HENRIQUES, Mohamed *et al.* Assessing the contribution of mangrove carbon and of other basal sources to intertidal flats adjacent to one of the largest West African mangrove forests. **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 169, art. 105331, 2021. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105331. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113621000878>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HIGGINS, Julian P. T. Identifying and quantifying heterogeneity. In: BORENSTEIN, Michael; HEDGES, Larry V.; HIGGINS, Julian P. T.; ROTHSTEIN, Hannah R. (Ed.). **Introduction to Meta-Analysis**. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2009. cap. 16, p. 107-125. DOI: 10.1002/9780470743386.ch16. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9780470743386.ch16>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HIGGINS, Julian P. T.; THOMPSON, Simon G. Quantifying heterogeneity in a meta-analysis. **Statistics in Medicine**, [s.l.], v. 21, n. 11, p. 1539-1558, 2002. DOI: 10.1002/sim.1186. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/sim.1186>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HIGUCHI, N.; CARVALHO, J. A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: **Emissão x Seqüestro de CO₂ - Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil**, p. 125 - 154, 1994. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/35086>.

HIROTA, Marina *et al.* Un llamado para la acción global para alejar al bosque amazónico de los puntos sin retorno. **Science Panel for the Amazon**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.55161/WCRQ8618>.

HISSA, Leticia de Barros Viana *et al.* Regrowing forests contribution to law compliance and carbon storage in private properties of the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, [s.l.], v. 88, art. 104163, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104163>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837718313887>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.07.004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710003750>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HOWARD, Jennifer *et al.* "Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses". 2014. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/in/rest/annotationSVC/DownloadWatermarkedAttachment/attach_import_8f92db34-5d94-40c5-823b-fa121bb275d9?_=372868eng.pdf. Acesso em: 16 mar. 2024.

HUANG, Maoyi; ASNER, Gregory P. Long-term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. **Global Biogeochemical Cycles**, [s.l.], v. 24, n. 3, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1029/2009GB003727>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2009GB003727>. Acesso em: 21 jul. 2025.

HUET, Sandrine; FORGEARD, Françoise; NYS, Claude. Above- and belowground distribution of dry matter and carbon biomass of Atlantic beech (*Fagus sylvatica* L.) in a time sequence. **Annales des Sciences Forestières**, [s.l.], v. 61, n. 7, p. 683-694, 2004. DOI: 10.1051/forest:2004063. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/forest:2004063>. Acesso em: 21 jul. 2025.

IGLSEDER, Anna *et al.* Potential of Sentinel and high resolution EO data for monitoring nature protection in cities – the SeMoNa22 project. In: **EGU General Assembly 2021**, online, 19–30 abr. 2021. Anais... EGU21-14211. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-14211>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html>. Acesso em: 29 jan. 2024.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report

of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, R.K. Pachauri e L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Genebra, Suíça, 2014, 151 pp. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. Tokyo: Institute for Global Environmental Strategies, 2003.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japão, 2006. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_00_Cover.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Land use change and forestry. In: **Revised 1996 guidelines for national GHG inventories: reference manual**. 1996. p. 5.1-5.75.

ISHIHARA, Masae I. *et al.* Efficacy of generic allometric equations for estimating biomass: a test in Japanese natural forests. **Ecological Applications**, v. 25, n. 5, p. 1433-1446, 2015. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/14-0175.1>. Acesso em: 21 jul. 2025.

ISRIC - WORLD SOIL INFORMATION. *SoilGrids: global maps of soil information*. Disponível em: <https://soilgrids.org/>. Acesso em: 23 fev. 2024.

JARAMILLO, Víctor J. *et al.* Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. **Ecosystems**, v. 6, n. 7, p. 609–629, nov. 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0195-4>. Acesso em: 21 jul. 2025.

JĄSKOWSKI, Marek. External Aspects of the EU ETS in Aviation in Light of CORSIA. **International Community Law Review**, v. 23, n. 2-3, p. 271–282, 29 jun. 2021. Disponível em: <https://www.deepdyve.com/lp/brill/external-aspects-of-the-eu-ets-in-aviation-in-light-of-corsia-5aH6KlfNzm>. Acesso em: 21 jul. 2025.

KAUFFMAN, J. Boone *et al.* Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 5530–5540, 2018. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ece3.4079>. Acesso em: 21 jul. 2025.

KAUFFMAN, J. Boone; DONATO, Daniel C. **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia, 2012. Disponível em: https://www.cifor.org/publications/pdf_files/WPapers/WP86CIFOR.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.

KEITH, Heather *et al.* Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 28, p. 11635–11640, 2009. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.0901970106>. Acesso em: 21 jul. 2025.

KEPPO, Ilkka; STRUBEGGER, Manfred. Short term decisions for long term problems – The effect of foresight on model based energy systems analysis. **Energy**, v. 35, n. 5, p. 2033–2042,

2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544210000216>. Acesso em: 21 jul. 2025.

KISWANTO, *et al.* Silvicultural decisions to formulate forest restoration strategies using geospatial approaches. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 1282, n. 1, p. 012054, dez. 2023. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/1282/1/012054>. Acesso em: 21 jul. 2025.

KOLLER, S. H.; DE PAULA COUTO, M. C. P.; VON HOHENDORFF, J. **Manual de produção científica**. Penso Editora, 2014. 191 p.

KOLLMUSS, Anja; ZINK, Helge; POLYCARP, Clifford. **Making Sense of the Voluntary Carbon Market: A Comparison of Carbon Offset Standards**. 2008. Disponível em: <https://www.sei.org/mediamanager/documents/Publications/SEI-Report-WWF-ComparisonCarbonOffset-08.pdf>.

KUSTERS, K. Supporting agroforestry adoption for climate-smart landscapes — Lessons from the Working Landscapes programme. Tropenbos International, Ede, the Netherlands, 2023. Disponível em: <https://www.tropenbos.org/file.php/2548/2023-03-22-supporting-agroforestry.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623–1627, 2004. DOI: 10.1126/science.1097396. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1097396>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LAMB, David; ERSKINE, Peter D.; PARROTTA, John A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005. DOI: 10.1126/science.1111773. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1111773>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LAMLOM, S. H.; SAVIDGE, R. A. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. **Biomass and Bioenergy**, v. 25, n. 4, p. 381–388, 2003. DOI: [10.1016/S0961-9534\(03\)00033-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00033-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953403000333>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LANA, Mayara Dalla *et al.* Carbon content in shrub-tree species of the Caatinga. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, p. e20170617, 2019. DOI: 10.1590/2179-8087.061717. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.061717>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LAURANCE, William F. *et al.* Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997. DOI: 10.1126/science.278.5340.1117. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.278.5340.1117>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LAVIEREN, Van Hanneke *et al.* **Securing the Future of Mangroves. A Policy Brief**. UNU-INWEH, UNESCO-MAB with ISME, ITTO, FAO, UNEP-WCMC and TNC, 2012. 53 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/263706045>. Acesso em: 15 mar. 2024.

LEAO, R. M. **A Floresta e o Homem**. 1. ed. São Paulo: EDUSP, 2000. 448 p.

LEDO, Alicia *et al.* Tree size and climatic water deficit control root to shoot ratio in individual trees globally. **New Phytologist**, v. 217, n. 1, p. 8–11, 2018. DOI: 10.1111/nph.14863. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/nph.14863>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LEWIS, Simon L. *et al.* Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature**, v. 457, n. 7232, p. 1003-1006, 2009. DOI: 10.1038/nature07771. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature07771>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LI, Xun *et al.* Remote sensing in urban forestry: recent applications and future directions. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 11, n. 10, art. 1144, 2019. ISSN 2072-4292. DOI: 10.3390/rs11101144. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/10/1144>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LIMA, Ricardo Faustino. *et al.* Can REDD+ help the conservation of restricted-range island species? Insights from the endemism hotspot of São Tomé. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. e7414, 2013. DO: 10.1371/annotation/f3b7b8dc-a2d6-43e8-945a-566a7082cb12. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074148>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; FISCHER, J. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 131, n. 3, p. 433-445, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320706000814>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LIU, Zhenhuan *et al.* Building a landscape ecology pathway forward to restore ecosystem in highly urbanized areas. **Transactions in Earth, Environment, and Sustainability**, [s.l.], v. 1, n. 2-3, p. 223-236, 2023. DOI: 10.1177/2754124X231199562. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/2754124X231199562>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LOBUS, Nikolay V. *et al.* Carbon footprint reduction and climate change mitigation: a review of the approaches, technologies, and implementation challenges. **C**, [s.l.], v. 9, n. 4, art. 120, 2023. ISSN 2311-5629. DOI: 10.3390/c9040120. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2311-5629/9/4/120>. Acesso em: 21 jul. 2025.

LOPEZ, Gina *et al.* Nutrient deficiency effects on root architecture and root-to-shoot ratio in arable crops. **Frontiers in Plant Science**, [s.l.], v. 13, 2022. DOI: 10.3389/fpls.2022.1067498. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1067498>. Acesso em: 21 jul. 2025.

MAIA, Stoécio M. F. *et al.* Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 16, n. 10, p. 2775-2788, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x>. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02105.x>. Acesso em: 21 jul. 2025.

MALHI, Yadvinder *et al.* Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. **Science**, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 2008. DOI: 10.1126/science.1146961. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1146961>.

MALHI, Yadvinder *et al.* The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 10, n. 5, p. 563-591, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00778.x>. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00778.x>. Acesso em: 21 jul. 2025.

MAPBIOMAS. **O projeto**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/o-projeto/>. Acesso em: 23 fev. 2024.

MARANGI, Carmela *et al.* A vertical RothC model for simulating the Soil Organic Carbon dynamics in coastal wetland environments. **EGU General Assembly 2024**, Viena, Áustria, 14–

19 Apr 2024, EGU24-10869. DOI: 10.5194/egusphere-egu24-10869. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-10869>, 2024.

MARCENE, E.A. *et al.* Changes in carbon content and individual stock as related to growth of *Gmelina arborea* Roxb. in the Paraná Coastal region, Brazil. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 55-63, agosto 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/298588558>. Acesso em: 17 mar. 2024.

MARKEWITZ, Daniel *et al.* Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. S177–S199, 2004. Disponível em: https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2019/08/Markewitz_et_al-2004-Ecological_Applications.pdf. Acesso em: 15 mar. 2024.

MARTIN, Adam R. *et al.* Global patterns in wood carbon concentration across the world's trees and forests. **Nature Geoscience**, [s.l.], v. 11, n. 12, p. 915-920, dez. 2018. DOI: 10.1038/s41561-018-0246-x. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0246-x>. Acesso em: 21 jul. 2025.

MARTIN, Adam R.; THOMAS, Sean C. A reassessment of carbon content in tropical trees. **PLOS ONE**, [s.l.], v. 6, n. 8, p. 1-9, 2011. DOI: 10.1371/journal.pone.0023533. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023533>. Acesso em: 21 jul. 2025.

METHERELL, A.K. *et al.* 1993. CENTURY Soil organic matter model environment. Technical documentation. Agroecosystem version 4.0. Great Plains System Research Unit Technical Report No. 4. USDA-ARS, Fort Collins, Colorado, USA.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília: **MCTI**, 2015. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5279>. Acesso em: 15 mar. 2024.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES. **Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE)**. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/cgcl/paginas/sistema-de-registro-nacional-de-emissoes-sirene>. Acesso em: 29 jan. 2024.

MISHAN, E.J.; QUAH, E. **Cost-Benefit Analysis**. 6. ed. [S.l.]: Routledge, 2020. 404 p.

MOHER, David *et al.* Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. **BMJ**, [s.l.], v. 339, elocation-id b2535, 2009. DOI: 10.1136/bmj.b2535. Disponível em: <https://www.bmj.com/content/339/bmj.b2535>. Acesso em: 22 jul. 2025.

MOKANY, Karel *et al.* Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 12, n. 1, p. 84-96, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>. Acesso em: 22 jul. 2025.

MOR, Surender *et al.* Kyoto Protocol and Paris Agreement: Transition from Bindings to Pledges – A Review. **Millennial Asia**, [s.l.], v. 15, n. 4, p. 690-711, 2024. DOI: 10.1177/09763996221141546. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/09763996221141546>. Acesso em: 22 jul. 2025.

MORAIS, Vinícius Augusto *et al.* Carbon and biomass stocks in a fragment of cerradão in Minas Gerais state, Brazil. **CERNE**, Lavras, v. 19, n. 2, p. 237-245, abr. 2012. DOI: 10.1590/S0104-77602013000200007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200007>. Acesso em: 22 jul. 2025.

MOREIRA, Sandro Lucio Silva *et al.* Above- and below-ground carbon accumulation in cultivated macauba palm and potential to generate carbon credits. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 265, art. 121628, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121628. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620316759>. Acesso em: 22 jul. 2025.

MORO, Luiz *et al.* Exportação de nutrientes em povoamentos de Pinus taeda L. baseada em volume estimado pelo sistema SISPINUS. **Floresta**, v. 38, n. 3, 2008. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/31085/1/EXPORTACAO-DE-NUTRIENTES-EM-POVOAMENTOS-DE-Pinus.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

NAIR, P. K. R. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. **Agroforestry Systems**, [s.l.], v. 86, n. 2, p. 243-253, out. 2012. DOI: 10.1007/s10457-011-9434-z. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9434-z>. Acesso em: 22 jul. 2025.

NAIR, P. K. Ramachandran; KUMAR, B. Mohan; NAIR, Vimala D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, [s.l.], v. 172, n. 1, p. 10-23, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>. Acesso em: 22 jul. 2025.

NASCIMENTO, Henrique E. M.; LAURANCE, William F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, [s.l.], v. 14, n. sp4, p. 127-138, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/01-6003>. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/01-6003>. Acesso em: 22 jul. 2025.

NATURAL CAPITAL PROJECT. InVEST 3.14.1. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences, 2024. Disponível em: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>.

NDLAZI, Q. L. *et al.* Evaluation of ecosystem services of two wetland sites on the Wild Coast of South Africa. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 210, p. 677-686, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2495/SDP160571>.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 961-1010. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34>. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c34>. Acesso em: 22 jul. 2025.

NOGUEIRA, E.M. **Densidade de madeira e alometria em árvores de florestas do “arco do desmatamento”: implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia brasileira**. 2008. 23-45 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Programa de Ciência Tropical Florestal, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, 2008. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/4959>. Acesso em: 17 mar. 2024.

NOGUEIRA, Euler Melo; NELSON, Bruce Walker; FEARNESIDE, Philip M. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 208, n. 1-3, p. 261-286, 2005. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.12.007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112704008606>. Acesso em: 22 jul. 2025.

NORBY, Richard J. *et al.* Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 102, n. 50, p. 18052-

18056, 2005. DOI: 10.1073/pnas.0509478102. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.0509478102>. Acesso em: 22 jul. 2025.

OGLE, Stephen M. *et al.* Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for US agricultural lands between 1982 and 1997. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 9, n. 11, p. 1521-1542, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00683.x>. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00683.x>. Acesso em: 22 jul. 2025.

OLIVEIRA, Edilson Batista de; PORFIRIO-DA-SILVA, Vanderley; RIBASKI, Jorge. SisILPF, Software para simulação do crescimento produção, metano e manejo do componente florestal em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. In: **ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA**, 4., 2018, Ribeirão Preto. Anais... Brasília, DF: Embrapa; Colombo: Embrapa Florestas, p. 127-133, 2018. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/178911/1/2018-AAC-Edilson-EBS-SisILPF.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

OLIVEIRA, Thiago José Arruda de; DORNER, Stefan Hubertus; RODRIGUES, Waldecy. Farming and land use changes in Cerrado biome: the case of East Maranhão – Brazil (1985/2018). **Colóquio**, v. 17, n. 2, mar. 2020. DOI: 10.26767/1679. Disponível em: <https://doi.org/10.26767/colouquio.v17i2.1679>. Acesso em: 16 mar. 2024.

PAEMBONAN, S. A.; SOMA, A. S.; RAMPISELA, D. A. The carbon storage capacity of plantation forests and agroforestry pattern in South Sulawesi in the context of mitigating climate change. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s.l.], v. 1115, n. 1, art. 012028, dez. 2022. DOI: 10.1088/1755-1315/1115/1/012028. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/1115/1/012028>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PAN, Chunyu *et al.* A linkage framework for the China National Emission Trading System (CETS): insight from key global carbon markets. **Sustainability**, [s.l.], v. 13, n. 13, art. 7459, 2021. DOI: 10.3390/su13137459. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/13/7459>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PAN, Yude *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, [s.l.], v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011. DOI: 10.1126/science.1201609. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1201609>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PANDEY, J. S.; KHANNA, P. Sensitivity analysis of a mangrove ecosystem model. **Journal of Environmental Systems**, v. 26, n. 1, p. 57-72, 1998. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2190/TCD0-CVUF-KY8B-46PL>.

PANSHIN, A. J.; DE ZEEUW, C. **Textbook of Wood Technology**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 1980.

PARRY, M. L. *et al.* IPCC - Intergovernmental Panel of Climate Change, Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. In: **Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment. Report of the IPCC**, 2007. Disponível em: https://archive.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4_wg2_full_report.pdf. Acesso em: 17 mar. 2024.

PARTANI, Sadegh; DANANDEH MEHR, Ali; JAFARI, Ali. Enhancing nutrient absorption through the influence of mangrove ecosystem on flow rate and retention time in salt marshes. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 924, art. 171518, 10 maio 2024. DOI:

10.1016/j.scitotenv.2024.171518. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171518>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PARTON, William J.; OJIMA, Dennis S.; COLE, C. Vernon; SCHIMEL, David S. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3-Chemical Methods*. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 147-167. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub39.c9>. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub39.c9>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PAULA, Mateus Dantas de; COSTA, Cecília Patrícia Alves; TABARELLI, Marcelo. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic Forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, [s.l.], v. 4, n. 3, p. 349-358, 2011. DOI: 10.1177/194008291100400310. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/194008291100400310>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PEARSON, T.R.H.; BROWN, S.L.; BIRDSEY, R.A. **Measurement Guidelines for the sequestration of forest carbon**. General technical report, Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. p. 42, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-18>

PELLEGRINI, Adam F. A.; FRANCO, Augusto C.; HOFFMANN, William A. Shifts in functional traits elevate risk of fire-driven tree dieback in tropical savanna and forest biomes. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 1235-1243, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13110>. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13110>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PELLEGRINI, Adam F. A.; HOFFMANN, William A.; FRANCO, Augusto C. Carbon accumulation and nitrogen pool recovery during transitions from savanna to forest in central Brazil. **Ecology**, [s.l.], v. 95, n. 2, p. 342-352, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0290.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/13-0290.1>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PENMAN, Jim *et al.* Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. **IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2003**. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/GPG_LULUCF_FULLEN.pdf. Acesso em: 16 mar. 2024.

PEREIRA, Cássio Alves; TABARELLI, Marcelo; BARROS, Maria Fabíola; VIEIRA, Ima Célia Guimarães. Restoring fire-degraded social forests via biocultural approaches: a key strategy to safeguard the Amazon legacy. **Restoration Ecology**, [s.l.], v. 31, n. 8, p. e13976, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13976>. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.13976>. Acesso em: 22 jul. 2025.

PEZZOPANE, José Ricardo Macedo *et al.* Managing eucalyptus trees in agroforestry systems: productivity parameters and PAR transmittance. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s.l.], v. 312, art. 107350, 2021. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107350. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880921000542>. Acesso em: 22 jul. 2025.

POEPLAU, C. *et al.* Net primary production rather than saturation of mineral surfaces limits soil carbon sequestration. **EGU General Assembly 2024**, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-9216. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-9216>, 2024.

POORTER, Lourens *et al.* Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, [s.l.], v. 530, n. 7589, p. 211-214, fev. 2016. DOI: 10.1038/nature16512. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature16512>. Acesso em: 22 jul. 2025.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 16 mar. 2024.

RAHMAN, Abdullah F. *et al.* Modeling spatially distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from AVIRIS imagery. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, [s.l.], v. 106, n. D24, p. 33579-33591, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1029/2001JD900157>. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2001JD900157>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RAJÃO, Raoni *et al.* The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, [s.l.], v. 369, n. 6501, p. 246-248, 2020. DOI: 10.1126/science.aba6646. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.aba6646>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RAUDENBUSH, S. W. Analyzing effect sizes: Random effects models. In: COOPER, H.; HEDGES, L. V.; VALENTINE, J. C. (Eds.), **The handbook of research synthesis and meta-analysis**. 2nd ed. New York: Russell Sage Foundation, 2009. p. 295–315.

RENZI, Julianna J.; HE, Qiang; SILLIMAN, Brian R. Harnessing Positive Species Interactions to Enhance Coastal Wetland Restoration. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 131, 2019. DOI: 10.3389/fevo.2019.00131. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.3389/fevo.2019.00131>.

RIBEIRO, Juliana Martins *et al.* Agrosilvopastoral system as a potential model for increasing soil carbon stocks: a century model approach. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s.l.], v. 47, n. spe, 2023. DOI: 10.36783/18069657rbcs20220136. Disponível em: <https://www.rbcsjournal.org/article/agrosilvopastoral-system-as-a-potential-model-for-increasing-soil-carbon-stocks-a-century-model-approach/>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RIBEIRO, Sabina Cerruto *et al.* Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 495-504, maio 2010. DOI: 10.1590/S0100-67622010000300013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300013>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RICE, Amy H. *et al.* Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. **Ecological Applications**, [s.l.], v. 14, n. sp4, p. 55-71, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/02-6006>. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/02-6006>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RIDLEY, D. **The Literature Review: A Step-By-Step Guide for Students**. 2. ed. Thousand Oaks: Sage Publications, 2012. 214 p.

ROCCO, Tonette S.; PLAKHOTNIK, Maria S. Literature reviews, conceptual frameworks, and theoretical frameworks: Terms, functions, and distinctions. **Human Resource Development Review**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 120-130, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1177/1534484309332617>. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/1534484309332617>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ROCHEDO, Pedro R. R. *et al.* The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. **Nature Climate Change**, [s.l.], v. 8, n. 8, p. 695-698, ago. 2018. DOI: 10.1038/s41558-018-0213-y. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RODRIGUES, Caroline Legramanti; ZIEGELMANN, Patricia Klarmann. Metanálise: um guia prático. **Clinical & Biomedical Research**, [s.l.], v. 30, n. 4, 2010. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/hcpa/article/download/16571/10735>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RODRIGUES, Daniela Pelluso; HAMACHER, Cláudia; DUQUE ESTRADA, Gustavo Calderucio; SOARES, Mário Luiz Gomes. Variability of carbon content in mangrove species: effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, [s.l.], v. 120, part B, p. 346-351, 2015. DOI: 10.1016/j.aquabot.2014.10.004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304377014001570>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ROMERO, Flora Magdaline Benitez *et al.* Allometric equations for volume, biomass, and carbon in commercial stems harvested in a managed forest in the southwestern Amazon: a case study. **Forests**, [s.l.], v. 11, n. 8, art. 874, 2020. DOI: 10.3390/f11080874. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/11/8/874>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ROSSI, Fernando Saragosa *et al.* Carbon dioxide spatial variability and dynamics for contrasting land uses in central Brazil agricultural frontier from remote sensing data. **Journal of South American Earth Sciences**, [s.l.], v. 116, art. 103809, 2022. DOI: 10.1016/j.jsames.2022.103809. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0895981122001006>. Acesso em: 22 jul. 2025.

RSTUDIO. **RStudio: Integrated Development Environment for R**. Version 2023.12.0+369 "Ocean Storm". [S.l.], 2023. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 16 mar. 2024.

SALIMON, Cleber I. *et al.* Estimating state-wide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 262, n. 3, p. 555-560, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.04.025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711002404>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SANQUETTA, Carlos R.; CORTE, Ana P. D.; DA SILVA, Fernando. Biomass expansion factor and root-to-shoot ratio for Pinus in Brazil. **Carbon Balance and Management**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 6, 2011. DOI: 10.1186/1750-0680-6-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1750-0680-6-6>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SANQUETTA, Carlos Roberto *et al.* Dynamics of carbon and CO₂ removals by Brazilian forest plantations during 1990–2016. **Carbon Balance and Management**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 20, 2018. DOI: 10.1186/s13021-018-0106-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0106-4>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SANTILLI, Márcio *et al.* Tropical deforestation and the Kyoto Protocol. **Climatic Change**, [s.l.], v. 71, n. 3, p. 267-276, ago. 2005. DOI: 10.1007/s10584-005-8074-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-005-8074-6>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SANTOS, Adriano Castelo dos *et al.* Carbon from above-ground biomass and litter accumulated in an Atlantic Forest fragment. **Agricultura, Sociedade e Desenvolvimento**, [s.l.], v. 16, n. 5, p. 573-579, 2022. DOI: 10.21475/ajcs.22.16.05.p3526. disponível em: https://cropj.com/santos_16_5_2022_573_579.pdf. Acesso em: 21 jul. 2025.

SANTOS, Eduardo José Ferreira dos; CUNHA, Madalena. Interpretação crítica dos resultados estatísticos de uma meta-análise: Estratégias metodológicas. **Millenium-Journal of**

Education, Technologies, and Health, n. 44, p. 85-98, 2013. Disponível em: <https://revistas.rcaap.pt/millennium/article/download/8169/5771>. Acesso em: 22 jul. 2024.

SCHALDACH, Rüdiger; GÖPEL, Jan; KLINGLER, Michael. The role of future land-use change in Southern Amazonia to reach the aims of Brazil's National Climate Plan. **Erdkunde**, [s.l.], v. 71, n. 3, set. 2017. DOI: <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2017.03.04>. Disponível em: <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2017.03.04>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s.l.], v. 28, p. 517-544, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SCHÔNGART, J.; ARIEIRA, J.; FELFILI FORTES, C.; CEZARINE DE ARRUDA, E.; NUNES DA CUNHA, C. Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil. **Biogeosciences**, [s.l.], v. 8, n. 11, p. 3407-3421, 2011. DOI: 10.5194/bg-8-3407-2011. Disponível em: <https://bg.copernicus.org/articles/8/3407/2011/>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SCHROEDER, P. Carbon storage benefits of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, [s.l.], v. 27, n. 1, p. 89-97, jul. 1994. DOI: 10.1007/BF00704837. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00704837>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SCHWERZ, Felipe *et al.* Reduced planting spacing increase radiation use efficiency and biomass for energy in black wattle plantations: towards sustainable production systems. **Biomass and Bioenergy**, [s.l.], v. 120, p. 229-239, 2019. DOI: 10.1016/j.biombioe.2018.11.034. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953418303295>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SEITZ, D. *et al.* Soil organic carbon dynamics after land-use change – combining process-based modelling with machine learning, **EGU General Assembly 2024**, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-7661. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-7661>, 2024.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **RADAM**. Disponível em: <https://www.sgb.gov.br/public/Geologia/Sensoriamento-Remoto-e-Geofisica/RADAM-D-628.html>. Acesso em: 23 fev. 2024.

SHUKLA, Jayshree *et al.* Impact of agriculture intensification on forest degradation and tree carbon stock; promoting multi-criteria optimization for restoration in Central India. **Land Degradation & Development**, [s.l.], v. 33, n. 16, p. 3103-3117, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.4375>. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.4375>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SIDDAWAY, Andy P.; WOOD, Alex M.; HEDGES, Larry V. How to do a systematic review: a best practice guide for conducting and reporting narrative reviews, meta-analyses, and meta-syntheses. **Annual Review of Psychology**, [s.l.], v. 70, p. 747-770, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-psych-010418-102803>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev-psych-010418-102803>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SILVA, Ane Cristine Fortes da *et al.* Teores de carbono em espécies florestais da Caatinga. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 32, n. 1, p. 71-85, mar. 2022. DOI: 10.5902/1980509842456. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/42456>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SILVA, Bruna de Oliveira *et al.* Soil CO₂ emission and short-term soil pore class distribution after tillage operations. **Soil and Tillage Research**, [s.l.], v. 186, p. 224-232, 2019. DOI: 10.1016/j.still.2018.10.019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198718304513>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SILVA, Helton Damini da. **Modelos matemáticos para a estimativa da biomassa e do conteúdo de nutrientes em plantações de Eucalyptus grandis Hill (ex- maiden) em diferentes idades**. 1996. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/bitstream/handle/1884/26771/T%20-%20SILVA%2c%20HELTON%20DAMINI%20DA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 17 mar. 2024.

SILVEIRA, Péricles; KOEHLER, Henrique Soares; SANQUETTA, Carlos Roberto; ARCE, Julio Eduardo. O ESTADO DA ARTE NA ESTIMATIVA DE BIOMASSA E CARBONO EM FORMAÇÕES FLORESTAIS. **FLORESTA**, [S. l.], v. 38, n. 1, 2008. DOI: 10.5380/rev.v38i1.11038. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/11038>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SOARES, C. P. B.; FRANCISCO, P. N.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2a. ed. Viçosa, MG: UFV, 2011.

SOARES, Carlos Pedro Boechat; LEITE, Helio Garcia; GÖRGENS, Eric Bastos. Equações para estimar o estoque de carbono no fuste de árvores individuais e em plantios comerciais de eucalipto. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 711-718, set. 2005. DOI: 10.1590/S0100-67622005000500006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000500006>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SOARES-FILHO, Britaldo *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, [s.l.], v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. DOI: 10.1126/science.1246663. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1246663>. Acesso em: 21 jul. 2025.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; CERQUEIRA, Gustavo Coutinho; PENNACHIN, Cássio Lopes. Dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002. ISSN 0304-3800. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00059-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380002000595>. Acesso em: 21 jul. 2025.

SOUZA, A. L. de; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: Estrutura, Dinâmica e Manejo**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2013.

SOUZA, Agostinho Lopes de *et al.* Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 6, p. 1277-1285, nov. 2011. DOI: 10.1590/S0100-67622011000700014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700014>. Acesso em: 21 jul. 2025.

SOUZA, Marcela Tavares de; SILVA, Michelly Dias da; CARVALHO, Rachel de. Integrative review: what is it? How to do it? *einstein (São Paulo)*, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 102-106, jan. 2010. DOI: 10.1590/S1679-45082010RW1134. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-45082010RW1134>. Acesso em: 22 jul. 2025.

SPRENGEL, L.; SPIECKER, H.; WU, S. Two subject specific modelling approaches to construct base-age invariant polymorphic site index curves with varying asymptotes. *Silva Fennica*, v. 56, n. 1, e10544, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.14214/sf.10544>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SRIWAHYUNI, Endang; YULIANDA, Fredinan; WIDIGDO, Bambang. Mangrove ecosystem suitability for conservation in buffer zone TPK Kendawangan, West Kalimantan: kajian studi kesesuaian ekosistem mangrove untuk konservasi di wilayah penyangga TPK Kendawangan Kalimantan barat. *[S. l.: s. n.]*, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.29244/jppt.v6i1.39267>. Acesso em: 22 jul. 2025.

STAPE, Jose Luiz; BINKLEY, Dan; RYAN, Michael G. Production and carbon allocation in a clonal *Eucalyptus* plantation with water and nutrient manipulations. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3-4, p. 920-930, 2008. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.085. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.085>. Acesso em: 22 jul. 2025.

STRASSBURG, Bernardo B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0099. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. Acesso em: 22 jul. 2025.

STROUHAL, Miloš. CORSIA - Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation. **Mechanical Engineering and Transport Systems**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.14311/MAD.2020.01.03>.

THOMAS, Sean C.; MARTIN, Adam R. Carbon content of tree tissues: a synthesis. **Forests**, v. 3, n. 2, p. 332-352, 2012. DOI: 10.3390/f3020332. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/3/2/332>. Acesso em: 22 jul. 2025.

TIEPOLO, Gilberto; CALMON, Miguel; FERRETTI, André Rocha. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: **International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring**. Extension Series Taiwan Forestry Research Institute, n. 153, p. 98 - 115, 2002.

TORRES, Carlos Moreira Miquelino Eleto *et al.* Greenhouse gas emissions and carbon sequestration by agroforestry systems in southeastern Brazil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, art. 16738, 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-16821-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16821-4>. Acesso em: 22 jul. 2025.

TORRES-SALINAS, Daniel; MOED, Henk F. Library catalog analysis as a tool in studies of social sciences and humanities: An exploratory study of published book titles in Economics. **Journal of Informetrics**, v. 3, n. 1, p. 9-26, 2009.

TRIPATHI, M. K.; KUMAR, Hemant; TYAGI, P. K. Climate change mitigation potential of forestry sector for sustainability of agro-ecosystem: a review. **Current World Environment**, v. 18, n. 3, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.18.3.02>. Disponível em: [link]. Acesso em: 22 jul. 2025.

TSCHARNTKE, Teja *et al.* Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53-59, 2012. DOI:

10.1016/j.biocon.2012.01.068. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>. Acesso em: 22 jul. 2025.

TWILLEY, R. R.; CHEN, R. H.; HARGIS, T. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 64, n. 1, p. 265-288, 1992. DOI: 10.1007/BF00477106. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00477106>. Acesso em: 22 jul. 2025.

UNEP. **The Importance of Mangroves to People: A Call to Action**. Eds. van Bochove, J.; Sullivan, E.; Nakamura, T. Cambridge: United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, 2014. 128 p. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9300/-The%20importance%20of%20mangroves%20to%20people%20a%20call%20to%20action-2014Mangrove.pdf?sequence=8&isAllowed=y>. Acesso em: 15 mar. 2024

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change. **Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change**. UNFCCC, 1997. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. **Introdução ao DINAMICA EGO**. Disponível em: <https://www.csr.ufmg.br/dinamica/dokuwiki/doku.php?id=tutorial:introduction>. Acesso em: 23 fev. 2024.

VAN DER HEIJDEN, Geertje M. F.; POWERS, Jennifer S.; SCHNITZER, Stefan A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 43, p. 13267-13271, 2015. DOI: 10.1073/pnas.1504869112. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.1504869112>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VAN DER WERF, G. R. *et al.* CO₂ emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, n. 11, p. 737-738, 2009. DOI: 10.1038/ngeo671. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ngeo671>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VAN ECK, N.J.; WALTMAN, L. **VOSviewer** (Versão 1.6.20) [Software]. Disponível em: <https://www.vosviewer.com/>. Acesso em: 4 mar. 2024.

VEQUIST, G. Ecological restoration of degraded wilderness ecosystems: Removing exotic plants and introducing prescribed fire to restore natural diversity in two National Park wilderness areas. In: WATSON, A.; SPROULL, J.; DEAN, L. **Science and stewardship to protect and sustain wilderness values: Eighth World Wilderness Congress symposium**; September 30-October 6, 2005; Anchorage, AK. Proceedings RMRS-P-49. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2007. p. 506-509. Disponível em: https://www.fs.usda.gov/rm/pubs/rmrs_p049/rmrs_p049_506_509.pdf. Acesso em: 16 mar. 2024.

VIECHTBAUER, Wolfgang. Bias and efficiency of meta-analytic variance estimators in the random-effects model. **Journal of Educational and Behavioral Statistics**, v. 30, n. 3, 2005. DOI: 10.3102/10769986030003261. Disponível em: <https://doi.org/10.3102/10769986030003261>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VIECHTBAUER, Wolfgang. Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 36, n. 3, p. 1-48, 2010. DOI:

10.18637/jss.v036.i03. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/index.php/jss/article/view/v036i03>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VIEIRA, Márcio; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, Roque. A complete assessment of carbon stocks in above and belowground biomass components of a hybrid *Eucalyptus* plantation in southern Brazil. **Forests**, v. 10, n. 7, art. 536, 2019. DOI: 10.3390/f10070536. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/7/536>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VIEIRA, Simone A. *et al.* Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421-434, 2011. DOI: 10.1002/ece3.41. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.41>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VIEIRA, Simone *et al.* Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. **Oecologia**, v. 140, n. 3, p. 468-479, 2004. DOI: 10.1007/s00442-004-1598-z. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1598-z>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VILLANOVA, Paulo Henrique *et al.* Necromass carbon stock in a secondary Atlantic Forest fragment in Brazil. **Forests**, v. 10, n. 10, art. 833, 2019. DOI: 10.3390/f10100833. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/10/833>. Acesso em: 22 jul. 2025.

WICKHAM, Hadley. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. **Springer-Verlag New York**, 2016. DOI: 10.1007/978-3-319-24277-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>. Acesso em: 22 jul. 2025.

WILLS, William *et al.* Food production and Amazon preservation are not mutually exclusive: exploring feasible avenues from the perspective of land use related NDCs in Brazil. **WSEAS Transactions on Business and Economics**. DOI: 10.37394/23207.2023.20.45. Disponível em: <https://doi.org/10.37394/23207.2023.20.45>.

WOLFF, Franziska. Explaining the construction of global carbon markets: REDD+ as a test case? **International Journal of Global Energy Issues**, [s.l.], 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1504/IJGEI.2011.045032>. Acesso em: 22 jul. 2025.

WOOLDRIDGE, Jeffrey M. **Econometric Analysis of Cross Section and Panel Data**. MIT Press, 2010. 741 p. Disponível em: <https://ipcig.org/evaluation/apoio/Wooldridge%20-%20Cross-section%20and%20Panel%20Data.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2024.

ZANINI, Anani Morilha. **Estoque de carbono em restaurações florestais com 5 anos de idade na Mata Atlântica**. 2018. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.11.2019.tde-07052019-162847>.

Capítulo 2: Análise de projetos de geração de créditos carbono pelas florestas

RESUMO: Foram analisados 34 projetos de compensação de carbono florestal registrados no *Verified Carbon Standard* (VCS) e no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil. Foi utilizada uma abordagem sistemática de revisão bibliográfica, considerando o tipo de atividade, localização geográfica, metodologias utilizadas, quantidade de carbono armazenado ou não emitido, período de emissão e certificações adicionais. A análise revelou uma distribuição heterogênea das atividades e localizações dos projetos, com predominância de iniciativas de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD), totalizando 65% dos projetos. As atividades de Florestamento, Reflorestamento e Revegetação (ARR) representam 32%, enquanto a Conversão Evitada de Pastagens e Matagais (ACoGS) corresponde a apenas 3% dos projetos. Os resultados evidenciaram a importância de metodologias específicas, a necessidade de monitoramento contínuo e a relevância dos benefícios socioeconômicos. A eficácia dos projetos está vinculada à geração de resultados mensuráveis, como a redução de emissões e benefícios socioeconômicos, promovendo tanto a mitigação das mudanças climáticas quanto a conservação dos ecossistemas florestais. Além disso, a pesquisa sublinha a necessidade de adaptação regional das metodologias para maximizar a eficácia dos projetos e garantir a participação das comunidades locais, essencial para a sustentabilidade das iniciativas. A implementação de certificados adicionais, como os padrões *Climate, Community & Biodiversity* (CCB) e *SocialCarbon*, ampliou os benefícios econômicos, sociais e ambientais, mitigando os riscos associados às atividades de compensação de carbono. O estudo permitiu concluir que projetos de carbono no VCS e MDL no Brasil são eficazes na mitigação climática, conservação florestal e geração de benefícios socioeconômicos, especialmente com certificações adicionais.

Palavras-chave: Compensação de Carbono; Sequestro de carbono; Fixação de carbono; Redução de Emissões; Desenvolvimento Sustentável

Chapter 2: Analysis of carbon projects in the forestry sector

ABSTRACT: This study analyzes 34 forest carbon offset projects registered under the Verified Carbon Standard (VCS) and the Clean Development Mechanism (CDM) in Brazil. The research adopts a systematic literature review approach, considering variables such as type of activity, geographical location, methodologies used, amount of carbon stored or not emitted, emission period, and additional certifications. The analysis revealed a heterogeneous distribution of activities and project locations, with a predominance of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) initiatives, totaling 65% of the projects. Afforestation, Reforestation, and Revegetation (ARR) activities represent 32%, while Avoided Conversion of Grasslands and Shrublands (ACoGS) accounts for only 3% of the projects. The results highlight the importance of specific methodologies, the need for continuous monitoring, and the relevance of socioeconomic benefits. The effectiveness of the projects is linked to the generation of measurable outcomes, such as emission reductions and socioeconomic benefits, promoting both climate change mitigation and forest ecosystem conservation. Additionally, the research underscores the need for regional adaptation of methodologies to maximize project effectiveness and ensure local community participation, which is essential for the sustainability of the initiatives. The implementation of additional certifications, such as the Climate, Community & Biodiversity (CCB) standards and SocialCarbon, has expanded the economic, social, and environmental benefits, mitigating the risks associated with carbon offset activities. The study concludes that carbon projects under the VCS and CDM in Brazil are effective in climate mitigation, forest conservation, and the generation of socioeconomic benefits, especially with additional certifications.

Keywords: Carbon Offset; Carbon Sequestration; Carbon Fixation; Emission Reduction; Sustainable Development.

1. INTRODUÇÃO

Os projetos de crédito de carbono surgiram como uma estratégia para atenuar os efeitos adversos das mudanças climáticas globais, seguindo acordos internacionais de mitigação de carbono como o Acordo de Paris e o Protocolo de Kyoto. O Protocolo de Kyoto, um acordo internacional firmado em 1997 e em vigor desde 2005, estabeleceu metas obrigatórias de redução de emissões para países industrializados (UNFCCC, 1997). Este protocolo, em seu 12º artigo, incorporou o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) para auxiliar no processo de redução dos gases do efeito estufa (GEE), gerando certificados de redução de emissões (CERs - Certified Emission Reductions) para cumprir as metas do Protocolo de Kyoto (Nyekwere, 2020).

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), permitia que países desenvolvidos financiem projetos de redução de emissões, em países em desenvolvimento, para alcançar suas metas de redução (Kim; Tanaka; Matsuoka, 2020; Wang *et al.*, 2019; Cifci; Oliver, 2018). Além disso, os projetos de redução de emissões contribuem para solucionar problemas ambientais locais e fomentar objetivos sociais, promovendo o desenvolvimento sustentável nos países em desenvolvimento (Tung, 2019; Luedemann *et al.*, 2023).

Os projetos com o objetivo de atenuar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) englobam desde a adoção de práticas nos setores de energia renovável, aprimoramento da eficiência energética, gestão aprimorada de resíduos até projetos de florestamento e reflorestamento (Fernandes; Leite, 2021). As categorias Florestas e Uso da Terra, Energia Renovável e Dispositivos Domésticos/Comunitários são as mais prevalentes, sendo esta última a de maior número de projetos (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2024).

O Acordo de Paris, firmado em 2015 durante a 21ª Conferência das Partes (COP 21), contém uma abordagem mais abrangente e inclusiva no combate às mudanças climáticas. Enquanto o Protocolo de Kyoto focava apenas nos países desenvolvidos para reduzir as emissões, o Acordo de Paris inclui compromissos de todos os países, permitindo que cada nação defina suas próprias metas através das Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs) e estabelece objetivos de longo prazo para a mitigação do aquecimento global (Balduino, 2020). Além disso, o Acordo de Paris estabelece um ciclo de revisão a cada cinco anos para aumentar a ambição das metas, promovendo transparência e prestação de contas para todos os países (Bodansky, 2016).

A transição do Protocolo de Kyoto para o Acordo de Paris ampliou e aprimorou os conceitos introduzidos pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) por meio do artigo

6, parágrafo 4 (UNFCCC, 2015). Essa mudança criou um Mecanismo de Desenvolvimento Sustentável (MDS) aplicável a todos os países, visando promover a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, fomentar o desenvolvimento sustentável, incentivar a participação de entidades públicas e privadas, e proporcionar uma mitigação conjunta das emissões globais (UNFCCC, 2015; Rusolono, 2023). Esta mudança, ressalta a evolução das estratégias de combate às mudanças climáticas, onde o Acordo de Paris assume um papel central ao promover compromissos nacionais amplos para a redução de emissões (Aloamaka, 2024). Isso denota uma abordagem mais abrangente e integrativa, distinta da anterior, focada em projetos isolados de mitigação de emissões (Qian; Li, 2020).

Durante a COP21, foram estabelecidos regras, modalidades e procedimentos para o mecanismo do Artigo 6.4, que visa creditar atividades de redução de emissões ou aumento de remoções; contudo, ainda não foram definidos os tipos de projetos aceitos no âmbito do Artigo 6.4 e as metodologias do MDL que poderão ser aplicadas nesse novo mecanismo (ICC BRASIL; Waycarbon, 2022), o que mantém o MDL como o principal programa de compensação de carbono no setor governamental.

As atividades de florestamento e reflorestamento foram pioneiras em projetos de compensação de carbono no setor florestal, sendo as únicas deste setor no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (UNFCCC, 2023). Com a evolução conceitual, surgiram iniciativas como REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) e REDD+, que, além de abordar a redução de emissões por desmatamento e degradação, também promovem a conservação, o aumento dos estoques de carbono florestal e o manejo sustentável das florestas. Estas iniciativas têm como objetivo direto enfrentar os desafios do desmatamento e da degradação florestal (Larson *et al.*, 2013).

Com a implementação do Acordo de Paris, solidificou-se a posição do REDD na arena internacional das mudanças climáticas, fomentando práticas de manejo florestal sustentáveis e reconhecendo explicitamente o papel vital das florestas na fixação de carbono, na conservação da biodiversidade e no suporte a meios de vida sustentáveis (FAO, 2020; Sills *et al.*, 2017).

Desde a implementação do Protocolo de Kyoto, os mercados de carbono expandiram-se para incorporar outras dinâmicas e realidades de natureza voluntária, além de tipos de projetos específicos que até então não eram considerados nos mecanismos de certificação de projetos ou atividades que resultassem na redução de gases de efeito estufa (GEE) (Fundo Vale, 2022). Com a expansão do mercado de carbono, novos programas voluntários de validação de

projetos de carbono surgiram, apresentando rápido crescimento no cenário de compensações de GEE (Gillenwater *et al.*, 2007).

Dentre os programas voluntários, comumente chamados de padrões voluntários, destaca-se o *Verified Carbon Standard* (VCS), que representou 38.59% das emissões de créditos de carbono em 2024, cerca de 10 vezes mais que o MDL (MSCI, 2024). No setor de floresta e usos da terra, apenas o VCS foi responsável por 85% dos projetos no ano de 2023. Diferentemente do MDL, o VCS, atualmente denominado VERRA, engloba atividades de florestamento e reflorestamento (AR), revegetação, manejo florestal melhorado (IFM) e atividades reconhecidas como REDD+, as quais representam 78% dos créditos no escopo Silvicultura e Uso do Solo (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2024).

À medida em que os projetos de redução de emissões evoluem, desafios e barreiras, como adicionalidade, permanência, vazamento, e monitoramento, relatório e verificação (MRV), são identificados, indicando a necessidade de superação destas dificuldades para maximizar os benefícios ambientais dessas iniciativas (Poudyal *et al.*, 2011; Gren; Aklilu, 2016; Carton; Andersson, 2017).

O objetivo deste capítulo 2 foi de conduzir uma análise detalhada das metodologias aplicadas e das características fundamentais dos projetos de projetos de Compensação de Carbono Florestal (CCF), registrados no VCS e MDL, aplicados no Brasil, com um enfoque particular na maneira como tais projetos são teorizados e materializados na prática. A pesquisa aborda a conceituação dos projetos de CCF, examinando as bases teóricas que sustentam sua formulação e os princípios que orientam sua estruturação e execução.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O Protocolo de Kyoto foi idealizado com o objetivo de reduzir as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE):: hexafluoreto de enxofre (SF₆), hidrofluorcarbonos (HFCs), perfluorcarbonos (PFCs), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂) (UNFCCC, 1997). Apesar de outros gases terem maior potencial de aquecimento, o CO₂ é o principal agente de aquecimento global, devido à sua maior concentração atmosférica, longa permanência na atmosfera e impacto cumulativo (Broekhoff *et al.*, 2019; Kargari; Ravanchi, 2012).

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) contempla 197 metodologias aprovadas para redução dos GEE abrangendo diversas áreas e classificadas em quinze diferentes escopos setoriais. O VCS abrange 16 escopos setoriais, diferenciando-se do MDL

pela unificação dos escopos de AR e Agricultura em um único escopo denominado AFOLU (Agricultura, Florestas e Outros Usos da Terra), além da inclusão de dois novos escopos: Manejo de Gado e Esterco, e Captura e Armazenamento de Carbono. As metodologias utilizadas pelo VCS incluem aquelas de outros padrões, como o CAR e o próprio MDL, além de metodologias próprias, totalizando 97 metodologias (VERRA, 2025). Um projeto pode apresentar mais de um escopo setorial.

O primeiro projeto aprovado pelo MDL no Brasil, em Nova Iguaçu, RJ, em 2004, foi o *Brazil NovaGerar Landfill Gas to Energy Project*, cujo objetivo foi reduzir as emissões por meio da coleta e combustão do gás de aterro, convertendo CH₄ em CO₂ e gerando eletricidade (EcoSecurities Ltd., 2004). Elaborado em 2003, mas registrado somente em 2005, na Índia, o projeto *Project for GHG Emission Reduction by Thermal Oxidation of HFC-23 in Gujarat, India*, cujo objetivo era reduzir as emissões de gases de efeito estufa por meio da oxidação térmica de HFC-23 (GFL, 2003).

A China foi pioneira no setor de florestamento com o projeto *Facilitating Reforestation for Guangxi Watershed Management in Pearl River Basin*. Esse projeto foi registrado em 2006 tinha como objetivo sequestrar CO₂ através da restauração florestal, melhorar a conservação da biodiversidade e gerar renda para as comunidades locais tendo resultado em uma redução anual de 25.795 tCO₂e, totalizando 450.527 CERs emitidos até 2019 (UNFCCC, 2006b).

O primeiro projeto nesse setor no Brasil foi o *Reforestation as Renewable Source of Wood Supplies for Industrial Use in Brazil*, desenvolvido pela empresa Plantar S/A (Ventura, 2008). O objetivo desse projeto foi de criar estoques de carbono e remover GEE através da plantação de eucalipto para produção de carvão vegetal, tendo como resultado uma redução anual de 75.783 tCO₂e (UNFCCC, 2010)

Com a adoção do Protocolo de Kyoto os mecanismos de certificação internacional para redução de GEE incluíam o MDL, a Implementação Conjunta e o Comércio de Emissões, estabelecidos nos artigos 12, 6 e 17, respectivamente (Nishi *et al.*, 2005). Em seguida houve uma ampliação para novas abordagens voluntárias e tipos de projetos, refletindo uma evolução nas estratégias de mitigação climática (Fundo Vale, 2022). Um mercado "independente" de venda de créditos de emissão reduzida foi estabelecido, sendo criado os padrões: *American Carbon Registry* (ACR) em 1996 (American Carbon Registry, 2024), *Climate Action Reserve* (CAR) em 2001 (CALIFORNIA CLIMATE ACTION REGISTRY, 2024), *Gold Standard* em 2003 (WWF, 2003), *Climate, Community & Biodiversity* (CCB) em 2005 (Narasimhan *et al.*, 2014) e o *Verified Carbon Standard* (VCS) criado em 2006 (VERRA, 2024c).

Em 2014, o VCS assumiu a gestão do *Climate, Community & Biodiversity Standards* (CCB), com o objetivo de integrar benefícios adicionais não relacionados ao carbono, como a promoção de melhorias socioeconômicas nas comunidades e a proteção de espécies ameaçadas (Ecosystem Marketplace, 2014). Em 2018, o VCS foi incorporado ao VERRA, fundado em 2007, ampliando seu escopo para incluir, além de padrões de carbono, outras iniciativas de sustentabilidade (Ecosystem Marketplace, 2018; VERRA, 2024). Atualmente, o VERRA, por meio do padrão VCS, destaca-se no setor de carbono relacionado a atividades AFOLU (Vargas; Delazeri; Ferreira, 2022; Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2023; MCSI, 2024). Com o desenvolvimento do setor de carbono tornou-se necessário exigir créditos de compensação que contribuíssem para minimização de danos sociais e ambientais (Broekhoff *et al.*, 2019).

Os projetos relacionados à energia renovável e ao uso da terra e florestas são considerados de alto risco devido à capacidade de emissão de CO₂ (Broekhoff *et al.*, 2019). Por isso, projetos do tipo dispositivos domésticos/comunitários, com risco moderado, têm se destacado nos últimos anos (World Bank, 2024; Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2024).

Em 2023, foram registrados 194 projetos relacionados à Silvicultura e Uso do Solo, dos quais o VCS foi responsável por 85% (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2024). Embora o VCS seja o padrão com o maior número de projetos em atividades de uso da terra e florestas, esses projetos representam apenas 13% do total de projetos do VCS (VERRA, 2025). Esse valor reduzido se deve à natureza arriscada dos projetos, à necessidade de uma ampla cobertura de terra e à dificuldade de adequar esses projetos aos termos presentes nos esquemas de compensação de carbono florestal, como adicionalidade, monitoramento, vazamento, não permanência, entre outros (Merger; Pistorius, 2011; Pfeifer *et al.*, 2015).

As incertezas relacionadas à fixação de carbono em ecossistemas florestais fazem com que os créditos de carbono gerados por estes projetos sejam vistos como arriscados, reduzindo, portanto, sua atratividade para os investidores (Cormier; Bellassen, 2013). VCS, devido à sua maior abrangência em atividades relacionadas ao setor de florestas e usos da terra, possui uma quantidade superior de metodologias e definições. Cada metodologia pode considerar diferentes valores para cada fundamento, refletindo a complexidade e a especificidade dos projetos. No anexo A, são abordadas as principais definições presentes nos projetos de compensação de carbono florestal registrados no MDL e VCS.

2.1. Estrutura do projeto

A inclusão de características edáficas e de elementos climáticos da região do projeto em iniciativas de compensação de carbono florestal são essenciais para assegurar a viabilidade e a sustentabilidade dessas iniciativas (Dugan *et al.*, 2017). A obtenção de informações precisas e detalhadas, é crucial para formar uma base sólida de dados geográficos, demográficos e sobre atividades econômicas locais. Esses dados, provenientes de fontes confiáveis como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), permitem a análise adequada do contexto no qual o projeto será implementado, garantindo que todas as variáveis relevantes sejam consideradas no planejamento e na execução das atividades, potencialmente aumentando os ganhos de carbono (Chaplin-Kramer *et al.*, 2021).

O uso de bancos de dados de imagens geográficas é essencial para entender o uso da terra antes e após a implementação de projetos de compensação de carbono florestal (Liang; Zhou, 2014). Os principais bancos de dados geográficos utilizados em projetos de compensação de carbono florestal incluem o *MapBiomas* e o *TerraClass*. O *MapBiomas* mapeia e monitora a cobertura e o uso do solo no Brasil, fornecendo dados detalhados e séries temporais anuais para análise precisa das mudanças na paisagem (MapBiomas Project, 2025). O *TerraClass* caracteriza o uso e a cobertura da terra na Amazônia Legal brasileira, complementando o monitoramento do desmatamento pelo PRODES (Almeida *et al.*, 2016).

Os projetos que adotam padrões sociais, como o *Climate, Community & Biodiversity* (CCB) e o *SocialCarbon*, devem realizar um levantamento minucioso da população que será impactada (Richards; Panfil, 2011). Este levantamento deve incluir a quantidade de indivíduos e famílias afetadas, bem como os benefícios previstos, abrangendo aspectos como aumento da renda familiar, acesso à educação e promoção do desenvolvimento social.

Richards e Panfil (2011) destacaram a importância da avaliação do impacto social para assegurar que projetos de carbono baseados no uso da terra proporcionem benefícios positivos às comunidades locais e reduzam os riscos de impactos negativos. Pecl *et al.* (2017) discutem como a redistribuição da biodiversidade causada pelas mudanças climáticas impacta tanto os ecossistemas quanto o bem-estar humano, destacando a importância de estratégias de adaptação que incluam considerações sociais e ambientais.

A dupla contagem, que ocorre quando um único crédito de carbono é atribuído a várias entidades ou para diferentes finalidades, é um desafio para a integridade do mercado de carbono e a autenticidade das reduções de gases de efeito estufa (Schneider; La Hoz Theuer, 2018). A aprovação e o registro de um projeto de compensação de carbono estão intrinsicamente ligados

a não geração de dupla contagem. Evitar a dupla contagem é, portanto, fundamental para preservar a eficácia e a credibilidade dos mercados de carbono, além de ser essencial para sustentar o Acordo de Paris (Schneider *et al.*, 2019).

Essa abordagem assegura que cada crédito de carbono emitido corresponda a uma redução verificável e única de emissões de gases de efeito estufa (Schneider *et al.*, 2019). A conformidade com as normas internacionais e a utilização de procedimentos robustos de verificação, incluindo auditorias independentes, são cruciais para eliminar a possibilidade de dupla contagem (Cadman; Hales, 2022). O Acordo de Paris aborda a questão da dupla contagem, visando evitar essa prática por meio das diretrizes do Artigo 6. Os ajustes correspondentes são limitados às especificações do Artigo 6.2, enquanto o Artigo 6.4 exclui tais regras para evitar impactos negativos no país hospedeiro das reduções (Míguez; Andrade, 2018).

A transferência de reduções de emissões exige registros correspondentes e opostos: o país que vende adiciona ao seu nível de emissões, enquanto o comprador faz uma dedução correspondente, ajustando seus balanços de emissões para refletir as transferências (Schneider *et al.*, 2019). As transferências seguem o princípio de que as emissões totais não devem exceder aquelas que ocorreriam se cada país ou entidade atingisse suas metas individualmente (Hood; Briner; Rocha, 2014).

O mercado independente, representado por padrões como VCS e *Gold Standard*, exige um documento oficial que certifique o cancelamento dos créditos de carbono gerados pelo mercado internacional, como o MDL, para emitir créditos de carbono oriundos de programas voluntários (Foucherot; Grimault; Morel, 2014; Kreibich; Hermwille, 2021).

Contudo ainda persistem divergências sobre a forma de prevenir a dupla contagem, bem como sobre sua definição e a necessidade de sua completa eliminação em todas as circunstâncias (Schneider *et al.*, 2019; Blum, 2019). Os projetos devem cumprir tanto as regulamentações nacionais quanto internacionais, abrangendo aspectos ambientais (Latimer; Maume, 2015).

No contexto brasileiro, várias leis são fundamentais para garantir a sustentabilidade dos projetos, incluindo a Lei nº 12.651/2012 (Código Florestal), a Lei nº 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos), a Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação) e a Lei nº 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente), dentre outras.

O período de disponibilidade para emissão de crédito de carbono é essencial em qualquer mecanismo de compensação de carbono. Para atividades de florestamento e

reflorestamento, os critérios específicos de certificação devem ser observados (UNFCCC, 2013). Este período deve iniciar no começo da atividade do projeto, com duas alternativas disponíveis. A primeira é um período renovável de até 20 anos, que pode ser renovado no máximo duas vezes. Para cada renovação, uma Entidade Operacional Designada (DOE) deve determinar e informar ao Conselho Executivo que a linha de base original do projeto ainda é válida ou foi atualizada, considerando novos dados quando aplicável. A segunda opção é um período fixo de até 30 anos, sem possibilidade de renovação (Brasil, 2009).

No VCS, o período de crédito é similar ao MDL para projetos não A/R (UNFCCC, 2006a; Wit *et al.*, 2022). Para projetos no escopo setorial AFOLU, o período de crédito geralmente varia entre 20 e 100 anos, podendo ter períodos de crédito renováveis, sujeitos a revisões periódicas para assegurar a conformidade contínua com os requisitos do VCS (VERRA, 2024c). A escolha do período de emissão deve ser baseada na viabilidade e na sustentabilidade a longo prazo. A periodicidade das revisões e a capacidade de renovação visam garantir a integridade e a continuidade dos benefícios climáticos proporcionados pelos projetos (UNFCCC, 2006a)

2.2. Critérios de qualidade e integridade de projetos de carbono

A implementação e validação de projetos de carbono são suportadas por diversas ferramentas visando garantir a conformidade com os requisitos metodológicos e a eficácia. Estas ferramentas ajudam a superar desafios e barreiras comumente encontrados em projetos de compensação florestal, tais como adicionalidade, permanência, buffer, vazamento e monitoramento, relatório e verificação (MRV) (Gren; Aklilu, 2016; Carton; Anderson, 2017). A adicionalidade é a prova de que o projeto causa uma redução nas emissões de GEE ou um aumento na fixação de carbono.

Para demonstrar a adicionalidade é necessário mostrar que o financiamento do projeto de carbono levou a um aumento na fixação de carbono ou a uma redução nas emissões. Isto pode ser feito comprovando a viabilidade financeira do projeto ou evidenciando barreiras que só podem ser superadas através do financiamento de carbono (Pearson; Brown; Andrasko, 2008). A definição de uma linha de base bem estabelecida é um critério fundamental por contabilizar corretamente as emissões de carbono antes da implementação do projeto de compensação (Probst *et al.*, 2024). Qualquer redução nas emissões de carbono acima da linha de base é considerada adicional, fortalecendo a integridade e a eficácia do projeto (Poudyal *et al.*, 2011).

A comprovação da adicionalidade enfrenta desafios devido às condições distintas que os projetos podem apresentar, incluindo composições de espécies, habitats e ecossistemas variados (Vonhedemann *et al.*, 2020). Em resposta a essa complexidade, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) elaborou a ferramenta *"Tool for the Demonstration and Assessment of Additionality"* (CDM Executive Board, 2012)", que foi adaptada pelo VCS para validar a adicionalidade dos projetos por meio da ferramenta *"Tool for the Demonstration and Assessment of Additionality in VCS Agriculture, Forestry and Other Land Use Project Activities"* (VCS Association, 2012)". Estas ferramentas fornecem uma abordagem sistemática para demonstrar e avaliar a adicionalidade dos projetos, garantindo a consistência e a credibilidade das reduções de emissões declaradas (CDM Executive Board, 2012; VCS Association, 2012).

A avaliação de adicionalidade, inicia na Etapa 0, que verifica se o projeto é inovador e pioneiro na região. Na Etapa 1, identificam-se alternativas tecnológicas e econômicas à proposta. As etapas 2 e 3 são alternativas: a Etapa 2 analisa a viabilidade econômica do projeto sem créditos de carbono, enquanto a Etapa 3 avalia barreiras que dificultam sua implementação. Por fim, a Etapa 4 compara o projeto com práticas comuns, demonstrando que a iniciativa supera o padrão local, confirmando sua adicionalidade (CDM Executive Board, 2012). Na Figura 1 é apresentado um diagrama simplificado do fluxo de decisão da ferramenta de adicionalidade.

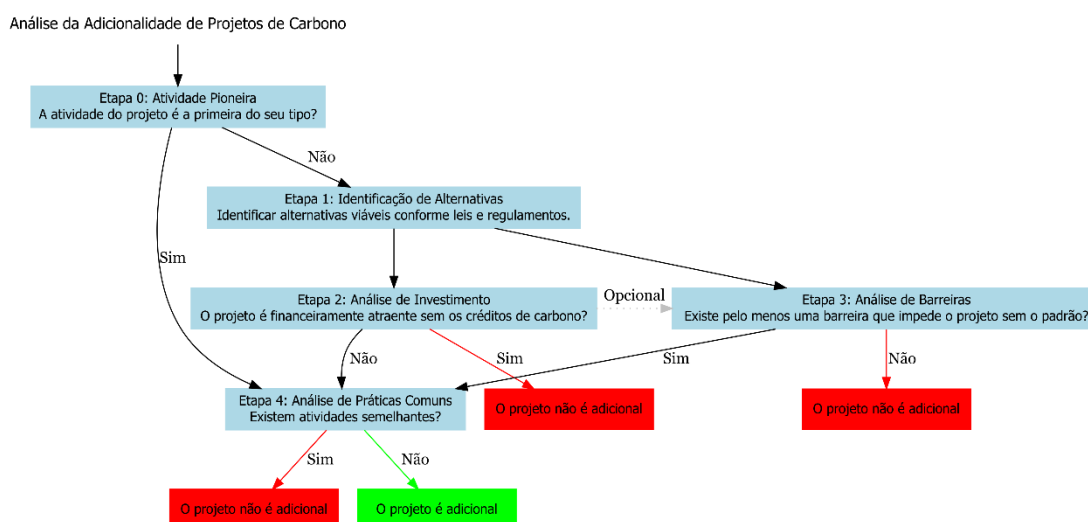


Figura 1 - Diagrama simplificado para comprovar adicionalidade.

Fonte: Elaborado pelo autor com base em CDM Executive Board (2012).

A linha de base é o cenário de referência das emissões de GEE que ocorreriam na ausência de um projeto de compensação de carbono. Elas tendem a ser fixadas por um período de 10 anos, sendo necessário serem reestimadas após esse período (West *et al.*, 2023). Em

projetos de florestamento ou reflorestamento, representa a soma das mudanças nos estoques de carbono que aconteceriam sem a atividade proposta (CGEEs, 2008). A efetividade de um projeto para evitar o desmatamento é medida pelo que ele consegue prevenir. Portanto, se uma área tinha uma previsão alta de desmatamento (a 'linha de base'), a ação de impedir esse desmatamento resulta em um ganho de carbono muito mais significativo (Brown; Masera; Sathaye, 2007).

A determinação da linha de base é importante para quantificar os benefícios adicionais proporcionados pelo projeto de carbono (Manfrinato, 2004). Isso permite a comparação entre as emissões previstas no cenário pré-projeto e as emissões reais após a implementação das atividades do projeto (Pearson; Brown; Andrasko, 2008). A linha de base real é incerta, pois, após a implementação do projeto, o cenário pré-projeto se torna uma simulação (Haya *et al.*, 2023). A credibilidade e o conservadorismo da linha de base são importantes para a quantificação dos créditos de compensação (Griscom *et al.*, 2009). Ela é comumente determinada através da abordagem “*Business as usual*” (BAU) (Figura 2a, Figura 2b). A abordagem BAU projeta um cenário contínuo sem intervenções, permitindo uma comparação ao longo do tempo com e sem a implementação de projetos de mitigação (Beane *et al.*, 2008; Poudyal *et al.*, 2011).

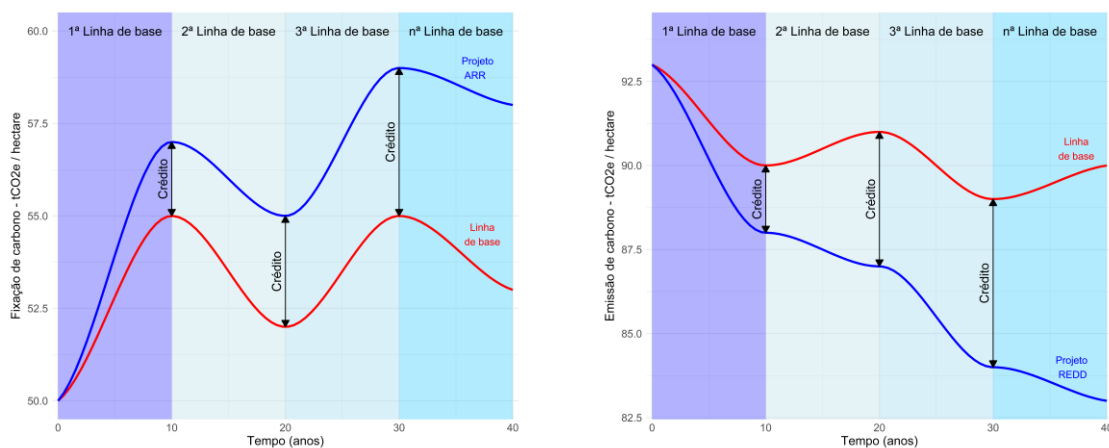


Figura 2a: Comportamento da Fixação e Emissão de carbono na linha de base, referente a atividades ARR. Figura 2b: Comportamento da Fixação e Emissão de carbono na linha de base, referente a atividades REDD/REDD+.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A construção da linha de base para projetos de carbono envolve duas etapas principais: a projeção da mudança no uso da terra e a quantificação dos estoques de carbono correspondentes na vegetação e no solo (UNFCCC, 2006a). As metodologias incluem dados históricos sobre o uso da terra, variáveis sociais como crescimento populacional e principais

atividades econômicas da população local, além de modelagem geográfica utilizando sistemas de informação geográfica (SIG) (Brown *et al.*, 2007). Em muitos, a extrapolação de médias ou tendências históricas de desmatamento são utilizadas para informar suas linhas de base (West *et al.*, 2020).

Os modelos baseados em dados históricos de cobertura florestal e densidade populacional simulam a mudança de cobertura florestal ao longo do tempo, utilizando uma curva logística que descreve a expansão de áreas não florestais (Brown *et al.*, 2007). Esses modelos apresentam vantagens, como a necessidade de poucos dados, o que potencialmente reduz os custos, e a aplicabilidade a grandes regiões. Outro modelo considera mudanças impulsionadas pelo crescimento populacional e pela gestão da terra, levando em conta a área inicial dos principais usos da terra e a terra agrícola necessária por pessoa (Faeth; Cort; Livernash, 1994). Esse modelo é vantajoso por ser aplicável a várias escalas e por poder modelar muitos tipos de atividades de mudança no uso da terra. Por fim, modelos de modelagem geográfica simulam mudanças no uso da terra de forma espacialmente explícita, utilizando dados distribuídos espacialmente para simular dinâmicas de paisagem em um SIG (Brown *et al.*, 2007). Esses modelos empregam camadas de dados espaciais de fatores biofísicos e socioeconômicos para explicar o padrão de desmatamento, proporcionando uma análise detalhada das dinâmicas de mudança no uso da terra (Pontius; Cornell; Hall, 2001).

A permanência é um critério essencial nos projetos de fixação de carbono, representando a durabilidade do carbono capturado em tais iniciativas. A falta de garantias de permanência suscita dúvidas sobre a validade dos créditos de compensação florestal (Pearson; Brown; Andrasko, 2008). A permanência indica se a compensação é irreversível ou se o carbono capturado continua retido (Poudyal *et al.*, 2011).

Projetos florestais de compensação estão sujeitos a riscos de reversão devido a eventos inesperados, como incêndios, doenças ou extremos climáticos, que podem liberar o carbono armazenado (Marques, 2018). Além dos riscos naturais, há riscos de mercado e custos de oportunidade da terra (Cooley *et al.*, 2012). A correlação positiva entre os riscos associados aos projetos de fixação de carbono tem potencial para comprometer a integridade e a eficácia dos programas de créditos de carbono (Simpson *et al.*, 2021).

Riscos geograficamente interconectados dentro de uma mesma região ecológica podem agravar este impacto; por exemplo, um incêndio em determinada área pode propagar-se para regiões adjacentes. A interrelação entre eventos distintos, como surtos de insetos e incêndios, pode influenciar o risco total ao programa, tanto de forma positiva quanto negativa (Cooley *et*

al., 2012). Práticas de manejo florestal, como o desbaste e a realização de queimadas controladas são estratégias efetivas na mitigação desses riscos (Daigneault; Miranda; Sohngen, 2010).

Além dos fatores naturais, variáveis econômicas, como a volatilidade do custo de oportunidade da terra, podem influenciar a permanência de projetos florestais (Kim; Mccarl; Murray, 2008). Ajustar o valor dos pagamentos com base na relação entre as flutuações dos preços do carbono e das commodities agrícolas pode ser uma estratégia para aumentar a probabilidade de que as terras permaneçam florestadas (Engel *et al.*, 2015). Uma outra opção consiste em aumentar os pagamentos fixos, mitigando o risco financeiro para o proprietário da terra ao aplicar recursos em projetos de compensação florestal (Mason, 2018).

No âmbito do mercado internacional, devido à característica de não permanência do carbono em projetos florestais, os créditos de carbono são concedidos sob duas modalidades: Créditos de Emissão Reduzida Temporária (tCER) com duração de cinco anos e Créditos de Emissão Reduzida Longa (lCER) com duração igual ao período de emissão de crédito do projeto (UNFCCC, 2004; Brasil, 2009). Após a expiração dos créditos temporários de carbono, torna-se mandatório substituí-los para manter a conformidade com os compromissos de mitigação de emissões (Chomitz; Lecocq, 2004). A substituição pode ser feita por Unidades de Quantificação de Absorção (UQAs), Reduções Certificadas de Emissões (RCEs), Unidades de Redução de Emissões (UREs) ou Unidades de Remoção de Emissões (URMs), ou ainda por novos tCERs ou lCERs emitidos após reavaliação do projeto (Brasil, 2009; Marques, 2018).

Os créditos de carbono temporários não podem ser trocados na proporção de um para um com créditos de carbono permanentes, pois estes últimos possuem maior valor devido à sua durabilidade, garantindo a remoção do CO₂ da atmosfera por períodos mais longos (Van Kooten, 2009). Consequentemente, os créditos de carbono temporários apresentam um preço menor em comparação aos créditos de carbono permanentes (Koning *et al.*, 2005). Os créditos temporários, considerados sumidouros enquanto ativos, tornam-se emissores de CO₂ após a expiração (Van Kooten, 2008). Ainda, os créditos temporários eram somente para cumprir as metas do protocolo de Quioto, sendo apenas dos projetos do MDL.

As preferências por créditos temporários ou permanentes variam entre vendedores e compradores: os primeiros tendem a favorecer os créditos temporários devido à maior flexibilidade no manejo da terra; os segundos, por sua vez, buscam soluções mais duradouras e seguras (Gren; Aklilu, 2016). O preço de equilíbrio de um crédito temporário é inversamente proporcional à duração de um crédito permanente (Maréchal; Hecq, 2006).

Por outro lado, o VCS, por trabalhar com VCU (*Verified Carbon Units*), categoriza os riscos associados aos projetos AFOLU em internos, externos e naturais (VERRA, 2024a). Os riscos internos abrangem aspectos como a gestão do projeto, a viabilidade financeira, o custo de oportunidade e a longevidade do projeto. Os riscos externos incluem questões relativas à titularidade de terras e recursos, ao engajamento das partes interessadas e aos riscos políticos (Simpson *et al.*, 2021). Em contrapartida, os riscos naturais levam em conta eventos históricos e projeções de mudanças climáticas futuras que podem impactar adversamente a permanência do carbono sequestrado, como incêndios, pragas, doenças e eventos climáticos extremos (VERRA, 2019).

Esses riscos são quantificados em percentuais e somados para gerar uma pontuação de risco geral do projeto. A partir dessa pontuação, calcula-se o percentual de créditos de carbono que deve ser reservado em uma conta de buffer (VERRA, 2024c). O buffer, por sua vez, é considerado como um plano de contingência para qualquer risco de reversão de captura de carbono que possa vir a ocorrer (Todd, 2012; Haya *et al.*, 2023).

O cálculo do buffer é efetuado multiplicando a pontuação de risco geral pelo estoque líquido de carbono do projeto, conforme reportado no processo de monitoramento e verificação (VERRA, 2024c). Este produto determina a quantidade de créditos de carbono que deve ser depositada na conta de buffer para mitigar os riscos identificados, assegurando assim a integridade ambiental do projeto a longo prazo (VERRA, 2024c). A forma como o buffer é quantificado pode não ser suficiente a longo prazo. Estudos sugerem que a quantidade de créditos de carbono reservados no buffer pode ser inadequada para cobrir todos os riscos identificados ao longo do tempo, o que compromete a integridade ambiental dos projetos (Badgley *et al.*, 2023).

A fuga de carbono, também conhecida como vazamento de carbono, ocorre quando atividades emissoras de GEE são deslocadas para outras regiões fora dos limites de um projeto, resultando em um aumento nas emissões globais desses gases (Motta, 2018). Esse fenômeno é caracterizado pela transferência de emissões para áreas não abrangidas pelo projeto original, exemplificada pela realocação de atividades que geram emissões (Pearson; Brown; Andrasko, 2008), podendo anular um valor considerável do carbono capturado pelos projetos florestais (Sedjo; Sohngen, 2000).

Segundo Lasco *et al.* (2006), o ápice de fuga/vazamento ocorre nos dez primeiros anos após a implementação dos projetos. Além disso, Lasco *et al.* (2006) conclui que a implementação de técnicas conservacionistas pelas comunidades responsáveis pelo vazamento

pode acarretar um saldo líquido de CO₂ equivalente, frisando a importância de que os projetos fornecem benefícios para as comunidades locais e seu ambiente (Dyer; Nijnik, 2014). Segundo Todd (2012), existem dois tipos principais de fuga: por mudança de atividade e por mudança de mercado. Quando a implantação do projeto resulta em desmatamento ou degradação florestal em outras regiões tem-se a fuga devido ao desenvolvimento (Meyfroidt *et al.*, 2020).

O conceito de vazamento, ou fuga, refere-se às atividades realizadas em áreas externas ao limite do projeto, conhecidas como áreas de fuga (Haya *et al.*, 2023). Essas áreas denominadas faixa ou cinturão de fuga (Leakage Belt), representam a região mais suscetível a receber algum tipo de atividade indesejada devido à implementação do projeto. Para amenizar o risco de fuga é necessário monitorar possíveis atividades que possam causar vazamento (CDM Executive Board, 2022; VERRA, 2024a). Além determinar e controlar o local de fuga é necessário determinar sua intensidade, ou seja, determinar o Fator de deslocamento de fuga/vazamento (Brown *et al.*, 2000). Este fator é determinado com base nas condições de aplicabilidade da metodologia empregada, podendo variar ao longo do período do projeto, ou até mesmo ser contabilizado como zero caso as atividades propostas de vazamento sejam consideradas insignificantes (Ravindranath *et al.*, 2007).

Estimativas indicam que, para atividades florestais destinadas a sequestrar carbono, os vazamentos podem variar de 5% a 93%, dependendo do tipo de projeto e sua localização (Murray; McCarl; Lee, 2004; Sohngen; Brown, 2008). O vazamento é menor em projetos de florestamento, onde a terra do projeto possui baixo custo de oportunidade, entretanto, pode ser maior em terras produtoras de commodities negociadas em mercados regionais (Sathaye; Andrasko, 2007). Ademais, Sathaye e Andrasko (2007), por meio de revisão bibliográfica, determinaram que projetos de desmatamento evitado estão mais sujeitos a fuga do que projetos relacionados a atividades de florestamento.

A fuga influencia a quantidade líquida de créditos de carbono emitidos e é um dos principais desafios da silvicultura de carbono (Nijnik; Halder, 2013). Quanto menor for o vazamento, maior será a quantidade de créditos de carbono emitidos (Brasil, 2009). Devido a este impacto direto na viabilidade econômica do projeto, a implementação de estratégias robustas de monitoramento e mitigação do vazamento é essencial para assegurar a eficácia das iniciativas de compensação de carbono.

2.3. Estimação de GEE emissões e reduções

A quantificação das reduções e remoções de emissões de GEE depende da metodologia aplicada. A estimativa de GEE foca na quantificação de CO₂ que será removido da atmosfera

ou que terá sua emissão evitada. Embora outros GEE possuam maior potencial de aquecimento global, o CO₂ é mais abundante na atmosfera e, devido à sua estabilidade química, tem um tempo de vida indeterminado, podendo permanecer por centenas a milhares de anos (Myhre *et al.*, 2013; IPCC, 2023a). O CO₂ é mais fácil de quantificar e monitorar por meio de observações atmosféricas de torres, aeronaves e satélites, combinadas com dados econômicos (Boesch *et al.*, 2021). Considerar o CO₂ como o principal GEE permite a padronização das políticas climáticas e a criar mercados voltados para emissões e projetos de compensação de carbono (Ellerman; Buchner, 2007). A conversão dos GEE para CO₂ é essencial para quantificar as emissões e remoções, sendo fundamental padronizar a quantificação (IPCC, 2009).

O carbono (C), com massa molecular de 12 g/mol é o principal componente do dióxido de carbono (CO₂), que por sua vez tem massa molecular de 44 g/mol (12 g/mol de carbono + 32 g/mol de oxigênio). Para converter uma quantidade de carbono para a quantidade correspondente de dióxido de carbono é utilizada a relação entre as massas moleculares (Face, 1993): $CO_2 = 44/12$ (Eq 1), em que: CO₂ = dióxido de carbono; C = carbono. Para converter outros GEE em dióxido de carbono equivalente (CO_{2e}), multiplica-se a quantidade do gás pelo seu potencial de aquecimento global (GWP) específico (Paiva, 2008): $CO_{2e} = GEE * GWP$ (Eq 2), em que: CO_{2e} = dióxido de carbono equivalente; GEE = gás de efeito estufa; GWP = potencial de aquecimento global.

O Protocolo de Kyoto adotou um horizonte temporal de 100 anos, pois este representa a média dos três horizontes temporais (20, 100 e 500 anos) apresentados nos relatórios do IPCC (2023b). A Tabela 1 apresenta o GWP e a contribuição para aquecimento global para os GEE considerados no Protocolo de Kyoto.

Tabela 1: Potencial de Aquecimento Global aproximado para Gases de Efeito Estufa

Gases	Período de vida (Anos)	GWP 20	GWP 100	GWP 500	Contribuição para aquecimento Global
CO ₂	Não definido	1	1	1	76%
CH ₄	12,4	84	28	6,5	12%
N ₂ O	121	264	265	170	11%
HFC-23	222	10800	12400	9800	<1%
SF ₆	3200	17500	23500	34900	<1%
PFC-14	50000	4880	6630	10700	<1%

Fonte: IPCC, 2023b; KARGARI e RAVANCHI, 2012; MYHRE *et al.*, 2013

Nos projetos florestais e de uso da terra o C é determinado conforme a natureza da atividade realizada, se enquadrando em três grandes categorias (Haya *et al.*, 2023). Com base na quantidade e no crescimento da vegetação envolvida no projeto (atividades ARR), pelo volume de vegetação preservada, no caso de atividades REDD/REDD+ (Jagger *et al.*, 2009) e pelas árvores que permanecem de pé, subtraindo-se a quantidade de madeira extraída conforme o plano de manejo sustentável (atividades de IFM)

Além do carbono presente nas árvores, os compartimentos de carbono em atividades AFOLU incluem biomassa aérea, biomassa abaixo no solo, serrapilheira, madeira morta, carbono orgânico no solo e produtos madeireiros (IPCC, 2006). A inclusão desses compartimentos pode variar conforme a metodologia adotada no projeto. (Tabela 2).

Tabela 2: Estoques de carbono considerados conforme as metodologias ativas (1/7/2024) do UNFCCC e VERRA para atividades AFOLU.

Metodologia	Tipo	BAS	BBS	MM	SP	COS	PM
ACM0003	AR	Sim	Sim	OPC	OPC	OPC	-
AM0014	AR	Sim	Sim	OPC	Não	OPC	-
AMS0003	AR	Sim	Sim	OPC	Não	OPC	-
AMS0007	AR	Sim	Sim	OPC	OPC	OPC	-
VM0003	IFM	Sim	Sim	CON	Não	Não	CON
VM0005	IFM	Sim**	OPC	Sim	Não	Não	Sim
VM0006	REDD	Sim**	OPC	OPC	Não	OPC	Sim
VM0007	REDD	Sim**	Sim	OPC	OPC	Sim	Não
VM0010	IFM	Sim**	Não	CON	Não	Não	Sim
VM0011	IFM	Sim**	Não	Sim	Não	Não	Sim
VM0012	IFM	Sim**	Sim	Sim	Não	Não	Sim
VM0015	REDD	Sim**	CON	CON	CON	CON	Sim
VM0022	AGRIC	Não	Não	Não	Não	Sim	Não
VM0032	AGRIC	OPC**	Não	Não	Não	Sim	Não
VM0033	REST	Sim**	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
VM0034	ARR/IFM/ REDD	CON**	CON	CON	CON	CON	CON
VM0035	IFM	Sim**	Sim	Sim	Não	Não	Não
VM0036	REST	Sim**	Sim	OPC	OPC	Sim	OPC
VM0042	AGRIC	OPC**	OPC**	Não	Não	Sim	Não

VM0045	IFM	Sim**	Sim	Sim	Não	Não	CON
VM0047	ARR	OPC**	OPC**	OPC	OPC**	OPC**	Não
VM0048	REDD	Sim**	OPC**	OPC	OPC	CON	OPC

** : A metodologia possui distinção entre arbóreo e não arbóreo; CON: Condicional, depende de critérios específicos da metodologia; OPC: Opcional, permite inclusão, mas não é obrigatório; BAS: Biomassa Acima do Solo; BBS: Biomassa Abaixo do Solo; MM: Madeira Morta; SP: Serrapilheira; COS: Carbono Orgânico do Solo; PM: Produto Madeireiro; AR = Florestamento/Reflorestamento; IFM = Manejo Florestal Melhorado; REDD = Redução de Emissões do Desmatamento e da Degradação Florestal; AGRIC = Agricultura; REST = Restauração; ARR = Florestamento, Reflorestamento e Revegetação.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O estoque de carbono é obtido pela relação direta entre a quantidade de biomassa e o teor de carbono (Carvalho *et al.*, 2021). A biomassa pode ser obtida por métodos destrutivos (Westlake, 1966; Singh *et al.*, 2011) ou não destrutivos (Soares; Paula Neto; Souza 2011). Conforme os módulos recomendados pelo VCS e o MDL, a quantificação do CO₂ nos cenários de linha de base e no cenário pós-implementação do projeto deve seguir um cronograma específico. As medições iniciais dos estoques de carbono orgânico do solo devem ocorrer dentro de ± 5 anos do início do projeto, e as reestimativas devem ser feitas a cada 10 anos para manter a validade dos dados de linha de base (VERRA, 2023a)

Estoque de carbono acima e abaixo do solo.

O estoque de carbono acima do nível do solo é dividido em biomassa viva arbórea e não arbórea. Sua medição é feita na maioria das vezes em parcelas de área fixa ou pontos de amostragem instalados na área. Dois desafios são: grande heterogeneidade, densa cobertura florestal e vegetação rasteira, que comprometem a precisão das equações alométricas locais e a estimativa por varredura terrestre a laser (Rahman *et al.*, 2017) e custo relativamente alto da quantificação direta da biomassa por métodos destrutivos (Vieira *et al.*, 2008). No caso de emprego de método não destrutivo podem ser utilizados fator de densidade para converter o volume em massa. A estimativa direta é mais indicada por apresentar maior precisão (Campos; Leite, 2017).

O método que utiliza o fator de densidade, apesar de ser mais fácil de calcular, apresenta menor precisão devido ao grande número de variáveis que influenciam a densidade, tais como a difícil determinação em campo, a variação ao longo do fuste (Nogueira; Nelson; Fearnside, 2005), a variação entre espécies e grupos taxonômicos (Zanne *et al.*, 2009), a variação ao longo

de gradientes amazônicos (Chave *et al.*, 2009; Mitchard *et al.*, 2014) e a influência das condições ambientais locais (Lobão, 2011).

O uso de equações alométricas generalizadas para as quantificações tem sido frequente. Equações propostas por diversos autores são recomendadas para essa finalidade, incluindo Chave *et al.* (2014), Chave *et al.* (2005), Brown *et al.* (1997), Nogueira *et al.* (2008) e Pearson, Walker e Brown (2005). Grande parte das equações alométricas ajustadas são direcionadas para quantificar a biomassa do fuste, não considerando os demais componentes da árvore, como galhos e folhas. Para contornar essa limitação, utiliza-se o fator de expansão de biomassa (BEF), que está relacionado a variáveis estruturais da floresta (Brown; Lugo, 1992). A aplicação desse fator na biomassa do fuste permite obter a biomassa aérea total, considerando todos os componentes arbóreos (Nogueira *et al.*, 2008).

A variação regional da biomassa nas florestas pode afetar diretamente o valor do BEF, podendo levar a diferentes abordagens para o seu uso. Higuchi *et al.* (1998) determinaram diferentes valores de BEF por classes de diâmetro enquanto Brown, Gillespie e Lugo (1989), na Venezuela, estabeleceram valores de BEF conforme a quantidade de biomassa dos fustes obtida.

A biomassa aérea de vegetação não-arbórea inclui árvores menores que o tamanho mínimo das árvores medidas no estoque de biomassa arbórea, além de arbustos, bambus, palmeiras, entre outros (Cardoso; Nicodemo; Lacerda, 2020; Vieira *et al.*, 2008). A vegetação aérea não-arbórea pode ser amostrada utilizando quadros de amostragem destrutiva e/ou, quando adequado, em parcelas de amostragem em combinação com equações alométricas (He *et al.*, 2018; Da Silva *et al.*, 2015; Ali *et al.*, 2015).

A região abaixo do solo é uma área de intensa interação entre plantas, organismos simbióticos e microrganismos da rizosfera de vida livre (Bardgett; Mommer; De Vries, 2014). Devido a essa proximidade, o carbono presente nas raízes apresenta maior estabilidade em comparação ao carbono presente na parte aérea (Rasse; Rumpel; Dignac, 2005). Além disso, as raízes desempenham um papel direto no crescimento das plantas, impactando diretamente o acúmulo de carbono (Waring; Powers, 2017). Por esses motivos, a quantificação da biomassa e do carbono abaixo do solo é importante, podendo ser feita de forma destrutiva, através da coleta de amostras em trincheiras (Costa *et al.*, 2014), ou por meio de equações (Cairns *et al.*, 1997). A relação raiz/parte aérea (R) também é recomendada (Jackson *et al.*, 1996). Ela varia com a espécie e o sítio, servindo como um indicador da estratégia adaptativa das plantas ao

ambiente (Lopez *et al.*, 2023; Agathokleous *et al.*, 2019), é negativamente correlacionada com a precipitação média anual e positivamente com a idade do povoamento.

O CO₂e da biomassa arbórea e não arbórea pode ser calculado através do BEF (CDM Executive Board, 2015b):

$$CO_{2basj} = Wd_j * BEF_j * (1 + R_j) * CF * \frac{1}{A} * \frac{44}{12} * \sum_{k=1}^k V_j(x_k; y_k) \text{ (Eq 3), ou,}$$

$$CO_{2basj} = (1 + R_j) * CF * \frac{1}{A} * \frac{44}{12} * \sum_{k=1}^k f_j(x_k; y_k) \text{ (Eq 4), em que: } CO_{2basj} = \text{dióxido de carbono equivalente para biomassa viva, em t.ha}^{-1}; Wd_j = \text{densidade da madeira da espécie } j; \text{ kg/m}^3; BEF = \text{fator de expansão de biomassa para a espécie } j; R = \text{razão raiz/parte aérea para a espécie } j. \text{ valor padrão de 0,25 para arvores, e 0,40 para arbustos; CF = fator de conversão de biomassa para carbono. Valor padrão de 0,47; A = área do projeto em hectares; } V_j(x_k; y_k) = \text{equação volumétrica do indivíduo } k \text{ da espécie } j; f_j(x_k; y_k) = \text{função alométricas do indivíduo } k \text{ da espécie } j; x; y = \text{variáveis do modelo.}$$

Ainda há a possibilidade de estimar a biomassa arbustiva por meio de valores padrões conforme a equação 5, sugerida pelo MDL (CDM Executive Board, 2015b):

$$CO_{2arb,i} = CF * \frac{1}{A} * \frac{44}{12} * (1 + R) * \sum_i (BDR_{sf} * B_f * CC_{arb,i}) \text{ (Eq 5),}$$

em que: $CO_{2arb,i}$: dióxido de carbono equivalente para arbustos, em t/ha; BDR_{sf} : razão da biomassa dos arbustos por hectare em terras com cobertura de copa de arbustos. Um valor padrão de 0,10 deve ser usado, a menos que informações transparentes e verificáveis possam justificar um valor diferente; B_f : conteúdo padrão de biomassa acima do solo em florestas na região/país onde a atividade do projeto de A/R CDM está localizada; em t.ha⁻¹; $CC_{arb,i}$: cobertura de copa de arbustos no estrato de estimativa de biomassa de arbustos i no momento da estimativa; R = razão raiz/parte aérea para a espécie j . Valor padrão de 0,40; CF = fator de conversão de biomassa para carbono; Valor padrão de 0,47; A = área do projeto em hectares;

Estoque de carbono em madeira morta.

A madeira morta, caracterizada como toda a biomassa arbórea não viva, excluindo serapilheira e detritos, abrange detritos lenhosos em pé ou caídos, bem como tocos (FAO, 2006). Este componente representa aproximadamente 10% do carbono armazenado nas florestas globais (FAO, 2010) e sua decomposição constitui o processo preponderante no balanço de carbono do solo (Berg; Mcclaugherty, 2014).

A inclusão da madeira morta nos inventários florestais nacionais tem se tornado cada vez mais comum devido à sua importância na retenção de carbono a longo prazo (Woodall *et*

al., 2009). A madeira morta representa uma fração significativa do carbono armazenado nas florestas (Allard; Park, 2013). A densidade da madeira diminui à medida que se decompõe (Harmon; Krankina; Sexton *et al.*, 2000), podendo reduzir seu valor em até três vezes, desde o estágio vivo para o estágio avançado de decomposição (Bütler *et al.*, 2007). O IPCC (2006) propôs o uso dos seguintes fatores de redução da densidade: 1 para madeira sem indícios de decomposição, 0,8 para madeira em estágio intermediário de decomposição e 0,45 para madeira podre; para árvores mortas em pé:

- 1) Árvores com galhos e ramos que se assemelham a uma árvore viva (exceto pelas folhas): a biomassa da madeira morta é igual à biomassa total da árvore multiplicada por um fator de redução de biomassa igual a 0,975.

Árvores com sinais de decomposição (além da perda de folhas), incluindo perda de ramos, galhos ou copa: a biomassa da madeira morta é igual à biomassa total da árvore multiplicada por um fator de redução de biomassa igual a 0,80. Esses fatores são multiplicados pela densidade da madeira viva. Para estimar $CO_{2e,t,j}$ utilizando o fator de expansão de biomassa, pode ser utilizada a equação 6 (CDM Executive Board, 2015a):

$$CO_{2e,t,j} = Wd_j * BEF_j * (1 + R_j) * CF * \frac{1}{A} * \frac{44}{12} * \sum_{k=1}^k V_j(Dap_k; Ht_k) * \alpha_{rb} \text{ (Eq 6)},$$

em que: $CO_{2e,t,j}$ = dióxido de carbono equivalente para madeira morta em pé, em t.ha⁻¹; Dap = diâmetro a 1,3 m de altura; Ht = altura total do toco, em metros; Wd_j = densidade da madeira, por espécie, em kg/m³; CF = fator de carbono; R = relação raiz/parte aérea; β_{dc} = fator de redução de densidade da madeira morta; A = área da parcela, em hectares; j = espécie arbórea; dc = classe de decomposição; k = toco de madeira morta da espécie j . Para estimar $CO_{2e,t,j}$ utilizando equação 7 (CDM Executive Board, 2015a):

$$CO_{2e,t,j} = (1 + R_j) * CF * \frac{1}{A} * \frac{44}{12} * \sum_{k=1}^k f_j(Dap_k; Ht_k) * \alpha_{rb} \text{ (Eq 7)},$$

em que: $CO_{2e,t,j}$ = dióxido de carbono equivalente para madeira morta em pé, em t.ha⁻¹; $f_j(Dap_k; Ht_k)$ = equação alométrica para a devida espécie; Dap = Diâmetro à altura do peito, em metros; Ht = altura total do toco, em metros; CF = fator de carbono. valor padrão de 0,47; R = relação raiz/parte aérea; α_{rb} = fator de redução de biomassa para árvore morta em pé; A = área da parcela, em hectares; j = espécie arbórea; k = toco de madeira morta da espécie j

No caso de toco morto em pé a fórmula de Smalian pode ser utilizada resultando na equação 9 (VERRA, 2023f):

$$CO_{2etc_{dc,j}} = Wd_j * (1 + R_j) * CF * \beta_{dc} * \frac{1}{A} * \frac{44}{12} * \sum_{k=1}^k \left(\frac{Abs + Atp}{2} * H \right) \text{ (Eq 9)}, \text{ em que } Abs \text{ e } Atp$$

são as áreas seccionais na base e no topo do toco e CF é fator de carbono, em geral 0,47.

O volume de madeira morta caída por unidade de área é estimado usando a equação de Warren e Olsen (1964), modificada por Van Wagner (1968) (Equação 10), e agrupado por classe de densidade (sã, intermediária e podre) usando o “teste do facão”, conforme recomendado pelo IPCC (2003), Penman *et al.* (2003) e CDM Executive Board, (2015a). A aplicação dos parâmetros nesta equação permite obter o valor de CO₂e para madeira morta caída em t.ha⁻¹.

$$CO_2e_{DWL,dc} = \frac{\pi^2}{8L} * (\sum_{n=1}^N D_{dc,n}^2) * Wd_j * CF * \frac{44}{12} * \beta_{dc} * \frac{1}{A} \text{ (Eq 10)}$$

em que: $CO_2e_{DWL,dc}$ = dióxido de carbono equivalente para madeira morta caída, em t/ha; $D_{dc,n}$ = diâmetro da peça n de madeira morta ao longo do transecto, em metros; l = tamanho do transecto (100 m); Wd_j = densidade da madeira por espécie, em kg/m³; CF = fator de carbono. valor padrão de 0,47; β_{dc} = fator de redução de densidade da madeira morta; dc = classe de decomposição; a = área da parcela, em hectares.

Estoque de carbono em serrapilheira.

A serrapilheira desempenha um papel biogeoquímico essencial nos ecossistemas, conectando os reservatórios de carbono acima e abaixo do solo e constituindo uma etapa crucial no ciclo do carbono (Chave *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2004). No contexto do manejo florestal como estratégia para capturar e armazenar CO₂, é importante quantificar a serrapilheira florestal, sua variação geográfica e os fatores que a influenciam (Matthews, 1997). Entre esses fatores, a temperatura e a precipitação destacam-se como principais influenciadores (Liu *et al.*, 2004; Neumann *et al.*, 2018).

A serrapilheira é a camada de matéria orgânica morta que se acumula sobre o solo. Esta camada é composta por folhas, galhos, cascas e outros materiais com diâmetro inferior a 10 cm, englobando diversos estágios de decomposição. Além disso, pode incluir raízes finas que não são facilmente distinguíveis da matéria morta (Penman *et al.*, 2003; Maas *et al.*, 2021; Matthews, 1997). Quando composta por folhas largas e gramíneas ela apresenta as maiores taxas de decomposição, enquanto componentes com alto teor de lignina, como madeira, casca e agulhas de coníferas, decompõem-se de forma mais lenta (Zhang *et al.*, 2008). Essas variações nas taxas de decomposição influenciam significativamente os estoques de carbono no solo florestal (Domke *et al.*, 2016; Moraes *et al.*, 2017). A decomposição é influenciada pelo clima, composição da serrapilheira e organismos presentes no solo (Lavelle *et al.*, 1993). A quantificação de serrapilheira é feita por amostragem, por exemplo utilizando gabaritos e 50 cm².

A concentração de CO₂ na serrapilheira pode ser quantificada através da equação 11 (VERRA, 2023g, CDM Executive Board, 2015a):

$CO_{2elt p,i} = \frac{44}{12} * CFlt * \frac{1}{A_{p,i}} * \sum_{p,i} Blt_{umida} * RP$ (Eq 11), em que: $CO_{2elt p,i}$ = estoque médio de dióxido de carbono equivalente na serrapilheira para o estrato i , em t.ha⁻¹; Blt_{umida} = biomassa da serrapilheira na parcela amostral p no estrato i , kg m.s. $CFlt$ = fração de carbono na serrapilheira, valor padrão 0.37; $A_{p,i}$ = área total de todas as parcelas amostrais no estrato i , em hectares; RP = relação entre peso seco e peso úmido; $p = 1, 2, 3, \dots$ parcelas amostrais no estrato i ; $i = 1, 2, 3, \dots$ estratos; $\frac{44}{12}$ = razão da massa molecular do CO₂ para carbono;

O MDL ainda apresenta uma abordagem conservadora para estimar a serrapilheira de forma indireta, por meio da aplicação de um fator padrão que expressa o estoque de carbono da serrapilheira como percentual do estoque da biomassa viva acima do solo, no Brasil, 1% (CDM EXECUTIVE BOARD, 2015a).

A equação $CO_{2elt} = CO_{2bas} \times DFLI$ (Eq 12) pode ser utilizada, sendo que: CO_{2elt} = dióxido de carbono equivalente da serrapilheira; CO_{2bas} = dióxido de carbono equivalente da biomassa acima do solo; $DFLI$ = fator de decomposição da serrapilheira;

Estoque de carbono orgânico do solo.

A importância do carbono orgânico do solo (COS) desempenha um papel crítico na regulação do ciclo do carbono, contribuindo para a mitigação das alterações climáticas e aumentando a resiliência às mudanças ambientais (Smith *et al.*, 2019). sistemas de cultivo conservacionistas, como o plantio direto, a rotação de culturas e a incorporação de resíduos de colheita, pode aumentar os estoques de COS (Lal *et al.*, 2018; Smith *et al.*, 2016).

A capacidade do solo de atuar como sumidouro de carbono é uma estratégia eficaz de mitigação das mudanças climáticas, pois contribui para a remoção de CO₂ da atmosfera e sua estabilização na forma de COS (Lal, 2004). Além disso, a preservação dos estoques de carbono orgânico no solo melhora a resiliência dos ecossistemas agrícolas e florestais às mudanças climáticas, promovendo a retenção de água e nutrientes, aumentando a resistência a pragas e doenças e reduzindo o risco de erosão (Blair *et al.*, 2006).

O potencial de fixação de COS é específico da região e condicionado pelo clima, pelo uso da terra, pela gestão e por fatores edáficos (Padarian *et al.*, 2022). Alterações no uso do solo podem afetar significativamente as características físicas e químicas do solo, com a mudança de floresta para pastagens reduzindo a quantidade de COS presente no solo (Jafarian; Kavian,

2013). Isso explica a razão pela qual a quantificação do COS não é exigida em todos os projetos de compensação de carbono.

As estimativas do COS são tratadas de duas formas principais. A primeira envolve a amostragem de campo e análise laboratorial por combustão seca, oxidação por dicromato ou método Walkley-Black, quantificando a quantidade de carbono por estrato e extrapolando para toda a área (Pearson; Walker; Brown, 2005). A segunda metodologia é por meio da modelagem, que é essencial para prever mudanças no estoque de carbono ao longo do tempo. Estimativas dos estoques de COS dependem dos valores iniciais de COS, determinados por amostragem física e medições do teor de carbono do solo (Smith *et al.*, 2019).

A profundidade de amostragem para quantificação de COS (de 20 a 100cm) é mantida constante durante o período do projeto (Angers; Eriksen-Hamel, 2008; Paustian *et al.*, 2016). Para amostras mais profundas, muitas vezes é necessário maquinário específico, tornando a tarefa onerosa (Smith *et al.*, 2019). A combinação de medições diretas (na escala da parcela) e modelagem (em escalas espaciais maiores) tem sido utilizada para estimar a mudança de carbono no solo em plataformas nacionais de inventário de GEE (Vandenbygaart *et al.*, 2008).

O VCS, devido ao seu foco em atividades além de AR, detalha a coleta e análise de amostras de solo para a determinação direta do carbono orgânico do solo, sendo feita tanto para pré-desmatamento quanto pós-desmatamento. Por outro lado, o MDL utiliza uma metodologia baseada em quantificações indiretas. A estimativa no cenário pré-desmatamento pode ser obtida através da equação 13 (VERRA, 2023h):

$$Pré - CO_{2_{ecos_i}} = \frac{44}{12} * \left(\frac{\sum_{sp=1}^{p_i} (COS_{ams_{p,i}} * Dams_{p,i} * Pams_{p,i} * 100)}{200} \right) \text{ (Eq 13), em que:}$$

$Pré - CO_{2_{ecos_i}}$ = dióxido de carbono equivalente para carbono orgânico do solo no estrato i ; em $tCO_2e.ha^{-1}$; COS_{ams} = carbono orgânico do solo da amostra na parcela de amostra p no estrato i ; determinado no laboratório em g C/100 g de solo; $Dams$ = densidade aparente do solo mineral na parcela de amostra p no estrato i ; determinada no laboratório em g/cm^3 ; $Pams$ = profundidade até a qual a amostra de solo é coletada na parcela de amostra p no estrato i ; em cm; $\frac{44}{12}$ = razão do peso molecular de CO_2 para carbono; p = número de parcelas/pontos de amostra no estrato i ; i = número de estratos no cenário do projeto.

Os estoques de carbono do solo pós-desmatamento podem ser estimados por (VERRA, 2023h, CDM Executive Board, 2011a):

$$Pós - CO_{2_{ecos_i}} = COS_{ref_i} * F_{LU} * F_{MG} * F_l * \frac{44}{12} \text{ (Eq 14), em que: } Pós - CO_{2_{ecos_i}} = \text{dióxido de carbono equivalente para carbono orgânico do solo no estrato } i; tCO_2e.ha^{-1}; COS_{ref_i} = \text{valor de referência para estoque médio de carbono orgânico do solo para o estrato } i, tCO_2e.ha^{-1}; F_{LU}$$

= fator de uso da terra antes ou após a conversão, adimensional; F_{MG} = fator de manejo antes ou após a conversão, adimensional;

F_{IN} = fator de insumo antes ou após a conversão; adimensional; i = estratos no cenário do projeto; $\frac{44}{12}$ = razão do peso molecular de CO₂ para carbono.

Os valores de referência para os tipos mais comuns de solos no Brasil, conforme as Diretrizes de 2006 do IPCC para inventários nacionais de gases de efeito estufa (IPCC, 2006), estão apresentados na Tabela 3 e 4.

Tabela 3: Fatores e Estoques de Referência para Solos Tropicais Comuns no Brasil.

Fator	Categoria	Clima	Regime de Umidade	Valor
F_{LU} (Uso da Terra)	Cultivo de Longo Prazo	Tropical		0,48
		Tropical Montano	Úmido/Molhado	0,64
	Cultivo de Curto Prazo (< 20 anos) ou em Pousio (< 5 anos)	Tropical		0,82
		Tropical Montano	Úmido/Molhado	0,88
		Tropical	Seco	1,00
		Tropical	Úmido/Molhado	1,15
F_{MG} (Manejo)	Arado Completo	Tropical	Seco	1,02
		Tropical	Úmido/Molhado	1,09
	Arado Reduzido	Tropical		1,09
		Tropical Montano	Úmido/Molhado	1,09
		Tropical		0,92
		Tropical Montano	Úmido/Molhado	0,94
F_{IN} (Insumos)	Médio (resíduos retornados ao campo, fertilização mineral ou rotação com culturas fixadoras de nitrogênio)	Todos	Todos	1,00
	Alto sem esterco (produção de culturas com alta produção de resíduos, uso de adubos verdes, sem aplicação de esterco)	Tropical	Úmido/Molhado	1,11
		Tropical Montano		1,08

Fonte: IPCC, 2006.

Tabela 4: Estoques de Referência de Carbono Orgânico do Solo para Solos Minerais Comuns no Brasil.

Região Climática	Tipo de Solo	COS_{ref} (tCO ₂ /ha em 0-30 cm)
Tropical, Seco	Solos de Alta Atividade de Argila (HAC)	38
	Solos de Baixa Atividade de Argila (LAC)	35
	Solos Arenosos	31
Tropical, Úmido	Solos de Alta Atividade de Argila (HAC)	65
	Solos de Baixa Atividade de Argila (LAC)	47
	Solos Arenosos	39
Tropical, Molhado	Solos de Alta Atividade de Argila (HAC)	44
	Solos de Baixa Atividade de Argila (LAC)	60
	Solos Arenosos	66
Tropical Montano	Solos de Alta Atividade de Argila (HAC)	88
	Solos de Baixa Atividade de Argila (LAC)	63
	Solos Arenosos	34

Fonte: IPCC, 2006.

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) contabiliza as perdas no estoque de carbono para áreas onde a superfície está sujeita a perturbações, caso a área perturbada exceda 10% da área do estrato (CDM Executive Board, 2015a). Para o primeiro ano de perturbação, a perda de carbono orgânico do solo (COS) é igual a 10% do valor do COS no início do projeto. Para o período entre o ano de preparação e até 20 anos depois, a taxa de mudança no estoque de carbono é quantificada pelas equações 15 e 16 (CDM Executive Board, 2011a):

$$COS_{loss_i} = 0,1 * COS_{inicial_i} \text{ (Eq 15)}$$

$$dCOS_{i,t} = \frac{COS_{loss_i} - (COS_{inicial_i} - COS_{ref_i})}{20} \text{ (Eq 16)}$$

em que: $dCOS_{i,t}$ = taxa de mudança no estoque de COS no estrato i das áreas de terra, no ano t ; em tCO₂e.ha⁻¹.ano⁻¹; COS_{loss_i} = é a perda de COS devido à implementação de atividades de ARR; em tCO₂e.ha⁻¹.ano⁻¹; COS_{ref_i} = estoque de COS de referência correspondente à condição de referência em terras nativas, por região climática e tipo de solo aplicável ao estrato i , em tCO₂e.ha⁻¹.ano⁻¹; $COS_{inicial_i}$ = estoque de COS no início da atividade de projeto de A/R do MDL no estrato i das áreas de terra, , em tCO₂e.ha⁻¹.ano⁻¹; 0.1 = proporção aproximada de

COS perdida nos primeiros cinco anos a partir do ano de preparação do local; i = estratos de áreas de terra, adimensional;

Considerando as incertezas e a limitação inerente à precisão das estimativas baseadas em fatores utilizados nesta ferramenta, a taxa de mudança do estoque de carbono orgânico no solo (COS) não deve ser contabilizada como superior a $0,8 \text{ tCO}_2\text{e.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (VERRA, 2023h). Esta limitação assegura que as perdas de carbono no solo em projetos de reflorestamento e atividades relacionadas sejam quantificadas de forma precisa, permitindo um monitoramento adequado e a contabilização correta das variações no estoque de carbono (IPCC, 2006).

Estoque de carbono em produtos madeireiros.

Os produtos de origem florestal desempenham um papel significativo na mitigação das alterações climáticas, contribuindo para a estabilização e redução da concentração de CO_2 na atmosfera (Iordan *et al.*, 2018; Eriksson *et al.*, 2007). Quando a madeira é colhida e removida da floresta, nem todo o carbono é imediatamente liberado na atmosfera, influenciando diretamente o estoque final de carbono contabilizado (Smith *et al.*, 2006; Iordan *et al.*, 2018).

Os produtos madeireiros, que representam o uso final do carbono extraído, incluem madeira serrada, painéis à base de madeira, outras madeiras industriais, papel e papelão. Cada categoria possui uma vida útil média específica na antroposfera antes que o carbono armazenado seja liberado de volta à atmosfera (Iordan *et al.*, 2018). O carbono da biomassa que entra no estoque de produtos de madeira no momento do desmatamento é calculado utilizando um fator de ineficiência (Winjum; Brown; Schlamadinger, 1998). Este fator representa a fração de madeira não aproveitada pela serraria devido ao refinamento necessário para o produto final, constituindo um ponto crítico no ciclo de vida dos produtos madeireiros (Profft *et al.*, 2009).

A metodologia de Winjum, Brown e Schlamadinger (1998) apresenta as seguintes proporções para o fator de ineficiência para produtos de madeira com usos de curto prazo (<5 anos), após os quais são aposentados e oxidados: madeira serrada 0,2; painéis à base de madeira 0,1; outras madeiras redondas industriais 0,3; papel e papelão 0,4. A metodologia pressupõe que todas as outras classes de produtos de madeira, e onde a classe de produtos de madeira é desconhecida, são 100% oxidadas dentro de 5 anos.

O carbono do volume extraído por tipo de produto de madeira, dentro dos limites do projeto, é calculado pela equação 17 (VERRA, 2023i):

$$CX B_{ty,i} = \frac{1}{Ai} * \sum_{j=1}^S (Vex_{ty,j,i} * D_j * CF_j) \text{ (Eq 17), em que: } CX B_{ty,i} = \text{estoque médio de biomassa de carbono extraído por classe de produto de madeira do estrato } i; Ai = \text{área total do estrato } i; Vex_{ty,j,i} = \text{volume de madeira extraído por espécie } j \text{ e classe de produto de madeira}$$

ty ; D_j = densidade média da madeira da espécie j ; CF_j = fração de carbono da biomassa para a espécie j , valor padrão 0,47; S = número de espécies de árvores; ty = classe de produto de madeira; i = número do estrato; j = espécie madeireira;

Para calcular a biomassa de carbono do volume comercial extraído antes ou durante o processo de desmatamento, utiliza-se a equação 18 (VERRA, 2023i):

$CX B_i = Cbas_{tree,i} * \frac{1}{BCEF} * Pvc_i$ (Eq 18), em que: $CX B_i$ = estoque médio de biomassa de carbono extraído do estrato i ; $Cbas_{tree,i}$ = estoque médio de biomassa de carbono arbóreo no estrato i ; $BCEF$ = fator de conversão e expansão de biomassa para conversão do volume comercial para a biomassa total acima do solo; Pvc_i = volume comercial como um percentual do volume total acima do solo no estrato i ; i = número do estrato;

Para calcular a biomassa de carbono extraída que entra no pool de produtos de madeira no momento do desmatamento, utiliza-se a equação 19 (VERRA, 2023i):

$C_{WP,i} = \sum_{ty=s,w,oir,p,o} CX B_{ty,i} * (1 - WW_{ty})$ (Eq 19), em que: $C_{WP,i}$ = estoque de carbono entrando no pool de produtos de madeira do estrato i ; WW_{ty} = fração desperdiçada devida ineficiência da serraria por classe de produto de madeira ty (0,19 para países desenvolvidos, 0,24 para países subdesenvolvidos); ty = classe de produto de madeira; i = número do estrato;

Para calcular a quantidade de produtos de madeira entrando no pool no momento do desmatamento que se espera ser emitida ao longo de 100 anos, utiliza-se a equação 20 (VERRA, 2023i):

$C_{WP100,i} = C_{WP,i} - C_{WP,i} * (1 - SLF_{ty}) * (1 - OF_{ty})$ (Eq 20), em que: $C_{WP100,i}$ = estoque de carbono entrando no pool de produtos de madeira no momento do desmatamento que se espera ser emitido ao longo de 100 anos; SLF_{ty} = fração de produtos de madeira que será emitida para a atmosfera dentro de 5 anos da colheita de madeira por classe de produto de madeira ty ; OF_{ty} é a fração de produtos de madeira que será emitida para a atmosfera entre 5 e 100 anos da colheita de madeira por classe de produto de madeira ty .

As principais fontes de emissão incluem a queima de biomassa, o uso de fertilizantes e a combustão de combustíveis fósseis, com os gases mais comuns sendo dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) (Smith *et al.*, 2008; IPCC, 2019). A consideração dessas emissões varia conforme a metodologia aplicada (Gitay *et al.*, 2002).

Ao contrário dos estoques de carbono, a inclusão das fontes de emissão pode variar devido à diversidade de atividades e metodologias utilizadas. Uma mesma fonte de emissão pode ser contabilizada na linha de base, mas não durante a implementação do projeto, ou pode

ser contabilizada em uma metodologia e não ser contabilizada em outra para a mesma atividade (IPCC, 2006).

Para quantificar a quantidade de créditos de carbono emitidos por um projeto, é necessário calcular a redução líquida de CO₂ e isto requer a quantificação dos estoques de carbono na linha de base e após a implementação do projeto (VERRA, 2024c). Além disso, deve-se quantificar as emissões de carbono decorrentes de vazamentos e outras fontes de GEE, se consideradas (CDM - Executive Board, 2021).

A metodologia utilizada e a atividade correspondente determinam quais estoques de carbono serão considerados. Em atividades que contabilizam todos os estoques mencionados, o estoque total de carbono incluirá a biomassa aérea, a biomassa subterrânea, a madeira morta, a serrapilheira, o carbono orgânico do solo e o carbono dos produtos madeireiros (IPCC, 2006).

A metodologia para calcular o desmatamento evitado em projetos REDD+ utiliza tanto a taxa histórica de desmatamento quanto a modelagem do desmatamento, sendo esta última mais eficiente para contabilizar as emissões evitadas, conforme discutido por Soares-Filho, Cerqueira e Pennachin (2002). A modelagem do desmatamento requer dados de uma região de referência com mais de 90% de similaridade edafoclimática à área do projeto (Cercarbono, 2023).

Para projetos que abrangem 100.000 hectares ou mais, a região de referência deve ser de cinco a sete vezes maior. Para projetos menores, essa proporção aumenta, exigindo uma área de referência entre 20 e 40 vezes maior, conforme Brown *et al.* (2007). Dessa forma, é possível avaliar com precisão as reduções de emissões associadas à conservação florestal, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas e a manutenção da biodiversidade.

A estimativa do CO₂ total pode ser dada pela equação 21 (VERRA, 2024c):

$$C_{totalBSL,t} = C_{treeBSL,t} + C_{arbBSL,t} + C_{dwBSL,t} + C_{liBSL,t} + C_{cosBSL,t} + C_{wpBSL,t} \quad (\text{Eq 21})$$

em que: $C_{totalBSL,t}$ = remoções líquidas de GEE na linha de base no ano t , tCO₂e; $C_{treeBSL,t}$ = mudança no estoque de carbono na biomassa arbórea da linha de base dentro dos limites do projeto no ano t , tCO₂e; $C_{arbBSL,t}$ = mudança no estoque de carbono na biomassa de arbustos na linha de base dentro dos limites do projeto no ano t , tCO₂e; $C_{dwBSL,t}$ = mudança no estoque de carbono na biomassa de madeira morta na linha de base dentro dos limites do projeto no ano t , tCO₂e; $C_{liBSL,t}$ = mudança no estoque de carbono na serrapilheira na linha de base dentro dos limites do projeto no ano t , tCO₂e; $C_{cosBSL,t}$ = mudança no estoque de carbono no carbono orgânico do solo (COS) na linha de base dentro dos limites do projeto no ano t , tCO₂e; $C_{wpBSL,t}$ = mudança no estoque de carbono nos produtos madeireiros na linha de base dentro dos limites do projeto no ano t , tCO₂e. As remoções líquidas no projeto são calculadas através da equação 22 (VERRA, 2024c):

$$C_{totalPA,t} = C_{treePA,t} + C_{arbPA,t} + C_{dwPA,t} + C_{liPA,t} + C_{cosPA,t} + C_{wppPA,t} - E_{GEE,t} \text{ (Eq 22)}$$

em que: $C_{totalPA,t}$ = remoções líquidas de GEE pelo projeto no ano t , tCO₂e; $C_{treePA,t}$ = mudança no estoque de carbono na biomassa arbórea do projeto dentro dos limites do projeto no ano t , em tCO₂e; $C_{arbPA,t}$ = mudança no estoque de carbono na biomassa de arbustos no projeto dentro dos limites do projeto no ano t , em tCO₂e; $C_{dwPA,t}$ = mudança no estoque de carbono na biomassa de madeira morta no projeto dentro dos limites do projeto no ano t , em tCO₂e; $C_{liPA,t}$ = mudança no estoque de carbono na serrapilheira no projeto dentro dos limites do projeto no ano t , em tCO₂e; $C_{cosPA,t}$ = mudança no estoque de carbono no carbono orgânico do solo (COS) no projeto dentro dos limites do projeto no ano t , em tCO₂e; $C_{wppPA,t}$ = mudança no estoque de carbono nos produtos madeireiros no projeto dentro dos limites do projeto no ano t , em tCO₂e; $E_{GEE,t}$ = emissões de GEE não-CO₂ dentro dos limites do projeto como resultado da implementação da atividade do projeto no ano t , em tCO₂e.

Após determinar a quantidade total de carbono nos estoques, tanto na linha de base quanto no projeto, e considerar o carbono de vazamento, calcula-se o estoque de carbono líquido total (IPCC, 2006), através da equação 23:

$l_{t,t} = C_{totalPA,t} - C_{totalBSL,t} - C_{LK,t}$ (Eq 23), em que: $C_{l_{t,t}}$ = remoções/reduções líquidas antropogênicas de GEE por sumidouros no ano t ; em tCO₂e; $C_{totalPA,t}$ = remoções/reduções efetivas de GEE por sumidouros no ano t ; em tCO₂e; $C_{totalBSL,t}$ = remoções/reduções de GEE na linha de base no ano t ; em tCO₂e; $C_{LK,t}$ = emissões de GEE devido ao vazamento no ano t ; em tCO₂e.

A quantidade de créditos de carbono emitidos será a diferença entre o estoque total de carbono líquido de um ano para o outro, conforme equação 24 (VERRA, 2024c): $CER_t = C_{l_{t,t2}} - C_{l_{t,t1}}$ (Eq 24), em que: CER_t = certificado de emissão reduzida no período t ; em tCO₂e; $C_{l_{t,t}}$ = remoções/reduções líquidas antropogênicas de GEE por sumidouros no ano t ; em tCO₂e.

2.4. Monitoramento do projeto

O monitoramento de carbono envolve a coleta, análise e interpretação de dados relacionados às emissões de carbono em um projeto ou atividade. Esse processo visa quantificar as emissões de GEE, permitindo a implementação de estratégias de mitigação e o cumprimento de regulamentações ambientais (Dong, 2023). O monitoramento pode ser realizado de forma esporádica e por amostragem, desde que conduzido adequadamente, reduzindo custos e impactando positivamente os preços de mercado (Pereira, 2018).

O plano de monitoramento é estruturado para coletar todos os dados relevantes necessários para verificar que as condições de aplicabilidade foram atendidas, monitorar as

mudanças nos estoques de carbono nas piscinas selecionadas e verificar as emissões de GEE e emissões de vazamento (Le Quéré *et al.*, 2015).

Para garantir a precisão e a confiabilidade das informações, o plano de monitoramento deve incluir um sistema de informação de GEE destinado à obtenção, registro, compilação e análise dos dados necessários para quantificar e relatar as emissões e/ou remoções de GEE associadas tanto ao projeto quanto ao cenário de linha de base DE Souza Frutuoso *et al.*, 2020).

2.5. Após desenvolvimento do projeto

Após a realização do desenvolvimento do projeto, criação e documentação seguem-se as etapas que compõem o ciclo de um projeto de compensação de carbono tanto no MDL quanto no VCS (VERRA, 2023a; Brasil, 2009) (Tabela 5). A principal diferença no ciclo de projetos entre o VCS e o MDL reside na etapa de aprovação nacional presente no ciclo do MDL. No MDL, existe uma fase específica em que a Autoridade Nacional Designada (DNA) conduz a aprovação do projeto, um requisito que não é necessário no VCS.

Tabela 5: Ciclo do projeto de compensação de carbono.

Etapa	Função
Desenvolvimento do Projeto/Design do Projeto	Elaboração detalhada do projeto, incluindo objetivos, metodologias, expectativas de resultados, e impacto ambiental. Envolve a coleta de dados, estudo de viabilidade e planejamento estratégico.
Aprovação Nacional	Submissão do projeto às autoridades nacionais competentes para revisão e aprovação (Somente no MDL).
Validação	Inclui a validação por uma entidade independente para garantir conformidade com padrões e regulamentos.
Registro	Inscrição oficial do projeto em um registro apropriado, garantindo seu reconhecimento e permitindo sua implementação. Esta etapa formaliza a existência do projeto.
Monitoramento	Coleta e análise contínua de dados para avaliar o desempenho do projeto em relação aos objetivos estabelecidos. Inclui a documentação e o relatório de progresso.
Verificação	Avaliação independente dos dados de monitoramento para garantir precisão e conformidade com os critérios estabelecidos. Geralmente realizada por uma entidade terceira.

Emissão	Concessão de créditos de carbono ou certificados com base nos resultados verificados do projeto. Esta etapa formaliza os benefícios ambientais alcançados pelo projeto.
---------	---

Fonte: Elaborado pelo autor.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foram analisados os projetos de compensação de carbono florestal registrados no *Verified Carbon Standard* (VCS) e no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). A seleção dos projetos considerou o status de “registrado” dentro do território brasileiro até o final do primeiro trimestre de 2024 e a relação com atividades no setor florestal.

A pesquisa adotou uma abordagem sistemática de revisão bibliográfica, com o objetivo de identificar e apresentar explicitamente as variáveis encontradas nos estudos analisados (Rother, 2007), visando proporcionar uma base sólida para a discussão e interpretação dos resultados. Os dados foram extraídos de documentos descritivos relacionados aos projetos, metodologias, módulos, ferramentas, padrões, guias e definições de cada mecanismo de compensação de carbono. Adicionalmente, foram utilizadas informações disponíveis em plataformas de monitoramento, como *TerraBrasilis* e *MapBiomass*, para complementar a análise. As principais variáveis consideradas no estudo foram:

- Tipo de atividade (REDD, ARR, ACoGS).
- Localização (estado e bioma).
- Metodologias utilizadas.
- Quantidade de carbono armazenado ou não emitido.
- Período de emissão.
- Certificações adicionais.

A análise quantitativa realizada teve por objetivo determinar a distribuição dos projetos por tipo de atividade e localização geográfica. Esta análise também identificou as metodologias predominantes aplicadas a cada tipo de atividade.

A estimativa anual de redução de emissão (EAER) foi calculada utilizando a equação $EAER = C_{Proj} - C_{Bl} - C_{Lk}$ (Eq 25), em que: $EAER$ = estimativa anual de redução de emissão, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; C_{Proj} = carbono fixado pelo projeto, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; C_{Bl} = carbono fixado pela linha de base (quantidade de carbono que estaria presente na ausência do projeto), em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; C_{Lk} = carbono emitido pelo vazamento (emissões adicionais indiretas associadas ao projeto), em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$.

A quantidade de créditos disponíveis para emissão foi calculada utilizando a equação $CC_{disp} = EAER - C_{Buffer}$ (Eq 26), em que: CC_{disp} = crédito de carbono disponíveis para emissão anualmente, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; $EAER$ = estimativa anual de redução de emissão, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; C_{Buffer} = corresponde ao carbono reservado anualmente como buffer para compensar riscos de não permanência ou outras incertezas, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$.

A avaliação da eficiência dos projetos em termos de redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) por unidade de área foi conduzida através da análise da relação entre a $EAER$ e o tamanho da área do projeto em hectares, bem como CC_{disp} e o tamanho da área do projeto em hectares. Essa análise foi representada graficamente, permitindo uma visualização clara e intuitiva dos dados.

Para avaliar a adicionalidade, foram utilizados os cenários de linha de base informados pelos projetos revisados, analisando o que ocorreria na ausência das intervenções propostas. O vazamento foi estimado com base nos fatores padrão e estudos específicos apresentados pelos próprios projetos, conforme a aplicabilidade a cada caso.

Os resultados discutidos englobam a eficácia das metodologias empregadas, os desafios enfrentados pelos projetos e os benefícios socioeconômicos gerados. A distribuição geográfica dos projetos e as metodologias aplicadas foram avaliadas em termos de seus impactos ambientais observados. A discussão comparou as metodologias empregadas, destacando suas vantagens e limitações, além de sua eficácia na redução das emissões de gases de efeito estufa.

Os benefícios socioeconômicos dos projetos foram avaliados, com ênfase nas melhorias das condições de vida das comunidades locais, geração de empregos e promoção do desenvolvimento sustentável. Esta análise permitiu uma compreensão abrangente da eficácia dos projetos em termos de mitigação de impactos ambientais e contribuição para o desenvolvimento socioeconômico das regiões envolvidas.

As análises estatísticas foram conduzidas utilizando o software R, versão 4.3.2 (R Core Team, 2023), no ambiente de desenvolvimento integrado (IDE) RStudio, versão 2023.09.0+463 "Desert Sunflower" (Rstudio, 2023). O pacote ggplot2 foi empregado na construção dos gráficos, devido sua capacidade de gerar visualizações esteticamente agradáveis e tecnicamente precisas (Wickham, 2016).

A construção do mapa de localização dos projetos foi realizada com o software QGIS, versão 3.38.0 "Grenoble" (Qgis Development Team, 2024). Foram utilizados dados geoespaciais para mapear a distribuição dos projetos, identificar padrões e correlacionar com fatores ambientais.

A metodologia apresentada fornece uma estrutura abrangente para analisar projetos de compensação de carbono florestal, integrando aspectos geográficos, metodológicos e quantitativos. A abordagem empregada permite uma análise detalhada e prática dos projetos, contribuindo para a compreensão das melhores práticas e desafios na implementação de iniciativas de carbono no Brasil.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram analisados 34 projetos de compensação de carbono florestal registrados no *Verified Carbon Standard* (VCS) e no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil, até o fim do primeiro trimestre de 2024. Os projetos selecionados podem ser encontrados na Tabela 6, juntamente com a metodologia utilizada e a localização do projeto.

Tabela 6: Projetos de compensação de carbono florestal selecionados para revisão

Projeto	Ativ.	Met.	CA	UF	Nome	Fonte
1094×	REDD	VM0015	SC	PA	Ecomapua Amazon REDD Project	SUSTAINABLE CARBON, 2013
1112×	REDD+	VM0007	CCB	AC	The Russas Project	CARBONCO <i>et al.</i> , 2014a
1113×	REDD	VM0007	CCB	AC	The Valparaiso Project	CARBONCO <i>et al.</i> , 2014b
1115×	REDD	VM0015	CCB	AP	Jari/Amapá REDD+ Project	BIOFÍLICA, 2013
1118×	REDD	VM0015	CCB	RO	Suruí Forest Carbon Project	IDESAM, 2012
1147×	REDD	VM0011	CCB	AM	Amazon Rio REDD+ IFM	EBCF, 2017
1317×	ARR	AMS0007	CCB	BA	Reforestation Grouped Project at Pratigi Environmental Protection Area	OCT, 2014
1382×	REDD+	VM0007	CCB	AC	The Envira Amazonia Project – A Tropical Forest Conservation Project in Acre, Brazil	CARBONCO <i>et al.</i> , 2015
1503×	REDD	VM0015	CCB	RO	RESEX Rio Preto-Jacundá REDD+ Project	BIOFÍLICA, 2016
1571×	REDD	VM0015	CCB	RO	Manoa REDD+ Project	BIOFÍLICA, 2017
1654×	REDD	VM0015	CCB	AM	Fortaleza Ituxi REDD Project	CARBONEXT, 2019
1663×	ARR	ACM0003	CCB	MS	Fazenda Sao Paulo Afforestation	CARBON CREDITS CONSULTING S.r.l., 2018
1686×	REDD	VM0015	SC	AM	Agrocortex REDD Project	AGROCORTX, 2018
1953×	REDD	VM0015	CCB	PA	Floresta Verde REDD+ Project	AMAZON REFORESTATION CONSORTIUM, 2020

1969×	ARR	ACM0003	CCB	PA	Carbono Verde AR Project	AMAZON REFORESTATION CONSORTIUM, 2019
2079×	ARR	ACM0003	-	MS	Fazenda Nascente do Luar Agroforestry Project	CARBON CREDITS CONSULTING S.r.L., 2019
2373×	REDD	VM0015	SC	AM	Yellow Ipê Grouped REDD Project	ECOLÓGICA ASSESSORIA LTDA., 2021
2465×	ACoGS	VM0009	SC	GO	Avoided Conversion Cerrado	ERA, 2022
2508×	REDD	VM0015	-	AM	Unitor REDD+ Project	CARBONEXT, 2022a
2539×	REDD+	VM0007	CCB	AM	Evergreen REDD+ Project	CARBONEXT, 2022b
2551×	REDD+	VM0007	CCB	MT	Brazilian Amazon APD Grouped Project	BRCARBON, 2022
2558×	REDD	VM0015	SC	PA	ABC Norte REDD Project	ABC, 2023
2566×	REDD	VM0015	CCB	MS	The Serra do Amolar REDD+ Project	INSTITUTO HOMEM PANTANEIRO, 2022
2569*	ARR	AM0005	-	MG	Reforestation as Renewable Source of Wood Supplies for Industrial Use in Brazil	PLANTAR S.A., 2009
3002×	REDD	VM0015	CCB	AC	Hiwi REDD+ Project	CARBONEXT <i>et al.</i> , 2022
3350×	ARR	ACM0003	-	MS	The ARR Horizonte Carbon Project	SUZANO, 2023
3727×	ARR	ACM0003	CCB	SP	Corridors for Life ARR Grouped Project	BIOFÍLICA, 2023,
3887*	ARR	AM0010	-	MG	AES Tietê Afforestation/Reforestation Project in the State of São Paulo, Brazil	AES TIETÊ, 2009
665×	ARR	AMS0006	CCB	MT	Multi-Species Reforestation in Mato Grosso, Brazil	ONF INTERNATIONAL, 2011

7258*	ARR	ACM0001	-	PA	Vale Florestar. Reforestation of degraded tropical land in Brazilian Amazon	VALE FLORESTAR, 2012
738×	ARR	AMS0001	CCB	GO	Carbon Project in the Emas – Taquari Biodiversity Corridor, Goiás and Mato Grosso do Sul, Brazil	ORÉADES – NÚCLEO DE GEOPROCESSAMENTO, 2011
832×	REDD+	VM0007	-	PA	Cikel Brazilian Amazon REDD APD Project Avoiding Planned Deforestation	CKVB, 2012
875×	REDD+	VM0007	SC	MT	Florestal Santa Maria Project	PLANT ENVIRONMENTAL INTELLIGENCE, 2012
963×	REDD+	VM0007	CCB	AC	The Purus Project	CARBONCO <i>et al.</i> , 2012

Em que: Ativ. = Atividades; Metod. = Metodologia; UF = Unidade Federativa (Estado); * = Projetos MDL; × = Projetos VCS; SC = *SocialCarbon*; CCB = *Climate, Community & Biodiversity*; CA = Certificado Adicional. Fonte: Elaborado pelo autor.

4.1. Atividades e Localização

Os resultados da análise dos projetos de carbono florestal revelaram uma distribuição heterogênea das atividades, metodologias e localizações. A seguir, são discutidos os principais achados em termos de quantidade de projetos por tipo de atividade, quantidade de carbono armazenado ou não emitido, metodologias empregadas, certificações adicionais, período de emissão e abrangência dos projetos, adicionalidade, vazamento, monitoramento etc.

Dos 34 projetos analisados, a maioria (65%) está voltada para atividades de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD), totalizando 22 projetos. As atividades de Florestamento e Reflorestamento e Revegetação (ARR) representam 32% dos projetos, com 11 iniciativas. Apenas um projeto (3%) está voltado para Agricultura, Floresta e Outros Usos da Terra (ACoGS).

As metodologias utilizadas variam conforme o tipo de atividade. Os projetos de REDD empregam majoritariamente a metodologia de “Desmatamento Não Planejado Evitado (VERRA, 2023c)”, seguida pela metodologia Estrutura Metodológica do “REDD+ (VERRA, 2023b)”. No caso das atividades ARR, a metodologia de maior incidência é a Metodologia Consolidada em Grande Escala de A/R: Florestamento e Reflorestamento de Terras exceto Áreas Úmidas (CDM Executive Board, 2013). O único projeto de ACoGS utiliza a metodologia para Conversão Evitada de Ecossistemas (Verified Carbon Standard, 2014).

Os projetos estão distribuídos em diversos estados brasileiros, com destaque para Amazonas (AM), que abriga um número significativo de iniciativas de REDD. Outros estados com alta concentração de projetos incluem Pará (PA), Acre (AC) e Mato Grosso (MT). A Figura 3 ilustra o mapa do Brasil, destacando a localização dos projetos de compensação de carbono (círculos laranja) e a distribuição dos alertas de incêndios (vermelho) no período de 2019 a 2024, conforme dados do RAD (2024). O mapa também identifica os diferentes biomas brasileiros: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, e as unidades federativas do país. Os limites das unidades federativas e dos biomas foram óbitos a partir do IBGE. A hidrografia foi obtida a partir do portal *TerraBrasilis* é uma plataforma web desenvolvida pelo INPE (INPE, 2024).

Dos 34 projetos avaliados, 24 localizam-se no bioma Amazônia, com 21 destes direcionados a atividades de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD). Um projeto REDD adicional encontra-se no bioma Pantanal, região significativamente ameaçada pela pecuária. Os projetos de Florestamento, Reflorestamento e Revegetação (ARR) distribuem-se pelos biomas Cerrado e Mata Atlântica, áreas historicamente

exploradas. Apenas um projeto de Conversão evitada de pastagens e matagais (ACoGS) está localizado no norte do estado de Goiás, com o objetivo de mitigar a transformação do Cerrado para outros usos.

A maior parte dos projetos na região amazônica está situada no Arco do Desmatamento, uma área marcada pelo avanço da fronteira agrícola sobre a floresta, apresentando os mais elevados índices de desmatamento na Amazônia. Esta área tradicionalmente abrange os estados do Pará, norte de Mato Grosso, Rondônia e Acre, movendo-se progressivamente para o sudoeste do Acre, sul do Amazonas e oeste do Pará (Castro de Jesus; Neto; Araújo da Silva , 2023).

Além da alta concentração de projetos, esta região também registra o maior número de alertas de incêndios, corroborando a correlação entre desmatamento e incidência de incêndios florestais (RAD, 2024).

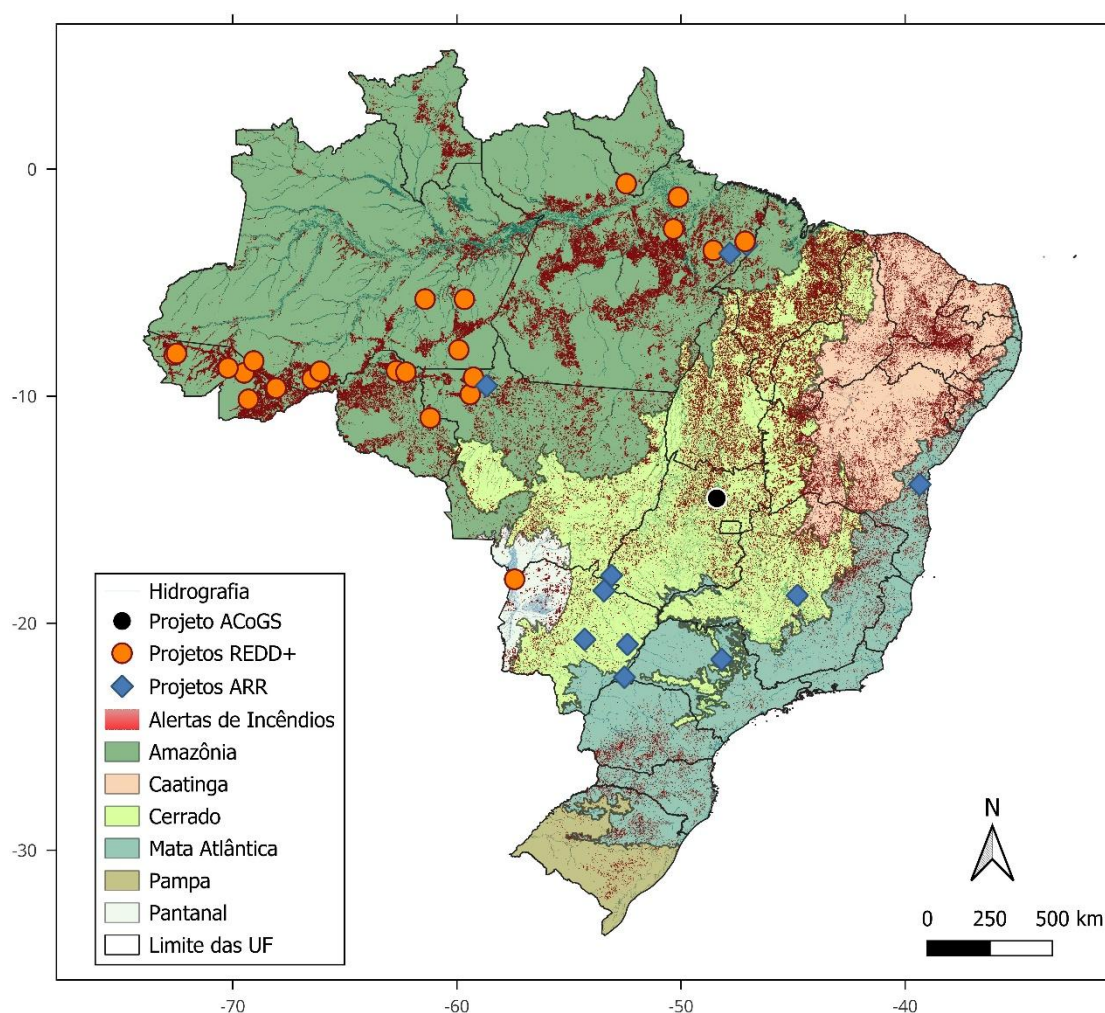


Figura 3: Distribuição geográfica dos projetos de compensação de carbono e dos alertas de incêndios no Brasil (2019-2024).

Fonte: Elaborado pelo autor.

A predominância de projetos REDD reflete a urgência em mitigar as emissões provenientes dessas atividades, alinhando-se com as políticas ambientais brasileiras e internacionais. O bioma Pantanal recebeu um projeto REDD. Tal iniciativa pode ser explicada pelo aumento significativo do desmatamento na região. Em 2023, o Pantanal registrou uma área desmatada de 49.673 hectares, representando um aumento de 59,2% em comparação ao ano de 2022. Esse incremento demonstra a maior velocidade média de desmatamento pelo terceiro ano consecutivo. No Pantanal, 38% do desmatamento ocorreu em áreas de formação florestal, 35% em formações savânicas e 27% em formações campestres (RAD, 2024).

A Amazônia também enfrenta desafios críticos em termos de desmatamento e a degradação, afetando negativamente a biodiversidade e os ecossistemas locais, além de contribuir para as emissões globais de GEE (Fearnside, 2005). O desmatamento é impulsionado pela expansão agrícola, a pecuária, a exploração madeireira ilegal e a infraestrutura (Ferrante; Fearnside, 2018; Brancalion *et al.*, 2018). Em 2023, a taxa de desmatamento na Amazônia brasileira representou 24,8% da área desmatada no Brasil (RAD, 2024). Esta situação evidencia a necessidade de ações concretas para reduzir o desmatamento e suas causas subjacentes. A degradação florestal, caracterizada pela extração seletiva de madeira e incêndios, também contribui de forma significativa para a perda de carbono florestal (Baccini *et al.*, 2017). A combinação de desmatamento e degradação intensifica a liberação de carbono armazenado nas árvores e no solo, exacerbando as mudanças climáticas.

Estudos indicam que os incêndios na Amazônia são responsáveis por uma parcela substancial das emissões anuais de GEEs (Aragão; Shimabukuro, 2010). Esses incêndios, frequentemente associados à degradação florestal, agravam ainda mais a situação, destacando a importância de medidas preventivas e de combate a incêndios.

As políticas ambientais brasileiras têm buscado mitigar esses impactos por meio de diversas estratégias, incluindo a criação de áreas protegidas, a fiscalização ambiental e o incentivo a práticas sustentáveis, como o Sistema Estadual de Incentivos a Serviços Ambientais (SISA) do Acre (Greenleaf *et al.*, 2014; Assunção; Gandour; Rocha, 2015). No entanto, a eficácia dessas políticas é frequentemente comprometida por pressões políticas e econômicas locais e falhas na governança, enfatizando a necessidade de que as políticas precisam ser fortalecidas para evitar impactos negativos nas comunidades florestais (Haya *et al.*, 2023).

Os projetos REDD têm um impacto substancial na mitigação das emissões de GEE. Simonet *et al.* (2019), ao avaliar o “*Projeto Assentamentos Sustentáveis na Amazônia (PAS)*”, identificaram uma redução na taxa de desmatamento de aproximadamente 50% durante os

primeiros dois anos de implementação. Contudo, um estudo abrangente, de West *et al.* (2020), sobre a eficácia dos projetos REDD no Brasil, destacou que, embora esses projetos tenham alcançado reduções significativas de emissões, as metodologias atuais frequentemente superestimam essas reduções.

A integração de projetos locais em programas jurisdicionais pode oferecer um caminho promissor para alcançar metas de redução de emissões mais robustas e abrangentes (Boyd *et al.*, 2018). A escolha de metodologias apropriadas e a concentração de esforços em áreas críticas são fundamentais para o sucesso desses projetos e para a redução de emissões por desmatamento e degradação florestal. A escolha das metodologias para os projetos REDD é influenciada pela especificidade das atividades e pelo contexto local.

O florestamento e o reflorestamento têm sido implementados globalmente como medidas eficazes para a recuperação de áreas degradadas, proporcionando serviços ecossistêmicos sustentáveis e abordando problemas ambientais globais, como as mudanças climáticas (Suertegaray; Bertê, 1997). A conversão de terras em florestas pode alterar drasticamente as características físico-químicas do solo, os ciclos de água, energia e carbono da floresta e, conseqüentemente, os serviços ecossistêmicos (Wei *et al.*, 2018).

A distribuição geográfica dos projetos ARR abrange estados como Mato Grosso (MT), Minas Gerais (MG), Pará (PA), São Paulo (SP) e Goiás (GO). Essa diversidade regional destaca a necessidade de abordagens variadas para as atividades de florestamento e reflorestamento, devido às especificidades ecológicas e socioeconômicas de cada região (Calmon *et al.*, 2011).

Os projetos ARR enfrentam desafios, incluindo a necessidade de monitoramento contínuo para assegurar a permanência do carbono estocado e a adaptação às condições locais, como a escolha de espécies nativas adequadas para o reflorestamento (Chazdon, 2008). A integração com comunidades locais é crucial para o sucesso e sustentabilidade a longo prazo desses projetos, uma vez que a participação envolve as pessoas de forma direta e, assim, aumenta a compreensão dos ecossistemas e de seus benefícios, fortalecendo as comunidades humanas (Suding *et al.*, 2015).

Os incêndios florestais representam uma ameaça para os projetos ARR. Em 2023, o Cerrado ultrapassou a Amazônia pela primeira vez, apresentando a maior área desmatada entre os biomas brasileiros, totalizando 1.110.326 hectares (RAD, 2024). Esse aumento no desmatamento e na ocorrência de incêndios no Cerrado ressalta a importância de estratégias robustas de monitoramento e prevenção de incêndios para a conservação dos biomas e a eficácia dos projetos ARR (Brando *et al.*, 2020). Além disso, a implementação de políticas públicas

eficazes e o fortalecimento das capacidades institucionais são essenciais para mitigar os impactos dos incêndios e promover a recuperação das áreas degradadas (Barlow *et al.*, 2020; Rodrigues *et al.*, 2009).

A expansão da agropecuária no Cerrado e o desmatamento na Mata Atlântica desempenharam um papel crucial na dinâmica ambiental dessas regiões, influenciando a implementação de projetos ARR. Esses fatores promoveram mudanças no uso da terra, resultando em impactos ambientais adversos e, ao mesmo tempo, criando oportunidades para a adoção de práticas sustentáveis.

O Cerrado, uma das savanas mais ricas em biodiversidade do mundo, tem sofrido uma intensa pressão devido à expansão da agropecuária. Estudos recentes indicam que a conversão de áreas naturais para a agricultura e a pecuária tem levado à degradação de ecossistemas locais, comprometendo a diversidade biológica e os serviços ecossistêmicos essenciais (Almeida de Souza *et al.*, 2020). A conversão da vegetação nativa no Cerrado pode gerar consequências para bacias hidrográficas, chuvas, saúde do solo, habitat da biodiversidade e comunidades locais que dependem de um bioma saudável (Soares-Filho *et al.*, 2014).

A expansão agrícola contínua no Cerrado resulta em elevados índices de desmatamento, fragmentação de habitats e perda de biodiversidade, fatores que, em conjunto, estimulam a implementação de projetos de ARR como uma medida de mitigação e conservação. Durante o ano de 2022, as atividades relacionadas a agropecuária ocupam 50,14% da área do cerrado, sendo 25,88% (51.366.263 hectares) direcionado a pastagem e 13,04% (25.887.929 hectares) direcionado a agricultura, sendo estas as atividades predominantes (MapBiomas, 2022).

A Mata Atlântica foi o primeiro bioma a ser afetado de forma antrópica e sofreu um dos mais elevados índices de desmatamento entre os biomas brasileiros (Rodrigues *et al.*, 2009; Pádua, 2015; SOS Mata Atlantica, 2023). A degradação desse bioma tem sido impulsionada pela exploração madeireira, expansão urbana e pela conversão de florestas em áreas agrícolas. Os efeitos no clima impulsionaram metas ambiciosas para a restauração dos ecossistemas a nível nacional, regional e global (Strassburg *et al.*, 2020).

A alta taxa de degradação florestal, predominantemente destinada à agropecuária, pode ser comprovada pelos cenários de linha de base definidos nos projetos, conforme ilustrado na Tabela 7. Esses cenários revelam que a agricultura e a pecuária, em diferentes níveis, predominam, representando 91% dos casos. Tal predominância reflete uma pressão significativa sobre as florestas para conversão em áreas agrícolas e pastagens.

Tabela 7: Cenários assumidos para linha de base de cada projeto

Projeto	Cenários	Projeto	Cenários
1654	A venda da propriedade para investidores privados.	1112	
1115	Agricultura de subsistência, lavouras agrícolas de pequena escala e pastagens.	1113	
1686	Agricultura e pecuária; Colheita de madeira; Estradas, rodovias, vias de acesso e outros projetos de infraestrutura	1118	
1147	Corte seletivo.	1953	Supressão florestal para pastagem e agricultura.
1503	Exploração ilegal de madeira, abertura de estradas, corte raso como sinal de posse da terra e lavoura agrícola e de pastagem.	3727	
1571	Exploração madeireira, agricultura de baixa produtividade, invasão de terras e crescimento do setor agropecuário.	2551	
738	Pecuária e agricultura com uso de fogo.	875	
7258		1382	
2569		2508	
3887		832	Supressão florestal para pastagem.
1969		963	
665		2539	
1317	Pecuária sob pastagens degradadas.	2566	
1663		3002	
2079		2373	Supressão florestal para agricultura.
3350		2465	
2558		1094	Supressão florestal para múltiplos usos.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Apesar de sua baixa incidência, o único projeto de ACoGS, localizado no estado de Goiás (GO), é essencial para a prevenção da conversão de áreas naturais não florestais em áreas destinadas à agricultura ou pastagens utilizando espécies exóticas (Guimarães Silva *et al.*, 2020). No Brasil, durante o ano de 2022, áreas classificadas como formação não florestal natural, especificamente pastagens, representavam aproximadamente 32 milhões de hectares (3,89%) (RAD, 2024).

A prevenção da conversão de ecossistemas naturais como pastagens e matagais, é crucial para mitigar as emissões de GEE. Tais atividades estão frequentemente associadas à conversão de terras, resultando em emissões de CO₂ e contribuindo para a perda de carbono orgânico do solo, uma das principais fontes de emissões de carbono (Liu *et al.*, 2024). Além de reduzir as emissões de GEE, a conservação da vegetação nativa evita a perda de serviços ecossistêmicos essenciais, como a conservação da biodiversidade (Soares-Filho *et al.*, 2014). A implementação de políticas de gestão sustentável de terras pode oferecer benefícios econômicos e sociais,

incluindo a criação de empregos em atividades de conservação e monitoramento ambiental (Cameron *et al.*, 2017).

4.2. Sobre as metodologias

As atividades de ARR são reconhecidas como uma estratégia econômica e de rápida implementação para mitigar as mudanças climáticas. Estudos destacam essas atividades como uma solução crucial para limitar os impactos das mudanças climáticas (Lewis *et al.*, 2019). Griscom *et al.* (2017) estimam que o reflorestamento de 25% das pastagens em ecorregiões tropicais poderia resultar em uma redução de aproximadamente 10% das emissões globais de GEE.

Tais atividades comparam-se com outras técnicas de captura de carbono, embora os requisitos de terra e água sejam elevados (Smith *et al.*, 2016). No entanto, as atividades ARR apresentam riscos associados às políticas globais de mitigação e aos impactos negativos potenciais sobre a segurança alimentar, frequentemente negligenciados (Doelman *et al.*, 2020).

A conversão de terras para atividades de ARR pode reduzir áreas agrícolas, aumentar a competição por terras e elevar os preços dos alimentos, agravando a insegurança alimentar, especialmente entre as populações vulneráveis (Hasegawa *et al.*, 2015; Hasegawa *et al.*, 2018; Van Meijl *et al.*, 2018). Para mitigar esses impactos no setor pecuário, mudanças de dieta e manejo eficiente de pastagens podem diminuir a demanda por terras sem afetar a produção de carne e leite, promovendo a sustentabilidade agropecuária (Havlík *et al.*, 2014).

Para mitigar esses impactos, uma alternativa é a utilização de terras degradadas como foco para a restauração florestal em larga escala. No entanto, essa abordagem não está isenta de desafios. A recuperação de terras degradadas demanda uma quantidade substancial de material de regeneração e um planejamento detalhado para assegurar que as florestas restauradas forneçam recursos sustentáveis às comunidades locais (Löf *et al.*, 2019). Além disso, os custos de restauração tendem a aumentar proporcionalmente ao grau de degradação do ecossistema (Stanturf *et al.*, 2001; Chazdon, 2008).

O Florestamento/Reflorestamento pode ser realizado por meio de diferentes abordagens, dependendo da disponibilidade de fontes de sementes apropriadas e das condições locais. Quando há disponibilidade de sementes de espécies nativas, a regeneração natural pode representar uma opção econômica e eficaz para grandes áreas. No entanto, em locais onde não existem fontes de sementes adequadas ou devido a alguma finalidade específica do plantio, a florestação ativa por meio do plantio, pode ser realizado fazendo uso ou não de espécies

exóticas (Jacobs *et al.*, 2015). Exemplos práticos de projetos destinados à restauração ecológica por meio do plantio de mudas de espécies nativas incluem:

1. O projeto "*Projeto de Carbono no Corredor de Biodiversidade Emas-Taquari, Goiás e Mato Grosso do Sul, Brasil*" (PROJETO 738), segue a metodologia "*AR-AMS0001 - Metodologias Simplificadas de Linha de Base e Monitoramento para Atividades de Projetos de A/R CDM de Pequena Escala Implementadas em Pastagens ou Terras Agrícolas com Deslocamento Limitado das Atividades Pré-Projeto*" (CDM – Executive Board, 2010a).
2. O projeto "*Reflorestamento Multiespécies em Mato Grosso, Brasil*" (PROJETO 665), segue a metodologia "*AR-AMS0006 - Metodologia simplificada de linha de base e monitoramento para atividades de projeto de reflorestamento silvopastoril de pequena escala sob o mecanismo de desenvolvimento limpo*" (CDM – Executive Board, 2010a)..
3. O projeto "*Projeto Agrupado de Reflorestamento na Área de Proteção Ambiental Pratigi, Brasil*" (PROJETO 1317), segue a metodologia "*AR-AMS0007 - Atividades de Projetos de Florestamento e Reflorestamento Implementadas em Terras Exceto Zonas Úmidas*" (CDM EXECUTIVE BOARD, 2015c).
4. O projeto "*Corredores para a Vida ARR Projeto Agrupado*" (PROJETO 3727) segue a metodologia "*AR-ACM0003 - Florestamento e Reflorestamento de Terras Exceto Zonas Úmidas*" (CDM Executive Board, 2013).
5. O projeto "*Florestamento/Reflorestamento AES Tietê no Estado de São Paulo, Brasil*" (PROJETO 3887) segue a metodologia "*AR-AM0010 - Atividades de Projetos de Florestamento e Reflorestamento Implementadas em Pastagens Não Gerenciadas em Reservas/Áreas Protegidas*" (CDM EXECUTIVE BOARD, 2011b).

Esses projetos visam a restauração ecológica por meio do uso de espécies nativas, que são plantadas diretamente após a produção em viveiros, utilizando sementes coletadas localmente, e podendo fazer uso de regeneração assistida. A metodologia inicialmente adotada, AMS0001, foi substituída pela AMS0006 e depois pela AMS0007, em vigor para este tipo de projeto. As outras duas metodologias, também possuem este vínculo, sendo que a AM0010 foi substituída pela ACM0003.

O Projeto 665, tem como objetivo restaurar a cobertura florestal em terras anteriormente utilizadas para intensa atividade agrícola. Essas áreas sofreram degradação ambiental devido ao uso de técnicas de corte e queima. A iniciativa faz parte de um esforço mais amplo para capturar carbono e abordar a não-permanência do carbono, seguindo as orientações específicas de padrões voluntários de carbono (ONF International, 2011). A principal meta é estocar carbono por meio do reflorestamento, com a geração de créditos de carbono prevista após o desenvolvimento de padrões de certificação confiáveis. Para alcançar essa meta, o projeto envolve o manejo de 54 espécies locais, promovendo tanto a biodiversidade quanto uma gestão florestal diversificada (ONF International, 2011). Esta gestão varia desde plantações puras até mistas, com espécies dominantes que focam tanto na biodiversidade quanto na produção de

madeira comercialmente valiosa (Chazdon, 2008). As sementes utilizadas no projeto foram coletadas de diversas fontes, incluindo áreas de floresta natural dentro da fazenda, viveiros locais e coletas realizadas pela população local.

O projeto 738 tem como objetivo a reabilitação e reestruturação ambiental no corredor de biodiversidade Emas-Taquari. A área do projeto é caracterizada por um mosaico de vegetação típica do Cerrado, ocupadas por pastagens e áreas agrícolas, muitas das quais se encontram como degradadas devido ao uso intensivo e práticas de manejo inadequadas (Oréades – Núcleo de Geoprocessamento, 2011). O 1317, localizado no sul da Bahia, Brasil, tem como objetivo principal a restauração ecológica da região. A área, caracteriza-se por pequenas fazendas, onde predominam atividades agrícolas de baixo valor econômico e pastagens degradadas. Este projeto visa mitigar as mudanças climáticas por meio do aumento dos estoques de carbono e conservar a biodiversidade através do reflorestamento com espécies nativas (OCT, 2014). A combinação desses métodos de restauração tem como objetivo promover ou acelerar a recuperação das comunidades vegetais, resultando em uma redução significativa das emissões de gases de efeito estufa (Rodrigues *et al.*, 2009). Essas atividades são planejadas para promover a conservação da biodiversidade local e a geração de serviços ecossistêmicos, exemplificando uma abordagem integrada que alinha objetivos ambientais com benefícios socioeconômicos.

A junção do plantio direto com a regeneração natural assistida apresenta vantagens como o baixo custo e a criação de um ambiente propício para a regeneração (Chazdon *et al.*, 2020). No entanto, o tempo necessário para a completa regeneração do ambiente, e a baixa quantidade de crédito de carbono gerado, são consideradas desvantagens (Stanturf *et al.*, 2001).

Diferentemente dos projetos anteriores, o projeto 3727 adota uma metodologia voltada para projetos de grande escala. A área se caracteriza por um mosaico de usos do solo, abrangendo pastagens, cultivos de cana-de-açúcar e soja, além de remanescentes de vegetação nativa. A cobertura de vegetação nativa é escassa, representando apenas 8.4% da área total (Biofilica, 2023). Este projeto visa expandir a cobertura florestal e melhorar a conectividade entre os fragmentos existentes, fundamentais para o Corredor de Biodiversidade Trinacional e a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, incluindo áreas protegidas como a Área de Proteção Ambiental Ilhas e Várzeas do Rio Paraná e a Estação Ecológica Mico-leão-preto. A estratégia de restauração emprega o plantio de espécies nativas e fomenta a regeneração natural, seguindo o conceito de Restauração da Paisagem Florestal, que visa restabelecer a funcionalidade

ecológica das paisagens degradadas e promover o bem-estar humano, integrando a gestão adaptativa e a participação comunitária (César *et al.*, 2021).

O projeto 3887, desenvolvido pela AES Tietê, tem como objetivo o reflorestamento de áreas ribeirinhas anteriormente ocupadas por gramíneas ao longo dos reservatórios de hidrelétricas. Esta iniciativa visa aumentar a biodiversidade em regiões degradadas, melhorar a conectividade ecológica ao longo dos rios e ampliar a fixação de carbono. A coleta de sementes locais e o plantio de uma diversidade de espécies, que pode chegar a 126 tipos diferentes, são etapas fundamentais do projeto (AES Tietê, 2009). A seleção das espécies se baseia no ritmo de crescimento. Inicialmente, são plantadas espécies de rápido crescimento para fornecer sombra e proteção às espécies de crescimento mais lento. Esta estratégia, conhecida como facilitação, é um fenômeno no qual uma espécie aumenta a sobrevivência, o crescimento e o vigor de outra (Wang, 2012). Facilitação é considerada uma dinâmica sucessional que abrange mais do que a vida útil de um único organismo, desempenhando um papel significativo na estruturação das comunidades vegetais (Reis; Bechara; Tres, 2010). Após o plantio, a área é cuidadosamente manejada com controle de pragas e manutenção da vegetação, garantindo a sobrevivência e o desenvolvimento das mudas.

O método sistemático de restauração florestal adotado não apenas recuperar as florestas ribeirinhas, mas também cria habitats sustentáveis que trazem benefícios ambientais, sociais e econômicos a longo prazo. Desta forma, o projeto assegura um impacto positivo prolongado sobre o ecossistema e a comunidade local. Conforme mencionado por Chazdon (2008), a reabilitação de áreas degradadas pode ser efetivada através do uso de espécies exóticas, configurando-se simultaneamente como uma atividade de interesse comercial. No Brasil, a principal espécie exótica comercialmente cultivada é o eucalipto, ocupando uma área de 7,3 milhões de hectares (IBGE, 2022).

A produção de eucalipto em larga escala apresenta vantagens significativas, incluindo a preservação de florestas nativas (Costa *et al.*, 2020). Com o crescimento constante da população humana, a demanda por produtos como madeira, celulose, carvão vegetal, óleos e energia também tem aumentado (Bichel *et al.*, 2021; Teixeira; Rodrigues, 2021). As árvores de eucalipto desempenham um papel importante na recuperação de solos exauridos e na absorção de CO₂ da atmosfera, contribuindo para a redução da poluição e do aquecimento global (Guerino *et al.*, 2022). Entretanto, apesar da eficácia das práticas de restauração através de monocultura, estas podem ter consequências negativas para a biodiversidade (Chazdon;

Brancalion, 2019). A seguir, são feitas considerações sobre projetos que utilizaram o plantio de eucalipto.

O Projeto 7258 (Vale Florestar, 2012) adota a metodologia AR-ACM0001 (CDM Executive Board, 2010), voltada para o florestamento e reflorestamento de terras degradadas. Os Projetos 1663, 1969, 2079 e 3350 (Carbon Credits Consulting S.r.l., 2018; Amazon Reforestation Consortium, 2019; Carbon Credits Consulting S.r.l., 2019; Suzano, 2023) utilizam a metodologia AR-ACM0003 (CDM Executive Board, 2013), direcionada ao florestamento e reflorestamento de terras, exceto zonas úmidas. O Projeto 2569 (Plantar S.a., 2009) segue a metodologia AR-AM0005 (CDM Executive Board, 2008), que abrange atividades de florestamento e reflorestamento com finalidades industriais e/ou comerciais. Os projetos em questão não apenas convergem na adoção de práticas sustentáveis de manejo florestal, mas também se destacam pela diversidade de aplicações finais da madeira produzida, refletindo a multifuncionalidade dos sistemas florestais em questão. A madeira cultivada nesses sistemas é destinada a variados setores industriais, evidenciando o papel significativo dessas iniciativas na cadeia produtiva regional (Tabela 8).

Tabela 8: Características e Finalidades do Cultivo de *Eucalyptus* nos projetos CCF

Projeto	Espécies	Ciclo de Corte	Finalidade
1663	<i>E. urograndis</i>	Sem previsão	Captura de CO ₂ para créditos de carbono
1969	<i>Eucalyptus sp.</i>	7 anos	Madeira para construção civil, pastagens, cercas, indústrias de celulose e MDF
2079	<i>E. urograndis</i>	6/7 anos	Madeira serrada
2569	<i>E. urophylla</i> ; <i>E. grandis</i> ; <i>E. camaldulensis</i>	7 anos	Biomassa para indústrias de ferro e aço
3350	<i>E. urophylla</i> ; <i>E. grandis</i> ; <i>E. urograndis</i>	7 anos	Produção de celulose
7258	<i>E. urograndis</i>	7 anos	Produção de carvão vegetal

O projeto 2569 (Plantar S.A., 2009) é dedicado ao uso de biomassa renovável na indústria do ferro-gusa, adota o carvão vegetal de eucalipto como agente redutor na produção, substituindo combustíveis fósseis e reduzindo as emissões de gases de efeito estufa. Esse carvão contribui para a diminuição de poluentes presentes na siderurgia, o que promove um ciclo de carbono quase neutro, apesar de possuir um valor calorífico e densidade energética inferiores em comparação ao carvão mineral pulverizado, conforme descrito por Wang *et al.* (2023).

Os projetos florestais apresentados na Tabela 9 revelam abordagens semelhantes e centradas na restauração de áreas degradadas e na promoção de práticas sustentáveis. Um ponto comum é a transformação de áreas dedicadas à pecuária extensiva em sistemas florestais produtivos, com destaque para o cultivo de espécies de *Eucalyptus*. Este gênero é valorizado por seus usos e multiprodutos, incluindo como fonte de energia para a produção de ferro gusa e ferro liga, além de aplicações na fabricação de móveis, painéis de madeira, madeira processada, celulose e papel (Costa; Oliveira, 2019). A importância da fixação de carbono é enfatizada nos projetos, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas através da absorção de CO₂ atmosférico. A conversão de pastagens em florestas altera o estoque de carbono do solo, promovendo um aumento no carbono armazenado a longo prazo (Lal, 2005; Jandl *et al.*, 2023).

O Projeto 1147 (EBCF, 2017), “*Amazon Rio REDD+ IFM*”, é o único a utilizar a metodologia VM0011, promovendo o desenvolvimento sustentável e combatendo as mudanças climáticas através do Manejo Florestal Melhorado (IFM), que transforma áreas de floresta exploradas seletivamente em zonas protegidas (Carbon Planet Limited, 2011). Isto viabiliza mitigação econômica rápida e sem mudanças no uso ou posse da terra (Griscom *et al.*, 2017). O objetivo é prevenir a degradação planejada, que é um fator crítico para o controle das emissões de gases de efeito estufa. As comunidades ao redor do projeto estão envolvidas em suas operações, participando na agricultura familiar de pequena escala, que inclui o cultivo de mandioca e bananas, exploram produtos não madeireiros, como o óleo de copaíba e castanhas, e dependem da caça e da pesca para sua alimentação e subsistência, práticas que são consideradas na elaboração da linha de base do projeto. Esta linha de base foi estabelecida para refletir as emissões de GEE que teriam ocorrido sem a intervenção do projeto, principalmente devido às operações de exploração madeireira autorizadas anteriormente.

Os projetos implementados com base na metodologia VM0007 (VERRA, 2023b), conhecida como “*REDD+ Estrutura Metodológica (REDD+MF)*”, tem estrutura modular, que permite a fácil integração de vários módulos e ferramentas e é benéfica na definição de linhas de base e no monitoramento eficiente das reduções de emissões e degradação florestal. As atividades essenciais desses projetos incluem a criação de cenários de linha de base e o monitoramento contínuo das emissões. No caso da metodologia VM0015 (VERRA, 2023c), “*Desmatamento Não Planejado Evitado*”, a medição da redução de emissões de GEE é feita pela prevenção do desmatamento em áreas florestais sob pressão de atividades como exploração madeireira e agropecuária. A receita gerada pode resultar em benefícios socioeconômicos

substanciais às comunidades locais. A análise das práticas conservacionistas adotadas nesses projetos (Figuras 4 e 5) demonstra uma base comum de atividades ajustadas para se adaptarem às particularidades de cada local. Essas adaptações são fundamentais para satisfazer as necessidades específicas das comunidades locais e as condições ambientais de cada região.

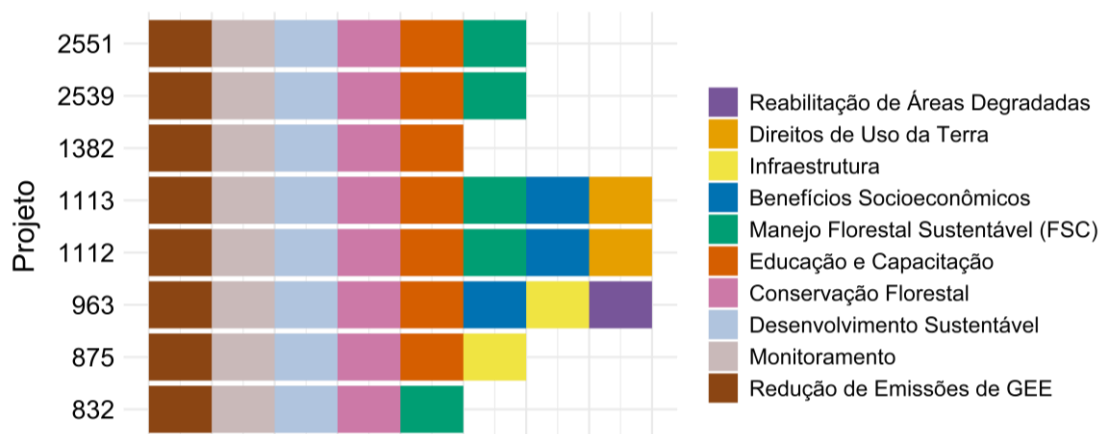


Figura 4: Distribuição de atividades por projetos sob a metodologia VM0007

Fonte: Elaborado pelo autor.

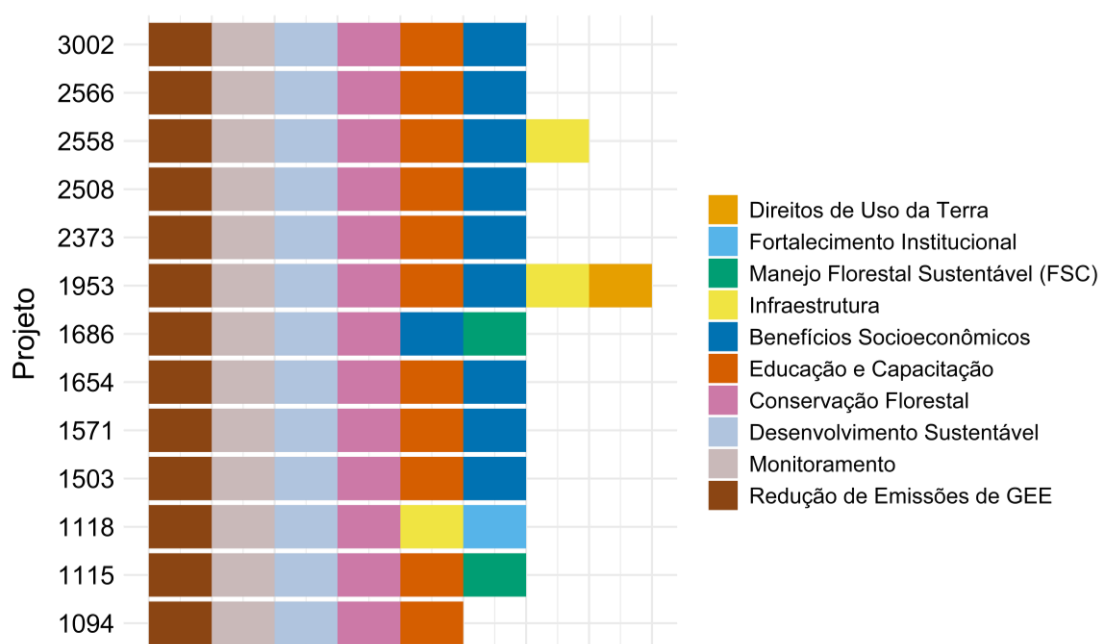


Figura 5: Distribuição de atividades por projetos sob a metodologia VM0015

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os projetos têm objetivos abrangentes e interligados, incluindo: conservação florestal, redução de emissões de GEE, desenvolvimento sustentável, capacitação e educação, pesquisa e monitoramento, além de benefícios socioeconômicos. A *Conservação Florestal* é um objetivo central de todos os projetos. Eles visam proteger vastas áreas de floresta, prevenindo o

desmatamento e a degradação florestal. A manutenção da integridade dessas florestas é essencial para preservar a biodiversidade, garantir a continuidade dos serviços ecossistêmicos e sustentar a vida selvagem. Por consequência, a conservação florestal causa a redução na emissão de GEE, contribuindo para mitigação das mudanças climáticas.

O desenvolvimento sustentável ocorre com alternativas que valorizam a floresta: manejo sustentável, ecoturismo, agricultura sustentável e produtos não madeireiros. Educação em conservação, gestão de recursos e práticas agrícolas capacita moradores, gerando renda e reduzindo a dependência do desmatamento (FAO, 2020).

O *Monitoramento* é necessário para quantificar o carbono armazenado e avaliar a saúde ecológica das florestas, sendo essencial para prevenir incêndios e desmatamento, utilizando brigadas de fogo comunitárias financiadas pelo proponente do projeto e técnicas de sensoriamento remoto. As brigadas de fogo são treinadas para responder rapidamente a incêndios, enquanto o sensoriamento remoto fornece dados precisos abrangendo uma grande área (Ygorra *et al.*, 2021). A integração dessas abordagens garante a proteção eficaz das áreas florestais e a manutenção do carbono sequestrado, promovendo a sustentabilidade ambiental.

O *Manejo Florestal Sustentável (FSC)* envolve a implementação de práticas de extração de madeira de baixo impacto certificadas pelo *Forest Stewardship Council (FSC)*. Estas práticas promovem a conservação florestal e garantem rastreabilidade, gerando benefícios ambientais, sociais e econômicos superiores aos das florestas manejadas convencionalmente (Voigtlaender; Magalhães; Lopes *et al.*, 2023).

As atividades específicas de cada projeto refletem sua singularidade. Um exemplo é o Projeto 1118, “*Suruí Forest Carbon Project (PCFS)*”, que visa consolidar a conservação florestal na Terra Indígena Sete de Setembro (TISS). Este projeto destaca ações de Fortalecimento Institucional e Desenvolvimento Financeiro, do povo indígena Suruí (IDESAM, 2012). O *Fortalecimento Institucional* busca promover a autonomia do povo Paiter Suruí, fortalecendo suas organizações por meio da construção e renovação de espaços de trabalho, aquisição de equipamentos e veículos, além da contratação e treinamento de recursos humanos (Da Silva *et al.*, 2024).

Atividades realizadas visando a *Reabilitação de áreas degradadas* por meio do reflorestamento fora da fronteira do projeto fornecem fontes alternativas de renda para as comunidades, reduzindo a pressão sobre os recursos florestais (Pacheco; Beatty; Patel, 2024). O desenvolvimento de *infraestrutura* por meio de projetos específicos está ligado à construção de escolas técnicas e clínicas médicas, cujo objetivo é proporcionar uma melhor qualidade de

vida para os moradores dessas áreas. A implementação dessas melhorias não só facilita o acesso a serviços essenciais, mas também promove o crescimento econômico e social, criando um ambiente mais sustentável e resiliente para as futuras gerações (Supangco, 2006).

Os *Direitos do uso da terra* através da emissão de títulos de posse, que não apenas legitima a propriedade da terra, mas também incentiva as comunidades a se engajarem ativamente na preservação do ambiente natural (Kusters *et al.*, 2022). Com a regularização fundiária, as famílias são encorajadas a implementar e sustentar práticas de manejo ambientalmente sustentáveis (Byamugisha *et al.*, 2016). Por fim, os *Benefícios Socioeconômicos* dos projetos são amplamente atribuídos à divisão da receita gerada pelo projeto para as comunidades locais. Este mecanismo de distribuição de renda visa proporcionar uma melhoria nas condições de vida das populações envolvidas, promovendo o desenvolvimento sustentável. Os projetos REDD/REDD+ no Brasil constituem num esforço colaborativo para enfrentar os desafios globais de desmatamento e degradação florestal, ao mesmo tempo em que criam oportunidades para um desenvolvimento mais sustentável e inclusivo.

O projeto 2465 (ERA, 2022), denominado "*Avoided Conversion Cerrado*", constitui uma iniciativa significativa no bioma Cerrado, voltada para a preservação de pastagens e matagais, seguindo a metodologia VM0009. O principal objetivo é oferecer aos proprietários de terras um incentivo econômico robusto para a manutenção da vegetação nativa excedente, através de compensações financeiras por carbono. O projeto estabelece mecanismos de vigilância, incluindo guardas, drones, patrulhas de campo, imagens de satélite e bases de dados públicas de alertas de conversão. A metodologia VM0009 utilizada foi descontinuada, sendo substituída pela metodologia "*VM0048 - Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal*" (VERRA, 2023d).

4.3. Quantificação de CO₂

A quantificação do carbono na linha de base varia conforme o cenário e metodologia. Em pastagens degradadas, vegetação e uso determinam estoques. Emissões incluem metano de gado e vazamentos por deslocamento, combustíveis e fertilizantes (FAO, 2014).

Emissões da degradação da biomassa são contabilizadas como carbono. No plantio de eucalipto, o sequestro depende do crescimento das árvores. Corte, queima ou decomposição acelerada liberam o carbono armazenado, caracterizando vazamento (IPCC, 2006).

A variabilidade nos cenários e metodologias impacta a quantificação do tCO₂ nos projetos de carbono. Cada cenário específico, requer uma abordagem personalizada para avaliar o estoque de carbono e as emissões associadas. A compreensão detalhada desses fatores é essencial para a implementação eficaz e precisa dos projetos de carbono, garantindo que os objetivos de mitigação das mudanças climáticas sejam alcançados de forma sustentável e mensurável.

A distinção entre as emissões de carbono e as emissões dos demais GEE é crucial para a precisão na contabilização dos créditos de carbono que poderão ser emitidos. Um exemplo prático é o Projeto 738 (Oréades – Núcleo de Geoprocessamento, 2011), que utiliza práticas agrícolas e pecuárias com uso de fogo como cenário de linha de base. Esse projeto quantificou o tCO₂ acima e abaixo do solo nas gramíneas, arbustos e espécies arbóreas. O valor do tCO₂ foi obtido pela quantificação do CO₂ na linha de base deduzido do valor de CO₂ final das atividades do projeto. A quantificação do vazamento neste projeto considerou uma fuga média anual de 15% das remoções previstas para o primeiro período de crédito do projeto.

O projeto 665 (ONF International, 2011), no cenário de pastagem, adotou uma abordagem distinta em relação às emissões de GEE. Foram quantificados os valores de emissões provenientes de combustíveis fósseis (5,41 tCO₂e.ano⁻¹), queima de biomassa (16 tCO₂e.ano⁻¹), fermentação entérica (1 tCO₂e.ano⁻¹) e da decomposição de madeira morta. Entretanto esses valores foram considerados insignificantes e consequentemente desconsiderados das estimativas. Ao calcular as remoções líquidas de GEE por sumidouros, os participantes decidiram não contabilizar a linha de base e o vazamento, concentrando-se apenas na fixação de carbono pelos indivíduos arbóreos, tanto acima quanto abaixo do solo, e nas alterações no estoque de carbono no solo (VERRA, 2024c).

O projeto 1317 (OCT, 2014), desenvolvido sob o cenário de pastagem, adotou uma abordagem específica ao desconsiderar a quantificação tCO₂ tanto no cenário da linha de base quanto no de vazamento. Essa decisão fundamenta-se na premissa de que se utiliza uma média de uma unidade animal bovina por hectare, emitindo aproximadamente de 3,88 a 22,89 tCO₂e.ano⁻¹, com a suposição de que o vazamento é nulo (Valentim; Andrade, 2009).

Os projetos sob atividades REDD apresentam um cenário de linha de base caracterizado pela presença de florestas que devem ser preservadas. Nessas circunstâncias, o valor de tCO₂ na linha de base tende a ser maior do que o desenvolvido no projeto devido às atividades antrópicas que ocorrem na ausência do projeto. A redução desse valor é frequentemente

atribuída a práticas como a extração madeireira legal e o uso de maquinários, os quais emitem gases de efeito estufa, como N_2O e CH_4 (IPCC, 2006)

Os projetos 1112 e 1113 (Carbonco *et al.*, 2014a; Carbonco *et al.*, 2014b) exemplificam a quantificação da linha de base em cenários de conversão contínua de florestas tropicais úmidas em pastagens e terras agrícolas por pequenos agricultores. Nesses projetos, foram quantificados o estoque de carbono arbóreo acima e abaixo do solo, além da madeira morta. A linha de base também incluiu a emissão de CH_4 e N_2O resultantes da queima de biomassa. Assim, o estoque de carbono foi determinado pelo valor de tCO_2 na linha de base, subtraindo as emissões decorrentes das atividades.

Por outro lado, o projeto 2373 (Ecológica Assessoria Ltda., 2021), diferentemente dos projetos 1112 e 1113, também considera os produtos madeireiros extraídos da área do projeto na sua quantificação de carbono. O estoque de carbono nesse projeto é calculado pelo valor do estoque de tCO_2 na linha de base menos o tCO_2 emitido pelas atividades do projeto. Além disso, este projeto quantifica os produtos madeireiros e as emissões de N_2O e CH_4 provenientes da queima de biomassa, tanto na linha de base quanto no projeto.

No projeto 2373, o vazamento foi considerado zero, pois os agentes de desmatamento da linha de base participaram de atividades dentro da área do projeto e da área de gerenciamento de vazamentos, reduzindo o desmatamento e minimizando o risco de deslocamento. Este aspecto é devido a presença de padrões socioambientais, que avalia programas de educação e treinamento, fontes alternativas de renda e a extensão das atividades sociais às comunidades locais (CCB, 2023; SocialCarbon, 2024).

Em projetos madeireiros, o tipo de produto determina o período de permanência do carbono. Como exemplo, no Projeto 1686, os produtos foram classificados em três grupos: curto prazo (decomposição em até três anos, carbono perdido imediatamente), médio prazo (decomposição entre três e cem anos, decaimento linear em vinte anos), e longo prazo (decomposição acima de cem anos, fixação permanente do carbono) (Agrocortex, 2018).

Em projetos em que não é possível quantificar a quantidade de tCO_2 perdida durante o vazamento, o Fator de Vazamento por Deslocamento é utilizado para expressar o percentual de vazamento sobre a diferença do estoque de carbono no projeto e na linha de base. A equação para obter o DLF é expressa pela equação 27:

$$DLF = \frac{\text{Vazamento do cenário do projeto}}{\text{Desmatamento total dentro da área do projeto}} \quad (\text{Eq 27}), \text{ em que: DFL} = \text{fator de vazamento}$$

por deslocamento; vazamento do cenário do projeto = o desmatamento indireto fora da área do projeto, resultante da deslocação das atividades de desmatamento que deveriam ser evitadas ou

reduzidas dentro do projeto, em hectares; desmatamento total dentro da área do projeto = indica a quantidade total de desmatamento que ocorre dentro da área do projeto, em hectares.

Um DLF de valor zero significaria que todas as reduções de desmatamento dentro da área do projeto foram efetivas e não resultaram em aumento do desmatamento fora da área do projeto. No entanto, pressupor que o vazamento é completamente zero pode gerar superestimativas.

O projeto 7258 implementou suas atividades em áreas previamente sem atividades, mitigando o risco de fuga. As atividades foram implementadas em terras alugadas por um período de 15 anos, onde a atividade anterior, a pecuária, já não estava mais sendo praticada. Dessa forma, a implementação das atividades de reflorestamento não resultou no deslocamento da criação de gado para áreas vizinhas, minimizando o risco de fuga de carbono (Vale Florestar, 2012).

Alguns projetos, para manter estimativas conservadoras, adotam um valor de DLF padrão quando o valor calculado é zero. Por exemplo, os projetos 1953, 1686 e 3002 optaram por usar um valor de 5%. Um DLF maior que zero indica a ocorrência de vazamento, ou seja, parte do desmatamento evitado dentro da área do projeto foi deslocado para áreas externas. De acordo com o padrão VCS (VERRA, 2024c), as deduções padrão são de 15% para vazamento de atividade e 10% para vazamento de mercado. Projetos como 1112, 1113 e 2558 aplicaram uma dedução de 15% para o DLF. Além disso, alguns projetos quantificam o DLF por meio de estudos específicos. O projeto 2566, por exemplo, utilizou o estudo de Henders e Ostwald (2012), que estimou um fator de vazamento médio de 19% para projetos REDD. Em alguns projetos, o valor do DLF é inicialmente elevado e reduz gradualmente. No projeto 1571, o fator de deslocamento começou em 15%, caindo para 10% após dez anos e para 5% a partir do décimo quinto ano. O projeto 1503 iniciou com 10%, diminuindo até 5% no nono ano. No projeto 1115, o fator começou em 10%, reduzindo até 0% ao final do período de linha de base fixa. A Tabela 9 apresenta as estimativas de $\text{tCO}_2\text{.ano}^{-1}$ fornecida pelos projetos.

Tabela 9: Estimativas de $\text{tCO}_2\text{.ano}^{-1}$ na Linha de base, Projeto, Vazamento e Buffer, segundo descritivo de cada projeto

Projeto	Linha de base ($\text{tCO}_2\text{.ano}^{-1}$)	Projeto ($\text{tCO}_2\text{.ano}^{-1}$)	Vazamento ($\text{tCO}_2\text{.ano}^{-1}$)	Buffer ($\text{tCO}_2\text{.ano}^{-1}$)	Buffer %
665*	0,00	15.512,31	0,00	1.407,10	9%
738*	271,01	7.141,49	1.030,57	1.374,10	20%
832//	1.386.360,00	110.126,60	333.003,40	197.816,18	16%

875//	1.119.672,09	125.973,19	28.430,20	134.149,35	14%
963//	170.925,30	36.804,70	30.840,60	13.412,00	10%
1094//	91.511,67	16.332,40	2.841,33	25.560,95	34%
1112//	216.427,70	51.834,70	27.986,20	16.459,30	10%
1113//	279.944,50	67.583,50	37.271,50	21.236,10	10%
1115//	184.540,62	61.186,01	8.345,33	26.212,85	21%
1118//	265.551,69	18.091,48	0,00	24.746,02	10%
1147//	51.469,00	50,00	0,00	5.102,00	10%
1317*	0,00	1.635,63	0,00	18,03	1%
1382//	2.017.053,20	0,00	293.484,80	463.922,20	23%
1503//	490.904,96	49.675,02	26.939,07	44.123,47	10%
1571//	329.116,80	22.187,93	27.637,73	30.692,33	10%
1654//	121.929,30	-26.431,17	6.096,47	31.155,70	21%
1663*	0,00	19.380,01	0,00	2.470,95	13%
1686//	598.993,87	85.450,57	29.949,70	77.031,50	15%
1953//	306.696,90	0,00	15.334,83	38.337,11	13%
1969*	516.793,33	0,00	0,00	17.226,00	3%
2079*	0,00	22.797,36	0,00	2.906,66	13%
2373//	563.332,93	23.153,77	0,00	97.470,37	18%
2465\\	57.247,97	528,73	0,00	9.000,00	16%
2508//	599.254,97	152.143,20	29.962,73	42.849,73	10%
2539//	1.613.149,23	0,00	46.602,47	156.654,68	10%
2551//	1.046.265,42	107.006,80	41.474,88	93.925,86	10%
2558//	1.849.325,43	567.299,07	277.399,90	122.822,17	10%
2566//	177.584,00	24.917,60	33.807,60	24.306,07	20%
2569*	25.063,00	101.363,63	517,40	0,00	0%
3002//	103.628,33	10.362,83	5.181,40	8.927,37	10%
3350*	30.258,00	2.867.402,51	0,00	289.766,05	10%
3727*	5.156,02	589.431,62	0,00	70.113,07	12%
3887*	1.975,23	159.611,07	0,00	0,00	0%
7258*	2.839,87	18.282,53	3.354,00	0,00	0%

Em que: * = Projetos ARR; \\ = Projeto ACoGS; // = Projeto REDD/REDD+. Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4. Certificados adicionais

A principal ameaça aos projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal é a atividade antrópica próxima às florestas (Worm; Paine, 2016). Nesse contexto, a análise de 34 projetos revelou que 73,52% deles possuem certificações adicionais. Dentre estes, 88% associados às atividades REDD/ACoGS utilizaram certificados que promovem benefícios econômicos, sociais e ambientais, visando uma lucratividade complementar. Projetos que proporcionam mais cobenefícios tendem a receber compensações financeiras superiores em comparação aos que oferecem benefícios limitados (Lou *et al.*, 2022). Segundo Lou *et al.* (2023), esses padrões comunitários emergem como uma resposta às lacunas das regulamentações existentes, que muitas vezes não conseguem fomentar práticas inovadoras e sustentáveis. Em decorrência, a maior parte dos projetos incorporou iniciativas de compensação de carbono comunitário, predominando o uso do padrão *Climate, Community & Biodiversity* (CCB). Enquanto a certificação *SocialCarbon* foi adotada em 17,64% dos projetos, a certificação CCB foi aplicada em 55,88% deles, como ilustra a Tabela 10.

Tabela 10: Certificados adicionados abordados pelos projetos avaliados

Projeto	Certificado Adicional	Projeto	Certificado Adicional
665	-	1686	<i>SOCIALCARBON</i>
738	-	1953	CCB
832	-	1969	CCB
875	<i>SOCIALCARBON</i>	2079	-
963	CCB	2373	<i>SOCIALCARBON</i>
1094	<i>SOCIALCARBON</i>	2465	<i>SOCIALCARBON</i>
1112	CCB	2508	-
1113	CCB	2539	CCB
1115	CCB	2551	CCB
1118	CCB	2558	<i>SOCIALCARBON</i>
1147	CCB	2566	CCB
1317	CCB	3002	CCB
1382	CCB	3350	-
1503	CCB	3727	CCB
1571	CCB	2569	-
1654	CCB	3887	-
1663	CCB	7258	-

Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise dos projetos certificados pelo padrão CCB revela um comprometimento com a mitigação de impactos climáticos e a promoção do bem-estar comunitário e da biodiversidade.

O padrão *SocialCarbon*, utilizado conjuntamente em alguns projetos, proporciona uma avaliação detalhada dos benefícios sociais e ambientais. Um dos destaques é o projeto “*ABC Norte REDD*” (projeto 2465), que integra objetivos alinhados aos objetivos de desenvolvimento sustentável da ONU, incluindo a redução da pobreza, melhoria da saúde e bem-estar, promoção da educação de qualidade, igualdade de gênero, geração de trabalho e crescimento econômico, consumo e produção responsáveis, ação contra a mudança climática e a preservação da vida terrestre.

Outro projeto relevante é o “*Ecomapuá Amazon REDD*” (projeto 1094), que além de conservar a biodiversidade, criou oportunidades de emprego e renda, fortalecendo o tecido social e econômico das comunidades locais. A robustez do *SocialCarbon*, através de seu monitoramento contínuo de benefícios socioambientais, evidencia-se na melhoria das condições de vida e no desenvolvimento sustentável promovido nessa região (Sustainable Carbon, 2013). Por outro lado, o projeto “*Avoided Conversion Cerrado*” (projeto 2465), ao gerar 316782 *VCU's* e preservar mais de 11.509 hectares de vegetação nativa, ilustra como a certificação CCB pode facilitar a conservação ambiental enquanto promove o desenvolvimento econômico local por meio de atividades como ecoturismo (ERA, 2022).

A implementação do padrão CCB na região do Pontal do Paranapanema (projeto 3727) também merece destaque, gerindo aproximadamente 215000 hectares para a conservação da biodiversidade e beneficiando espécies ameaçadas, conforme a Lista Vermelha da IUCN. Este projeto não somente conservou ecossistemas críticos, mas também promoveu a resiliência das comunidades locais, integrando-as ao processo de conservação e garantindo seu desenvolvimento sustentável (Biofilica, 2023). A adoção de padrões como CCB e *SocialCarbon* nos projetos analisados reflete um compromisso com a sustentabilidade que transcende a conservação ambiental e integra melhorias sociais e econômicas significativas. Servem como referência para futuras iniciativas de REDD e outras estratégias de conservação.

4.5. Período para emissão de crédito de carbono.

O período nos créditos de carbono refere-se à duração do tempo durante o qual um projeto de carbono é elegível para gerar créditos. A Figura 6 apresentada fornece uma visão do período de duração e do ano de registro (apresentado como o ponto em cada linha temporal) dos projetos de carbono no Brasil no setor florestal. Ao analisar a distribuição temporal dos projetos, observa-se uma concentração significativa de iniciativas programadas entre 2010 e 2050. Este período, marcado por um dinamismo acentuado, sugere um esforço intensificado no

campo dos créditos de carbono, coincidindo com as crescentes demandas globais para mitigação das mudanças climáticas (Griscom *et al.*, 2017; Bello *et al.*, 2023).

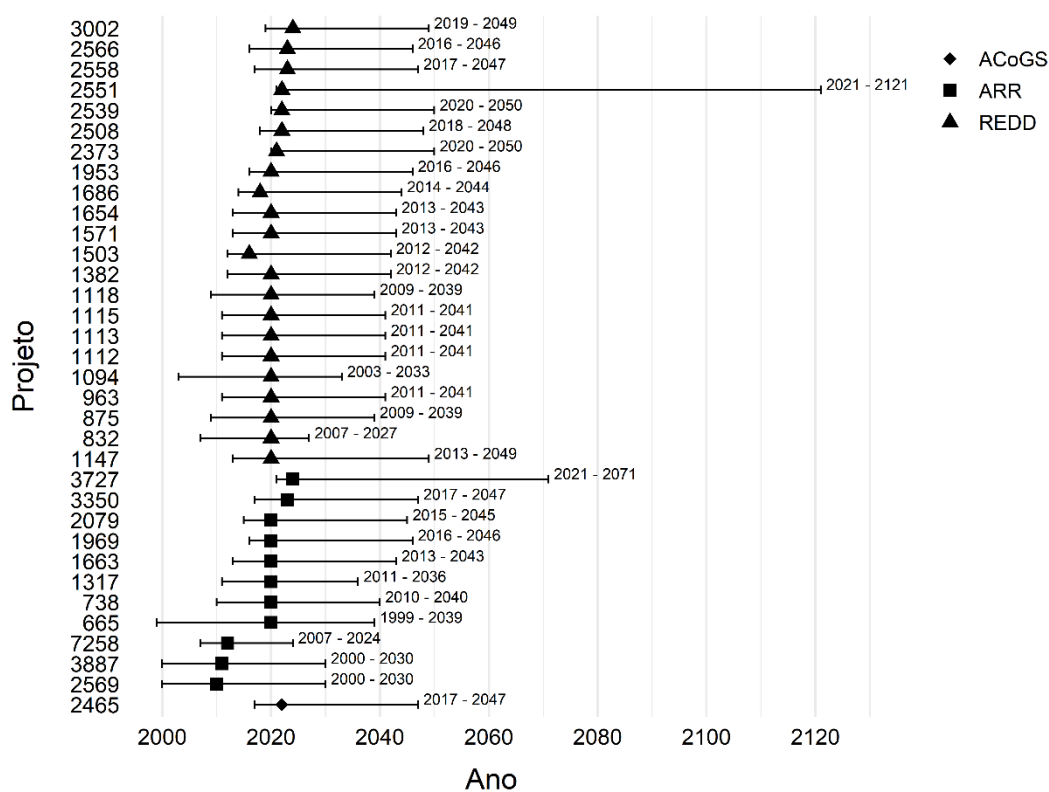


Figura 6: Duração do período para emissão de crédito e ano de registro dos projetos de carbono analisados.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A sustentabilidade e o sucesso desses projetos são cruciais não apenas para a redução das emissões de carbono, mas também para estabelecer um precedente positivo para futuras ações nesse âmbito. A eficácia dessas iniciativas está diretamente relacionada à sua capacidade de produzir resultados mensuráveis, como a diminuição do carbono atmosférico, o que nutre o otimismo quanto ao alcance das metas globais de redução da temperatura (Gibbs *et al.*, 2007). Além disso, esses projetos contribuem significativamente para o desenvolvimento sustentável, fomentando novos empregos, segurança energética e qualidade ambiental, aspectos críticos para atingir diversos objetivos de desenvolvimento sustentável (Lou *et al.*, 2022).

A ausência de registros pós-2050 evidencia a urgência de mercados de carbono regulamentados. Esse período decisivo exige planejamento estratégico, inovação contínua e adaptação às mudanças regulatórias, assegurando impactos ambientais positivos e vantagem competitiva (ICC Brasil; Waycarbon, 2022).

4.6. Estimativas anuais de redução e disponibilidade de emissões de créditos

Os projetos de compensação de carbono visam principalmente a geração de receita por meio da quantidade de créditos de carbono gerados, resultantes do dióxido de carbono armazenado ou da emissão evitada, variando conforme o local e a atividade exercida. Na Figura 7 é apresentada a estimativa anual de redução de emissão (EAER) em projetos de carbono, demonstrada por meio de barras. Esse dado é também referido nos projetos como reduções ou remoções líquidas estimadas de emissões de GEE. As informações foram obtidas diretamente da descrição de cada projeto. A EAER é quantificada por:

$EAER = C_{Proj} - C_{Bl} - C_{lk}$ (Eq 28), em que: $EAER$ = estimativa anual de redução de emissão, em $tCO_2ha^{-1}ano^{-1}$; C_{Proj} = o carbono capturado pelo projeto, em $tCO_2ha^{-1}ano^{-1}$; C_{Bl} = o carbono da linha de base, ou seja, a quantidade de carbono que estaria presente na ausência do projeto, em $tCO_2ha^{-1}ano^{-1}$; C_{lk} = carbono de vazamento, relacionado as emissões adicionais indiretas associadas ao projeto, em $tCO_2ha^{-1}ano^{-1}$. Para permitir uma análise comparativa do potencial de redução de emissão foi elaborada a Figura 7.

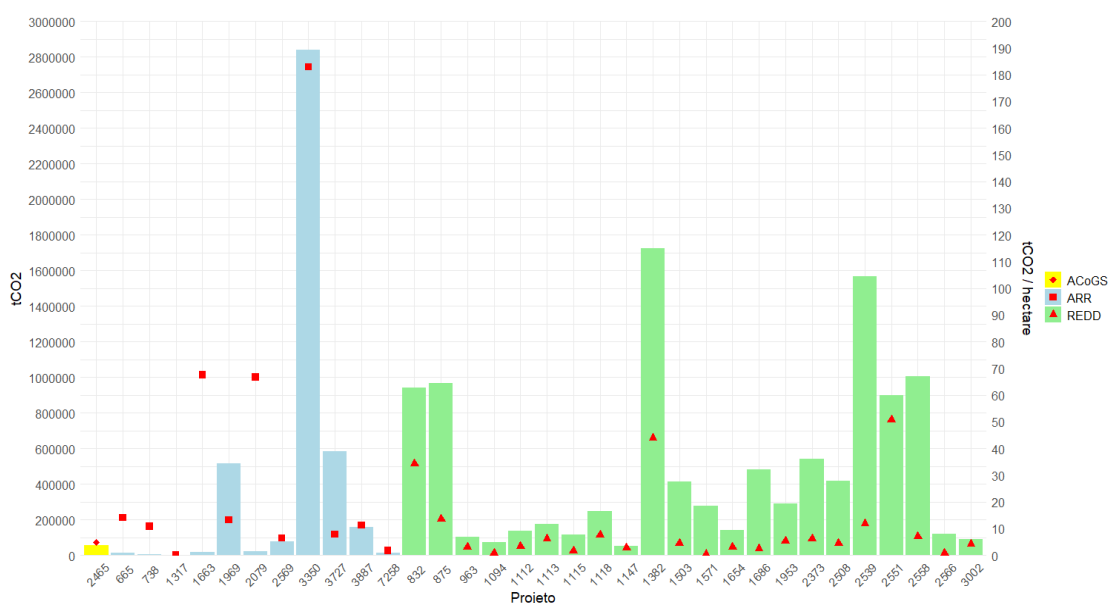


Figura 7 - Estimativas anuais de redução de emissões (EAER) e EAER por hectare.
Fonte: Elaborado pelo autor.

Os testes de Shapiro-Wilk aplicados para as variáveis EAER/hectare e EAER indicou que ambas não seguem uma distribuição normal, com p-valores de $1,524e^{-09}$ e $6,79e^{-07}$, respectivamente. O teste de Levene foi aplicado para verificar a homogeneidade das variâncias das variáveis EAER/hectare e EAER em relação às atividades REDD, ARR e ACoGS evidenciou que as variâncias são homogêneas entre os grupos (p-Valor de 0,1791 para EAER/hectare; 0,8228 para EAER). Portanto, após a análise de variância foi aplicado o de

Kruskal-Wallis, para verificar a existência de diferenças nas variáveis EAER e EAER/hectare entre os diferentes tipos de atividades. Tais diferenças não foram encontradas para EAER (p-valor de 0,743 para ANOVA e 0,0458 para Kruskal-Wallis) e EAER/hectare (p-valor de 0,135 para ANOVA e 0,1336 para Kruskal-Wallis).

A correlação de Spearman entre EAER e as atividades foi significativa ($\rho = 0,4319$, p-valor = 0,01075), sugerindo uma correlação positiva moderada. A correlação de Spearman entre EAER/hectare e as atividades não foi significativa ($\rho = -0,3088$, p-valor = 0,0755). Esses resultados sugerem que, embora as atividades não impactem as variáveis em estudo, existe uma relação positiva moderada entre EAER e as atividades. Conclui-se portanto que o tipo de atividade está levemente relacionado à capacidade de estimativas anuais de redução de emissões (EAER).

A emissão de créditos de carbono ocorre após as fases de monitoramento e verificação do projeto. Nessas etapas, são coletados dados e informações que asseguram a precisão das estimativas de reduções de emissões de gases de efeito estufa. Após a conclusão dessas fases, o responsável pelo projeto solicita a emissão de créditos de carbono com base na quantidade disponível para emissão. A quantidade de créditos de carbono é obtida por (VERRA, 2024c): $CC_{disp} = EAER - C_{Buffer}$ (Eq 29), em que: CC_{disp} = crédito de carbono disponíveis para emissão anualmente, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; $EAER$ = estimativa anual de redução de emissão, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$; C_{Buffer} = corresponde ao carbono reservado como buffer para compensar riscos de não permanência ou outras incertezas, em $tCO_2.ha^{-1}.ano^{-1}$;

Na Figura 8 é apresentada a quantidade de créditos disponível por emissão anual, por meio de barras, conforme informações fornecidas pelos próprios projetos. Para possibilitar a comparação do potencial de redução de emissão, a figura também apresenta, através de pontos, a relação entre a créditos disponível por emissão anualmente e o tamanho da área do projeto, em hectares. Os valores apresentados na figura, representam crédito de carbono disponíveis para emissão, conforme informação da descrição de cada projeto.

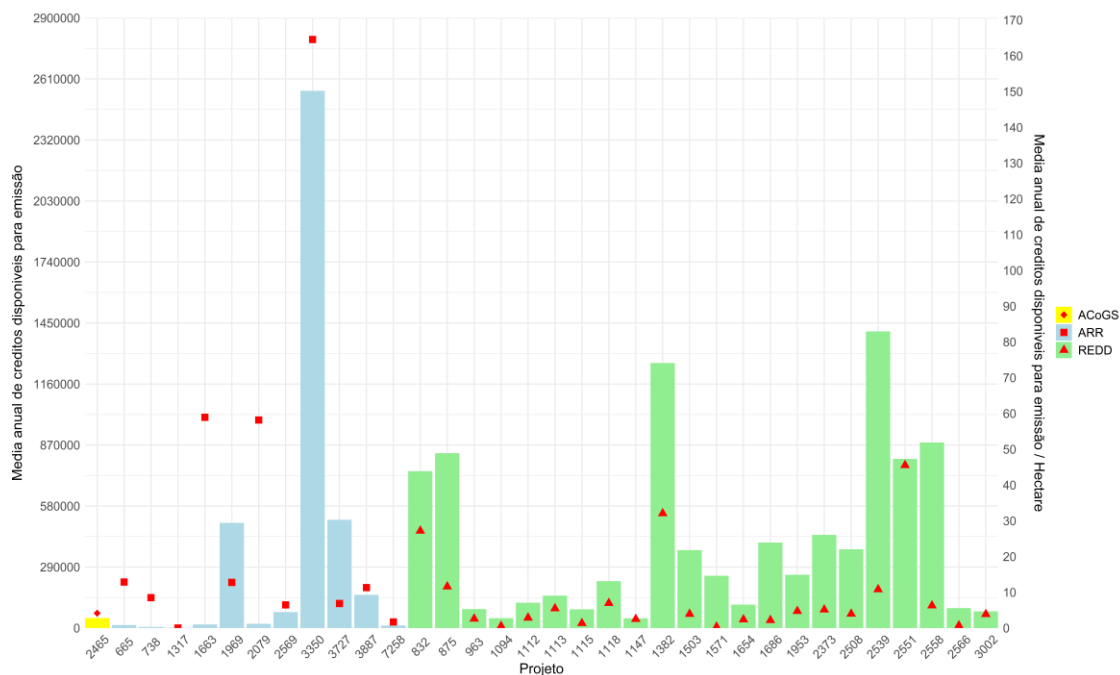


Figura 8 - Quantidade de créditos de carbono disponíveis para emissão anualmente, e quantidade créditos de carbono disponíveis para emissão anual por hectare.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados dos testes de Shapiro-Wilk para os conjuntos de dados média anual de créditos disponíveis para emissão e média anual de créditos disponíveis para emissão/hectare indicaram não conformidade com uma distribuição normal, apresentando p-valores de $5,256 \times 10^{-7}$ e $1,131 \times 10^{-9}$ respectivamente. Valores de p inferiores a 5% conduzem à rejeição da hipótese nula, sugerindo uma distribuição não normal para ambos os conjuntos de dados.

A aplicação dos testes de Levene para avaliar a homogeneidade das variâncias nas variáveis média anual de créditos disponíveis para emissão e média anual de créditos disponíveis para emissão/hectare, categorizadas pelas atividades, resultou em estatísticas com p-valores de 0,8041 e 0,1555, respectivamente. Esses resultados indicam a ausência de evidências significativas que apontem para diferenças nas variâncias entre os grupos, sugerindo homogeneidade.

Os resultados obtidos na ANOVA não revelaram diferenças para os conjuntos de dados analisados em relação às atividades. Os p-valores obtidos foram de 0,786 e 0,119 para média anual de créditos disponíveis para emissão e média anual de créditos disponíveis para emissão/hectare, respectivamente, indicando a inexistência de variações significativas nos valores médios entre os grupos.

Como alternativa não paramétrica à ANOVA, o teste de Kruskal-Wallis foi aplicado, revelando resultados mistos. Para média anual de créditos disponíveis para emissão, um p-valor

de 0,06107 indicou diferenças significativas entre os grupos de atividades. No entanto, para média anual de créditos disponíveis para emissão/hectare, um p-valor de 0,1064 sugeriu a ausência de diferenças entre os grupos.

A análise de correlação de Spearman mostrou uma correlação positiva entre média anual de créditos disponíveis para emissão e as atividades, com um coeficiente de correlação ρ de 0,4115 e um p-valor de 0,0155. Em contraste, a média anual de créditos disponíveis para emissão/hectare e as atividades apresentaram um coeficiente ρ de -0,3269 e um p-valor de 0,05911, indicando a ausência de correlação.

Os dados analisados demonstram ausência de distribuição normal e homogeneidade nas variâncias entre os grupos de atividades. Os resultados da ANOVA não evidenciam diferenças, embora o teste de Kruskal-Wallis destaque diferenças para a média anual de créditos disponíveis para emissão. Foi observada correlação significativa entre a média anual de créditos disponíveis para emissão e as atividades, porém não para a média anual de créditos disponíveis para emissão por hectare.

A análise dos dados revelou uma leve relação entre o tipo de atividade e a média anual de créditos disponíveis para emissão, bem como a EAER. No entanto, ao comparar ambas as métricas por hectare, não se observou uma relação significativa com o tipo de atividade. Isso implica que atividades REDD possuem menor potencial de EAER e emissão de créditos de carbono devido à inclusão de atividades socioambientais e econômicas, que não possuem um valor quantitativo de tCO_2 , como o armazenamento e a redução de emissões de carbono. Em contrapartida, atividades ARR demonstraram maior eficácia no potencial de redução de emissões e fixação, devido à associação exclusiva com a quantificação de tCO_2 .

A aplicação da correlação de Pearson às métricas de fixação de carbono (EAER, EAER/hectare, média anual de créditos disponíveis para emissão e média anual de créditos disponíveis para emissão/hectare) em relação à área de cada projeto revelou uma correlação não significativa (p-valor = 0,9813, p-valor = 0,2331, p-valor = 0,9681 e p-valor = 0,2396, respectivamente). Esses resultados indicam que o tamanho da área do projeto não é um fator determinante para as métricas avaliadas, sugerindo a influência de outras variáveis nos resultados dos projetos. A ausência de uma correlação entre o tamanho da área e as métricas (p-valor > 0,05) ligadas somente ao valor de tCO_2 final reforça a necessidade de uma abordagem holística e multidimensional na avaliação dos impactos e benefícios dos projetos de carbono. A análise integrada das métricas e das variáveis envolvidas é essencial para uma compreensão abrangente dos aspectos qualitativos e quantitativos da fixação de carbono (Zar, 2010).

4.7. Adicionalidade

Comprovar a adicionalidade é uma etapa crucial na implementação de projetos de crédito de carbono, pois sem essa comprovação o projeto não será aprovado. Os projetos de compensação de carbono devem comprovar a adicionalidade através de quatro etapas, conforme mostrado na Figura 1. A primeira etapa é encontrar o cenário de linha de base (Tabela 8).

Após essa etapa, as demais etapas se apresentam na forma de análise de investimento e barreiras, em que ao menos uma dessas análises deve ser realizada e comprovada, demonstrando que o auxílio do mecanismo de redução de GEE, é necessário para a execução do projeto.

A análise de investimento em projetos de carbono deve evidenciar que a receita gerada pela venda de créditos de carbono é importante para a viabilidade econômica do projeto (Broekhoff *et al.*, 2019). Em situações em que o projeto não proporciona benefícios econômicos adicionais aos proponentes, além da receita oriunda dos créditos de carbono, justifica-se realizar uma análise simples de custos. Alguns exemplos são os projetos 963, 1317, 1382 e 2373, nos quais não foram identificados benefícios financeiros além da renda relacionada ao VCS, sendo utilizada somente uma análise de custo simples, que detalha o custo anual necessário para a implementação do projeto (Carbonco *et al.*, 2012; OCT, 2014; Carbonco *et al.*, 2015; Ecológica Assessoria Ltda., 2021). Este método fornece uma visão clara e objetiva dos recursos financeiros necessários, enfatizando a dependência da receita dos créditos de carbono para a sustentabilidade dos projetos (Covell, 2011).

Métricas financeiras, como a Taxa Interna de Retorno (TIR) e o Valor Presente Líquido (VPL), desempenham um papel fundamental na análise de investimentos, permitindo avaliar a viabilidade econômica de projetos. A análise comparativa entre cenários potenciais na área do projeto revela que, embora o projeto não seja a atividade mais lucrativa, a venda de créditos de carbono é essencial para complementar a receita (Arnold, 2014). Um exemplo prático é o projeto 835, onde o valor do VPL para o cenário sem a presença do projeto é 35 vezes maior do que o VPL no cenário com o projeto, evidenciando a menor lucratividade sem a venda de créditos de carbono (CKVB, 2012). Outro exemplo é o projeto 1115, que comparou o plano de manejo FSC sem a presença do VCS e com a presença do VCS. Os resultados obtidos pelo projeto 1115 mostraram que a ausência do VCS torna o VPL do projeto negativo, com valor de R\$ -802.000,00, enquanto a inclusão do VCS resulta em um VPL positivo de R\$ 1.025.000,00, demonstrando a importância econômica da certificação VCS para a viabilidade do projeto (Biofilica, 2013).

A TIR foi utilizada para demonstrar a viabilidade econômica no projeto 875. Os resultados obtidos pelo projeto 875 indicaram que, no pior cenário, o cultivo de café na área apresentou uma TIR de 10,4%, enquanto a implementação do projeto sem o auxílio financeiro dos créditos de carbono alcançou apenas 5,94%, evidenciando a menor atratividade econômica da conservação sem a comercialização de créditos de carbono (Plant Environmental Intelligence, 2012). Esses dados reforçam a importância da venda de créditos de carbono para garantir a sustentabilidade financeira dos projetos.

O projeto 1147 fez uso de ambas as métricas. Utilizou a TIR como indicador econômico e o VPL para corroborar a TIR. Foi comparado o cenário de Gestão Florestal delineado na linha de base (com o custo da terra), onde a única receita monetária é a venda de madeira em toras, com o cenário do Projeto REDD sem VCS (Implementação de Projeto de Conservação sem a venda de créditos de carbono) (EBCF, 2017).

A análise de investimento pode ser substituída pela análise de barreira, que examina os obstáculos que impedem a implementação das atividades propostas pelo projeto na ausência da venda de créditos de carbono, mas que não impedem a continuidade do cenário alternativo (Cames *et al.*, 2016). O projeto 1503 exemplifica essa abordagem ao identificar barreiras como a falta de aplicação da legislação, desmatamento ilegal, organizações locais fracas e dificuldades na geração de renda através de atividades extrativistas conservadoras (Biofilica, 2016). No projeto 1147, foram identificadas barreiras de investimento que impedem a implementação do projeto. Essas barreiras incluem o acesso limitado ao capital de investimento e crédito bancário, além dos altos custos de juros no Brasil. Barreiras institucionais também foram detectadas, destacando a falta de recursos das agências ambientais competentes para a gestão das Unidades de Conservação no estado do Amazonas (EBCF, 2017). A Tabela 11, 12 e 13 apresenta detalhadamente as análises realizadas em cada projeto.

Tabela 11: Projeto que realizaram análise de barreiras.

Projeto	Análise de barreiras
1663	Barreiras de investimento; Barreiras sociais
3727	Barreiras de investimento; Barreiras devido a condições sociais; Barreiras institucionais; Barreiras devido a condições ecológicas
2569	Barreiras de investimento; Barreiras relacionadas à prática comum; Barreiras de gestão e institucionais
1969	Barreiras de investimento; Barreiras sociais
2079	Barreiras de investimento; Barreiras sociais

	Barreiras de investimento; Barreiras tecnológicas;
738	Barreiras relacionadas à prática comum;
	Barreiras relacionadas às condições ambientais; Barreiras sociais
665	Barreiras devido a condições sociais; Pressão demográfica; Habilidades em silvicultura não desenvolvidas; Prática predominante
3887	Barreiras devido a práticas predominantes; Barreiras institucionais; Barreiras tecnológicas; Barreiras devido a condições ecológicas
1503	Barreiras institucionais; Barreiras relacionadas à falta de organização das comunidades locais; Barreiras relacionadas à tradição local
	Barreiras relacionadas à posse, propriedade, herança e direitos de propriedade;
2539	Barreiras sociais e práticas de uso da terra; Barreiras institucionais; Barreiras de investimento
3350	Barreiras relacionadas à tradição local de uso da terra; Barreiras institucionais; Barreiras de investimento; Barreiras sociais

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 12: Projetos que realizaram análise de investimento

Projeto	Cenário Alternativo	Atividade do Projeto sem o VCS
1571	VPL = R\$ 4.057.607,00	VPL = R\$ 203.752,00
1686	TIR = 2,79%	TIR = 1,13%
875	TIR = 10,4%	TIR = 5,94%
1147	TIR = 22,2%	TIR = Negativo
2508	TIR = -0,03%	TIR = -3,21%
1654	TIR = 4%	TIR = Negativo
2465	VPL = R\$ 138 a 2.800/hectare/ano	VPL = R\$ 0/hectare/ano
2558	VPL = R\$ 252.783.883,50	VPL = R\$ 17.928.606,53
1115	VPL = R\$ 1.025.000,00	VPL = R\$ -802.000,00
1112	Análise simples de custo (sem valor mencionado)	
1113	Análise simples de custo (sem valor mencionado)	
1382	Análise simples de custo (sem valor mencionado)	
3002	Análise simples de custo (sem valor mencionado)	
963	Análise simples de custo (custo total US\$ 325.000,00 a US\$ 650.000,00)	
1094	Análise simples de custo (custo total R\$ 52.142,56 reais)	

1317	Análise simples de custo (R\$14146.36/hectare)
1953	Análise simples de custo (US\$138479.00/ano)
2373	Análise simples de custo (R\$101604.00/ano)
	O projeto em específico comparou o VPL para as atividades realizadas no projeto
2566	com a venda de créditos e sem a venda de créditos, obtendo, respectivamente, US\$ 3019374.00 e US\$ -597834.00.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 13 – Projetos que realizaram análise de Investimento e análise de Barreiras

Projeto	Cenário Alternativo	Atividade do Projeto sem o VCS	Barreiras
2551	Análise simples de custo (US\$ 349.538,06/ano)		Barreiras de investimento; Barreiras institucionais; Barreiras relacionadas à tradição local; Barreiras devido a condições sociais e práticas de uso da terra
7258	TIR = 8,29%	TIR = 1,61%	Barreiras sociais; Barreiras relacionadas à prática comum; Barreiras relacionadas à posse, propriedade, herança e direitos de propriedade
832	VPL = R\$84.249.704,00	VPL = R\$ 2.423.581,00	Barreiras institucionais; O projeto é o primeiro de seu tipo; Pressão demográfica; Conflitos sociais e falta de apoio governamental; Barreiras institucionais para a proteção florestal
1118	VPL = US\$ 627.000,00	VPL = US\$ 30.000,00	

Fonte: Elaborado pelo autor.

A etapa final da análise de adicionalidade envolve a comparação das atividades do projeto com as práticas comuns na região, determinando se o projeto é realmente adicional (VERRA, 2024c). Esta análise de prática comum está fortemente relacionada ao cenário de linha de base, definido em grande parte pela atividade mais frequente na região, ou seja, a

prática comum. Utilizando os cenários de linha de base presentes na Tabela 8, conclui-se que os projetos são considerados adicionais, pois as atividades comuns na região são majoritariamente voltadas para a agropecuária e a extração ilegal de madeira, enquanto atividades como as propostas pelo projeto representam um diferencial significativo (VERRA, 2023a).

Em casos em que a atividade do projeto é pioneira na região, as etapas de análise de investimento e de barreiras tornam-se desnecessárias. O projeto 1094 exemplifica essa situação, sendo pioneiro na região e, portanto, dispensando as análises de investimento e barreiras. Nesse projeto específico, constatou-se que a conservação de áreas florestais de propriedade privada na Ilha de Marajó, assim como no estado do Pará em geral, é extremamente rara (Sustainable Carbon, 2013). Nenhuma área fora do escopo de projetos REDD foi encontrada, o que indica que a conservação privada proposta pelo projeto configura uma prática adicional (VERRA, 2023b).

A comprovação da adicionalidade em projetos de crédito de carbono é essencial para sua aprovação, uma vez que assegura que os benefícios ambientais decorrentes do projeto não teriam ocorrido na ausência da intervenção proposta. A análise de adicionalidade envolve etapas que incluem a determinação do cenário de linha de base, a análise de investimento, a avaliação de barreiras e a comparação com práticas comuns na região (VERRA, 2023a).

Métricas como TIR e VPL avaliam a viabilidade econômica, evidenciando a dependência dos projetos da venda de créditos de carbono. A análise de barreiras identifica obstáculos à implementação do projeto sem o suporte fornecido pela venda de créditos de carbono (VERRA, 2023a; IPCC, 2003).

4.8. Desmatamento

A taxa anual de desmatamento é calculada comparando a área sob cobertura florestal na mesma região em dois momentos diferentes (Puyravaud, 2003). Pelo VERRA, é determinado que a determinação da taxa anual de desmatamento, deve ser obtida através do desmatamento dos últimos dez anos. A Figura 9 ilustra a evolução do desmatamento em um cenário de referência e durante a implementação de um projeto de conservação florestal. O período de referência inicia-se dez anos antes do projeto, refletindo degradação florestal crescente. A implementação estabiliza e reduz o desmatamento, evitando emissões de CO₂. Dez anos após o início, reavalia-se a linha de base e ajustam-se estratégias para manter os benefícios ambientais (VERRA, 2019).

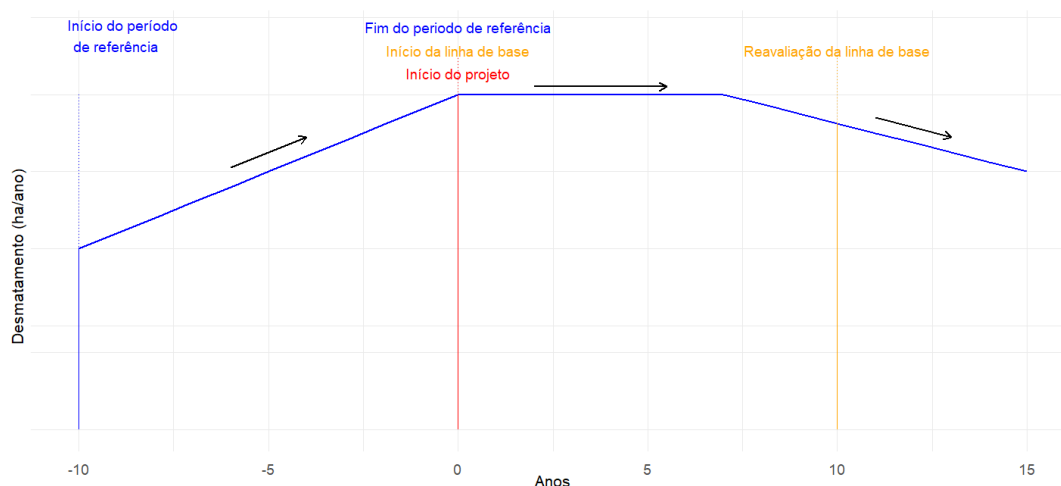


Figura 9: Comportamento esperado para o desmatamento

Fonte: Elaborado pelo autor.

A equação que estima o desmatamento em função do tempo, normalmente ela se apresenta de forma linear, podendo ser ajustada em outras. Como exemplo prático o projeto 2373, estimou O desmatamento futuro no projeto 2373 foi definido pela equação $y = 0,840497 + 0,000418 * t$; ($R^2_{aj} = 0,58$; p-valor = 0,0065), em que y é a taxa de desmatamento. Para o projeto 3002, $y = 0,0001x + 0,0107$; ($R^2 = 0,01$, $p = 0,7$), sendo a taxa anual de desmatamento calculada com a equação 30 (FAO, 1995): $q = \left(\frac{A2}{A1}\right)^{\frac{1}{t2-t1}} - 1$ (Eq 30), em que: q = Taxa anual de mudança florestal; $A1$ e $A2$ são as coberturas florestais nos tempos $t1$ e $t2$, respectivamente. Para o 1115 a equação ajustada foi $y = 1686,1 \cdot e^{0,0744x}$ ($R^2 = 0,1327$). Optou-se, então, por utilizar a taxa anual de desmatamento calculada conforme equação proposta por Puyravaud (2003) (Equação 31), obtendo-se o valor de 0,269%: $r = \frac{1}{(t2-t1)} \ln\left(\frac{A2}{A1}\right)$ (Eq 31), em que: r = taxa anual de mudança florestal; $A1$ e $A2$ são as coberturas florestais nos tempos $t1$ e $t2$, respectivamente; $\ln$ = logaritmo neperiano.

Para ilustrar a importância de uma estimativa precisa da taxa anual de desmatamento, a Figura 10 apresenta um comparativo entre a estimativa por meio de regressão e a taxa anual projetada para os próximos 30 anos no âmbito do projeto 1115. A linha verde representa a estimativa de desmatamento acumulado obtida através de regressão, enquanto a linha amarela mostra a taxa anual de desmatamento constante. Os valores acumulados de desmatamento, ilustrados em azul e vermelho, destacam a diferença entre as duas abordagens.

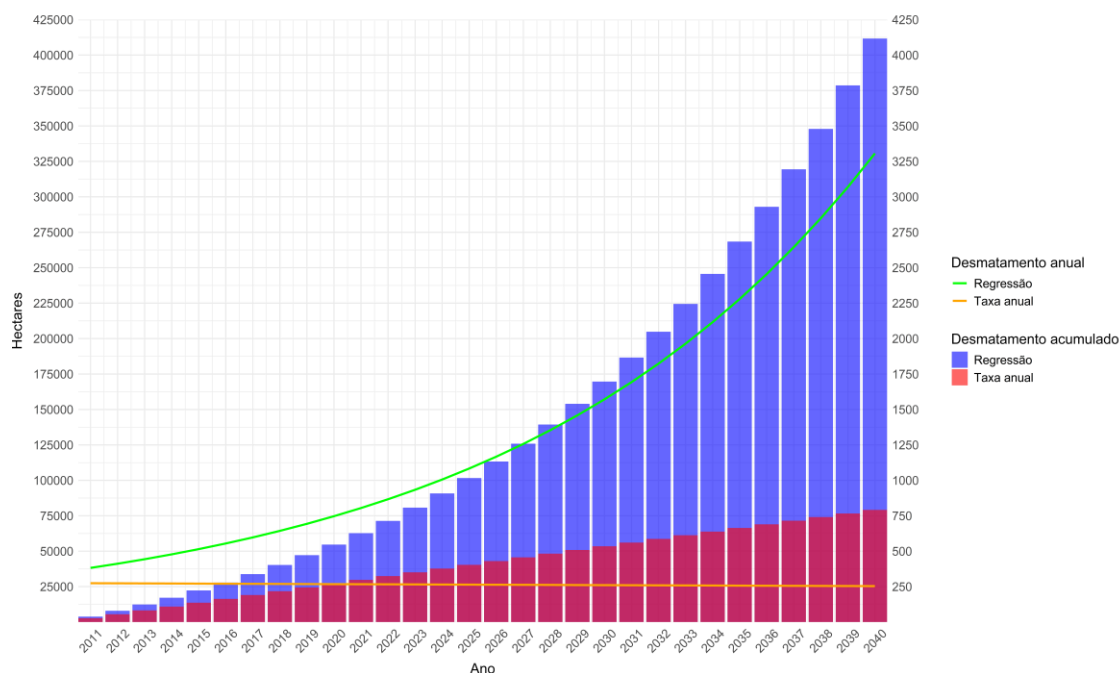


Figura 10: Comparativo da Projeção do Desmatamento na linha de base pela Regressão e pela Taxa Anual, segundo valores informados pelo projeto 1115.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A taxa anual proporcionou uma medida mais estável e conservadora, refletindo melhor as tendências reais observadas nos dados históricos. Os valores calculados pela taxa anual são mais consistentes e apresentam uma tendência de crescimento mais moderada e realista ao longo do tempo. Em contraste, os valores projetados pela regressão tendem a superestimar o crescimento ou a variabilidade, resultando em projeções menos confiáveis. A metodologia de taxa anual, por sua vez, oferece uma abordagem mais robusta e menos suscetível a grandes variações, sendo adequada para cenários onde a precisão e a confiabilidade são cruciais. O uso dessa metodologia reduz o risco de superestimação e proporciona uma base sólida para o planejamento e a tomada de decisão em projetos de manejo florestal e mitigação de mudanças climáticas (Puyravaud, 2003).

A aplicabilidade da média anual, especialmente em contextos em que a variabilidade dos dados é alta e a relação linear não é evidente, ressalta a importância de metodologias consolidadas e adaptativas para a análise de dados ambientais, como exemplificado pelas fórmulas propostas por FAO (1995). Mudanças abruptas na taxa de desmatamento podem causar inconsistências no ajuste da equação e no cálculo da taxa média, devido a grandes variações em períodos específicos (Puyravaud, 2003).

Um exemplo prático dessa ocorrência foi observado no projeto 2558, que encontrou controvérsias na variação histórica da taxa de desmatamento. Nesse caso, a análise de regressão

linear simples resultou em um valor de p não significativo de 0,1014 e um R^2 baixo de 0,2122, evidenciando que o uso da regressão linear não era apropriado (ABC, 2023). Para superar essa limitação, utilizou-se o modelo de regressão segmentada, conforme apresentado por Toms e Lesperance (2003). A equação ajustada foi:

$$F(x) = 1,1337293 - 0,0005618x, \text{ for } x \leq 2014$$

$$\text{e } -7,438121 + 0,00369490x, \text{ for } x > 2014$$

O coeficiente de determinação desse modelo foi 0,6245 e p de 0,0266. A análise com o modelo de regressão segmentada revelou um valor de *breakpoint* em 2.013,75, indicando uma melhor adequação do modelo às variações observadas na taxa de desmatamento. Portanto, para uma maior precisão, foi ajustada uma segunda equação, para identificar a relação entre as variáveis antes e depois do breakpoint identificado. A equação final reflete essas duas relações diferentes:

$$F(x) = 1,3827 - 0,00068424x, \text{ for } x < 7,3436$$

$$-3,4381 + 0,00170730x, \text{ for } x > 7,3436$$

O coeficiente de determinação desse modelo foi 0,9242, com um valor p-valor de 0,00372, indicando um bom ajuste dos dados ao modelo preditivo. A aplicação dessa técnica de regressão permite uma interpretação mais precisa das mudanças nas taxas de desmatamento, em casos em que os valores de desmatamento apresentam uma ou mais mudanças distintas na tendência ao longo do tempo.

Outra abordagem, também aceita, porém, mais complexa, é estimar a taxa de desmatamento por meio da modelagem baseada em variáveis determinantes associadas a agentes e vetores do desmatamento (Barber *et al.*, 2014). Esse modelo considera fatores como a melhoria da infraestrutura, por exemplo, estradas, ferrovias e reservatórios de hidrelétricas, que podem facilitar o acesso a áreas remotas, incentivando o desmatamento. Além disso, a configuração da paisagem e as condições ecológicas também são integradas, assim como as condições socioeconômicas e culturais (Soares-Filho *et al.*, 2006).

Para realizar a estimativa de desmatamento, foram utilizados softwares como *IDRISI SELVA* (Eastman *et al.*, 2012) e *Dinamica-EGO* (Soares-Filho; Cerqueira; Pennachin, 2002). Esses softwares auxiliam na análise espacial e modelagem de variáveis críticas para a elaboração da linha de base. Os projetos analisados (1118, 1654, 2508 e 2566) utilizaram diversas variáveis em seus modelos. As variáveis comuns incluem distâncias de elementos geográficos e infraestrutura, como "distância de desmatamento", "distância de localidades", "distância de hidrografia", "distância a portos", "distância a assentamentos", "distância a

unidades de conservação", "distância a estradas principais" e "distância a serrarias". Além disso, foram consideradas variáveis relacionadas à área da propriedade obtidas de bases de dados como o *MapBiomass*.

4.9. Monitoramento

O monitoramento constitui a fase final de responsabilidade do proponente em um projeto de compensação de carbono, embora outras etapas subsequentes, como a verificação e certificação, sejam realizadas por terceiros. Durante a fase de monitoramento, todas as variáveis qualitativas e quantitativas relacionadas ao projeto são avaliadas para determinar sua eficácia (Sedjo; Macauley, 2012). O monitoramento eficaz das remoções ou reduções de carbono é fundamental para garantir o acesso aos pagamentos de carbono. Porém, a incerteza envolvida no monitoramento é frequentemente vista como um desafio para a implementação da precificação do carbono no setor florestal (Grimault; Bellassen; Shishlov, 2018).

O monitoramento de carbono florestal fornece estimativas dos estoques de carbono e permite a avaliação de mudanças ao longo do tempo, ou seja, a diferença entre as emissões reais e contrafactuais – ou de linha de base (Grimault; Bellassen; Shishlov, 2018). Esse processo é crucial para monitorar elementos-chave da dinâmica florestal, como crescimento, colheita e mortalidade, além de estimar a biomassa das árvores e florestas (Birdsey *et al.*, 2013).

As mudanças nos estoques de carbono são mais complexas em atividades REDD, visto que a alteração do estoque de carbono está relacionada à quantificação de carbono mantido nas florestas e é influenciada diretamente pela evolução das condições socioeconômicas ao redor da área do projeto. Por outro lado, as atividades ARR são mais fáceis de quantificar devido à ampla gama de estudos na área de mensuração florestal (Teobaldelli; Doswald; Dickson, 2010).

Cada projeto de compensação de carbono deve possuir um plano de monitoramento, cujo objetivo é assegurar a efetividade das atividades de reflorestamento e fixação de carbono (VERRA, 2024c). A aplicação da metodologia de monitoramento abrange várias áreas, incluindo a remoção de gases de GEE, a biodiversidade e os impactos socioeconômicos. O plano de monitoramento facilita as etapas de verificação e emissão. Espera-se que a entidade do projeto adira estritamente ao plano, monitorando e medindo os impactos do projeto e preparando-se para a verificação periódica das remoções de emissões (VERRA, 2023^a).

A metodologia empregada no projeto define os parâmetros a serem acompanhados, atribuindo ao proponente do projeto a responsabilidade de determinar a melhor forma de quantificá-los. O uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) é a principal ferramenta

utilizada no monitoramento (Birdsey *et al.*, 2013; Grimault; Bellassen; Shishlov, 2018). Novas tecnologias, incluindo LiDAR, podem reduzir os custos de monitoramento e otimizar o processo, permitindo um monitoramento em intervalos menores de tempo e aumentando a precisão (Sedjo; Macauley, 2012). Em projetos REDD, o desmatamento e as emissões são monitorados por imagens de satélite classificadas. As emissões são calculadas multiplicando a área desmatada pelo estoque médio de carbono, e a mudança na cobertura florestal é acompanhada por comparações periódicas dessas imagens (Ruseva *et al.*, 2017).

O monitoramento das remoções líquidas de GEE por sumidouros inclui a medição de dados no campo, análise e a aplicação de procedimentos de Garantia de Qualidade e Controle de Qualidade, conforme previsto nos padrões de referência VERRA (2024c) e IPCC (2006). O plano de monitoramento quantifica e controla a incerteza nas estimativas utilizando parcelas de amostragem adequadas e uma alocação imparcial, garantindo estimativas com um nível de confiança conhecido. Um plano de Garantia de Qualidade e Controle de Qualidade controla erros na medição e análise de dados, assegurando a consistência na arquivagem de dados para auditorias (Brown, 2002b).

Os impactos socioeconômicos são avaliados através de estudos regulares realizados em colaboração com universidades brasileiras e francesas, baseados em entrevistas com uma amostra aleatória da população local (Zwick, 2019). Esses estudos analisam a dinâmica demográfica e de uso da terra, infraestrutura, perfis da população, sistemas de produção e a percepção dos atores sociais sobre o projeto, proporcionando uma compreensão abrangente dos efeitos ambientais e socioeconômicos do projeto.

O maior custo associado aos projetos de carbono é a verificação por terceiros. Custos de inventário de carbono, modelos de crescimento e rendimento florestal, e verificação são elevados, tornando inviáveis projetos muito pequenos (Northwest Natural Resource Group, 2014). As atividades típicas de MRV para projetos florestais custam em torno de €0.15 a 1.4 por tCO_{2e}, enquanto preços do carbono nos mercados voluntários são em média cerca de €3 por tCO_{2e} (Grimault; Bellassen; Shishlov, 2018).

A etapa de monitoramento em projetos de carbono oferece uma oportunidade para a implementação de certificados adicionais devido à demanda por mão de obra especializada na verificação de variáveis críticas. A quantificação do estoque de carbono, realizada por meio de mensuração florestal, e a verificação de distúrbios são tarefas essenciais nesse contexto (IPCC, 2003). A preparação e contratação de indivíduos das comunidades locais para executar essas atividades pode, além de reduzir os agentes causadores de desmatamento, melhorar as

condições socioeconômicas dessas comunidades. O monitoramento baseado na comunidade, além de ser mais acessível e eficiente, tende a gerar mais cobenefícios quando comparado ao monitoramento convencional por especialistas (Skutsch, 2005).

Projetos agregados de compensação de carbono florestal, que incorporam diversos pequenos proprietários florestais coordenados por ONGs, por exemplo, podem mitigar os elevados custos de MRV e outros custos de transação (Pan *et al.*, 2022). Esse modelo aumenta potencialmente a disposição dos pequenos proprietários florestais em participar (White *et al.*, 2018). A oferta de oportunidades de financiamento para reduzir os custos de transação é crucial, especialmente no que se refere aos custos de MRV. Na China, muitos projetos de carbono voluntários são elegíveis para subsídios governamentais que cobrem os custos de MRV, assegurando a implementação eficiente dos projetos (Lin; Lin, 2015).

Apesar da diversidade de métricas utilizadas nos projetos de compensação de carbono, observou-se que a frequência de monitoramento tende a ser uma métrica comum em todos os projetos. Dessa forma, com base no plano de monitoramento dos projetos avaliados, a frequência de monitoramento para cada atividade está apresentada na Tabela 14.

Tabela 14 - Atividades do plano de monitoramento, e suas respectivas frequências

Frequência	Descrição da Atividade
Menor que 5 anos	Mudança líquida no estoque de carbono devido ao desmatamento
Menor que 5 anos	Mudança líquida no estoque de carbono devido a distúrbios naturais
Menor que 5 anos	Área de desmatamento registrada
Menor que 5 anos	Área impactada por distúrbios naturais
Menor que 5 anos	Biomassa de carbono das árvores cortadas e removidas através de processos de degradação
Menor que 5 anos	Emissões líquidas reais do projeto decorrentes da exploração
Menor que 5 anos	Estoque de carbono da biomassa da madeira extraída
Menor que 5 anos	Atividades relacionadas a trilhas de arraste
Menor que 5 anos	Emissões líquidas de gases de efeito estufa devido ao deslocamento de atividades
Menor que 5 anos	Área total de desmatamento pelo agente de linha de base
Menor que 5 anos	Área de deslocamento de atividades
Menor que 5 anos	Área das estradas
Menor que 5 anos	Emissões totais de gases de efeito estufa (GEE) devido ao vazamento de mercado

Menor que 5 anos	Mudança no estoque de carbono resultante da criação de estradas de exploração
Menor que 2 anos	Área potencialmente impactada por processos de degradação
Menor que 10 anos	Mudanças líquidas no estoque de carbono em todos os compartimentos no estrato de linha de base
Menor que 10 anos	Revisão da linha de base
Antes de cada verificação	Monitoramento de emissões não CO ₂ de incêndios florestais
Antes de cada verificação	Monitoramento de fugas (leakage)
Menor que 10 anos	Atualização das estimativas de estoque de carbono florestal

Fonte: Elaborado pelo autor.

5. CONCLUSÕES

A análise das atividades e localizações dos projetos de carbono florestal conduzida neste capítulo revelou a predominância de iniciativas, no mercado voluntário, de REDD na Amazônia, auxiliando na preservação da biodiversidade e na diminuição das emissões de gases de efeito estufa, além de agregar positivamente os fatores socioeconômicos da região.

Complementando essa análise regional, o presente estudo constatou que a diversificação das atividades de carbono florestal e a implementação de metodologias específicas para cada região são fundamentais para mitigar eficazmente as mudanças climáticas e conservar a biodiversidade. A análise realizada indica que esta abordagem permite considerar as variações ecológicas e socioeconômicas presentes em diferentes áreas, garantindo estratégias de mitigação mais adaptáveis e eficazes. A investigação revelou que metodologias regionais específicas facilitam a integração das comunidades locais nos projetos, promovendo maior engajamento e benefícios socioeconômicos, fortalecendo assim a resiliência dos ecossistemas e das populações.

Nesse contexto, este trabalho identificou que a quantificação de CO₂ em projetos de carbono exige abordagens personalizadas para cada cenário, diferenciando emissões de carbono de outros gases de efeito estufa. A análise verificou que isso possibilita metodologias adaptadas às características dos ecossistemas, garantindo precisão nos resultados. Os dados obtidos indicam que a consideração de gases como metano e óxidos de nitrogênio oferece uma visão holística, essencial para a credibilidade dos projetos.

A fim de reforçar ainda mais essa credibilidade, a pesquisa realizada neste estudo revelou que a aplicação de certificados adicionais, tais como os padrões Climate, Community & Biodiversity (CCB) e SocialCarbon, potencializou as vantagens econômicas, sociais e ambientais, bem como reduziu os perigos ligados à ação humana perto de florestas.

Os resultados obtidos na presente pesquisa demonstram que 73,52% dos projetos possuem certificações adicionais, com destaque para os padrões CCB e SocialCarbon, identificados em 55,88% e 17,64% dos projetos, respectivamente. A investigação realizada identificou que a prevalência destas certificações sugere que projetos oferecendo cobenefícios mais amplos tendem a receber compensações financeiras superiores.

Em relação ao horizonte temporal desses projetos certificados, a análise do período para emissão de créditos conduzida nesta pesquisa evidenciou uma concentração significativa de iniciativas programadas entre 2010 e 2050, refletindo um esforço intensificado para atender às demandas globais de mitigação das mudanças climáticas. Ademais, o estudo identificou que o

período após 2050 apresenta-se como cenário de oportunidades para implementação de novos projetos, permitindo a incorporação de avanços tecnológicos e metodológicos que aumentem a eficácia das iniciativas.

Para garantir a efetividade dessas iniciativas ao longo do tempo, esta investigação constatou que a comprovação da adicionalidade é essencial para garantir a legitimidade e eficácia das iniciativas. Os resultados indicam que a transparência e metodologias rigorosas são fundamentais para o sucesso dos projetos, garantindo que os benefícios ambientais sejam adicionais. Ainda, o presente trabalho verificou ainda que a implementação de um plano de monitoramento robusto é essencial para assegurar a eficácia dos projetos. Ademais, observou-se que o monitoramento contínuo permite a quantificação precisa das remoções de carbono e reduções de emissões, enquanto o envolvimento das comunidades locais promove cobenefícios socioeconômicos.

Diante do exposto, conclui-se, a partir da análise realizada neste trabalho, que os projetos de carbono florestal examinados demonstram a importância de uma abordagem integrada e adaptada às condições locais para alcançar os objetivos de mitigação das mudanças climáticas e promoção da sustentabilidade ambiental.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABC - AGROPECUÁRIA BRASIL NORTE S.A.; ECOLÓGICA ASSESSORIA LTDA. **ABC Norte REDD Project: Joint Project Description & Monitoring Report**. Version 05. Palmas: Ecológica Assessoria Ltda., 2023. 348 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/2558>. Acesso em: 7 ago. 2025.

AES TIETÊ. **Project Design Document Form for Afforestation and Reforestation Project Activities (CDM-AR-PDD): AES Tietê Afforestation/Reforestation Project in the State of São Paulo, Brazil**. Version 03. São Paulo: AES Tietê S.A., 2009. 86 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/LC4A0MO1F67U3IHPX2TZ9YJRNSW5ED>. Acesso em: 7 ago. 2025.

AGATHOKLEOUS, Evgenios *et al.* Does the root to shoot ratio show a hormetic response to stress? An ecological and environmental perspective. **Journal of Forestry Research**, v. 30, n. 5, p. 1569-1580, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0863-7>. Acesso em: 15 mar. 2024.

AGROCORTEx MADEIRAS DO ACRE AGROFLORESTAL LTDA. **Agrocortex REDD Project: Project Description, VCS Version 3**. Version 05. Palmas, TO: Ecológica Assessoria Ltda., 2018. 227 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1686>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ALI, Arshad *et al.* Allometric biomass equations for shrub and small tree species in subtropical China. **Silva Fennica**, v. 49, n. 4, p. 1275, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1275>. Acesso em: 10 abr. 2024.

ALLARD, Joshua; PARK, Andrew. Woody debris volumes and carbon accumulation differ across a chronosequence of boreal red pine and jack pine stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 43, n. 8, p. 768-775, 2013. DOI: 10.1139/cjfr-2013-0100. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0100>. Acesso em: 8 ago. 2025.

ALMEIDA DE SOUZA, Alana Almeida *et al.* Dynamics of savanna clearing and land degradation in the newest agricultural frontier in Brazil. **GIScience & Remote Sensing**, v. 57, n. 7, p. 965-984, 2020. DOI: 10.1080/15481603.2020.1835080. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1835080>. Acesso em: 16 jun. 2024.

ALMEIDA, Cláudio Aparecido de *et al.* High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 3, p. 291-302, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>. Acesso em: 16 jun. 2024.

ALOAMAKA, Patrick Chukwunonso. Navigating the Climate Crisis: Exploring International Law's Evolution and Application. **GLS Law Journal**, v. 6, n. 1, p. 48-58, 2024. Disponível em: <https://glslawjournal.in/index.php/glslawjournal/article/view/127>. Acesso em: 16 jun. 2024.

AMAZON REFORESTATION CONSORTIUM. **THE ARC A/R PROJECT: CCB & VCS Project Description, CCB Version 3, VCS Version 3**. Version 1. Paragominas, PA: Amazon

Reforestation Consortium, 2019. 126 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1969>. Acesso em: 7 ago. 2025.

AMAZON REFORESTATION CONSORTIUM. **THE ARC REDD+ PROJECT: CCB & VCS Project Description, CCB Version 3, VCS Version 3**. Version 03. Paragominas, PA: Amazon Reforestation Consortium, 2020. 221 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1953>. Acesso em: 7 ago. 2025.

AMERICAN CARBON REGISTRY. About Us. 2024. Disponível em: <https://acrcarbon.org/about-us/>. Acesso em: 29 maio 2024.

ANGERS, D. A.; ERIKSEN-HAMEL, N. S. Full-inversion tillage and organic C distribution in soil profiles: A meta-analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 1370-1374, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0342>. Acesso em: 20 abr. 2024.

ARAGÃO, Luiz. E. O. C.; SHIMABUKURO, Yosio. E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275-1278, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1186925>. Acesso em: 25 mar. 2024.

ARNOLD, Tom. How Net Present Value Is Implemented. In: **A Pragmatic Guide to Real Options**. Palgrave Macmillan, New York, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1057/9781137391162_1. Acesso em: 10 jul. 2024.

ASSUNÇÃO, Juliano; GANDOUR, Clarissa; ROCHA, Rudi. **Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: prices or policies?** **Environment and Development Economics**, v. 20, n. 6, p. 697-722, 2015. DOI: 10.1017/S1355770X15000078. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1355770X15000078>. Acesso em: 12 abr. 2024.

BACCINI, Alessandro *et al.* **Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss**. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 2017. DOI: 10.1111/gcb.15943. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.15943>. Acesso em: 8 ago. 2025.

BADGLEY, Grayson *et al.* Systematic over-crediting in California's forest carbon offsets program. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 6, p. 1062551, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1062551>. Acesso em: 15 jun. 2024.

BALDUINO, Maria Clara de Jesus Maniçoba. **Mudanças climáticas: análise da implementação das contribuições nacionalmente determinadas do Brasil no Acordo de Paris**. 2020. 213 f. Dissertação (Mestrado em Direito) - Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2020. Disponível em: https://repositorio.ufrn.br/bitstream/123456789/31716/1/Mudancasclimaticasanalise_Balduino_2020.pdf. Acesso em: 22 mar. 2024.

BARBER, Christopher P. *et al.* Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 177, p. 203-209, 2014. ISSN 0006-3207. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>. Acesso em: 7 ago. 2025.

BARDGETT, Richard D.; MOMMER, Liesje; DE VRIES, Franciska T. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 12, p. 692-699, 2014. DOI: 10.1016/j.tree.2014.10.006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.006>. Acesso em: 8 ago. 2025.

BARLOW, Jos. *et al.* **Clarifying Amazonia's burning crisis**. *Global Change Biology*, v. 26, n. 2, p. 319-321, 2020. DOI: 10.1111/gcb.14872. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>. Acesso em: 1 jun. 2024.

BEANE, Julie. L. *et al.* Forest carbon offsets: a scorecard for evaluating project quality. **Manomet Center for Conservation Sciences Report MCCS NCI 2008-1**, Brunswick, ME, 2008. Disponível em: www.manometmaine.org. Acesso em: 25 mar. 2024.

BELLO, André *et al.* Programa de Transição Energética: Neutralidade de carbono até 2050: Cenários para uma transição eficiente no Brasil. Rio de Janeiro: CEBRI, 2023. 108 p. Disponível em: https://www.cebri.org/media/documentos/arquivos/PTE_RelatorioFinal_PT_Digital.pdf. Acesso em: 7 jul. 2024.

BENITES-LAZARO, L. L.; MELLO-THÉRY, N. A. Empowering communities? Local stakeholders' participation in the Clean Development Mechanism in Latin America. **World Development**, [s. l.], v. 114, p. 254-266, 2019. DOI: 10.1016/j.worlddev.2018.10.005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X18303917>. Acesso em: 9 ago. 2025.

BERG, Björn; MCCLAUGHERTY, Charles. **Plant Litter - Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration**. 3. ed. Springer, 2014. 338 p.

BICHEL, Anathan; TELLES, Tiago Santos. Spatial dynamics of firewood and charcoal production in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 313, p. 127714, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127714>. Acesso em: 16 mai. 2024.

BIOFÍLICA AMBIPAR. **Corridors for Life ARR Grouped Project: CCB & VCS Project Description, Version 6.0**. São Paulo: Biofílica Ambipar Environmental Investments; IPÊ, 2023. 268 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/3727>. Acesso em: 7 ago. 2025.

BIOFÍLICA *et al.* **Jari/Amapá REDD+ Project: Project Description, VCS Version 3**. Version 1.4. São Paulo: Biofílica, 2013. 193 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1115>. Acesso em: 7 ago. 2025.

BIOFÍLICA. **Manoa REDD+ Project: Project Description, VCS Version 3, CCB Standards Third Edition**. Version 2.9. São Paulo: Biofílica Investimentos Ambientais S.A., 2017. 257 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1571>. Acesso em: 7 ago. 2025.

BIOFÍLICA. **Resex Rio Preto-Jacundá REDD+ Project: Project Description, VCS Version 3, CCB Standards Third Edition**. Version 2.2. São Paulo: Biofílica Investimentos Ambientais S.A., 2016. 234 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1503>. Acesso em: 7 ago. 2025.

BIRDSEY, Richard. *et al.* Approaches to Monitoring Changes in Carbon Stocks for REDD+. **Carbon Management**, v. 4, n. 5, p. 519-537, 2013. DOI: 10.4155/CMT.13.49. Disponível em: <https://doi.org/10.4155/CMT.13.49>. Acesso em: 17 jul. 2024.

BITTENCOURT, Sonia Regina Mudrovitsch de; BUSCH, Susanna Erica; CRUZ, Márcio Rojas da. O mecanismo de desenvolvimento limpo no Brasil. In: FRANGETTO, Flavia Witkowski;

LUEDEMANN, Gustavo; VEIGA, Ana Paula Beber (org.). **Legado do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Impactos, lições aprendidas e legado para novos mecanismos**. Brasília: Ipea, 2018. p. 43-58. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5259>. Acesso em: 5 jun. 2024.

BLAIR, Nelly *et al.* Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part 1: Broadbalk experiment. **Soil & Tillage Research**, v. 91, p. 30-38, 2006. DOI: 10.1016/j.still.2005.11.002. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.002>. Acesso em: 5 mai. 2024.

BLUM, Mareike. The legitimization of contested carbon markets after Paris – empirical insights from market stakeholders. **Journal of Environmental Policy & Planning**, v. 22, n. 2, p. 226-238, 2019. DOI: 10.1080/1523908X.2019.1697658. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1523908X.2019.1697658>. Acesso em: 10 mai. 2024.

BODANSKY, Daniel. The Legal Character of the Paris Agreement. **Review of European, Comparative & International Environmental Law**, v. 25, n. 2, p. 142-150, 2016. DOI: 10.1111/reel.12154. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/reel.12154>. Acesso em: 19 abr. 2024.

BOESCH, Hartmut *et al.* Monitoring greenhouse gases from space. **Remote Sensing**, v. 13, n. 14, e2700, 2021. DOI: 10.3390/rs13142700. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/14/2700>. Acesso em: 8 ago. 2025.

BOYD, William *et al.* **Jurisdictional approaches to REDD+ and low emissions development: Progress and prospects**. Washington, DC: World Resources Institute, 2018. Disponível em: <https://www.gcftf.org/wp-content/uploads/2020/12/ending-tropical-deforestation-jurisdictional-approaches-redd.pdf>. Acesso em: 19 abr. 2024.

BRANCALION, Pedro H. S. *et al.* Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Science Advances**, v. 4, n. 8, eaat1192, 2018. DOI: 10.1126/sciadv.aat1192. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat1192>. Acesso em: 28 jun. 2024.

BRANDO, P. M. *et al.* The gathering firestorm in southern Amazonia. **Science Advances**, v. 6, n. 2, eaay1632, 2020. DOI: 10.1126/sciadv.aay1632. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay1632>. Acesso em: 20 mar. 2024.

BRCARBON. **Brazilian Amazon APD Grouped Project: Joint Project Description & Monitoring Report**. Version 1.8. Piracicaba: BRCarbon Serviços Ambientais Ltda., 2022. 222 p. Disponível em: <https://registry.verra.org/app/projectDetail/VCS/2551>. Acesso em: 7 ago. 2025.

BROEKHOFF, Derik *et al.* Securing Climate Benefit: A Guide to Using Carbon Offsets. **Stockholm Environment Institute & Greenhouse Gas Management Institute**, 2019. Disponível em: <http://www.offsetguide.org/>. Acesso em: 29 mai. 2024.

BROWN, Sandra. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A Primer. **FAO Forestry Paper 134**, Roma, Itália, 1997. Disponível em: <https://www.fao.org/3/w4095e/w4095e00.htm>. Acesso em: 17 mar. 2024.

BROWN, Sandra. *et al.* Baselines for land-use change in the tropics: application to avoided deforestation projects. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 12, p. 1001-1026, 2007. DOI: 10.1007/s11027-006-9062-5. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9062-5>. Acesso em: 8 ago. 2025.

BROWN, Sandra. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. **Environmental Pollution**, v. 116, n. 3, p. 363-372, 2002a. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00212-3. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00212-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00212-3). Acesso em: 8 ago. 2025.

BROWN, Sandra. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 360, n. 1797, p. 1669-1683, 2002b. DOI: 10.1098/rsta.2002.1026. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1026>. Acesso em: 8 ago. 2025.

BROWN, Sandra; GILLESPIE, Andrew J. R.; LUGO, Ariel E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, p. 881-902, 1989. DOI: 10.1093/forestscience/35.4.881. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>. Acesso em: 8 ago. 2025

BROWN, Sandra; LUGO, Ariel. E. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, v. 17, p. 8-18, 1992. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/305348793_Aboveground_biomass_estimates_for_tropical_moist_forest_of_the_Brazilian_amazon. Acesso em: 19 jun. 2024.

BROWN, Sandra; MASERA, O.; SATHAYE, J. Project-based activities. In: WATSON, R. T. *et al.* (Ed.). **Land use, land-use change, and forestry: Special Report to the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. p. 283-338. Disponível em: https://archive.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=246. Acesso em: 22 mai. 2024.

BÜTLER, Rita *et al.* Log decay of *Picea abies* in the Swiss Jura Mountains of central Europe. **Forest Ecology and Management**, v. 242, n. 2, p. 791-799, 2007. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.02.017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112707001661>. Acesso em: 8 ago. 2025.

BYAMUGISHA, Frank. Securing land tenure and easing access to land. **African Transformation Report 2016**, p. 1-36, 2016. Disponível em: https://jicari.repo.nii.ac.jp/?action=repository_uri&item_id=856&file_id=22&file_no=1. Acesso em: 6 jul. 2024.

CADMAN, Tim; HALES, Robert. COP26 and a Framework for Future Global Agreements on Carbon Market Integrity. **International Journal of Social Quality**, v. 12, n. 1, p. 76-99, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3167/IJSQ.2022.120105>. Acesso em: 15 abr. 2024.

CAIRNS, Michael A. *et al.* Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, n. 1, p. 1-11, jun. 1997. DOI: 10.1007/s004420050201. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s004420050201>. Acesso em: 8 ago. 2025.

California Climate Action Registry. Climate Action Reserve. Disponível em: <https://www.climateactionreserve.org/about-us/california-climate-action-registry/>. Acesso em: 29 maio 2024.

CALMON, Miguel *et al.* Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154-158, 2011. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x>. Acesso em: 15 abr. 2024.

CAMERON, D. Richard; MARVIN, David C.; REMUCAL, Jonathan M.; PASSERO, Michelle C. Ecosystem management and land conservation can substantially contribute to California's climate mitigation goals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 48, p. 12833-12838, 2017. DOI: 10.1073/pnas.1707811114. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.1707811114>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CAMES, Martin *et al.* How additional is the Clean Development Mechanism? Analysis of the application of current tools and proposed alternatives. 2016. DOI: 10.13140/RG.2.2.23258.54728. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23258.54728>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CAMPOS, João Carlos Chagas; LEITE, Helio Garcia. **Mensuração florestal: Perguntas e respostas**. 5. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2017.

CARBON CREDITS CONSULTING S.r.L. **Fazenda Nascente do Luar Agroforestry Project: Project Description, VCS Version 4.0**. Version 01. Bologna: Carbon Credits Consulting S.r.L., 2019. 144 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/2079>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBON CREDITS CONSULTING S.r.L. **Fazenda São Paulo Agroforestry: Project Description, VCS Version 3, CCB Standards Third Edition**. Version 04. Campo Grande, MS: Carbon Credits Consulting S.r.L., 2018. 150 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1663>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBON PLANET LIMITED. **VM0011: Methodology for Improved Forest Management – Logged to Protected Forest: Calculating GHG Benefits from Preventing Planned Degradation. Versão 1.0**. Setorial Scope 14. 2011. Disponível em: <https://VERRA.org>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONCO, LLC *et al.* **The Russas Project: a Tropical Forest Conservation Project in Acre, Brazil. Project Description, VCS Version 3**. Version 1.2. Bethesda, MD: CarbonCo, 2014a. 141 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/app/projectDetail/VCS/1112>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONCO, LLC *et al.* **The Valparaíso Project: a Tropical Forest Conservation Project in Acre, Brazil. Project Description, VCS Version 3**. Version 1.4. Bethesda, MD: CarbonCo, 2014b. 142 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1113>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONCO, LLC. *et al.* **The Envira Amazonia Project: Project Description, VCS Version 3**. Version 1.2. Bethesda, MD: CarbonCo, 2015. 142 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1382>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONCO, LLC. *et al.* **The Purus Project: a Tropical Forest Conservation Project in Acre, Brazil. Project Description, VCS Version 3**. Version 02. Bethesda, MD: CarbonCo, 2012. 119 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/963>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONEXT *et al.* **HIWI REDD+ Project: CCB & VCS Project Description**. Version 01. São Paulo: Carbonext, 2022. 309 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/3002>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONEXT. **Evergreen REDD+ Project: Project Description, VCS Version 4.0.** Version 1.4. São Paulo: Carbonext Consultoria Ltda., 2022B. 216 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/2539>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONEXT. **Fortaleza Ituxi REDD Project: Project Description, VCS Version 3.** Version 8.0. São Paulo: Carbonext, 2019. 215 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1654>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARBONEXT. **UNITOR REDD+ Project: Project Description, VCS Version 4.0.** Version 1.7. São Paulo: Carbonext Consultoria Ltda., 2022A. 218 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/2508>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CARDOSO, Denise Jeton; NICODEMO, Maria Luiza Franceschi; LACERDA, Andre Eduardo Biscaia de. Biomassa de vegetação arbórea em floresta secundária com a presença de café (*Coffea arabica* L.), em São Carlos, SP. Colombo: Embrapa Florestas, 2020. 19 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 335). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1123417>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CARTON, Wim; ANDERSSON, Elina. Where forest carbon meets its maker: forestry-based offsetting as the subsumption of nature. **Society & Natural Resources**, v. 30, n. 7, p. 829-843, 2017. DOI: 10.1080/08941920.2017.1284291. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/08941920.2017.1284291>. Acesso em: 25 mar. 2024.

CARVALHO, R. R. *et al.* Carbono de um plantio misto de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliottii* Engelm. In: **SILVICULTURA E MANEJO FLORESTAL: Técnicas de Utilização e Conservação da Natureza - Volume 1**. São Carlos: Editora Científica Digital, 2021. p. 72-84. Disponível em: <https://doi.org/10.37885/210102743>. Acesso em: 22 mai. 2024.

CASTRO DE JESUS, Ana Beatriz; NETO, Thiago Oliveira; ARAÚJO DA SILVA, Fredson Bernardino. Rede urbana e frentes pioneiras no sul do Amazonas: : rodovias Transamazônica (BR-230) e Manaus-Porto Velho (BR-319). **Boletim Paulista de Geografia**, [S. l.], v. 1, n. 108, p. 132–148, 2023. DOI: 10.54446/bpg.v1i108.2864. Disponível em: <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/2864>. Acesso em: 9 ago. 2025.

CCB - **Climate, Community & Biodiversity Standards: v3.1.** 21 de Junho de 2017. VERRA, Washington, DC, EUA, 2017. Disponível em: <https://VERRA.org/project/ccb-program/guidance/>. Acesso em: 28 jun. 2024.

CDM EXECUTIVE BOARD. **AR-ACM0001: Afforestation and reforestation of degraded land. Version 04, 26 mar. 2010.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2010. 36 p. Disponível em: https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/approved_ar_acm0001_v4.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **AR-ACM0003: Afforestation and reforestation of lands except wetlands. Version 02.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2013. 15 p. Disponível em: https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/approved_ar_acm003_v2.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **AR-AM0005: Afforestation and reforestation project activities implemented for industrial and/or commercial uses. Version 03.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2008. 70 p. Disponível em:

https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/approved_ar_am0005_v3.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **AR-TOOL12: Methodological tool – Estimation of carbon stocks and change in carbon stocks in dead wood and litter in A/R CDM project activities. Version 03.1.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2015. 24 p. Disponível em: <https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/tools/ar-am-tool-12-v3.1.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **AR-TOOL14: Methodological tool – Estimation of carbon stocks and change in carbon stocks of trees and shrubs in A/R CDM project activities. Version 04.2.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2015. 31 p. Disponível em: <https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/tools/ar-am-tool-14-v4.2.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **CDM Project Standard for Project Activities. Version 03.0.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2021. 67 p. Disponível em: https://CDM.UNFCCC.int/filestorage/REGIST/REG_STAN04_v03.0.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **Glossary: CDM terms. Version 11.0.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2022. 24 p. Disponível em: https://CDM.UNFCCC.int/filestorage/Glossary/definicoes_CDM_v11.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **Tool for estimation of change in soil organic carbon stocks due to the implementation of A/R CDM project activities. Version 01.1.0.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2011. 11 p. Disponível em: <https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/tools/ar-am-tool-16-v1.1.0.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CDM EXECUTIVE BOARD. **TOOL01: Tool for the demonstration and assessment of additionality. Version 07.0.0.** Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2012. 16 p. Disponível em: <https://CDM.UNFCCC.int/methodologies/ARmethodologies/tools/am-tool-01-v7.0.0.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CERCARBONO. **REDD+ Methodology for the Implementation of REDD+ Projects Consistent with National Reference Levels. Version 1.2.** Barranquilla: Cercarbono, 2023. 119 p. Disponível em: <https://cercarbono.com/wp-content/uploads/2023/06/REDD-Methodology-V1.2.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CÉSAR, Ricardo Gomes *et al.* Forest and Landscape Restoration: A Review Emphasizing Principles, Concepts, and Practices. **Land**, v. 10, p. 28, 2021. DOI: 10.3390/land10010028. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land10010028>. Acesso em: 3 jul. 2024.

CGEEs – Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **Manual de Capacitação sobre Mudança do Clima e Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).** Brasília, DF: 2008. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5407>. Acesso em: 15 abr. 2024.

CHAPLIN-KRAMER, Rebecca *et al.* Spatial heterogeneity in forest carbon storage affects priorities for reforestation. **bioRxiv**, 2021. DOI: 10.1101/2021.07.06.450936. Disponível em: <https://doi.org/10.1101/2021.07.06.450936>. Acesso em: 30 mai. 2024.

CHAVE, Jérôme *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12629. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CHAVE, Jérôme *et al.* Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. **Biogeosciences**, v. 7, n. 1, p. 43-55, 2010. DOI: 10.5194/bg-7-43-2010. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-7-43-2010>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CHAVE, Jérôme *et al.* Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, abr. 2009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CHAVE, Jérôme *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005. DOI: 10.1007/s00442-005-0100-x. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CHAZDON, Robin. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008. DOI: 10.1126/science.1155365. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1155365>. Acesso em: 5 abr. 2024.

CHAZDON, Robin. *et al.* Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 4, p. 043002, 2020. DOI: 10.1088/1748-9326/ab79e6. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>. Acesso em: 10 mai. 2024.

CHAZDON, Robin; BRANCALION, P. Restoring forests as a means to many ends. **Science**, v. 365, n. 6448, p. 24-25, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aax9539>. Acesso em: 22 abr. 2024.

CHOMITZ, Kenneth M.; LECOCQ, Franck. Créditos de sequestro temporário: um instrumento para ursos de carbono. **Política Climática**, v. 4, n. 1, p. 65-74, 2004. DOI: 10.1080/14693062.2004.9685510. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14693062.2004.9685510>. Acesso em: 20 abr. 2024.

CIFCI, E.; OLIVER, M. E. Reassessing the links between GHG emissions, economic growth, and the UNFCCC: A difference-in-differences approach. **Sustainability**, v. 10, n. 2, p. 334, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su10020334>. Acesso em: 12 mai. 2024.

CKVB - FLORESTAL LTDA.; 33 FOREST CAPITAL; TERRACARBON LLC. **CIKEL Brazilian Amazon REDD APD Project: GHG emission reductions from avoiding planned deforestation. Project Description, VCS Version 3.** Version 01. Paragominas: CKVB Florestal, 2012. 110 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/832>. Acesso em: 7 ago. 2025.

CLIMATE, COMMUNITY & BIODIVERSITY STANDARDS. **Criterion CM2: “Management of Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation — Leakage Assessment and Mitigation”.** 2023.

COOLEY, David M. *et al.* Managing dependencies in forest offset projects: toward a more complete evaluation of reversal risk. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 17-24, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-011-9306-x>. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-011-9306-x>. Acesso em: 9 ago. 2025.

CORMIER, Alain; BELLASSEN, Valentin. The risks of CDM projects: How did only 30% of expected credits come through? **Energy Policy**, v. 54, p. 173-183, 2013. DOI: 10.1016/j.enpol.2012.11.016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.11.016>. Acesso em: 14 jun. 2024.

COSTA, Beatriz Cordeiro. *et al.* Análise da conjuntura do mercado de madeira de reflorestamento no Estado do Pará. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 11, e80491110578, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i11.10578. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.10578>. Acesso em: 30 jun. 2024.

COSTA, Beatriz Souza; OLIVEIRA, Márcio Luís. Florestas plantadas de eucalipto no Brasil: uma cultura nociva aos recursos hídricos?. **Veredas do Direito – Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 16, n. 36, p. 123-141, 2019. DOI: 10.18623/rvd.v16i36.1671. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18623/rvd.v16i36.1671>. Acesso em: 4 jul. 2024.

COSTA, Tania. L. *et al.* Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and Soil**, v. 378, n. 1-2, p. 113-123, 2014. DOI: 10.1007/s11104-013-2009-1. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2009-1>. Acesso em: 25 mai. 2024.

Covell, Phil. Business Guidance: Forest Carbon Marketing and Finance. In Building Forest Carbon Projects, Johannes Ebeling and Jacob Olander (eds.). Washington, DC: Forest Trends, 2011. Disponível em: https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/imported/building-forest-carbon-projects_business-guidance_9-13-11-pdf.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

DA SILVA, Carlandio Alves; SANTOS, Sheila Castro dos; ROSSETTO, Onelia Carmem. The Paiter Surui indigenous people in defence of their territory: the case of the Surui Forest Carbon Project (PCFS) — Rondonia/Brazil. In: PENTEADO, Ana; CHAKRABARTY, Shambhu Prasad; SHAIKH, Owais H. (ed.). **Traditional knowledge and climate change: an environmental impact on landscape and communities**. Singapore: Springer Nature Singapore, 2024. p. 111-132. DOI: 10.1007/978-981-99-8830-3_7. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-981-99-8830-3_7. Acesso em: 9 ago. 2025.

DA SILVA, Fernando *et al.* Allometric equations for estimating biomass of *Euterpe precatoria*, the most abundant palm species in the Amazon. **Forests**, v. 6, n. 2, p. 450-463, 2015. DOI: 10.3390/f6020450. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f6020450>. Acesso em: 8 ago. 2025.

DAIGNEAULT, Adam J.; MIRANDA, Mario J.; SOHNGEN, Brent. Optimal forest management with carbon sequestration credits and endogenous fire risk. **Land Economics**, v. 86, n. 1, p. 155-172, fev. 2010. DOI: 10.3368/le.86.1.155. Disponível em: <https://doi.org/10.3368/le.86.1.155>. Acesso em: 8 ago. 2025.

KONING, Free de *et al.* The ecological and economic potential of carbon sequestration in forests: examples from South America. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 34, n. 3, p. 224-229, 2005. DOI: 10.1579/0044-7447-34.3.224. Disponível em: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.3.224>. Acesso em: 8 ago. 2025.

DOELMAN, Jonathan C. *et al.* Afforestation for climate change mitigation: potentials, risks and trade-offs. **Global Change Biology**, v. 26, n. 3, p. 1576-1591, 2020. DOI: 10.1111/gcb.14887. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.14887>. Acesso em: 8 ago. 2025.

DOMKE, Grant M. *et al.* Estimating litter carbon stocks on forest land in the United States. **Science of The Total Environment**, v. 557-558, p. 469-478, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.090. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716305149>. Acesso em: 8 ago. 2025.

DONG, Qianxiao. Research Methods of Carbon Emissions. **Highlights in Science, Engineering and Technology**, v. 40, p. 412-417, 2023. DOI: 10.54097/hset.v40i.6782. Disponível em: <https://doi.org/10.54097/hset.v40i.6782>. Acesso em: 10 abr. 2024.

DUGAN, Alexa. J. *et al.* Forest sector carbon analyses support land management planning and projects: assessing the influence of anthropogenic and natural factors. **Climatic Change**, v. 144, p. 207-220, 2017. DOI: 10.1007/s10584-017-2038-5. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2038-5>. Acesso em: 20 mai. 2024.

DYER, George A.; NIJNIK, Maria. Implications of carbon forestry for local livelihoods and leakage. **Annals of Forest Science**, v. 71, n. 2, p. 227-237, 2014. DOI: 10.1007/s13595-013-0293-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0293-9>. Acesso em: 8 ago. 2025.

EASTMAN, R. J. *et al.* **IDRIS Selva: Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes. Manual Version 17**. 2012. 321 p. Disponível em: <https://bicyt.conicet.gov.ar/fichas/produccion/1605812> . Acesso em: 10 jul. 2024.

EBCF – EMPRESA BRASILEIRA DE CONSERVAÇÃO FLORESTAL. **Amazon Rio REDD+ IFM: GHG Emission Reductions from Avoiding Planned Degradation. Project Description, VCS Version 3, CCB Standards Third Edition**. V3.1. Curitiba: EBCF, 2017. 305 p. Disponível em: <https://registry.verra.org/app/projectDetail/VCS/1147>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ECOLÓGICA ASSESSORIA LTDA. **Yellow Ipê Grouped REDD Project**. Document prepared by Ecológica Assessoria Ltda. Version 4.2. Palmas, TO, Brazil: Ecológica Assessoria, 16 set. 2021. 275 p. Disponível em: <https://registry.verra.org/app/projectDetail/VCS/2373>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ECOSSECURITIES LTD. NovaGerar Landfill Gas to Energy Project: Project Design Document. Preparado para World Bank Carbon Finance Unit. Oxford: EcoSecurities, fev. 2004. 33 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1095236970.6/view>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ECOSYSTEM MARKETPLACE. **VCS, CCB To Cooperate On Standards**. 2014. Disponível em: <https://www.ecosystemmarketplace.com/articles/vcs-ccb-cooperate-standards/>. Acesso em: 10 abr. 2024.

ECOSYSTEM MARKETPLACE. **Verified Carbon Standard Changes Name To VERRA**. 2018. Disponível em: <https://www.ecosystemmarketplace.com/articles/vcs-changes-name-to-verra/>. Acesso em: 19 jun. 2024.

ELLERMAN, Denny A.; BUCHNER, Barbara K. The European Union Emissions Trading Scheme: origins, allocation, and early results. **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 1, n. 1, p. 66-87, 2007. DOI: 10.1093/reep/rem003. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/reep/rem003>. Acesso em: 8 ago. 2025.

ENGEL, Stefanie *et al.* Conservation Payments under Uncertainty. **Land Economics**, v. 91, n. 1, p. 36-56, 2015. DOI: 10.3368/le.91.1.36. Disponível em: <https://doi.org/10.3368/le.91.1.36>. Acesso em: 22 mar. 2024.

ERA - ASSESSORIA E PROJETOS AMBIENTAIS E AGRÍCOLAS LTDA. **Avoided Conversion Cerrado: Joint Project Description & Monitoring Report, VCS Version 4.0.** Version 8. São Paulo: ERA Assessoria e Projetos Ambientais e Agrícolas Ltda.; ECCON Soluções Ambientais Ltda., 2022. 237 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/2465>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ERIKSSON, Erik *et al.* Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 37, p. 671-681, 2007. DOI: 10.1139/X06-257. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/X06-257>. Acesso em: 20 mai. 2024.

FACE. **Forest absorbing carbon dioxide emission.** Arnheim: Netherlands, 1994. (Annual Report, 1993).

FAETH, Paul; CORT, Cheryl; LIVERNASH, Robert. Evaluating the carbon sequestration benefits of forestry projects in developing countries. Washington: **World Resource Institute**, 1994. Disponível em: https://www.academia.edu/1945638/Evaluating_the_carbon_sequestration_benefits_of_forestry_projects_in_developing_countries. Acesso em: 17 mai. 2024

FAO. Forest resources assessment 1990 - Global Synthesis. Rome, Italia, 1995. 15 p. **Forestry Paper, n. 124.** Disponível em: <https://www.fao.org/4/v5695e/v5695e00.htm>. Acesso em: 18 de junho de 2024.

FAO. FAOSTAT Emissions – Livestock Sector. Rome: FAO, 2014. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/EMissions>. Acesso em: 9 ago. 2025.

FAO. Forest resources assessment working paper 188: terms and definitions, FRA 2020. Rome: **Food and Agriculture Organization**, 2018. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/531a9e1b-596d-4b07-b9fd-3103fb4d0e72/content>. Acesso em: 19 jul. 2024.

FAO. Global Forest Resources Assessment 2010. **Rome: Forestry Department**, 2010. 340 p.

FAO. Global Forest Resources Assessment, 2005. **Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations**, 2006. Forestry Paper, p. 147. Disponível em: <https://www.fao.org/docrep/pdf/008/A0400E/A0400E00.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2024.

FAO. The State of the World's Forests 2020. **Forests, biodiversity and people.** Rome, 2020. p. 214. Disponível em: <https://doi.org/10.4060/ca8642en>. Acesso em: 10 abr. 2024.

FEARNSIDE, Philip. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>. Acesso em: 5 abr. 2024.

FERNANDES, Elaine Aparecida; LEITE, Gustavo Barros. Atuação dos projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo para o desenvolvimento sustentável no Brasil. **Brazilian Journal of Political Economy**, v. 41, n. 2, p. 351-371, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0101-31572021-3168>. Acesso em: 19 abr. 2024.

FERRANTE, Lucas; FEARNSIDE, Pedro. M. Amazon sugar cane: A threat to the forest. **Science**, v. 359, n. 6383, p. 1476-1476, 2018. DOI: 10.1126/science.aat4208. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aat4208>. Acesso em: 28 jun. 2024.

FOREST TRENDS' ECOSYSTEM MARKETPLACE. **State of the Voluntary Carbon Markets 2023**. Washington DC: Forest Trends Association, 2023. Disponível em: <https://www.ecosystemmarketplace.com/publications/state-of-the-voluntary-carbon-market-report-2023/>. Acesso em: 19 mai. 2024.

FOREST TRENDS' ECOSYSTEM MARKETPLACE. **State of the Voluntary Carbon Market 2024**. Washington DC: Forest Trends Association, 2024. Disponível em: <https://www.ecosystemmarketplace.com/publications/2024-state-of-the-voluntary-carbon-markets-sovcm>. Acesso em: 19 mai. 2024.

FOUCHEROT, Claudine; GRIMAUULT, Julia; MOREL, Romain. Contribution d'I4CE à la question de la gestion du double-compte dans le cadre des projets volontaires au niveau des pays de l'Annexe B. **Institute for Climate Economics - I4CE**, v. 47, n. 50, 2014. Disponível em: <https://www.i4ce.org/wp-content/uploads/2022/07/I4CE-Note-UQA-Nov2015-VF-291015-1.pdf>. Acesso em: 19 mai. 2024.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **O mecanismo de desenvolvimento limpo: guia de orientação – 2009**. Colab. ISAURA MARIA DE REZENDE LOPES FRONDIZI. Brasília, DF: Imperial Novo Milênio, 2009. ISBN 9788599868515. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5237>. Acesso em: 9 ago. 2025.

FUNDO VALE. **Visão Geral do Mercado Internacional de Carbono: Relatório Técnico 2022**. p. 58, 2022. Disponível em: https://www.fundovale.org/wp-content/uploads/2022/10/Relatorio_MercadoCarbono-FV-Ecosecurities_set22.pdf. Acesso em: 27 mai. 2024.

MAPBIOMAS PROJECT. **Collection 9 of the Annual Land Use Land Cover Maps of Brazil**. [S. l.], [2025]. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/faq/como-faco-para-citar-os-dados-do-mapbiomas/>. Acesso em: 9 ago. 2025.

GFL - GUJARAT FLUOROCHEMICALS LIMITED. CDM Project Design Document (PDD): Project for GHG Emission Reduction by Thermal Oxidation of HFC 23 at HCFC 22 Plant of Gujarat Fluorochemicals Limited. Prepared by PricewaterhouseCoopers (P) Ltd. Mumbai, 23 jun. 2004. 92 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1095238616.37/view>. Acesso em: 7 ago. 2025.

GIBBS, Holly K. *et al.* Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, dez. 2007. DOI: 10.1088/1748-9326/2/4/045023. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>. Acesso em: 8 ago. 2025.

GILLENWATER, Michael. *et al.* Voluntary carbon offsets: an overview. **Climate Policy**, v. 7, n. 3, p. 227-241, 2007. DOI: 10.1080/14693062.2007.9685653. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14693062.2007.9685653>. Acesso em: 27 mai. 2024.

GITAY, Habiba. *et al.* **Climate Change and Biodiversity**. Geneva: IPCC, 2002. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/climate-changes-biodiversity-en.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2024.

WWF. **The Gold Standard – Background and Overview**. 29 ago. 2003. Disponível em: https://wwf.panda.org/wwf_news/?8542/THE-GOLD-STANDARD-BACKGROUND-AND-OVERVIEW. Acesso em: 9 ago. 2025.

GREENLEAF, Maron *et al.* **REDD+ on the ground: A case book of subnational initiatives across the globe**. Center for International Forestry Research, 2014. p. 33-50. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/resrep02148.9>. Acesso em: 8 ago. 2025.

GREN, Ing-Marie; AKLILU, Abenezer Zeleke. **Policy design for forest carbon sequestration: a review of the literature**. *Forest Policy and Economics*, v. 70, p. 128-136, 2016. DOI: 10.1016/j.forpol.2016.06.008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934116301253>. Acesso em: 8 ago. 2025.

GRIMAULT, Julia; BELLASSEN, Valentin; SHISHLOV, Igor. **Key elements and challenges in monitoring, certifying and financing forestry carbon projects**. Institute for Climate Economics – I4CE, 2018. Disponível em: <https://hal.science/hal-01941284>. Acesso em: 17 jul. 2024.

GRISCOM, Bronson *et al.* Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules. **Environmental Science & Policy**, v. 12, n. 7, p. 897-911, 2009. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.07.008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901109001002>. Acesso em: 8 ago. 2025.

GRISCOM, Bronson W. *et al.* Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017. DOI: 10.1073/pnas.1710465114. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.1710465114>. Acesso em: 8 ago. 2025.

GUERINO, Ritielly Maria Guimarães *et al.* Expansão e impactos socioambientais da cultura de *Eucalyptus* spp. (Myrtaceae) no Brasil: um panorama da literatura. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i3.26751. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i3.26751>. Acesso em: 2 mai. 2024.

GUIMARÃES SILVA, Rafaela *et al.* Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. **Biological Invasions**, v. 22, n. 10, p. 3083-3099, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02307-4>. Acesso em: 8 ago. 2025.

HARMON, Mark E.; KRANKINA, Olga N.; SEXTON, Jay. Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 30, p. 76-84, 2000. Disponível em: https://andrewsforest.oregonstate.edu/pubs/webdocs/reports/detritus/GTR_estimates_site/Templates/Harmon%20et%20al%202000%20vectors.pdf. Acesso em: 5 jul. 2024.

HASEGAWA, Tomoko *et al.* Consequence of climate mitigation on the risk of hunger. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 12, p. 7245-7253, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es5051748>. Acesso em: 5 jul. 2024.

HASEGAWA, Tomoko *et al.* Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 8, p. 699-703, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0230-x>. Acesso em: 5 jul. 2024.

HAVLÍK, Peter. *et al.* Climate change mitigation through livestock system transitions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 10, p. 3709-3714, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1308044111>. Acesso em: 12 jul. 2024.

HAYA, Barbara. K. *et al.* Comprehensive review of carbon quantification by improved forest management offset protocols. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 6, p. 958879, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.958879>. Acesso em: 12 mai. 2024.

HE, Annie *et al.* Developing Allometric Equations for Estimating Shrub Biomass in a Boreal Fen. **Forests**, v. 9, n. 9, p. 569, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f9090569>. Acesso em: 12 abr. 2024.

HENDERS, Sabine; OSTWALD, Madelene. Forest carbon leakage quantification methods and their suitability for assessing leakage in REDD. **Forests**, v. 3, p. 33-58, 2012. DOI: 10.3390/f3010033. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f3010033>. Acesso em: 8 ago. 2025.

HIGUCHI, Niro. *et al.* Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 2, p. 153-166, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-43921998282166>. Acesso em: 16 mar. 2024.

HOOD, Christina; BRINER, Gregory; ROCHA, Marcelo. GHG or not GHG: Accounting for diverse mitigation contributions in the post-2020 climate framework. **OECD/IEA Climate Change Expert Group Papers**, No. 2014/02, OECD Publishing, Paris, p. 42, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/5js1qf652kd3-en>. Acesso em: 15 abr. 2024.

IBGE. **Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Estatísticas Agropecuárias, Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2022**. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2020_v35_informativo.pdf. Acesso em: 3 jul. 2024.

ICC BRASIL; WAYCARBON. **Oportunidades para o Brasil em Mercados de Carbono: Relatório 2022**. Disponível em: https://www.iccbrasil.org/wp-content/uploads/2023/11/RELATORIO_ICCBR_2023.pdf. Acesso em: 27 mai. 2024.

IDESAM - INSTITUTO DE CONSERVAÇÃO E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO AMAZONAS – IDESAM; ASSOCIAÇÃO METAREILÁ DO POVO INDÍGENA SURUÍ. **Suruí Forest Carbon Project: Project Description, VCS Version 3**. Version 1.2. Manaus, AM: IDESAM, 2012. 129 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1118>. Acesso em: 7 ago. 2025.

INSTITUTO DE CONSERVAÇÃO E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO AMAZONAS – IDESAM. **Project description: Suruí Forest Carbon Project**. Version 1.0. Manaus: IDESAM, 2011. 123 p. Disponível em: <https://www.idesam.org.br>. Acesso em: 7 ago. 2025.

INSTITUTO HOMEM PANTANEIRO. **THE SERRA DO AMOLAR REDD+ PROJECT: CCB & VCS Project Description**. Version 2. Corumbá: Instituto Homem Pantaneiro; South Pole Carbon Asset Management S.A.S., 2022. 265 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/2566>. Acesso em: 7 ago. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). TerraBrasilis. Disponível em: <https://TerraBrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 18 jun. 2024.

IORDAN, Cristina-Maria *et al.* Contribution of forest wood products to negative emissions: historical comparative analysis from 1960 to 2015 in Norway, Sweden and Finland. **Carbon**

Balance and Management, v. 13, p. 12, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0101-9>. Acesso em: 12 abr. 2024.

IPCC. **Meeting report of the expert meeting on the science of alternative metrics**. In: PLATTNER, G.-K.; STOCKER, T. F.; MIDGLEY, P.; TIGNOR, M. (eds.). Bern: IPCC Working Group I Technical Support Unit, University of Bern, 2009. 75 p. Disponível em: <https://archive.ipcc.ch/pdf/supporting-material/expert-meeting-metrics-oslo.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2025.

IPCC. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. CALVO BUENDIA, E. *et al.* (eds). Published: IPCC, Switzerland, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>. Acesso em: 19 abr. 2024.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. EGGLESTON, H. S. *et al.* (eds). IGES, Japan, 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>. Acesso em: 13 abr. 2024.

IPCC. Sections. In: **Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. CORE WRITING TEAM, H. Lee; ROMERO, J. (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 2023a. p. 35-115. Disponível em: <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>. Acesso em: 19 abr. 2024.

IPCC. The Earth's energy budget, climate feedbacks and climate sensitivity. In: **Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution To The Sixth Assessment Report Of The Intergovernmental Panel On Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2023b. p. 923-1054. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/services/aop-cambridge-core/content/view/AE57C97E588FF3060C7C7E47DD4F3C6E/9781009157889c7_923-1054.pdf/earths_energy_budget_climate_feedbacks_and_climate_sensitivity.pdf. Acesso em: 19 abr. 2024.

JACKSON, R. B. *et al.* A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. **Oecologia**, v. 108, n. 3, p. 389-411, nov. 1996. DOI: 10.1007/BF00333714. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00333714>. Acesso em: 8 ago. 2025.

JACOBS, Douglass F. *et al.* Restoring forests: what constitutes success in the twenty-first century?. **New Forests**, v. 46, p. 601-614, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9513-5>. Acesso em: 25 mar. 2024.

JAFARIAN, Zeinab; KAVIAN, Ataollah. Effects of land-use change on soil organic carbon and nitrogen. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 44, n. 1-4, p. 339-346, 2013. DOI: 10.1080/00103624.2013.741949. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.741949>. Acesso em: 22 abr. 2024.

JAGGER, Pamela *et al.* Learning while doing: evaluating impacts of REDD+ projects. Cap. 22, p. 281-292. In: ANGELSEN, A. (ed.). **Realising REDD+: national strategy and policy options**. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research, 2009. 390 p. Disponível em: https://www.cifor-icraf.org/publications/pdf_files/Books/BAngelsen0902.pdf. Acesso em: 8 ago. 2025.

- JANDL, Robert *et al.* How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. **Geoderma**, v. 137, n. 3-4, p. 253-268, 2007. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.09.003. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>. Acesso em: 19 abr. 2024.
- KARGARI, Ali; RAVANCHI, Maryam Takht. Carbon dioxide: capturing and utilization. In: LIU, Guoxiang (ed.). **Greenhouse gases**. Rijeka: IntechOpen, 2012. cap. 1. DOI: 10.5772/33953. Disponível em: <https://doi.org/10.5772/33953>. Acesso em: 9 ago. 2025.
- KIM, Man-Keun; McCARL, Bruce A; MURRAY, Brian C. Permanence discounting for land-based carbon sequestration. *Ecological Economics*, v. 64, n. 4, p. 763–769, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.013>. Acesso em: 22 jul. 2025.
- KIM, Yoomi; TANAKA, Katsuya; MATSUOKA, Shunji. Environmental and economic effectiveness of the Kyoto Protocol. **PLoS ONE**, v. 15, n. 7, e0236299, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236299>. Acesso em: 18 de marco de 2024.
- KREIBICH, Nicolas; HERMWILLE, Lukas. Caught in between: credibility and feasibility of the voluntary carbon market post-2020. **Climate Policy**, v. 21, n. 7, p. 939-957, 2021. DOI: 10.1080/14693062.2021.1948384. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14693062.2021.1948384>. Acesso em: 19 abr. 2024.
- KUSTERS, Koen *et al.* Formalizing community forest tenure rights: A theory of change and conditions for success. *Forest Policy and Economics*, v. 141, p. 102766, 2022. ISSN 1389-9341. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102766>. Acesso em: 7 ago. 2025.
- LAL, Rattan A. *et al.* The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 73, p. 145A-152A, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2489/jswc.73.6.145A>. Acesso em: 19 abr. 2024.
- LAL, Rattan A. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, v. 220, n. 1-3, p. 242-258, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>. Acesso em: 22 abr. 2024.
- LAL, Rattan A. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1097396>. Acesso em: 25 mar. 2024.
- LARSON, Anne. M. *et al.* Land tenure and REDD+: The good, the bad and the ugly. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 4, p. 678-689, 2013. Disponível em: DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2013.02.014. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.02.014>. Acesso em: 19 abr. 2024.
- LASCO, Rodel D; PULHIN, Florencia B; SALES, Renezita F. Analysis of leakage in carbon sequestration projects in forestry: a case study of upper Magat watershed, Philippines. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 12, n. 7, p. 1189-1211, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9059-0>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- LATIMER, Paul; MAUME, Philipp. Carbon Market Regulation: Markets and Laws. **Yearbook of International Environmental Law**, v. 26, p. 68-97, 2015. DOI: 10.1093/yiel/yvx007. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/yiel/yvx007>. Acesso em: 19 abr. 2024.
- LAVELLE, Patrick *et al.* A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. **Biotropica**, v. 25, p. 130-150, 1993. DOI: 10.2307/2389178. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2307/2389178>. Acesso em: 8 ago. 2025.

LEWIS, Simon. L. *et al.* Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. **Nature**, v. 568, n. 7750, p. 25-28, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>. Acesso em: 22 mar. 2024.

LIANG, Jingjing; ZHOU, Mo. Large-scale geospatial mapping of forest carbon dynamics. **Journal of Sustainable Forestry**, [s. l.], v. 33, supl. 1, p. S104-S122, 2014. DOI: 10.1080/10549811.2014.883998. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10549811.2014.883998>. Acesso em: 9 ago. 2025.

LIN, Derong; LIN, Yingzhi. **Stakeholders of voluntary forest carbon offset projects in China: an empirical analysis**. *Advances in Meteorology*, 2015, 518698, 7 p., 2015. DOI: 10.1155/2015/518698. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2015/518698>. Acesso em: 17 jul. 2024.

LIU, Chunjiang *et al.* Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 2, p. 105-114, 2004. DOI: 10.1111/j.1466-882X.2004.00072.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00072.x>. Acesso em: 15 mai. 2024.

LIU, Lina *et al.* Land Use Carbon Emissions or Sink: Research Characteristics, Hotspots and Future Perspectives. **Land**, v. 13, p. 279, 2024. DOI: 10.3390/land13030279. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land13030279>. Acesso em: 19 abr. 2024.

LOBÃO, Moisés Silveira. **Dendrocronologia, fenologia, atividade cambial e qualidade do lenho de árvores de Cedrela odorata L., Cedrela fissilis Vell. e Schizolobium parahyba var. amazonicum Hub. ex Ducke, no estado do Acre, Brasil**. 215 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) — Universidade de São Paulo, Piracicaba, maio 2011. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-02082011-135003/>. Acesso em: 2 abr. 2024.

LÖF, Magnus *et al.* Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. **New Forests**, v. 50, n. 2, p. 139-151, mar. 2019. DOI: 10.1007/s11056-019-09713-0. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09713-0>. Acesso em: 8 ago. 2025.

LOPEZ, Gina *et al.* Nutrient deficiency effects on root architecture and root-to-shoot ratio in arable crops. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 5385, 2023. DOI: 10.3389/fpls.2022.1067498. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1067498>. Acesso em: 12 abr. 2024.

LOU, Jiehong *et al.* Corporate motivations and co-benefit valuation in private climate finance investments through voluntary carbon markets. **Climate Action**, v. 2, p. 32, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s44168-023-00063-4>. Acesso em: 11 jul. 2024.

LOU, Jiehong *et al.* Integrating sustainability into climate finance by quantifying the co-benefits and market impact of carbon projects. **Communications Earth & Environment**, v. 3, p. 137, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00468-9>. Acesso em: 11 jul. 2024.

LUEDEMANN, Gustavo. *et al.* Gastos federais, alavancagem de capital privado e receitas advindas da venda de reduções certificadas de emissões (RCES) 93 no contexto do mecanismo de desenvolvimento limpo no Brasil (2000 a 2020). **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea)**, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.38116/td2877-port>. Acesso em: 19 abr. 2024.

MAAS, Greyce C. B. *et al.* Carbon production from seasonal litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 83, n. 2, p. 128-134, 2021. DOI: 10.2989/20702620.2021.1886575. Disponível em: <https://doi.org/10.2989/20702620.2021.1886575>.

MANFRINATO, Warwick. **Relatório de participação na Convenção do Clima – COP9 – Milão**. Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), 2004. Disponível em: https://www.ipef.br/publicacoes/acervohistorico/informacoestecnicas/relatorio_de_participacao_na_convencao_do_clima_cop9_milao_janeiro_2004.pdf. Acesso em: 22 abr. 2024.

MAPBIOMAS. **Cobertura e Uso da Terra no Brasil: Bioma Cerrado, ano de 2022**. Disponível em: <https://plataforma.brasil.MapBiomas.org/>. Acesso em: 30 abr. 2024.

MARÉCHAL, Kevin; HECQ, Walter. Temporary credits: A solution to the potential non-permanence of carbon sequestration in forests?. **Ecological Economics**, v. 58, n. 4, p. 699-716, 2006. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2005.08.017](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.08.017). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.08.017>. Acesso em: 5 jul. 2024.

MARQUES, Fábio Nogueira de Avelar. O mecanismo de desenvolvimento limpo no Brasil. In: FRANGETTO, F. W.; LUEDEMANN, G.; VEIGA, A. P. B. (org.). **Legado do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Impactos, lições aprendidas e legado para novos mecanismos**. Brasília: Ipea, 2018. p. 131-179. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5259>. Acesso em: 5 jun. 2024.

MASON, Charles. F. Optimal Contracts for Discouraging Deforestation with Risk Averse Agents. **CESifo Working Paper Series**, n. 7067, 2018. DOI: 10.2139/ssrn.3211779. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3211779>. Acesso em: 19 abr. 2024.

MATTHEWS, Elaine. Global litter production, pools, and turnover times: estimates from measurement data and regression models. **Journal of Geophysical Research**, v. 102, n. D15, p. 18771-18800, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/97JD02956>. Acesso em: 19 mar. 2024.

MERGER, Eduard; PISTORIUS, Till. Effectiveness and legitimacy of forest carbon standards in the OTC voluntary carbon market. **Carbon Balance and Management**, v. 6, n. 1, p. 4, 17 ago. 2011. DOI: 10.1186/1750-0680-6-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1750-0680-6-4>. Acesso em: 8 ago. 2025.

MEYFROIDT, P. *et al.* Focus on leakage and spillovers: informing land-use governance in a tele-coupled world. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 9, p. 090202, set. 2020. DOI: 10.1088/1748-9326/ab7397. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab7397>. Acesso em: 8 ago. 2025.

MIGUEZ, José Domingos Gonzalez; ANDRADE, Tulio César Mouthé de Alvim. A continuidade do MDL ante o acordo de Paris e sua articulação com o MDS. In: FRANGETTO, F. W.; LUEDEMANN, G.; VEIGA, A. P. B. (org.). **Legado do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Impactos, lições aprendidas e legado para novos mecanismos**. Brasília: Ipea, 2018. p. 299-318. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5259>. Acesso em: 5 jun. 2024.

MITCHARD, Edward T. A. *et al.* Markedly divergent estimates of Amazon forest carbon density from ground plots and satellites. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 8, p.

935-946, 2014. DOI: 10.1111/geb.12168. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/geb.12168>. Acesso em: 8 ago. 2025.

MORAIS, Vinícius Augusto *et al.* Spatial distribution of the litter carbon stock in the Cerrado biome in Minas Gerais state, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 41, n. 5, p. 580-589, 2017. DOI: 10.1590/1413-70542017415006917. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-70542017415006917>. Acesso em: 15 mai. 2024.

MOTTA, Ronaldo Seroa da. Precificação do carbono: do Protocolo de Kyoto ao Acordo de Paris. In: RANGETTO, Flavia Witkowski; VEIGA, Ana Paula Beber; LUEDEMANN, Gustavo. (org.). **Legado do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Impactos, lições aprendidas e legado para novos mecanismos**. Brasília: Ipea, 2018. p. 341-356. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5259>. Acesso em: 5 jun. 2024.

MSCI. **Carbon Markets**. Disponível em: <https://www.msci.com/our-solutions/climate-investing/carbon-markets>. Acesso em: 27 mai. 2024.

MURRAY, Brian C.; McCARL, Bruce A.; LEE, Heng-Chi. Estimating leakage from forest carbon sequestration programs. **Land Economics**, v. 80, n. 1, p. 109-124, 2004. DOI: 10.2307/3147147. Disponível em: <https://le.uwpress.org/content/80/1/109>. Acesso em: 8 ago. 2025.

MYHRE, Gunnar. *et al.* Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.018>. Acesso em: 19 abr. 2024.

NARASIMHAN, P. *et al.* Guidance for the use of the CCB Standards. Washington, DC: **Climate, Community & Biodiversity Alliance and the Rainforest Alliance**, 2014. Disponível em: [https://s3.amazonaws.com/CCBA/Guidance for the Use of the CCB Standards May 2013.pdf](https://s3.amazonaws.com/CCBA/Guidance%20for%20the%20Use%20of%20the%20CCB%20Standards%20May%202013.pdf). Acesso em: 28 mai. 2024.

NEUMANN, Mathias *et al.* Quantifying carbon and nutrient input from litterfall in European forests using field observations and modeling. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 32, p. 784-798, 2018. DOI: 10.1029/2017GB005825. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2017GB005825>. Acesso em: 19 abr. 2024.

NIJNIK, Maria; HALDER, Pradipta. Afforestation and reforestation projects in South and South-East Asia under the Clean Development Mechanism: trends and development opportunities. **Land Use Policy**, v. 31, p. 504-515, 2013. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.08.014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837712001561>. Acesso em: 8 ago. 2025.

NISHI, Marcos Hiroshi *et al.* Influência dos créditos de carbono na viabilidade financeira de três projetos florestais. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p. 263-270, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000200009>. Acesso em: 19 jul. 2024.

NOGUEIRA, Euler Melo *et al.* Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853-1867, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.022>. Acesso em: 19 jun. 2024.

NOGUEIRA, Euler Melo; NELSON, Bruce Walker; FEARNSTIDE, Philip M. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 208, n. 1, p. 261-286, 2005. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.12.007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112704008606>. Acesso em: 9 ago. 2025.

NORTHWEST NATURAL RESOURCE GROUP. Monitoring for forest carbon under third party-verified carbon offset programs. Seattle, 2014. Disponível em: <https://www.nnrg.org/wp-content/uploads/2015/02/Monitoring-Forest-Carbon.pdf>. Acesso em: 22 set. 2021.

NYEKWERE, Empire Hechime. Commercializing International Environmental Protection: A Review of the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change and Its Market-Based Mechanisms. **International Affairs and Global Strategy**, v. 86, 2020. DOI: 10.7176/IAGS/86-03 Disponível em: <https://doi.org/10.7176/IAGS/86-03>. Acesso em: 01 jul. 2024.

OCT – ORGANIZAÇÃO DE CONSERVAÇÃO DE TERRAS DO BAIXO SUL DA BAHIA; C3 – FLORESTA, MEIO AMBIENTE & ENERGIA. **Reforestation Grouped Project at Prati Environmental Protection Area: Project Description, VCS Version 3**. Version 3.0. Ituberá, BA: OCT, 2014. 117 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1317>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ONF INTERNATIONAL. **Multi-Species Reforestation in Mato Grosso, Brazil: VCS Small Scale ARR Project Document**. Version 1.1. Cotriguaçu, MT: ONF International, 2011. 98 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/app/projectDetail/VCS/665>. Acesso em: 7 ago. 2025.

ORÉADES – NÚCLEO DE GEOPROCESSAMENTO. **Carbon Project in the Emas-Taquari Biodiversity Corridor, Goiás and Mato Grosso do Sul, Brazil: Project Description, VCS Version 3**. Version 18/11/2011. Mineiros, GO: Oréades, 2011. 76 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/738>. Acesso em: 7 ago. 2025.

PACHECO, Pablo; BEATTY, Craig; PATEL, Jwalin. An economic view on the costs and benefits of forest restoration. In: **Restoring Forests And Trees For Sustainable Development: policies, practices, impacts, and ways forward**. Oxford: Oxford University Press, 2024. p. 238-[fim do capítulo]. DOI: 10.1093/9780197683958.003.0009. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/9780197683958.003.0009>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PADARIAN, José *et al.* Soil carbon sequestration potential in global croplands. **PeerJ**, v. 10, e13740, 2022. DOI: 10.7717/peerj.13740. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.13740>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PÁDUA, José Augusto Pádua. A Mata Atlântica e a Floresta Amazônica na construção do território brasileiro: estabelecendo um marco de análise. **Revista de História Regional**, v. 20, n. 2, 2015. DOI: 10.5212/Rev.Hist.Reg.v.20i2.0002. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/rhr/article/download/8085/4811/28705>. Acesso em: 29 jun. 2024.

PAIVA, Gisele Barbosa. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, Tratamento de Esgoto e Desenvolvimento Sustentável: Um Estudo Econômico**. 2008. 134 p. Dissertação (Mestrado em Economia) – Centro de Ciências Jurídicas e Econômicas, Universidade Federal do Espírito

Santo, Vitória, 2008. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/proclima/wp-content/uploads/sites/36/2014/05/mdl_tratamento_esgoto.pdf. Acesso em: 19 abr. 2024.

PAN, Chunyu *et al.* Key challenges and approaches to addressing barriers in forest carbon offset projects. **Journal of Forestry Research**, v. 33, n. 4, p. 1109–1122, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01488-z>. Acesso em: 7 ago. 2025.

PAUSTIAN, Keith *et al.* Climate-smart soils. **Nature**, v. 532, n. 7597, p. 49-57, 2016. DOI: 10.1038/nature17174. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature17174>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PEARSON, Timothy R.H.; BROWN, Sandra; ANDRASKO, Kenneth. Comparison of registry methodologies for reporting carbon benefits for afforestation projects in the United States. **Environmental Science & Policy**, v. 11, n. 6, p. 490-504, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2008.06.004>. Acesso em: 19 abr. 2024.

PEARSON, Timothy; WALKER, Sarah; BROWN, Sandra. **Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects**. Winrock International and the World Bank Biocarbon Fund, 2005. 57 p. Disponível em: http://www.winrock.org/Ecosystems/files/Winrock-BioCarbon_Fund_Sourcebook-compressed.pdf. Acesso em: 19 abr. 2024.

PECL, Gretta T. *et al.* Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. eaai9214, 2017. DOI: 10.1126/science.aai9214. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aai9214>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PENMAN, Jim. *et al.* Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**, 2003. 590 p.

PEREIRA, Henrique de A. Contribuição do mecanismo de desenvolvimento limpo ao desenvolvimento sustentável. In: FRANGETTO, F. W.; LUEDEMANN, G.; VEIGA, A. P. B. (org.). **Legado do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Impactos, lições aprendidas e legado para novos mecanismos**. Brasília: Ipea, 2018. p. 209-257. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5259>. Acesso em: 5 jun. 2024.

PFEIFER, Marion *et al.* Deadwood biomass: an underestimated carbon stock in degraded tropical forests? **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 10, n. 4, p. 044019, abr. 2015. DOI: 10.1088/1748-9326/10/4/044019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/4/044019>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PLANT ENVIRONMENTAL INTELLIGENCE. **Florestal Santa Maria Project (FSM-REDD Project): Project Description, VCS Version 3**. Version 1.2. São Paulo: PLANT Environmental Intelligence, 2012. 192 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/875>. Acesso em: 7 ago. 2025.

PLANTAR S.A. **Project Design Document Form for Afforestation and Reforestation Project Activities (CDM-AR-PDD): Reforestation as Renewable Source of Wood Supplies for Industrial Use in Brazil**. Version 03a. Belo Horizonte: Plantar S.A., 2009. 133 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/TUEV-SUED1242052712.92/view>. Acesso em: 7 ago. 2025.

PONTIUS, R. Gil; CORNELL, Joseph D.; HALL, Charles A. S. Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. **Agriculture**,

Ecosystems & Environment, v. 85, n. 1, p. 191-203, 2001. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00183-9. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880901001839>. Acesso em: 8 ago. 2025.

POUDYAL, Neelam C. *et al.* Quality of urban forest carbon credits. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 10, n. 3, p. 223-230, 2011. DOI: 10.1016/j.ufug.2011.05.005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866711000392>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PROBST, Benedict S. *et al.* Systematic assessment of the achieved emission reductions of carbon crediting projects. **Nature Communications**, Londres, v. 15, n. 1, p. 9562, 2024. DOI: 10.1038/s41467-024-53645-z. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-024-53645-z>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PROFFT, Ingolf *et al.* Forest management and carbon sequestration in wood products. **European Journal of Forest Research**, v. 128, n. 4, p. 399-413, 2009. DOI: 10.1007/s10342-009-0283-5. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0283-5>. Acesso em: 8 ago. 2025.

PUYRAVAUD, Jean-Philippe. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 177, n. 1-3, p. 593-596, 2003. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00335-3. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112702003353>. Acesso em: 8 ago. 2025.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. **Open Source Geospatial Foundation Project**. Disponível em: <https://qgis.org>. Acesso em: 18 jul. 2024.

QIAN, X.; LI, J. The Process and Impact of Global Climate Governance: A Case Study of the Paris Climate Agreement. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 546, n. 3, p. 032035, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/546/3/032035>. Acesso em: 19 abr. 2024.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 16 mar. 2024.

RAD. **Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2023 - São Paulo, Brasil: MapBiomias, 2024**. 154 p. Disponível em: <http://alerta.MapBiomias.org>. Acesso em: 19 abr. 2024.

RAHMAN, Muhammad Zulkarnain Abd *et al.* Non-Destructive, Laser-Based Individual Tree Aboveground Biomass Estimation in a Tropical Rainforest. **Forests**, v. 8, n. 3, p. 86, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f8030086>. Acesso em: 19 mar. 2024.

RASSE, Daniel P.; RUMPEL, Cornelia; DIGNAC, Marie-France. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. **Plant and Soil**, v. 269, n. 1, p. 341-356, fev. 2005. DOI: 10.1007/s11104-004-0907-y. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>. Acesso em: 8 ago. 2025.

RAVINDRANATH, N. H. *et al.* Methodological issues in forestry mitigation projects: a case study of Kolar district. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 12, n. 6, p. 1077-1098, jul. 2007. DOI: 10.1007/s11027-006-9065-2. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9065-2>. Acesso em: 8 ago. 2025.

REIS, Ademir; BECHARA, Fernando Campanhã; TRES, Deisy Regina. Nucleação na restauração ecológica tropical. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010. DOI: [10.1590/S0103-90162010000200018](https://doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018). Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018>. Acesso em: 9 ago. 2025.

RICHARDS, Kenneth. R.; HUEBNER, Grant. E. Evaluating protocols and standards for forest carbon-offset programs, part A: additionality, baselines and permanence. **Carbon Management**, v. 3, n. 4, p. 393-410, 2012. DOI: [10.4155/cmt.12.38](https://doi.org/10.4155/cmt.12.38). Disponível em: <https://doi.org/10.4155/cmt.12.38>. Acesso em: 19 jul. 2024.

RICHARDS, M.; PANFIL, S. N. Towards cost-effective social impact assessment of REDD+ projects: meeting the challenge of multiple benefit standards. **International Forestry Review**, v. 13, n. 1, p. 1-11, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1505/for.13.1.1>. Acesso em: 19 jul. 2024.

RODRIGUES, Ricardo R. *et al.* On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>. Acesso em: 29 jun. 2024.

ROTHER, Edna Terezinha. Revisão sistemática X revisão narrativa. **Acta Paulista de Enfermagem**, v. 20, n. 2, p. v-vi, 2007. DOI: [10.1590/S0103-21002007000200001](https://doi.org/10.1590/S0103-21002007000200001). Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-21002007000200001>. Acesso em: 8 ago. 2025.

RSTUDIO. **RStudio: Integrated Development Environment for R**. Version 2023.12.0+369 "Ocean Storm". [S.l.], 2023. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 16 mar. 2024.

RUSEVA, T. *et al.* Additionality and permanence standards in California's Forest Offset Protocol: A review of project and program level implications. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 277-288, 2017. DOI: [10.1016/j.jenvman.2017.04.082](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.082). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717304309>. Acesso em: 8 ago. 2025.

RUSOLONO, Teddy. Feasibility Study For BP Forest **Carbon Offset Project**. **Carbon Stock Assessment In Watershed Rehabilitation Area, Bintuni Bay-West Papua Province**. 2023. Disponível em: <http://repository.ipb.ac.id/handle/123456789/126451>. Acesso em: 18 jul. 2024.

SATHAYE, Jayant A.; ANDRASKO, Kenneth. Special issue on estimation of baselines and leakage in carbon mitigation forestry projects. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 12, p. 963-970, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9057-2>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SCHNEIDER, Lambert *et al.* Double counting and the Paris Agreement rulebook. **Science**, v. 366, n. 6462, p. 180-183, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aay8750>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SCHNEIDER, Lambert; LA HOZ THEUER, Stephanie. Environmental integrity of international carbon market mechanisms under the Paris Agreement. **Climate Policy**, v. 19, n. 3, p. 386-400, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1521332>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SEDJO, Roger; SOHNGEN, Brent. **Forestry sequestration of CO2 and markets for timber**. 2000. Disponível em: <https://media.rff.org/documents/RFF-DP-00-35.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SEDJO, Roger; MACAULEY, Molly. Forest Carbon Offsets: Challenges in Measuring, Monitoring and Verifying. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 54, n. 4, p. 16-23, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00139157.2012.691394>. Acesso em: 17 jul. 2024.

SILLS, Erin O. *et al.* Building the evidence base for REDD+: study design and methods for evaluating the impacts of conservation interventions on local well-being. **Global Environmental Change**, [s. l.], v. 43, p. 148-160, 2017. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2017.02.002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937801630173X>. Acesso em: 9 ago. 2025.

SIMONET, Gabriela *et al.* Effectiveness of a REDD+ project in reducing deforestation in the Brazilian Amazon. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 101, n. 1, p. 211-229, 2019. DOI: 10.1093/ajae/aay028. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/ajae/aay028>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SIMPSON, Nicholas P. *et al.* A framework for complex climate change risk assessment. **One Earth**, v. 4, n. 4, p. 489-501, 2021. DOI: 10.1016/j.oneear.2021.03.005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.03.005>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SINGH, Vishal *et al.* Formulation of Allometric Equations for Estimating Biomass and Carbon Stock in Small Diameter Trees. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 1945-1949, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.02.019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.019>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SKUTSCH, Margaret M. Reducing carbon transaction costs in community-based forest management. **Climate Policy**, v. 5, n. 4, p. 433-443, 2005. DOI: 10.1080/14693062.2005.9685568. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14693062.2005.9685568>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SMITH, James E. *et al.* Methods for calculating forest ecosystem and harvested carbon with standard estimates for forest types of the United States. [S. l.]: **U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station**, 2006. DOI: 10.2737/ne-gtr-343. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2737/NE-GTR-343>. Acesso em: 9 ago. 2025.

SMITH, Pete. *et al.* Biophysical and economic limits to negative CO₂ emissions. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 1, p. 42-50, 2016. DOI: doi.org/10.1038/nclimate2870. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate2870>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SMITH, Pete. *et al.* Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1492, p. 789-813, 2008. DOI: 10.1098/rstb.2007.2184. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SMITH, Pete. *et al.* How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. **Global Change Biology**, v. 26, p. 219-241, 2019. DOI: 10.1111/gcb.14815. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SOARES, Carlos Pedro Boechat; PAULA NETO, Francisco; SOUZA, Agostinho Lopes de. **Dendrometria e inventário florestal**. 2. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2011. 272 p. ISBN 978-85-7269-413-1 (broch.).

SOARES-FILHO, Britaldo. *et al.* Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1246663>. Acesso em: 29 jun. 2024.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; CERQUEIRA, Gustavo Coutinho; PENNACHIN, Cássio Lopes. dinamica — a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002. DOI: 10.1016/S0304-3800(02)00059-5. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380002000595>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira *et al.* Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520-523, mar. 2006. DOI: 10.1038/nature04389. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature04389>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SOCIALCARBON **Standard Guide. v1.2.** Social Carbon Foundation, Reino Unido, 2023. Disponível em: <http://www.socialcarbon.org>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SOCIALCARBON STANDARD. **Indicator SCS03: “Assessment of community education, livelihood diversification and social program coverage”.** Social Carbon Foundation, 2024.

SOHNGEN, Brent; BROWN, Sandra. Extending timber rotations: carbon and cost implications. **Climate Policy**, v. 8, n. 5, p. 435-451, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.3763/cpol.2007.0396>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SOS Mata Atlântica. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**, 2023. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica/>. Acesso em: 29 jun. 2024.

STANTURF, John A. *et al.* **Achieving restoration success: myths in bottomland hardwood forests.** Restoration Ecology, v. 9, n. 2, p. 189-200, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002189.x>. Acesso em: 8 ago. 2025.

STRASSBURG, Bernardo B. N. *et al.* Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, p. 724–729, 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2784-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>. Acesso em: 29 jun. 2024.

SUDING, Katharine *et al.* Committing to ecological restoration. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 638-640, 2015. DOI: 10.1126/science.aaa4216. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaa4216>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes; BERTE, Ana Maria de Aveline. Políticas de Florestamento em áreas degradadas: Áreas do Sudoeste do Rio Grande do Sul. **Geosul Revista do Departamento de Geociências CFH**, Florianópolis, v. 12, n. 26, p. 56-70, 1997. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4456338>.

SUPANGCO, Joselito. Rural Growth and Development Revisited Study: Rural Infrastructure Development and Sustainability. **World Bank Document**, 2006. Disponível em: <https://documents.worldbank.org/curated/en/760601468325798252/pdf/367770P09199701structure0WP01PUBLIC1.pdf>. Acesso em: 06 jul. 2024.

SUSTAINABLE CARBON – PROJETOS AMBIENTAIS LTDA. **Ecomapuá Amazon REDD Project: Project Description, VCS Version 3.** Version 02. São Paulo: Sustainable Carbon, 2013. 138 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/1094>. Acesso em: 7 ago. 2025.

SUZANO. **ARR Horizonte Carbon Project: Joint Project Description & Monitoring Report**. Version 06. Belo Horizonte: WayCarbon Soluções Ambientais e Projetos de Carbono LTDA, 2023. 234 p. Disponível em: <https://registry.terra.org/app/projectDetail/VCS/3350>. Acesso em: 7 ago. 2025.

TEIXEIRA, Georgia; RODRIGUES, Gelze Serrat de Souza Campos. Trajetória geográfica da silvicultura em Minas Gerais. **Mercator (fortaleza)**, v. 20, p. e20004, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.4215/rm2021.e20004>. Acesso em: 19 jul. 2024.

TEOBALDELLI, M.; DOSWALD, N.; DICKSON, B. Monitoring for REDD+: carbon stock change and multiple benefits. Multiple Benefits Series 3. Prepared on behalf of the UN-REDD Programme. Cambridge: UNEP World Conservation Monitoring Centre, 2010. Disponível em: <https://www.un-redd.org/sites/default/files/2021-10/Monitoring%20for%20REDD+%20Carbon%20stock%20change%20&%20multiple%20benefits.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

THE EARTH PARTNERS LLC. **VMD0022: Estimation of Carbon Stocks in Living Plant Biomass. Version 1.0**. Washington, DC: The Earth Partners, 2012. 27 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/mymodule/VMD0022-Estimation-of-Carbon-Stocks-in-Living-Plant-Biomass-v1.0.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

TODD, Jamie. **Lower Mainland afforestation site: an experimental carbon offset project**. 2012. 43 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Ciências Florestais) - University of British Columbia, Vancouver. Disponível em: <https://doi.org/10.14288/1.0075555>. Acesso em: 13 jun. 2024.

TOMS, Judith D.; LESPERANCE, Mary L. Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. **Ecology**, v. 84, n. 8, p. 2034-2041, 2003. DOI: 10.1890/02-0472. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/02-0472>. Acesso em: 8 ago. 2025.

TUNG, Mai Hai. The Clean Development Mechanism (CDM) procedure and implementation in Vietnam. **Vietnam Journal of Hydrometeorology**, v. 2-1, p. 1-11, 2019. DOI: 10.36335/VNJHM.2019(2-1).1-11. Disponível em: [https://doi.org/10.36335/VNJHM.2019\(2-1\).1-11](https://doi.org/10.36335/VNJHM.2019(2-1).1-11). Acesso em: 19 jul. 2024.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **CDM booklet: overview of methodologies and tools**. v. 4, abr. 2023. Bonn: UNFCCC, 2023. 86 p. Disponível em: https://cdm.unfccc.int/methodologies/documentation/2303/230426_BLS23047_CDM_booklet_v04.pdf. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Afforestation and reforestation projects under the Clean Development Mechanism: a field manual**. Bonn: United Nations Framework Convention on Climate Change, 2013. Disponível em: https://cdm.unfccc.int/public_inputs/2013/arcdm_01/AR_CDM_Manual_Draft_01.pdf. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Glossary of CDM terms**. CDM – Executive Board, CDM-Glos-01, EB 28. [S.l.]: UNFCCC, 2006a. 27 p. Disponível em: https://cdm.unfccc.int/EB/028/eb28_repan32.pdf. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change.** UNFCCC, 1997. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Modalities and procedures for afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism in the first commitment period of the Kyoto Protocol.** Decision 19/CP.9. FCCC/CP/2003/6/Add.2. 2004. Disponível em: <https://unfccc.int/documents/6579>. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC - UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Project Design Document Form for Afforestation and Reforestation Project Activities (CDM-AR-PDD) – Facilitating Reforestation for Guangxi Watershed Management in Pearl River Basin, China.** Versão GIFDCP02. [S.l.]: UNFCCC, 2006b. 105 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/TUEV-SUED1154534875.41/view>. Acesso em: 22 jul. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Project design document form for afforestation and reforestation project activities (CDM-AR-PDD) – PLANTAR S/A. Reforestation as renewable source of wood supplies for industrial use in Brazil.** [S.l.]: UNFCCC, 2010. 209 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1245068386.73/view>. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **The Marrakech Accords & the Marrakech Declaration.** 2001. 245 p. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a01.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2025.

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Designated National Authority (DNA).** Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/DNA/view.html>. Acesso em: 8 ago. 2025.

VALE FLORESTAR. **Project Design Document Form for Afforestation and Reforestation Project Activities (CDM-AR-PDD): Vale Florestar – Reforestation of degraded tropical land in Brazilian Amazon.** Version 10.1. Paragominas: Vale Florestar S.A., 2012. 118 p. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/0VBFQWCXGI5L6AKHMJP4O9Y8NT31ZU>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VALENTIM, Judson Ferreira; ANDRADE, Carlos Mauricio Soares de. Tendências e perspectivas da pecuária bovina na Amazônia brasileira. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, Belém, v. 4, n. 8, p. 273-283, jan./jun. 2009. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/116460/1/22879.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2024.

VAN KOOTEN, G. Cornelis. Biological carbon sequestration and carbon trading re-visited. **Climatic Change**, v. 95, p. 449–463, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9572-8>. Acesso em: 19 jul. 2024.

VAN KOOTEN, G. Cornelis. **Biological carbon sequestration and carbon trading re-visited.** 12th Congress of European Association of Agricultural Economists, Ghent, Belgium, 2008.

Disponível em: <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/44262/2/404.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2024.

VAN MEIJL, Hans *et al.* Comparing impacts of climate change and mitigation on global agriculture by 2050. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 064021, 2018. DOI: 10.1088/1748-9326/aabdc4. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabdc4>. Acesso em: 19 jul. 2024.

VAN WAGNER, C. E. The line intersect method in forest fuel sampling. **Forest Science**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 20-26, mar. 1968. DOI: 10.1093/forestscience/14.1.20. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/forestscience/14.1.20>. Acesso em: 9 ago. 2025.

VANDENBYGAART, A. J. *et al.* Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 88, n. 5, p. 671-680, 2008. DOI: 10.4141/CJSS07015. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/CJSS07015>. Acesso em: 8 ago. 2025.

VARGAS, Daniel Barcelos; DELAZERI, Linda Márcia Mendes; FERREIRA, Vinícius Hector Pires. **Mercado de Carbono Voluntário – Na Realidade na Prática**. São Paulo, SP: Observatório de Conhecimento e Inovação em Bioeconomia, Fundação Getúlio Vargas - FGV-EESP, 2022. Disponível em: https://eesp.fgv.br/sites/eesp.fgv.br/files/ocbio_mercado_de_carbono_1.pdf. Acesso em: 14 jun. 2022.

VCS ASSOCIATION. **VT0001: Tool for the Demonstration and Assessment of Additionality in VCS AFOLU Project Activities**. Version 3.0. Washington, DC: VCS Association, 2012. 13 p. Disponível em: <https://VERRA.org/mymodule/VT0001v3.0.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VENTURA, Andréa Cardoso. **Mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL): uma análise da regulação de conflitos socioambientais do Projeto Plantar**. 2008. 227 f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal da Bahia, Escola de Administração, Salvador, 2008. Orientador: José Célio Silveira Andrade. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/7793>. Acesso em: 22 jul. 2025.

VERIFIED CARBON STANDARD. **VM0009: Methodology for Avoided Ecosystem Conversion. Version 3.0**. Wildlife Works; ecoPartners, 2014. 305 p. Disponível em: <https://VERRA.org/methodology/vm0009-methodology-for-avoided-ecosystem-conversion-v3-0>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. 2024. Disponível em: <https://verra.org/about/>. Acesso em: 19 jul. 2024.

VERRA. **AFOLU Non-Permanence Risk Tool. v. 4.0**. Washington, DC: VERRA, 2019. 22 p. Disponível em: https://VERRA.org/mymodule/AFOLU_Non-Permanence_Risk-Tool_v4.0.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **AFOLU Non-Permanence Risk Tool. v. 4.0**. Washington, DC: Verra, 2019. 22 p. Disponível em: https://verra.org/mymodule/AFOLU_Non-Permanence_Risk-Tool_v4.0.pdf. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VCS Program – Active Methodologies**. 2025. Disponível em: <https://VERRA.org/program-methodology/vcs-program-standard/vcs-program-methodologies-active/>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VCS Program Definitions. v. 4.5.** Washington, DC: VERRA, 2024a. 33 p. Disponível em: <https://VERRA.org/wp-content/uploads/2024/04/VCS-Program-Definitions-v4.5-FINAL-4.15.24.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VCS Program Guide. v. 4.4.** Washington, DC: VERRA, 2023a. 28 p. Disponível em: <https://VERRA.org/wp-content/uploads/2023/08/VCS-Program-Guide-v4.4.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VCS Standard. v. 4.7.** Washington, DC: VERRA, 2024b. 92 p. Disponível em: <https://VERRA.org/wp-content/uploads/2024/04/VCS-Standard-v4.7-FINAL-4.15.24.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VM0007: REDD+ Methodology Framework. Version 1.7.** Washington, DC: VERRA, 2023b. 59 p. Disponível em: <https://VERRA.org/wp-content/uploads/2023/11/VM0007-REDD-Methodology-Framework-v1.7.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VM0015: Avoided Unplanned Deforestation. Version 1.2.** Washington, DC: VERRA, 2023c. 208 p. Disponível em: <https://VERRA.org/wp-content/uploads/2023/12/VM0015-Avoided-Unplanned-Deforestation-v1.2.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VM0048: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation. Version 1.0.** Washington, DC: VERRA, 2023d. 24 p. Disponível em: <https://VERRA.org/mymodule/VM0048-Reducing-Emissions-from-Deforestation-and-Forest-Degradation-v1.0.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VMD0001: Estimation of Carbon Stocks in the Above- and Belowground Biomass in Live Tree and Non-tree Pools (CP-AB), Version 1.2.** Washington, DC: VERRA, 2023e. 22 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/mymodule/VMD0001-Estimation-of-Carbon-Stocks-in-Above-and-Belowground-Biomass-in-Live-Tree-and-Non-tree-Pools-CP-AB-v1.2.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VMD0002: Estimation of Carbon Stocks in the Dead Wood Pool (CP-D), Version 1.1.** Washington, DC: VERRA, 2023f. 16 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/mymodule/VMD0002-Estimation-of-Carbon-Stocks-in-the-Dead-wood-Pool-CP-D-v1.1.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VMD0003: Estimation of Carbon Stocks in the Litter Pool (CP-L), Version 1.1.** Washington, DC: VERRA, 2023g. 7 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/mymodule/VMD0003-Estimation-of-Carbon-Stocks-in-the-Litter-Pool-CP-L-v1.1.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VMD0004 Estimation of stocks in the soil organic carbon pool (CP-S), v1.1.** Washington, DC: VERRA, 2023. Disponível em: <https://verra.org/methodologies/vmd0004-estimation-of-stocks-in-the-soil-organic-carbon-pool-cp-s-v1-1/>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VMD0004: Estimation of Stocks in the Soil Organic Carbon Pool (CP-S), Version 1.1.** Washington, DC: VERRA, 2023h. 11 p. Disponível em: <https://registry.VERRA.org/mymodule/VMD0004-Estimation-of-Carbon-Stocks-in-the-Soil-Organic-Carbon-Pool-CP-S-v1.1.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VERRA. **VMD0005: Estimation of Carbon Stocks in the Long-term Wood Products Pool (CP-W), Version 1.2.** Washington, DC: VERRA, 2023i. 15 p. Disponível em:

<https://registry.VERRA.org/mymodule/VMD0005-Estimation-of-Carbon-Stocks-in-the-Long-term-Wood-Products-Pool-CP-W-v1.2.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2025.

VIEIRA, Simone Aparecida *et al.* Estimativa de biomassa e estoques de carbono: o caso da Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 21-29, 2008. DOI: 10.1590/S1676-06032008000200001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000200001>. Acesso em: 8 ago. 2025.

VOIGTLAENDER, Maureen; MAGALHÃES, Clarissa; LOPES, Guilherme de Andrade. Audit analytics dashboard para avaliação de impactos da certificação do manejo florestal FSC. **Série Técnica IPEF**, [s. l.], v. 26, n. 48, maio 2023. DOI: 10.18671/sertec.v26n48.107. Disponível em: <https://doi.org/10.18671/sertec.v26n48.107>. Acesso em: 9 ago. 2025.

VONHEDEMANN, N. *et al.* Forest policy and management approaches for carbon dioxide removal. **Interface Focus**, v. 10, n. 5, p. 20200001, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsfs.2020.0001>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WANG, Shijie *et al.* Review on the Application and Development of Biochar in Ironmaking Production. **Metals**, v. 13, p. 1844, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/met13111844>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WANG, Youshi *et al.* Mapping tropical disturbed forests using multi-decadal 30 m optical satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 221, p. 474-488, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.11.028>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WANG, Youshi *et al.* Positive interactions can produce species-rich communities and increase species turnover through time. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, n. 4, p. 417-421, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rts005>. Acesso em: 03 jul. 2024.

WARING, Bonnie G.; POWERS, Jennifer S. Overlooking what is underground: root:shoot ratios and coarse root allometric equations for tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 10-15, 2017. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.11.007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.007>. Acesso em: 8 ago. 2025.

WARREN, W. G.; OLSEN, P. F. A line intersect technique for assessing logging waste. **Forest Science**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 267-276, set. 1964. DOI: 10.1093/forestscience/10.3.267. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/forestscience/10.3.267>. Acesso em: 9 ago. 2025.

WEI, Xi. *et al.* Relationship between Soil Characteristics and Stand Structure of Robinia pseudoacacia L. and Pinus tabulaeformis Carr. Mixed Plantations in the Caijiachuan Watershed: An Application of Structural Equation Modeling. **Forests**, v. 9, n. 3, p. 124, 2018. DOI: 10.3390/f9030124. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f9030124>. Acesso em: 8 ago. 2025.

WEST, Thales A. P. *et al.* Action needed to make carbon offsets from forest conservation work for climate change mitigation. **Science**, v. 381, n. 6660, p. 873-877, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.48550/arXiv.2301.03354>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WEST, Thales A. P. *et al.* Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, p. 24188–24194, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WESTLAKE, D. F. The Biomass and Productivity of *Glyceria Maxima*: I. Seasonal Changes in Biomass. **Journal of Ecology**, v. 54, n. 3, p. 745-753, 1966. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2257814>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WHITE, Alisa. E. *et al.* Small-scale forestry and carbon offset markets: An empirical study of Vermont Current Use forest landowner willingness to accept carbon credit programs. **PloS one**, v. 13, n. 8, p. e0201967, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201967>. Acesso em: 17 jul. 2024.

WINJUM, Jack K.; BROWN, Sandra; SCHLAMADINGER, Bernhard. Forest harvests and wood products: sources and sinks of atmospheric carbon dioxide. **Forest Science**, v. 44, n. 2, p. 272-284, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/forestscience/44.2.272>. Acesso em: 8 ago. 2025.

WIT, Elisa de; WHITEHEAD, Sophie; WITHERS, Sebastian. Creating carbon offset units on the voluntary market. [S.l.]: **Norton Rose Fulbright**, 2022. 13 p. disponível em: <https://www.nortonrosefulbright.com/-/media/files/nrf/nrfweb/knowledge-pdfs/voluntary-carbon-markets.pdf?revision=&revision=4611686018427387904>. Acesso em: 07 de agosto de 2025.

WOODALL, Christopher W. *et al.* Estimating dead wood during national forest inventories: a review of inventory methodologies and suggestions for harmonization. **Environmental Management**, [s. l.], v. 44, n. 4, p. 624-631, out. 2009. DOI: 10.1007/s00267-009-9358-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9358-9>. Acesso em: 9 ago. 2025.

WORLD BANK. **State and Trends of Carbon Pricing 2024**. Washington, DC: World Bank, 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10986/41544>. Acesso em: 05 mai. 2024

WORM, Boris; PAINE, Robert T. Humans as a hyperkeystone species. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, n. 8, p. 600-607, 2016. DOI: 10.1016/j.tree.2016.05.008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.008>. Acesso em: 8 ago. 2025.

YGORRA, B. *et al.* Monitoring loss of tropical forest cover from Sentinel-1 time-series: a CuSum-based approach. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 103, p. 102532, 2021. DOI: 10.1016/j.jag.2021.102532. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243421002397>. Acesso em: 9 ago. 2025.

ZANNE, Amy. E. *et al.* Data from: towards a worldwide wood economics spectrum. **Dryad**, 2009. DOI: 10.5061/dryad.234. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.234>. Acesso em: 8 ago. 2025.

ZHANG, Deqiang *et al.* Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Journal of Plant Ecology-UK**, v. 1, n. 2, p. 85-93, 2008. DOI: 10.1093/jpe/rtn002. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>. Acesso em: 8 ago. 2025.

ZWICK, Steve. The Surui Forest Carbon Project: a case study. Washington, DC: Forest Trends, 2019. Disponível em: <https://www.forest-trends.org>. Acesso em: 7 ago. 2025.

WICKHAM, Hadley. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. **Springer-Verlag New York**, 2016. DOI: 10.1007/978-3-319-24277-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. 5. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall/Pearson, 2010. xiii, 944 p.

ENRÍQUEZ-DE-SALAMANCA, Álvaro. Climate change mitigation in forestry: paying for carbon stock or for sequestration? **Atmosphere**, [s.l.], v. 13, n. 10, art. 1611, 2022. DOI: 10.3390/atmos13101611. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4433/13/10/1611>. Acesso em: 21 jul. 2025.

Anexo A

Ex ante e *Ex post* são utilizados no contexto de projetos de carbono para diferenciar etapas distintas do processo de gestão. *Ex ante* refere-se às atividades realizadas antes da implementação do projeto, englobando planejamento e tomada de decisões. *Ex post* refere-se às atividades realizadas após a implementação do projeto, focando na verificação e certificação dos resultados alcançados.

Florestamento (Afforestation) é a conversão direta, induzida pelo homem, de terras que não foram florestadas por um período mínimo de 50 anos em áreas florestadas, por meio do plantio, semeadura e/ou promoção induzida pelo homem de fontes naturais de sementes (CDM Executive Board, 2022; VERRA, 2024a; UNFCCC, 2001; FAO, 2018)

Reflorestamento (Reforestation) é a conversão direta, induzida pelo homem, de terras não florestadas em terras florestadas por meio de plantio, semeadura e/ou promoção de fontes naturais de sementes, em áreas que eram florestadas, mas foram desmatadas. Para o primeiro período de compromisso, esta atividade é limitada às terras que não tinham floresta em 31 de dezembro de 1989 (CDM Executive Board, 2022).

Revegetação (Revegetation) é uma atividade humana direta que aumenta os estoques de carbono de biomassa lenhosa em áreas de pelo menos 0,05 hectares, que não se qualificam como florestamento ou reflorestamento, permanecendo na categoria de terras não florestadas segundo a Orientação de Boas Práticas do IPCC de 2003 (VERRA, 2024a; CDM Executive Board, 2022).

Manejo florestal aprimorado (Improved Forest Management - IFM) refere-se a atividades que modificam práticas de manejo florestal, visando aumentar o estoque de carbono em florestas manejadas para a produção de madeira, como toras, celulose e lenha (VERRA, 2024a; Dugan *et al.*, 2017).

Floresta varia entre o MDL e o VCS. O MDL segue a definição da DNA/UNFCCC, que requer 30% de cobertura de copa, área superior a 1 hectare e altura mínima de 5 metros na maturidade (CDM Executive Board, 2022). Em contraste, o VCS aceita qualquer definição internacionalmente reconhecida, como as da UNFCCC, FAO ou IPCC. No entanto, a definição da FAO é mais comumente adotada, exigindo uma área maior que 0,5 hectare, cobertura de copa acima de 10% e altura mínima de 5 metros na maturidade (FAO, 2018).

Autoridade Nacional Designada (DNA - Designated National Authority) é o órgão designado por uma Parte para emitir cartas de aprovação para atividades de projetos do MDL ou Programas de Atividades (PoAs) (CDM Executive Board, 2022). No Brasil, a DNA é o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI) (UNFCCC, 2025).

Adicionalidade (Additionality) é definida como a capacidade de um projeto em promover reduções de emissões de carbono que superem aquelas do cenário de referência, aumentando a fixação líquida de GEE acima das mudanças nos estoques de carbono que ocorreriam na ausência do projeto (Richards; Huebner, 2012; CDM Executive Board, 2022).

Vazamentos (Leakage) são aumentos imprevistos nas emissões de carbono que ocorrem fora dos limites do projeto, mas que estão diretamente ligados à sua realização (CDM Executive Board, 2022). Três tipos de vazamento são relevantes para programas de compensação florestais: vazamento de atividade, produção fuga de mercado e fuga de mercado de terras (Meyfroidt *et al.*, 2020).

A soma das faixas de vazamento individuais, denominadas **Área de Vazamento (Leakage Area)**, abrange todas as regiões onde se espera que esses vazamentos ocorram, ainda que essas áreas não sejam contíguas.

Regiões específicas ao redor da área do projeto, conhecidas como **Faixa de Vazamento (Leakage Belt)**, são monitoradas para identificar e quantificar os vazamentos esperados.

Para mitigar possíveis impactos na área de vazamento, implementa-se a **Zona de Gestão de Vazamento (Leakage Management Zone)**, uma área geográfica específica fora do projeto onde são realizadas atividades, como a agricultura sustentável, com o objetivo de reduzir o risco de vazamento por deslocamento de atividades (VERRA, 2024a).

Não permanência (Non-permanence) refere-se ao risco de liberação de carbono armazenado em reservatórios de carbono, como biomassa acima do solo, solo e reservatórios geológicos, de volta para a atmosfera na forma de CO₂ ou CH₄. Este risco pode ser causado por eventos naturais ou por ações humanas (VERRA, 2024a).

Estoque de carbono (Buffer pool) funcionam como uma reserva destinada a compensar as variações na fixação de carbono, ocasionado por eventos não esperados, como incêndios, seca etc. (Enríquez-De-Salamanca, 2022).

Linhas de base (*Baseline*) mostram o que provavelmente aconteceria sem uma intervenção específica em projetos ambientais e de mitigação climática. Elas servem como referência para medir mudanças ou impactos de um projeto, apontando as alterações no estoque de carbono que ocorreriam sem a atividade do projeto. É crucial determinar esse cenário com precisão, pois a quantidade de créditos emitidos estará diretamente relacionada à linha de base (West *et al.*, 2020; CDM Executive Board, 2022; VERRA, 2024a).

Parte interessada (*Stakeholder*) é qualquer pessoa ou entidade que possa potencialmente afetar ou ser afetada pelas atividades do projeto. Isso inclui o público, indivíduos, grupos ou comunidades impactados, ou que provavelmente serão impactados (Benites-Lazaro; Mello-Théry, 2019).

A **região de referência (*Reference region*)**, aplicável somente no contexto de desmatamento evitado. Esta região serve como demarcação espacial para a coleta de informações sobre taxas, agentes e padrões de desmatamento, sendo fundamental para a análise histórica e projeção de mudanças no uso da terra, além de ser monitorada continuamente (VERRA, 2024a).

Certificado de Redução de Emissões Temporário (tCER) é emitido para atividades de florestação ou reflorestamento e expira ao final do período de compromisso subsequente ao período em que foi emitido, sendo comum o período de 5 anos. Cada tCER equivale a uma tonelada de dióxido de carbono equivalente (tCO_{2e}) (CDM Executive Board, 2022).

Certificado de Redução de Emissões de Longo Prazo (lCER) também é emitido para atividades de florestação ou reflorestamento, mas expira ao final do período de emissão de crédito do projeto para o qual foi emitido. Cada lCER equivale a uma tCO_{2e} (CDM Executive Board, 2022).

Unidade de Carbono Verificado (VCU) é uma unidade de carbono emitida e registrada no VERRA, correspondendo a uma tonelada de dióxido de carbono equivalente (tCO_{2e}), verificada por um órgão de validação e verificação conforme as normas do Programa VCS. Utilizadas no mercado voluntário de carbono, as VCUs promovem práticas sustentáveis e promovem a transição para uma economia de baixo carbono (VERRA, 2024a; Fundo Vale, 2022).

Projetos Agrupados (Grouped Projects) são projetos implementados em duas ou mais áreas com limites territoriais definidos, como, por exemplo, duas fazendas não contíguas (VERRA, 2024a).

Potencial de Aquecimento Global (GWP - *Global Warming Potential*) é uma métrica utilizada para comparar o impacto relativo de diferentes gases de efeito estufa (GEE) no aquecimento global (Myhre *et al.*, 2013).

Os Corpos Verificadores e Validadoras (**VVBs - *Verifier and Validator Bodies***), acreditados por padrões independentes, e as Entidades Operacionais Designadas (**DOEs - *Designated Operational Entities***), acreditadas pelo Conselho Executivo do MDL, são entidades independentes responsáveis pela validação e verificação de projetos de redução de emissões de gases de efeito estufa. Elas garantem que os projetos atendam aos critérios estabelecidos e que as reduções de emissões reportadas sejam precisas e verificáveis, desempenhando um papel crucial nos mercados de carbono.

Fontes de Emissão de GEE (*Sources of GHG Emissions*) são as origens potenciais de emissões de gases de efeito estufa (GEE), comuns em atividades como queima de biomassa e operações específicas do projeto, ou qualquer outra ação que libere GEE. Os principais gases considerados são CO₂, N₂O e CH₄, podendo variar conforme a metodologia utilizada.

A **análise de barreira** identifica e avalia obstáculos que impedem a implementação de projetos de carbono florestal. Essas barreiras podem ser de natureza financeira, tecnológica, institucional, social e cultural. (Broekhoff *et al.*, 2019).

A **análise de investimento** é utilizada para determinar se a atividade de projeto proposta é a mais economicamente ou financeiramente atrativa ou, simplesmente, se é viável economicamente ou financeiramente. (Broekhoff *et al.*, 2019).

O conceito de **"Business as usual" (BAU)** refere-se ao cenário em que nenhuma ação adicional é tomada além das práticas e políticas existentes. Nesse contexto, os projetos de carbono florestal são comparados com a linha de base das atividades correntes, para avaliar a efetividade das intervenções propostas (Brown, 2002a).

Capítulo 3 - Aplicação da programação por metas na regulação da produção florestal incluindo produção de madeira e carbono

Resumo: A programação por metas foi utilizada para integrar objetivos de produção madeireira, captura de carbono, geração de empregos e viabilidade econômica, visando sustentabilidade da produção de madeira de eucalipto em um horizonte de 15 anos. A floresta-modelo foi de 515 hectares divididos em 10 unidades, sob regimes de alto fuste e talhadia, idades de corte entre 5 e 7 anos, considerando produção, captura de carbono líquida, geração de empregos e custos financeiros detalhados, atualizados em valor presente líquido (VPL). O modelo selecionou alternativas que respeitam restrições operacionais, estabelecendo colheitas regulares com área média anual de 103 hectares e preferindo rotações quinquenais. A meta de 90.000 horas-homem anuais não foi alcançada, a produção média anual (29.610 m³) atingiu ou superou a meta (30.000 m³) em 53,3% dos anos, com moderada variação devido ao uso da talhadia. A captura líquida de carbono excedeu a meta anual (27.500 toneladas de CO₂) em todos os anos, com maior excedente em anos de pico de colheita, indicando necessidade de estratégias adicionais para otimizar créditos de carbono. O projeto gerou receita líquida (VPL) de R\$ 21,4 milhões e lucro positivo após o investimento inicial, com TIR de cerca de 17% ao ano, apesar do longo período de retorno. Custos operacionais totalizaram R\$ 30,57 milhões, sendo combustível significativo, evidenciando importância da eficiência logística e operacional na redução de custos.

Palavras-chave: Programação por Metas; Manejo Florestal; Produção de Madeira; Sequestro de Carbono; Eficiência Econômica.

Chapter 3 - Application of goal programming in forest production regulation including timber production and carbon capture

ABSTRACT: Goal programming was used to integrate objectives of timber production, carbon capture, job creation, and economic viability, aiming for sustainable eucalyptus timber production over a 15-year horizon. The model forest consisted of 515 hectares divided into 10 units, under high forest and coppice regimes, with cutting ages between 5 and 7 years, considering production, net carbon capture, job generation, and detailed financial costs, updated in net present value (NPV). The model selected alternatives that respect operational constraints, establishing regular harvests with an average annual area of 103 hectares and preferring five-year rotations. The 90,000 annual man-hour target was not achieved; however, the average annual production (29,610 m³) met or exceeded the 30,000 m³ goal in 53.3% of the years, with moderate variation due to coppicing. Net carbon capture exceeded the annual target (27,500 tons of CO₂) in all years, with greater surplus in peak harvest years, indicating the need for additional strategies to optimize carbon credits. The project generated net revenue (NPV) of R\$ 21.4 million and positive profit after initial investment, with an IRR of approximately 17% per year, despite the long payback period. Operating costs totaled R\$ 30.57 million, with fuel being significant, highlighting the importance of logistical and operational efficiency in cost reduction.

Keywords: Goal Programming; Forest Management; Timber Production; Carbon Sequestration; Economic Efficiency.

1. INTRODUÇÃO

O dióxido de carbono (CO₂) é o gás que mais contribui para o efeito estufa. Durante o crescimento arbóreo, as árvores são vistas por alguns autores não somente como produtoras de madeira, mas também como reservatórios de carbono (Figueiredo *et al.*, 2015; Jacovine *et al.*, 2008). Alguns autores defendem que as florestas desempenham o papel de estoques de carbono pertinentemente (Lewis; Turner; Winjum, 1996; Ravindranath; Somashekhar, 1995), enquanto outros consideram que o carbono armazenado na biomassa arbórea não é uma estratégia decisiva para capturar uma percentagem significativa das emissões totais de CO₂ (Adger, 1995).

A integração de variáveis socioambientais em projetos de carbono pode contribuir para a redução das emissões de CO₂ atrelado ao desenvolvimento sustentável. A associação entre conservação ambiental e as necessidades sociais também reforça o papel das florestas não somente como sumidouros de carbono, mas também como sistemas fundamentais que sustentam a biodiversidade e fornecem serviços ecossistêmicos. Esta abordagem permite elevar a aceitação social dos projetos de carbono, incentivar a participação ativa das comunidades na gestão sustentável das florestas ao mesmo tempo que promove benefícios econômicos, como a geração de créditos de carbonos (Paiva *et al.*, 2015; Van Der Werf *et al.*, 2009). Nesse contexto, o plantio florestal é uma ferramenta estratégica para atender às demandas ambientais, sociais e econômicas.

Os plantios florestais demandam uma combinação estratégica de mão de obra qualificada e maquinário especializado. No viveiro, a mão de obra apresenta papel essencial em atividades manuais como semeadura, irrigação e transplante de mudas, além da supervisão técnica necessária para assegurar a qualidade do material produzido (Trindade; Santana; Leite, 2014). No preparo do solo são utilizadas máquinas pesadas, como tratores com subsoladores e grades aradoras (Gonçalves; Ferraz, 2022). Contudo, atividades específicas, como o controle de plantas daninhas e o plantio inicial, frequentemente demandam trabalhadores para ajustes e manuseio (Santana *et al.*, 2014).

Durante o crescimento da floresta, a demanda por mão de obra é menor, sendo necessária principalmente para monitoramento, manutenção de infraestruturas e intervenções específicas, como o controle manual de pragas em situações emergenciais. Nessa fase, predomina o uso de máquinas para aplicação de fertilizantes e defensivos, como pulverizadores autopropelidos, promovendo maior eficiência (Santana *et al.*, 2014). Na colheita, a mecanização apresenta-se intensivamente, com o emprego de Harvester (ou Feller) para corte, Forwarder (ou Skidder) para transporte interno, e carregadores para movimentação da madeira,

minimizando a necessidade de mão de obra direta, mas exigindo operadores para maquinário específico (Machado; Machado, 2014).

Durante a colheita, o sistema de toras curtas (cut-to-length) é amplamente adotado nas indústrias de celulose, conforme relatado por (Holzleitner; Kanzian, 2021). Nesse caso o comprimento das toras é de 6 a 7 metros, caracterizando-se pela realização de atividades como corte, descascamento, traçamento e desgalhamento no local da colheita (Malinovski *et al.*, 2014; Oliveira, 2013).

No transporte da madeira colhida até os destinos, como indústrias ou mercados consumidores, são utilizados caminhões adaptados para cargas florestais. Embora a mecanização seja predominante, a gestão logística e o planejamento operacional dependem de profissionais qualificados para minimizar custos e garantir eficiência no processo (Machado *et al.*, 2014).

Cenários envolvendo variáveis como tempo de rotação e produtividade (Romero; Ros; Dáz Balteiro, 1998); corte raso ou desbaste; espaçamento (Brianezi *et al.*, 2019); serviços socioeconômicos; áreas contínuas (Guo *et al.*, 2021; Gilroy *et al.*, 2014) são simulados para maximizar o sequestro de carbono enquanto promovem o desenvolvimento econômico, sendo essenciais em regiões de urbanização intensa e rápida expansão agrícola. O processo de simulação de cenários de armazenamento de carbono nas florestas, envolvendo a captura e o armazenamento de gases atmosféricos (CO₂) é moldado por múltiplos fatores, incluindo espécies de árvores, idade do povoamento, estrutura da floresta e qualidade da madeira (Blatter *et al.*, 2017), e melhorar este processo pode envolver compensações e sinergias.

A contabilização do estoque de carbono viabiliza projetos de compensação no mercado de créditos de carbono, representando uma fonte adicional de renda. Estes créditos possibilitam investimentos previamente limitados por restrições financeiras. Assim como em todas as áreas econômicas, o avanço e o progresso dependem da existência de recursos financeiros disponíveis. Esses recursos são imprescindíveis para viabilizar atividades como a aquisição de propriedades, a aquisição de maquinário, insumos e mudas, a edificação de infraestruturas, a conservação de recursos hídricos, a revitalização de áreas comprometidas, entre outras (Valverde *et al.*, 2022). Um exemplo é o *Projeto Plantar*. Depois que os incentivos do governo para plantar eucaliptos acabaram, nos anos 90, ficou difícil usar carvão renovável na indústria de metal. Isso mostra que o apoio para florestas é muito importante para fazer plantações de árvores (Ventura, 2008).

Neste terceiro capítulo é feita uma discussão em torno da captura e o armazenamento de gases atmosféricos (CO₂) em florestas eucalipto utilizando a programação por metas como

ferramenta de otimização. A modelagem foi utilizada para obter uma floresta regulada considerando objetivos relacionados a carbono, produção madeireira e variáveis socioambientais e econômicas.

Para a regulação da produção florestal é necessário estabelecer um horizonte de planejamento e definir prescrições alternativas para cada unidade de manejo. Esse horizonte deve ser suficientemente longo para incluir ciclos completos de produção, permitindo que sejam capturadas as dinâmicas ecológicas, econômicas e sociais envolvidas no manejo florestal (Leuschner, 1984). Por outro lado, considerando a necessidade ou objetivo de otimização, ele não deve ser muito longo para evitar incertezas em relação ao valor do capital, juros e inflação.

De acordo com Rodrigues *et al.*, (2006), o horizonte de planejamento influencia diretamente a estrutura de modelos de regulação e a viabilidade das estratégias formuladas, afetando aspectos como a sustentabilidade da produção e a manutenção da estrutura da floresta. Além disso, Carvalho (2012) destaca que a escolha do horizonte de planejamento está relacionada à natureza das decisões de manejo, sendo essencial para garantir a continuidade do fluxo de produtos florestais, a regularidade na receita e a sustentabilidade do empreendimento. Leuschner (1984) sugere que, para espécies de ciclo longo, o horizonte deve incluir pelo menos um ciclo e meio de rotação para as decisões atuais poderem ser fundamentadas em seus impactos de longo prazo. Entretanto, modelos de regulação que incluem variáveis econômicas e sociais, como os descritos por Monte (2012), recomendam ajustar o horizonte de planejamento às necessidades regionais e às estratégias de desenvolvimento sustentável.

Para regular a produção florestal são utilizados modelos matemáticos, na maioria das vezes de programação linear (PL), inteira ou inteira mista. A PL se concentra na otimização de uma única função objetivo sob um conjunto de restrições lineares, cujo objetivo é maximizar ou minimizar uma função que representa uma medida clara que pode ser lucro, desempenho ou custo (Goldbarg *et al.*, 2015). Uma das pressuposições da PL é a *Certeza* sobre os coeficientes técnicos utilizados no modelo, portanto, sempre há um risco de distanciamento do ótimo, principalmente no caso de modelos mais complexos, com muitas variáveis decisórias.

A programação por metas, desenvolvida como uma extensão dos modelos de PL, foi projetada para resolver problemas de decisão com múltiplos objetivos (Jones; Tamiz, 2010). Nesse caso, busca reduzir ao mínimo os desvios entre os valores-alvo estabelecidos e os resultados obtidos por meio das decisões adotadas (Romero, 1991). Há possibilidade de flexibilizar as restrições, recorrendo ao conceito de meta, permitindo, mas também penalizando, a violação das restrições e possibilitando mais de uma solução viável (Tamiz *et al.*, 1998; Diaz-

Balteiro *et al.*, 2013). Ela é especialmente útil em áreas como engenharia, administração de negócios e políticas públicas, onde as decisões precisam equilibrar fatores econômicos, ambientais, técnicos e sociais (Taherdoost; Madanchian, 2023).

O objetivo deste capítulo foi de formular e aplicar um modelo matemático de programação por metas para modelagem e resolução de um problema de regulação da produção que envolve a produção de madeira e estoque de carbono, considerando variáveis socioeconômicas e ambientais de forma integrada e sustentável. Uma floresta-modelo foi definida e utilizada para o estudo de caso que teve como objetivo determinar a idade ótima de corte considerando a produção de madeira, valores líquidos de carbono, quantidade de pessoas empregadas e valor presente líquido por meio da programação por metas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A formulação básica de uma q -ésima meta é $f_q(x) + n_q - p_q = b_q$ (Eq. 1), em que $f_q(x)$ é a meta, n_q e p_q são as variáveis de desvios negativo e positivo da meta e b_q é o valor numérico para a meta. O responsável pela tomada de decisões pode definir níveis satisfatórios do valor de cada objetivo (as metas) e, em seguida, encontre uma solução que otimize os desvios dessas metas (Buongiorno; Gilles, 2003). As três principais variações da programação por metas são a lexicográfica, a ponderada e a de Chebyshev (Jones; Tamiz, 2010). Na lexicográfica as variáveis de maior prioridade apresentam desvios de maior prioridade enquanto na de Chebyshev há a busca por uma solução equilibrada, que evite extremos nos desvios (Jones; Tamiz, 2010). Ao usar a classificação lexicográfica de metas, é preciso ter em mente suas implicações drásticas, de fato dando peso infinito a uma meta em relação à outra. Poucas decisões florestais envolvem uma ênfase tão drástica (Buongiorno; Gilles, 2003).

A programação por metas ponderadas permite que as metas sejam atingidas em simultâneo, com pesos que definem a importância relativa de cada desvio. Esta simultaneidade confere maior flexibilidade, permitindo o equilíbrio das metas conforme a vontade do utilizador. Assumindo linearidade a programação por metas ponderadas pode ser representada pela seguinte formulação:

$$\text{Min } a = \sum_{q=1}^Q \left(\frac{u_q n_q}{k_q} + \frac{v_q p_q}{k_q} \right) \text{ (Eq. 2)}$$

$$\text{Sujeito a: } f_{(q)}(x) + n_q - p_q = b_q$$

$$x \in F$$

$$n_q, p_q \geq 0$$

$$q = 1, \dots, Q$$

Foi considerada uma área total a ser manejada de 515,00 hectares com plantio de eucalipto, sob regime de alto fuste e talhadia, distribuídas em 10 unidades de manejo, com respectivas áreas, idades atuais e distância do plantio até a fábrica, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Distribuição das unidades de manejo de uma floresta-modelo segundo suas idades e áreas

Unidade de Manejo (Talhão)	Idade em anos.	Área (hectares)	Distância até o pátio de madeira (km)	Regime de corte.
1	1	40	91	Alto Fuste.
2	2	50	78	Alto Fuste.
3	3	45	50	Talhadia.
4	4	60	65	Alto Fuste.
5	4	70	96	Talhadia.
6	5	50	92	Alto Fuste.
7	5	35	78	Alto Fuste.
8	5	65	67	Alto Fuste.
9	6	70	66	Alto Fuste
10	6	30	82	Talhadia.
Total	-	515	-	-

Fonte: Dados do autor (2025).

A quantificação do carbono baseou-se na metodologia adotada pelo *Projeto Plantar*, registrada no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que tem como foco o reflorestamento como fonte renovável de madeira para uso industrial no Brasil. Para o cálculo da biomassa, considerou-se a densidade básica da madeira igual a 0,503 t/ m³ de matéria seca, valor utilizado no referido projeto. A expansão da biomassa aérea para biomassa total foi estimada por meio do fator de expansão de biomassa (FEB) de 1,45, conforme proposto por Ladeira (2001).

A fração de carbono contida na biomassa foi assumida como 0,5, valor padrão recomendado pelo IPCC (2006). Para inclusão do sistema radicular na estimativa da biomassa total, foi utilizada uma razão raiz/parte aérea de 0,38, também conforme Ladeira (2001). A

conversão do carbono em dióxido de carbono equivalente (CO₂e) adotou o fator estequiométrico de 44/12, equivalente a 3,67.

Foi estabelecido um problema de planejamento florestal com as seguintes premissas:

1. As atividades nos povoamentos incluem o corte, seguido da regeneração por reforma ou condução da brotação (talhadia). Para talhadia foram consideradas reduções de produção em comparação ao alto fuste, de 95%, 90% e 85% aos 5, 6 e 7 anos, respectivamente.
2. Apenas uma talhadia é permitida no modelo.
3. Os custos de implantação ocorrem a partir do ano 0 do horizonte de planejamento (com exceção das unidades onde o corte aconteceu no ano 0), os custos de brotação ou reforma ocorrem a partir do ano de corte da unidade.
4. Durante o período de planejamento, as idades de colheita devem variar entre 5 e 7 anos.
5. As unidades de manejo apresentam idêntica capacidade produtiva.
6. Somente uma alternativa de manejo é permitida em cada unidade de manejo, sendo proibido o fracionamento da área da qualquer unidade de manejo.
7. A meta de produção estipulada para cada ano do horizonte de planejamento é de 30.000 m³.
8. A meta de dióxido de carbono líquido em cada ano do horizonte de planejamento é de 27.500 tCO₂.
9. A meta financeira estipulada é de R\$ 1.200.000,00 anuais, valor este calculado após a dedução dos custos.
10. A meta anual de contratação é de 90.000 horas-homem.
11. O preço da madeira é de 80,00 reais por m³.
12. Para contabilizar as emissões de CO₂ devido à queima de combustível, deve ser considerada as atividades de corte, extração, carregamento, descarregamento e a distância percorrida do talhão até o destino

A quantidade de empregos gerados no manejo florestal é determinada pelo número de horas-homens por hectare, como mostrado na Tabela 2.

Idade (anos)	Total de horas-homem (horas/hectare)
0	53,36
1	73,28
2	26,12
3	11,08
4	11,08

≥ 5	2,50
Colheita	4,80

Fonte: Rodrigues (2002)

Este estudo de caso utiliza algumas informações hipotéticas, o que não compromete a validade do estudo de caso, pois o propósito principal é propor um modelo alternativo para a resolução de um problema de planejamento florestal com limitações de integridade.

Para a estimar a produção (V em m^3ha^{-1}) no momento do corte (I em meses) foi utilizada a equação empírica $V = \exp(6,6115 - 58,9898/I)$ (Eq. 3), em que $\exp$ = exponencial (Rodrigues, 2002).

Segundo o IPCC (2006), a combustão de 1 litro de diesel emite aproximadamente 0,00264 tCO_2 . Conforme o planejamento logístico considerado por Machado *et al.* (2006), o corte foi realizado por Harvester, o arraste por Forwarder e o transporte de toras de madeira destinadas à empresa de celulose, com dimensões de 4,4 metros, é realizado por meio de veiculares do tipo Rodotrem (9 eixos, específico para transporte de madeira bruta), com carga útil de 45 toneladas por viagem. No presente estudo, para um cenário conservador, foi considerada carga útil 40 toneladas, aproximadamente 80 m^3 .

A quantificação de carbono sequestrado foi determinada assumindo uma densidade da madeira de 0,503 (t/m^3), um fator de expansão de biomassa (FEB) de 1,45, uma fração de carbono na biomassa (FC) de 0,5, uma razão entre biomassa radicular e biomassa aérea (R) de 0,38 e um fator de conversão estequiométrico de carbono para CO_2 igual a 44/12.

Para transporte, o gasto em combustível foi considerado o dobro, considerando a ida e volta do caminhão, portanto, o gasto total de combustível por quilômetro foi de 2,7 litros (Tabela 3).

Tabela 3 - Gastos de combustível por atividade.

L/ m^3				km/L
Corte	Extração	Carregamento	Descarregamento	Transporte
0,6565	0,5128	0,32	0,32	1,35

Em que: L/m^3 = litros por metro cúbico; km/L = quilômetros por litro.

Fonte: Machado (2014).

A captura líquida de carbono foi obtida subtraindo a quantidade de CO₂ sequestrado durante o crescimento das árvores pelo valor de CO₂ emitido pelas atividades associadas à queima de combustível durante os anos do horizonte de planejamento.

Os custos de plantio, reforma, condução da brotação e manutenção utilizados no estudo estão na Tabela 3. O de manutenção foi considerado em todos os anos exceto no de plantio e no de colheita. Também foi considerado o custo de gasto de combustível, multiplicando o valor do combustível gasto por 6,43 reais, valor obtido na data de 26 de março de 2025 (PETROBRAS, 2025). Os valores relacionados à moeda real, foram calculados para o valor presente líquido (VPL) anual a uma taxa de 10% ao ano. Não foi considerado o custo com mão de obra.

Tabela 4: Custo com implantação, reforma e brotação por hectare. k: Ano > 3

Ano	Implantação	Reforma	Brotação
0	10.284,69	10.338,24	4.483,25
1	1.430,69	1.417,16	2.887,75
2	306,25	313,74	379,23
3	322,15	321,56	316,36
K	341,85	325,29	332,65

Fonte: Dados do autor (2025).

Para o problema proposto e considerando as suposições definidas, foram geradas 698 alternativas de manejo. Considerando 15 anos de planejamento, com alternativas de alto fuste intercalado com rebrota, ou somente alto fuste, assim como a quantidade de colheitas. As alternativas de manejo seguem a estrutura codificada XnYm, onde o número precedido pela letra X representa a identificação da unidade de manejo, e o número precedido pela letra Y refere-se à alternativa específica selecionada para aquela unidade.

O valor de venda da tonelada de dióxido de carbono não foi incluído na análise, devido às oscilações de preço determinadas pelas condições do mercado de carbono no qual os créditos seriam comercializados. Além disso, seria necessário considerar os custos associados ao desenvolvimento do projeto de compensação de carbono, abrangendo todas as etapas, desde sua concepção até a obtenção e concessão dos créditos de carbono.

O problema de programação por metas foi formulado incluindo a função objetivo, as restrições e as variáveis de decisão. A formulação e resolução foi feita empregando-se a linguagem de programação Python 3.11.9 (Python Software Foundation, 2024), com auxílio do ambiente de desenvolvimento integrado Spyder, versão 6.0.4 (SPYDER IDE, 2024).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A modelagem de programação por metas aplicada ao planejamento florestal possibilitou a identificação de uma solução ótima para a alocação de unidades de manejo num horizonte de 15 anos, possuindo como objetivo minimizar os desvios relativos a cada meta.

A avaliação de um código-fonte exige tempo e esforço. Para facilitar, o documento inclui pseudocódigos que explicam o funcionamento das rotinas em linguagem natural, usando expressões matemáticas para transmitir a lógica do código (Fudaba *et al.*, 2015; Alhefdhi *et al.*, 2018). O pseudocódigo da otimização consta no anexo A.

Função Objetivo

O peso para cada desvio foi considerado o mesmo ($w = 1$). A função objetivo visa minimizar os desvios ponderados das metas:

$$\begin{aligned} \text{Min}Z = & w_1 \cdot \sum_{j \in \text{anos}} (d_1^-[j] - d_1^+[j]) + w_2 \cdot \sum_{j \in \text{anos}} (d_2^-[j] - d_2^+[j]) + w_3 \\ & \cdot \sum_{j \in \text{anos}} (d_3^-[j] - d_3^+[j]) + w_4 \cdot \sum_{j \in \text{anos}} (d_4^-[j] - d_4^+[j]) \end{aligned}$$

Metas Anuais

Para cada ano J :

1. Lucro Anual:

$$\sum_{i,k} \text{lucro}_{i,k,j} \cdot X_{i,k} + d_1^-[j] - d_1^+[j] = \text{meta}_{\text{lucro}[j]}$$

2. Produção total anual:

$$\sum_{i,k} \text{produção}_{i,k,j} \cdot X_{i,k} + d_2^-[j] - d_2^+[j] = \text{meta}_{\text{produção}[j]}$$

3. Meta de Empregos

$$\sum_{i,k} \text{empregos}_{i,k,j} \cdot X_{i,k} + d_3^-[j] - d_3^+[j] = \text{meta}_{\text{empregos}[j]}$$

4. Meta de dióxido de carbono (tCO₂):

$$\sum_{i,k} \text{tCO}_2_{i,k,j} \cdot X_{i,k} + d_4^-[j] - d_4^+[j] = \text{meta}_{\text{tCO}_2[j]}$$

Restrições Operacionais

1. Restrição de Colheita por Ano.

Para garantir a operação contínua, deve haver ao menos uma colheita por ano.

$$\sum_{i,k} X_{i,j} \geq 1, \text{ para todos } (i, k) \text{ onde } \text{produção}_{i,k,j} > 0$$

2. Restrição de alternativa de Manejo.

Para cada unidade de manejo, somente uma alternativa de manejo pode ser escolhida.

$$\sum_k X_{i,k} = 1$$

em que:

$X_{i,k}$: variável binária igual a 1 se a alternativa k da unidade i for selecionada, 0 caso contrário.

3. Restrição de Período Mínimo entre Colheitas.

Para toda alternativa com múltiplos cortes, se a diferença entre anos de cortes for menor que 5, então:

$$X_{i,k} = 0$$

4. Restrição de Regulação da Volume Colhido anualmente.

A regulação florestal foi definida através da restrição da regulação de volume colhido anualmente dentro intervalo ótimo. Sendo dado por:

$$\sum_{i,k} \text{producao}_{(i,k)} \cdot X_{(i,k)} \geq 25000, \text{ para todos } (i, k) \text{ onde } \text{produção}_{(i,k,j)} > 0$$

$$\sum_{i,k} \text{producao}_{(i,k)} \cdot X_{(i,k)} \leq 36000, \text{ para todos } (i, k) \text{ onde } \text{produção}_{(i,k,j)} > 0$$

Este intervalo foi obtido via modelo de programação linear inteira mista, cuja função objetivo foi minimizar os desvios absolutos da média ao longo do horizonte de planejamento de 15 anos. O modelo pode ser descrito como:

$$\text{Min: } \sum_{j=1}^{15} \text{desvios}_{[j]}$$

4.1 Restrição de desvio absoluto em relação à média:

$$\text{producao}_{[j]} - \text{media}_{var} \leq \text{desvios}_{[j]}$$

$$\text{media}_{var} - \text{producao}_{[j]} \leq \text{desvios}_{[j]}$$

Além da restrição 4.1, abrange também as restrições de colheita anual, manejo e período mínimo entre colheitas.

5. Restrição de Regulação da Idade de Corte da Floresta.

A regulação florestal foi definida através da restrição da área de colheita dentro intervalo ótimo. Sendo dado por:

$$\sum_{i,k} \text{area}_{(i,k)} \cdot X_{(i,k)} \geq 90, \text{ para todos } (i, k) \text{ onde } \text{produção}_{(i,k,j)} > 0$$

$$\sum_{i,k} \text{area}_{(i,k)} \cdot X_{(i,k)} \leq 115, \text{ para todos } (i, k) \text{ onde } \text{produção}_{(i,k,j)} > 0$$

Este intervalo foi obtido por meio de um modelo de programação linear inteira mista, cuja função objetivo foi minimizar os desvios absolutos da média da área colhida ao longo do horizonte de planejamento de 15 anos. O modelo pode ser descrito como:

$$\text{Min: } \sum_{j=1}^{15} \text{desvios}_{[j]}$$

5.1 Restrição de desvio absoluto em relação à média:

$$\text{area}_{[j]} - \text{media}_{var} \leq \text{desvios}_{[j]}$$

$$\text{media}_{var} - \text{area}_{[j]} \leq \text{desvios}_{[j]}$$

A otimização do desvio absoluto mínimo de cada área, além da restrição 4.1, abrange também as restrições de colheita anual, manejo e período mínimo entre colheitas. Essa lógica de otimização visa equilibrar a colheita florestal e a regularidade operacional, minimizando os desvios absolutos da média das áreas colhidas por ano.

Variáveis de Decisão:

1. $X[i, j]$: Variáveis binárias que indicam se a produção da unidade de manejo i ocorre no ano j .
2. $d_1^- [j]; d_1^+ [j]$: desvios negativos e positivos para a meta de lucro no ano j .
3. $d_2^- [j]; d_2^+ [j]$: desvios negativos e positivos para a meta de produção para o ano j .
4. $d_3^- [j]; d_3^+ [j]$: desvios negativos e positivos para a meta de emprego para o ano j .
5. $d_4^- [j]; d_4^+ [j]$: desvios negativos e positivos para a meta de carbono para o ano j .
6. w_1, w_2, w_3, w_4 : pesos atribuídos a cada meta.
7. media_{var} : Representa a média das áreas anuais de corte ao longo de todo o horizonte de planejamento
8. $\text{area}_{[j]}$: Representa a área colhida no ano j .

3.1. Alocação das Unidades de Manejo

A estratégia adotada respeitou rigorosamente as restrições operacionais estabelecidas. Foi selecionada uma alternativa de manejo por unidade de manejo. A distribuição temporal das intervenções revela um padrão estratégico bem definido. As alternativas de manejo selecionadas e os anos correspondentes de intervenção são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Alternativas de manejo selecionadas e os anos correspondentes ao corte

Alternativa de manejo	Area em hectares	Rotações (anos) nos períodos															
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
X1Y22	40					5					5					5	1

X2Y19	50		6	5		5	1
X3Y36	45		6	5		5	2
X4Y73	60		7	5		5	2
X5Y16	70		6	5		5	3
X6Y45	50	5		5		5	5
X7Y84	35		7	5		5	3
X8Y27	65	5		5		5	5
X9Y57	70	7		5		5	4
X10Y2	30	7		5		5	4

VERDE = TALHADIA; VERMELHO = ALTO FUSTE

Fonte: Elaborado pelo autor

A análise da distribuição das unidades de manejo ao longo do período de planejamento revelou um padrão operacional regular e bem estruturado. Observa-se que, a cada ano, duas unidades são administradas simultaneamente, resultando em uma área média anual de colheita equivalente a 103 hectares. Essa consistência na colheita é confirmada pelo baixo coeficiente de variação encontrado (10,38%), indicando uma elevada estabilidade operacional.

O padrão de manejo adotado sugere uma clara preferência por ciclos rotacionais fixos de cinco anos. Essa escolha estratégica está alinhada aos princípios da sustentabilidade técnica, ao garantir intervalos apropriados entre as colheitas, permitindo que a floresta se regenere adequadamente, com recuperação satisfatória da biomassa e consequente incremento na produtividade dos povoamentos florestais.

Além disso, para compreender melhor os resultados operacionais, as unidades de manejo foram agrupadas com base na idade definida para o primeiro corte. Tal classificação resultou em três estratégias distintas de manejo, conforme apresentado na figura 1, apresentando a relação entre produtividade e eficiência produtiva expressa em metros cúbicos por mil reais (m³/kR\$):

A eficiência produtiva de cada alternativa de manejo foi calculada pela seguinte equação:

$$\text{Eficiência Produtiva} = \frac{\text{Produtiva por hectare}}{\text{Custo total por hectare em VPL}} * 1000 \text{ (Eq. 4)}$$

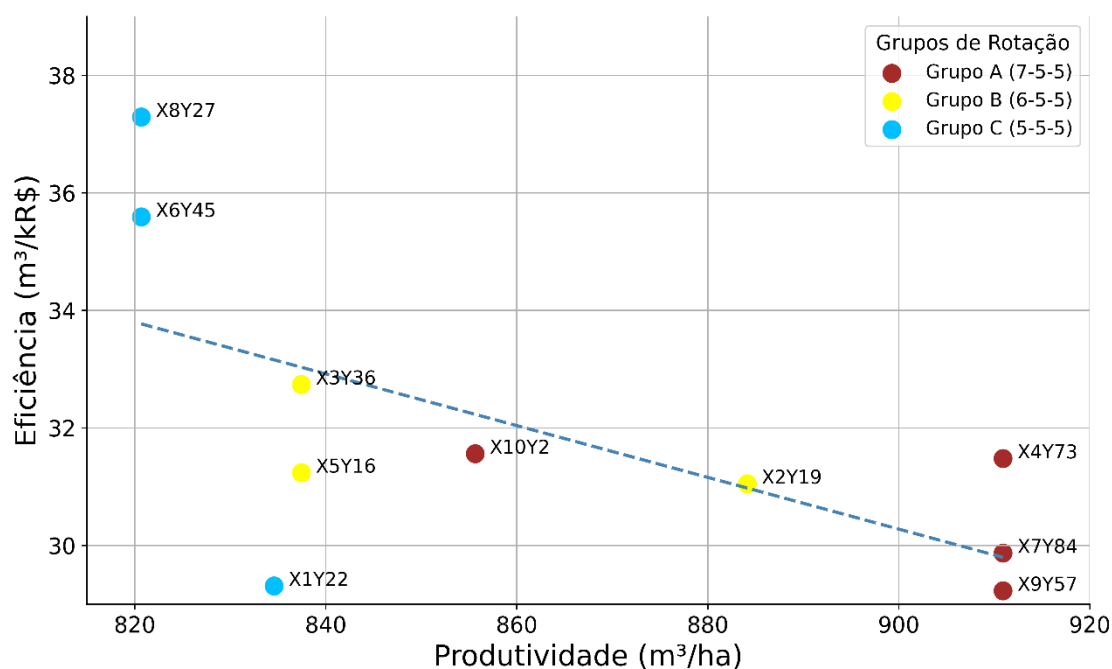


Figura 1 - Produtividade vs. Eficiência Produtiva por Grupos de Rotação

Fonte: Elaborado pelo autor.

A margem percentual de cada unidade foi calculada usando a fórmula abaixo:

$$\text{Margem Percentual} = \frac{\text{Preço de Venda por m}^3 - \text{Custo Total VPL por m}^3}{\text{Preço de Venda por m}^3} \times 100 \quad (\text{Eq. 5}).$$

Para o Grupo A, composto pelas unidades X4Y73, X7Y84, X9Y57 e X10Y2, a idade de corte foi de 7 anos. Ela prioriza a maximização do crescimento biológico antes da colheita inicial, resultando na maior produção observada, de 897,10 m³/ha. Embora alcance o maior volume de madeira disponível, essa estratégia exige um período mais prolongado para o retorno financeiro e apresentou uma margem percentual média de 59,02%.

O Grupo B (unidades X2Y19, X3Y36 e X5Y16) representa o regime de corte intermediário, realizado aos 6 anos. A produção registrada foi de 853,00 m³/ha, com uma margem percentual média ligeiramente superior, de 60,52%. Por fim, o Grupo C, incluindo as unidades X1Y22, X6Y45 e X8Y27, segue a estratégia de corte precoce, aos 5 anos. Embora a produtividade média absoluta seja a mais baixa entre os grupos, com 825,32 m³/ha, esta estratégia demonstrou a maior eficiência econômica, alcançando a margem percentual média mais elevada, de 62,91%.

O coeficiente de variação das produções por alternativa de manejo foi de somente 4,52%, representando um indicador de eficiência operacional, planejamento adequado e consistência no manejo. Kašpar *et al.* (2017), ao avaliar as decisões a longo prazo no planejamento espacial

da colheita florestal em uma unidade de manejo florestal localizada na República Tcheca, composta predominantemente por Espruce-da-noruega (*Picea abies* (L.) H.), concluíram que a estabilidade na colheita pode beneficiar não somente as cadeias de suprimentos florestais e madeireiras, mas também os ecossistemas florestais. Na Figura 2 é possível observar a produção por alternativa de manejo. Barras com a mesma coloração representam alternativas de manejo colhidas no mesmo ano.

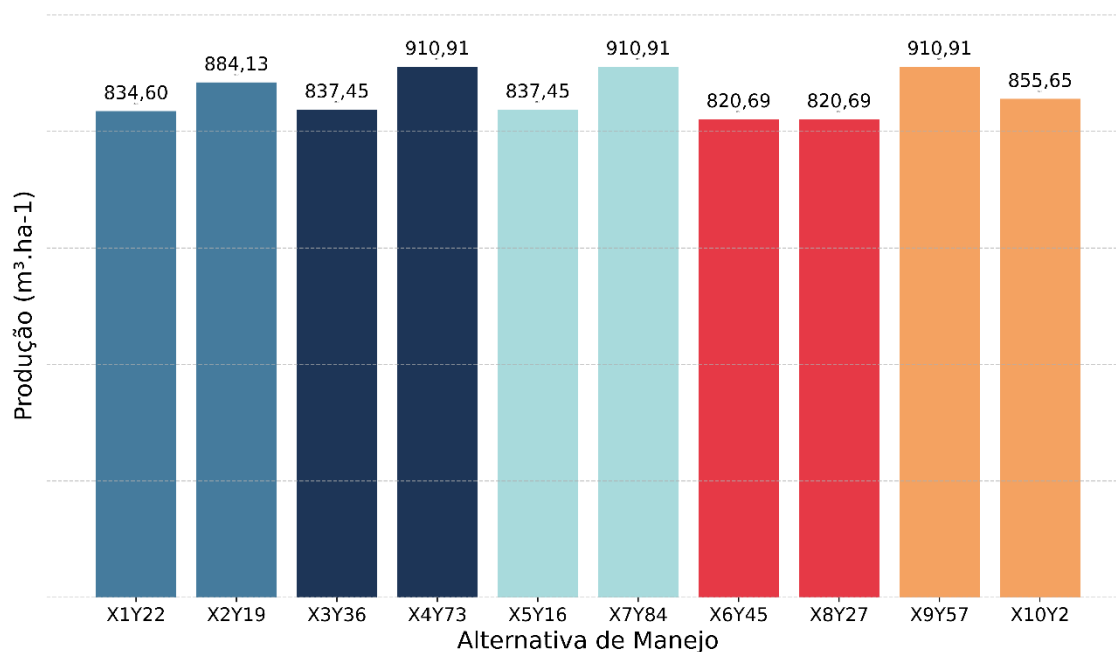


Figura 2 - Produção por Alternativa de Manejo

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2. Avaliação das Metas

A avaliação das metas estabelecidas no projeto de otimização do manejo florestal revela desempenho heterogêneo entre as quatro metas principais, com implicações para a gestão estratégica do empreendimento. A análise temporal demonstra que o sistema de metas enfrentou desafios estruturais que refletem as complexidades inerentes ao manejo florestal sustentável.

3.2.1. Meta de Emprego

A meta de emprego apresentou desempenho parcial, atingindo em média 79,2% da meta ao longo dos 15 anos do horizonte de planejamento. Com uma meta de 90.000 horas-homem anuais nos 515 hectares. O modelo conseguiu gerar uma média de 72.891,20 horas-homem por ano, variando entre 78,7% e 83,3% da meta, conforme apresentado na tabela 6.

Tabela 6 – Resultado da otimização por metas em cada ano para horas-homem

Ano	Horas-homem por ano	Desvio (m³)	Excedente/Déficit
0	70.808	19.192	Déficit
1	73.322	16.678	Déficit
2	72.484	17.516	Déficit
3	72.484	17.516	Déficit
4	74.998	15.002	Déficit
5	70.808	19.192	Déficit
6	73.322	16.678	Déficit
7	72.484	17.516	Déficit
8	72.484	17.516	Déficit
9	74.998	15.002	Déficit
10	70.808	19.192	Déficit
11	73.322	16.678	Déficit
12	72.484	17.516	Déficit
13	72.484	17.516	Déficit
14	74.998	15.002	Déficit

Fonte: Dados do autor (2025).

O resultado de 141,39 horas-homem por hectare obtido neste estudo é próximo ao encontrado por Rodrigues (2002), que registrou aproximadamente 158,53 horas-homem por hectare. A abordagem de meta-programação demonstrou que a meta de emprego compete diretamente com outras metas (lucro, produção, carbono), resultando em soluções de compromisso. Esta dinâmica alinha-se com a realidade do setor florestal, onde decisões operacionais devem equilibrar sustentabilidade econômica, ambiental e social.

A meta atual de 90.000 horas-homem anuais representa um objetivo viável mas desafiador que requer ajustes nos pesos das metas ou nas práticas de manejo para ser completamente atingida.

3.2.2. Meta de Produção:

A relação entre os valores de produção e os regimes de corte adotados em cada ano é central para a compreensão da dinâmica econômica e operacional do manejo florestal, conforme detalhado nas fontes. O plano de manejo, com um horizonte de 15 anos e envolvendo 10 unidades de manejo, adota uma distribuição escalonada de cortes, com exatamente duas

unidades manejadas anualmente. Essa estratégia visa garantir uma alta estabilidade operacional, com uma área média colhida de 103,0 hectares por ano e um baixo coeficiente de variação (8,5%).

A produção de madeira apresenta uma volatilidade moderada, com um coeficiente de variação de 13,7%. A meta de produção anual é de 30.000 m³, atingida ou superada em 53,3% dos anos (8 de 15). A produção total de madeira para todo o projeto de 15 anos foi de 29.610,26 m³/ano.

A produção anual é uma função direta das unidades específicas que estão sendo colhidas e do regime silvicultural em que se encontram. Os maiores volumes ocorreram nos Anos 1, 2 e 3, principalmente devido ao corte inicial tardio (6 ou 7 anos) nas unidades mais produtivas, resultando em maior volume por hectare. É imperativo destacar, que o corte tardio nesses anos, é uma forma do modelo de otimização, teve em amortecer o grande prejuízo no ano inicial.

A escolha por alternativas de talhadia pode ser explicada pelo fato de que, para as premissas do estudo, este regime de corte, apresenta menor valor financeiro para condução, mas acarreta um menor valor de produção madeireira. Fato presente na literatura, sobre manejo de talhadia em eucalipto demonstra que este sistema apresenta apesar de apresentar redução média de custos de 48% em comparação com sistemas de alto fuste, traz consigo perda média de produtividade de 11% (Santos *et al.*, 2023). A análise dos custos mostra: Implantação e Reforma requerem R\$ 10.284,69/ha e R\$ 10.338,24/ha, respectivamente (cada uma representa 41% do total), enquanto Brotação custa R\$ 4.483,25/ha (18%). A brotação economiza R\$ 5.854,99/ha em relação à reforma, reduzindo os custos em 56,6%.

Cortes iniciais mais longos proporcionam picos de produção nos primeiros ciclos, enquanto a talhadia reduz custos, mas diminui volumes futuros. A rotação uniforme de 5 anos otimiza a produtividade florestal. O algoritmo equilibra essas dinâmicas para atender às metas multiobjetivo, mas com compromissos visíveis na produção anual. É possível observar os resultados da otimização para a meta de produção de madeira na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultado da otimização por metas em cada ano para produção de madeira em m³

Ano	Produção Real (m ³)	Desvio (m ³)	Excedente/Déficit
0	31.992,88	1.992,88	Excedente
1	35.184,71	5.184,71	Excedente
2	33.542,06	3.542,06	Excedente
3	35.378,73	5.378,73	Excedente
4	27.514,58	2.485,42	Déficit

5	31.088,74	1.088,74	Excedente
6	27.819,90	2.180,10	Déficit
7	29.210,89	789,11	Déficit
8	29.210,89	789,11	Déficit
9	25.037,91	4.962,09	Déficit
10	31.297,38	1.297,38	Excedente
11	26.428,90	3.571,10	Déficit
12	27.750,35	2.249,65	Déficit
13	27.750,35	2.249,65	Déficit
14	25.037,91	4.962,09	Déficit

Fonte: Dados do autor (2025).

3.2.3. Meta de Carbono:

Em todos os anos, as unidades de manejo apresentam excedente significativo de carbono real em relação à meta de sequestro de 27.500 tCO₂. Os maiores excedentes ocorrem nos anos de pico de colheita (anos 1 e 3), devido à biomassa removida está em idade de corte maior. Segundo Hirigoyen *et al.* (2021) ao avaliar o fluxo anual de madeira colhida em plantações de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus dunnii* no Uruguai quando o fluxo de colheita é ajustado para ciclos mais longos (idade de corte maior), há maior acúmulo de biomassa e, portanto, mais carbono sequestrado.

Também é possível observar que à medida que a floresta se regula em ciclos de corte de 5 anos, ocorre uma tendência a diminuição do valor carbono acumulado. Ledermann *et al.* (2022), ao avaliar três cenários diferentes, tendo como objeto de estudo o inventário florestal nacional da Áustria, concluíram que rotações mais curtas aumentam a colheita e reduzem perdas por eventos extremos, contudo comprometem o estoque de carbono. É possível observar os resultados da otimização para a meta de acúmulo de CO₂ na tabela 8.

Tabela 8 – Resultado da otimização por metas em cada ano para acúmulo de dióxido de carbono em toneladas

Ano	Carbono Real (tCO ₂)	Desvio (tCO ₂)	Excedente/Déficit
0	58.760,43	+31.260,43	Excedente
1	64.635,84	+37.135,84	Excedente
2	61.587,38	+34.087,38	Excedente
3	65.011,12	+37.511,12	Excedente

4	50.528,01	+23.028,01	Excedente
5	57.099,34	+29.599,34	Excedente
6	51.105,65	+23.605,65	Excedente
7	53.633,50	+26.133,50	Excedente
8	53.678,38	+26.178,38	Excedente
9	45.979,20	+18.479,20	Excedente
10	57.483,50	+29.983,50	Excedente
11	48.550,35	+21.050,35	Excedente
12	50.951,83	+23.451,83	Excedente
13	50.994,47	+23.494,47	Excedente
14	45.979,20	+18.479,20	Excedente

Fonte: Dados do autor (2025).

Apesar do excedente, valor do médio do desvio ao longo do horizonte de planejamento ser de 27.098,55 tCO₂, o quadro anual de carbono real apresenta um coeficiente de variação de 21,32%, apresentando necessidade de estratégias adicionais de sequestro (e. g. plantios compensatórios ou sistemas agroflorestais) para equilibrar o balanço de carbono do empreendimento, possibilitando utilizar todo o excedente como crédito de carbono.

3.2.4. Meta de Lucro:

A análise detalhada dos custos por ano revela que o projeto florestal apresenta alta sustentabilidade econômica, com uma receita em VPL total de R\$ 21.414.375,58 e lucro em todos os anos do horizonte de planejamento, com exceção do ano 0. Os custos são caracterizados por um investimento inicial significativo, seguido por estabilização operacional que garante viabilidade econômica a longo prazo.

O coeficiente de variação de, aproximadamente, 457% é um valor bastante alto. Isso indica que a variabilidade dos lucros anuais é muito significativa em relação à média de lucro. Uma das principais razões para essa alta volatilidade é o grande prejuízo registrado no Ano 0 (R\$ -3.412.187,89), que representa o investimento inicial substancial em atividades como implantação e preparação do solo. Estratégias de suavização, como escalonamento de ciclos ou diversificação de sistemas, podem mitigar essa volatilidade (Daigneault *et al.*, 2022).

Apesar da alta variação anual do lucro, o relatório indica que a viabilidade financeira geral é moderada e confirmada. Isso se deve ao Valor Presente Líquido (VPL) total positivo de R\$ 1.225.092,98 e a uma Taxa Interna de Retorno (TIR) aproximada de

16,98% ao ano, ligeiramente acima do custo de capital de 10% ao ano. O payback simples é de 4,53 anos e, considerando a taxa, passa para 7,82 anos.

A literatura corrobora que projetos florestais com TIR ligeiramente acima do custo de capital são considerados aceitáveis, desde que o perfil de risco seja adequado (Daigneault *et al.*, 2022). No entanto, o payback descontado de aproximadamente 8 anos reflete o caráter de longo prazo desse tipo de investimento, compatível com ciclos de colheita em manejo rotativo (Keith *et al.*, 2014).

O déficit no ano 0 (R\$ -3.412.187,89) ilustra o impacto dos investimentos iniciais de implantação, enquanto o pico excepcional no ano 3 demonstra o potencial de rentabilidade quando as condições de mercado e produtividade se alinham. Esta amplitude de variação sugere que o modelo buscou estabilidade operacional, devido à restrição de regime regulatório de corte. Na Tabela 9, é possível observar a evolução da margem de lucro ao longo do horizonte de planejamento, assim como os resultados da otimização para a meta de lucro.

Tabela 9 – Resultado da otimização por metas em cada ano para meta de lucro

Ano	Receita	Lucro Real (R\$)	Desvio (R\$)	Excedente/Déficit	Lucro Percentual
0	2.559.430,40	- 3.412.187,89	4.612.187,89	Déficit	- 133,32
1	2.814.776,80	660.678,68	539.321,32	Déficit	23,47
2	2.683.364,80	980.059,98	219.940,02	Déficit	36,56
3	2.830.298,40	995.496,48	204.503,52	Déficit	35,17
4	2.201.166,40	355.937,11	844.062,89	Déficit	16,17
5	2.487.099,20	798.079,42	401.920,58	Déficit	32,09
6	2.225.592,00	278.583,97	921.416,03	Déficit	12,52
7	2.336.871,20	352.998,90	847.001,10	Déficit	15,11
8	2.336.871,20	461.702,36	738.297,64	Déficit	19,76
9	2.003.032,80	279.745,74	920.254,26	Déficit	13,97
10	2.503.790,40	727.728,03	472.271,97	Déficit	29,07
11	2.114.312,00	803.052,28	396.947,72	Déficit	37,98
12	2.220.028,00	737.828,07	462.171,93	Déficit	33,24
13	2.220.028,00	825.772,18	374.227,82	Déficit	37,20
14	2.003.032,80	119.087,74	1.080.912,26	Déficit	5,95

Fonte: Dados do autor (2025).

Embora o projeto tenha apresentado uma viabilidade econômica positiva, com um VPL do lucro real de R\$ 1.225.092,98, e uma TIR ligeiramente acima do custo de capital, o longo período de payback sugere que o capital investido leva um tempo considerável para ser recuperado.

O projeto florestal de 515 hectares distribuídos em 10 unidades de manejo apresenta custos operacionais totais de R\$ 30.574.131,39 ao longo de 15 anos, com custo médio de R\$ 68,82 por metro cúbico produzido. A estrutura de custos é dominada pelas atividades operacionais (60,3%) seguidas pelos custos de combustível para colheita e transporte (39,7%). Os custos operacionais do projeto se dividem em dois grupos principais: custos de atividades como combate manual a formigas, controle de mato, fertilização, entre outros, e atividades relacionadas ao gasto de combustível (Colheita e Transporte). Tais custos, representam a soma dos gastos nominais para essas atividades em todos os anos de operação e manejo, ao longo do horizonte de 15 anos. Os valores são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Custos do projeto

Categoria		Valor (R\$)	Participação (%)	Custo por m ³ (R\$)
Custos de Atividades		21.394.078,55	69,97	48,16
Custos de combustível	Colheita	5.104.884,01	16,70	11,49
	Transporte	4.075.168,83	13,33	9,17
Total		30.574.131,39	100,0%	68,82

Fonte: Dados do autor (2025).

Um problema é que a margem líquida é de somente 11,18 reais por metro cúbico, somente 13,97% do lucro total sobre a receita total. Considerando que o valor de venda da madeira foi de 80 reais por metro cúbico, para se obter 50%, 75% e 100% de margem líquida, o valor de venda teria que ser de 137,68, 275,36 e 688,39 reais por metro cúbico, respectivamente.

Dentre os custos com atividades destacam-se dois blocos: (I) implantação (preparo de solo + plantio), equivalente a 28,47% dos gastos, concentrados no ano 0; e (II) manutenção silvicultural periódica (fertilizações e controle de mato competição), que

somam 49,3%. A Tabela 11 apresenta a distribuição percentual dos custos operacionais por tipo de atividade.

Tabela 11 - Distribuição percentual dos custos operacionais por tipo de atividade no projeto florestal

Atividade	% do Custo total
Controle de Mato competição	23,19
Fertilização	26,11
Preparo de Solo	15,75
Plantio	12,71
Irrigação de Plantio	5,25
Outros	16,97

Fonte: Dados do autor (2025).

O item “outros” inclui atividades de Controle de Pragas; Condução de Brotação (desbrota); Combate manual a formigas; Limpeza de Área; Infraestrutura (conservação mecânica e química de estradas e aceiros); Prevenção e Combate a Incêndios; Prevenção de Incêndios Florestais; Infraestrutura (construção de estradas) Irrigação de Replantio e Replantio.

A análise demonstra que os custos de combustível para as operações de Colheita (55,61%) são ligeiramente maiores que os de Transporte (44,39%), revelando uma distribuição significativa entre as duas atividades. Embora não seja uma divisão perfeitamente equilibrada (50/50), a proximidade dos percentuais indica que ambas as etapas consomem uma parcela substancial e comparável do orçamento de combustível. O monitoramento e a otimização desses gastos são cruciais, uma vez que o combustível representa cerca de 30% do custo total do projeto.

Essa proporção elevada ressalta a importância de monitorar e otimizar esses gastos para melhorar o retorno econômico do empreendimento. Santos *et al.* (2018) mostram que operar máquinas florestais, como o Harvester, em rotações mais baixas do motor pode reduzir o consumo de combustível e as emissões de gases poluentes (CO₂, CH₄, N₂O), sem impactar negativamente a produtividade ou o tempo do ciclo operacional.

O custo total de combustível (colheita + transporte) das unidades listadas é de R\$ 9.180.052,84. A Eficiência Técnica (m³/R\$ 1000) quantifica o volume de madeira produzido por cada R\$ 1000 gastos em combustível. As categorias foram classificadas a partir dos tercís

da distribuição de eficiências em VPL: Baixa ($< 79,94 \text{ m}^3/\text{R\$ } 1000$), Média ($\geq 79,94$ e $\leq 97,42 \text{ m}^3/\text{R\$ } 1000$) e Alta ($> 97,42 \text{ m}^3/\text{R\$ } 1000$). A Tabela 12 apresenta a Eficiência Operacional por Unidade de Manejo, com base nos custos de combustível em VPL e classificação conforme esses limites.

Tabela 12 - Eficiência operacional por alternativa de manejo considerando os custos com combustível

Alternativa de Manejo	Custo Combustível		Distância Média (km)	Eficiência	
	Colheita (R\$)	Transporte (VPL) (R\$)		Técnica ($\text{m}^3/\text{R\$ } 1000$)	Classificação
X10Y2	186 499,38	156 526,15	82	74,83	Baixa
X8Y27	415 575,11	284 983,69	67	76,15	Baixa
X5Y16	383 353,47	376 674,55	96	76,80	Baixa
X9Y57	476 078,93	321 601,87	66	79,94	Baixa
X6Y45	321 577,71	302 809,46	92	80,49	Média
X7Y84	216 399,51	172 761,32	78	81,99	Média
X1Y22	177 418,08	165 247,51	91	97,42	Média
X2Y19	241 452,32	192 762,10	78	101,81	Alta
X4Y73	337 245,94	224 365,33	65	102,04	Alta
X3Y36	224 037,72	114 653,36	50	111,27	Alta

Fonte: Dados do autor (2025).

Dados de consumo por unidade confirmam correlação direta entre volume produzido, distância de transporte e custos de combustível. A otimização logística e adoção de maquinário mais eficiente são estratégias recomendadas para reduzir esse componente significativo de custo (Lundmark *et al.*, 2016).

4. CONCLUSÕES

A modelagem utilizada permite identificar alternativas viáveis para a cadeia de suprimentos florestais, cumprindo restrições operacionais como regulação florestal, ciclos rotacionais e regularidade de colheitas.

Para o estudo de caso a produção média anual de madeira na solução ótima é de 29.610,26 m^3/ano , com a meta de produção anual de 30.000 m^3 sendo atingida ou superada em 53,3% dos anos do horizonte de planejamento. Considerando os valores em forma de

incremento médio anual, ficaria 57,49m³/ha/ano para 5 anos, a idade cuja floresta foi regulada. A escolha por alternativas de talhadia reduz os custos, mas pode diminuir os volumes futuros de produção.

Para o estudo de caso e suas premissas, em todos os anos, as unidades de manejo apresentam um excedente significativo de carbono real em relação à meta de sequestro de 27.500 tCO₂. Os maiores excedentes ocorrem nos anos de pico de colheita, devido à biomassa removida estar em idade de corte maior.

A meta de emprego não foi completamente atingida ao longo dos 15 anos do horizonte de planejamento, alcançando uma média de 72.891,20 horas-homem anuais. A variação de horas-homem anuais demonstra que o algoritmo de otimização balanceou múltiplos objetivos simultâneos (lucro, produção, emprego e carbono), não priorizando o emprego como restrição inflexível, mas sim como uma meta a ser equilibrada com outros critérios econômicos e ambientais.

Para as premissas do estudo, o projeto apresentou uma receita em VPL total de R\$ 21.414.375,58 e lucro em todos os anos do horizonte de planejamento, com exceção do ano 0. TIR foi de aproximadamente 16,98% ao ano, ligeiramente acima do custo de capital de 10% ao ano. A formulação utilizada permite o atendimento simultâneo de objetivos econômicos, sociais e ambientais.

A programação por metas demonstra desempenho superior quando aplicada com alternativas de manejo em forma linear, alcançando todas as metas estabelecidas. Em contrapartida, quando as alternativas são restritas à forma inteira, a capacidade de atingimento das metas fica comprometida. Isso evidencia que a natureza das variáveis de decisão (contínuas vs. inteiras) é determinante para a eficácia do modelo de otimização multiobjetivo, sendo a formulação linear mais flexível e eficiente para satisfazer simultaneamente múltiplos objetivos no planejamento do manejo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADGER, W. Neil. The Economics of Forestry Options to Offset the Greenhouse Effect. *In*: BERAN, Max A. (ed.). **Carbon Sequestration in the Biosphere**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1995. p. 241-251. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-79943-3_16. Acesso em: 25 out. 2024.
- ALHEFDHI, Abdulaziz *et al.* Generating pseudo-code from source code using deep learning. *In*: **2018 25th Australasian Software Engineering Conference (ASWEC)**, Adelaide, 2018. Proceedings [...]. IEEE, 2018. p. 21-25. DOI: 10.1109/ASWEC.2018.00011. Acesso em: 21 abr. 2025.
- BLATTERT, Clemens *et al.* Management of ecosystem services in mountain forests: review of indicators and value functions for model based multi-criteria decision analysis. **Ecological Indicators**, v. 79, p. 391-409, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.04.025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17302017>. Acesso em: 29 out. 2024.
- BRIANEZI, Daniel *et al.* Balanço de carbono em monocultivo de eucalipto com diferentes arranjos espaciais. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 9, n. 1, p. 27–33, mar. 2019. Disponível em: <https://revista.rbas.org.br/rbas/article/view/511>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- BUONGIORNO, Joseph; GILLESS, J. Keith. **Decision Methods for Forest Resource Management**. Amsterdam; Boston: Academic Press, 2003. v. 1, 439 p. ISBN 0-12-141360-8.
- CAMPOS, João Carlos Chagas; LEITE, Helio Garcia. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 5. ed. Viçosa: Editora UFV, 2017. 636 p.
- CARVALHO, Kaio Henrique Adame de. **Influence of economic variables in models of forest regulation**. 2012. 115 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal; Meio Ambiente e Conservação da Natureza; Silvicultura; Tecnologia e Utilização de) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012. Disponível em: <http://locus.ufv.br/handle/123456789/3093>. Acesso em: 29 out. 2024.
- DAIGNEAULT, Adam *et al.* How the future of the global forest sink depends on timber demand, forest management, and carbon policies. **Global Environmental Change**, v. 76, p. 102582, 2022. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2022.102582. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102582>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- DIAZ-BALTEIRO, Luis *et al.* Goal programming in forest management: customising models for the decision-maker's preferences. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 28, n. 2,

p. 166–173, mar. 2013. DOI: 10.1080/02827581.2012.712154. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02827581.2012.712154>. Acesso em: 18 jul. 2025.

FIGUEIREDO, Livia Thais Moreira de *et al.* Dinâmica do estoque de carbono em fuste de árvores de uma floresta estacional semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 161–167, jan./mar. 2015. DOI: 10.1590/01047760201521011529. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01047760201521011529>. Acesso em: 25 out. 2024.

FUDABA, Hiroyuki *et al.* Pseudogen: a tool to automatically generate pseudo-code from source code. In: **30th IEEE/ACM International Conference on Automated Software Engineering (ASE)**, Lincoln, NE, USA, 2015. Proceedings. IEEE, 2015. p. 824–829. DOI: 10.1109/ASE.2015.107. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/7372074>. Acesso em: 21 abr. 2025.

GILROY, James J. *et al.* Optimizing carbon storage and biodiversity protection in tropical agricultural landscapes. **Global Change Biology**, v. 20, n. 7, p. 2150–2160, jul. 2014. DOI: 10.1111/gcb.12482. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.12482>. Acesso em: 18 jul. 2025.

GOLDBARG, Elizabeth Ferreira Gouvêa; GOLDBARG, Marco Cesar; LUNA, Henrique Pacca Loureiro. **Otimização Combinatória e Meta-heurísticas - Algoritmos e Aplicações**. Edição em Português. Rio de Janeiro: GEN LTC, 2015. 416 p. ISBN 978-8535278125.

GONÇALVES, M. J. L.; FERRAZ, A. V. Cultura e aspectos socioeconômicos do eucalipto. In: REZENDE, T. R.; BORÉM, A.; LEITE, H. G. (Org.). **Eucalipto: do plantio à colheita**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2022. p. 130-156.

GUO, Hongqiong *et al.* Optimization of landscape spatial structure aiming at achieving carbon neutrality in desert and mining areas. **Journal of Cleaner Production**, v. 322, art. 129156, 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.129156. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129156>. Acesso em: 18 jul. 2025.

HIRIGOYEN, Andrés *et al.* Use of optimization modeling to assess the effect of timber and carbon pricing on harvest scheduling, carbon sequestration, and net present value of Eucalyptus plantations. **Forests**, v. 12, n. 6, p. 651, 21 mai. 2021. DOI: 10.3390/f12060651. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f12060651>. Acesso em: 15 jul. 2025.

HOLZLEITNER, Franz; KANZIAN, Christian. Integrated in-stand debarking with a harvester in cut-to-length operations – processing and extraction performance assessment. **International Journal of Forest Engineering**, v. 33, n. 1, p. 66–79, 2021. DOI:

- 10.1080/14942119.2021.2013049. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/14942119.2021.2013049>. Acesso em: 21 nov. 2024.
- JACOVINE, Laércio Antônio Gonçalves *et al.* Sequestro de carbono em povoamentos florestais de eucalipto e a geração de créditos de carbono. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 29, n. 242, p. 90–104, jan./fev. 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/265165873_Sequestro_de_carbono_em_povoamentos_florestais_de_eucalipto_e_a_geracao_de_creditos_de_carbono. Acesso em: 25 out. 2024.
- JONES, Dylan; TAMIZ, Mehrdad. **Practical Goal Programming**. International Series in Operations Research & Management Science, v. 141. New York, NY: Springer, 2010. 170 p. DOI: 10.1007/978-1-4419-5771-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-5771-9>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- KAŠPAR, Jan *et al.* The impact of assumed uncertainty on long-term decisions in forest spatial harvest scheduling as a part of sustainable development. **Forests**, v. 8, n. 9, art. 335, set. 2017. DOI: 10.3390/f8090335. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f8090335>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- KEITH, Heather *et al.* Managing temperate forests for carbon storage: impacts of logging versus forest protection on carbon stocks. **Ecosphere**, v. 5, n. 6, art. 75, jun. 2014. DOI: 10.1890/ES14-00051.1. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/ES14-00051.1>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- LADEIRA, Bruno César *et al.* Produção de biomassa de eucalipto sob três espaçamentos em uma sequência de idade. **Revista Árvore**, v. 25, n. 1, p. 69-78, 2001.
- LEDERMANN, Thomas *et al.* Effects of silvicultural adaptation measures on carbon stock of Austrian forests. **Forests**, v. 13, n. 4, art. 565, abr. 2022. DOI: 10.3390/f13040565. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f13040565>. Acesso em: 15 jul. 2025.
- LEUSCHNER, William A. **Introduction to Forest Resource Management**. New York; Chichester: John Wiley & Sons, 1984. vi + 298 p. ISBN 978-0471086680.
- LEWIS, David K.; TURNER, David P.; WINJUM, Jack K. An inventory-based procedure to estimate economic costs of forest management on a regional scale to conserve and sequester atmospheric carbon. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 35-49, 1996. DOI: 10.1016/0921-8009(95)00077-1. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0921800995000771>. Acesso em: 9 ago. 2025.
- LUNDMARK, Tomas *et al.* Comparison of carbon balances between continuous-cover and clear-cut forestry in Sweden. **Ambio**, v. 45, supl. 2, p. S203–S213, 2016. DOI: 10.1007/s13280-

015-0756-3. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0756-3>. Acesso em: 18 jul. 2025.

MACHADO, Carlos Cardoso; MACHADO, Raiane Ribeiro. Colheita florestal. In: VALE, Antonio Bartolomeu do *et al.* (Org.). **Eucaliptocultura no Brasil: silvicultura, manejo e ambiência**. Viçosa, MG: SIF, 2014. p. 347-360.

MACHADO, Carlos Cardoso; MACHADO, Raiane Ribeiro; PORTUGAL, Carla Ribeiro Machado. Transporte rodoviário florestal. In: VALE, Antonio Bartolomeu do *et al.* (Org.). **Eucaliptocultura no Brasil: silvicultura, manejo e ambiência**. Viçosa, MG: SIF, 2014. p. 363-383.

MACHADO, Raiane Ribeiro *et al.* Avaliação do desempenho logístico do transporte rodoviário de madeira utilizando rede de Petri em uma empresa florestal de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 30, n. 6, p. 999–1008, dez. 2006. DOI: 10.1590/S0100-67622006000600015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000600015>. Acesso em: 21 abr. 2025.

MACHADO, Raiane Ribeiro. **Uso de dinâmica de sistemas para simulação de remoções de gases do efeito estufa em floresta de eucalipto**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUBD-A3QPYA>. Acesso em: 16 dez. 2024.

MALINOVSKI, Roberto Jorge *et al.* Sistemas. In: **Colheita florestal**. 3. ed. Atualizada, revisada e ampliada. Viçosa, MG: Editora Viçosa, 2014. p. 178-202.

MONTE, Marco Antonio. **Inclusion of social criteria in mathematical modeling of forest planning**. 2012. 86 f. Tese (Doutorado em Manejo Florestal; Meio Ambiente e Conservação da Natureza; Silvicultura; Tecnologia e Utilização de) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012. Disponível em: <http://locus.ufv.br/handle/123456789/577>. Acesso em: 29 out. 2024.

OLIVEIRA, Felipe Martins de. Revisão sobre a colheita de eucalipto em sistema de toras curtas (cut-to-length) no Brasil. **Revista da União Latino-americana de Tecnologia**, Jaguariaíva, n. 1, p. 42-54, 2013. Disponível em: http://ult.edu.br/revista/wp-content/uploads/2016/05/REVIS_O-SOBRE-A-COLHEITA-DE-EUCALIPTO-....pdf. Acesso em: 21 nov. 2024.

PAIVA, Danielle Soares *et al.* Mercado voluntário de carbono: análises de cobenefícios de projetos brasileiros. **Revista de Administração Contemporânea**, v. 19, n. 1, p. 45–64, jan. 2015. DOI: 10.1590/1982-7849rac20151240. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-7849rac20151240>. Acesso em: 18 jul. 2025.

PETROBRAS. **Diesel – Como são formados os preços.** Disponível em: <https://precos.petrobras.com.br/sele%C3%A7%C3%A3o-de-estados-diesel>. Acesso em: 26 mar. 2025.

PYTHON SOFTWARE FOUNDATION. *Python Language Reference, version 3.11.9.* Disponível em: <https://www.python.org/>. Acesso em: 9 dez. 2024.

RAVINDRANATH, N. H.; SOMASHEKHAR, B. S. Potential and economics of forestry options for carbon sequestration in India. **Biomass and Bioenergy**, [s. l.], v. 8, n. 5, p. 323-336, 1995. DOI: 10.1016/0961-9534(95)00025-9. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0961953495000259>. Acesso em: 9 ago. 2025.

RODRIGUES, Fabiano Antonio. **Inclusão das dimensões social e ecológica em planos de manejo para florestas de rápido crescimento.** 2002. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.11.2019.tde-20191218-135800>. Acesso em: 21 abr. 2025.

RODRIGUES, Flávio Lopes *et al.* Um modelo de regulação florestal e suas implicações na formulação e solução de problemas com restrições de recobrimento. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, p. 769–778, out. 2006. DOI: 10.1590/S0100-67622006000500010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000500010>. Acesso em: 29 out. 2024.

ROMERO, C.; ROS, V.; DÁZ-BALTEIRO, L. Optimal forest rotation age when carbon captured is considered: theory and applications. **Journal of the Operational Research Society**, v. 49, n. 2, p. 121–131, mar. 1998. DOI: 10.1057/palgrave.jors.2600497. Disponível em: <https://doi.org/10.1057/palgrave.jors.2600497>. Acesso em: 18 jul. 2025.

ROMERO, Carlos. **Handbook of Critical Issues in Goal Programming.** Oxford; New York: Pergamon Press, 1991. 124 p. ISBN 978-0080406619.

SANTANA, Reynaldo Campos; FONTAN, Ivan da Costa Ilbêu; OLIVEIRA, Sandro Longuinho de. Implantação, manutenção e produtividade dos povoamentos. In: VALE, Antonio Bartolomeu do *et al.* (Org.). **Eucaliptocultura no Brasil: silvicultura, manejo e ambiência.** Viçosa, MG: SIF, 2014. p. 161–185.

SANTOS, Diego Weslly Ferreira do Nascimento *et al.* Desempenho técnico, econômico e ambiental do harvester em distintas rotações do motor. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 46, n. 118, p. 319–326, jun. 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.18671/scifor.v46n118.17>. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.18671/scifor.v46n118.17>. Acesso em: 18 jul. 2025.

- SANTOS, Lorena Paulina dos *et al.* Benchmarking sobre recomendações silviculturais de talhadia em Eucalyptus no Brasil. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 26, n. 48, p. 383–387, maio 2023. DOI: 10.18671/sertec.v26n48.076. Disponível em: <https://doi.org/10.18671/sertec.v26n48.076>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- SPYDER IDE. **Spyder IDE version 6.0.1**. Disponível em: <https://www.spyder-ide.org/>. Acesso em: 9 dez. 2024.
- TAHERDOOST, Hamed; MADANCHIAN, Mahsa. Multi-Criteria Decision Making (MCDM) Methods and Concepts. **Encyclopedia**, v. 3, n. 1, p. 77–87, 2023. DOI: 10.3390/encyclopedia3010006. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/encyclopedia3010006>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- TAMIZ, Mehrdad; JONES, Dylan; ROMERO, Carlos. Goal programming for decision making: an overview of the current state-of-the-art. **European Journal of Operational Research**, v. 111, n. 3, p. 569–581, abr. 1998. DOI: 10.1016/S0377-2217(97)00317-2. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(97\)00317-2](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(97)00317-2). Acesso em: 18 jul. 2025.
- TRINDADE, Celso; SANTANA, Reynaldo Campos; LEITE, Ângelo Márcio Pinto. Planejamento de viveiro e controle de qualidade de mudas. In: VALE, Antônio Bartolomeu do *et al.* (Org.). **Eucaliptocultura no Brasil: silvicultura, manejo e ambiência**. Viçosa, MG: SIF, 2014. p. 121-137.
- VALVERDE, R. S. *et al.* Cultura e aspectos socioeconômicos do eucalipto. In: REZENDE, T. R.; BORÉM, A.; LEITE, H. G. (Org.). **Eucalipto: do plantio à colheita**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2022. p. 19-33.
- VAN DER WERF, G. R. *et al.* CO₂ emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, n. 11, p. 737–738, nov. 2009. DOI: 10.1038/ngeo671. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ngeo671>. Acesso em: 18 jul. 2025.
- VENTURA, Andréa Cardoso. **Mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL): uma análise da regulação de conflitos socioambientais do Projeto Plantar**. 2008. 227 f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal da Bahia, Escola de Administração, Salvador, 2008. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/7793/1/2222.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2025.

ANEXO A : PSEUDOCÓDIGO - OTIMIZAÇÃO FLORESTAL COM META-PROGRAMAÇÃO

ALGORITMO: Otimização de Manejo Florestal Multiobjetivo

ENTRADA:

- df_unidades: dados das unidades de manejo (idade, área, distância, regime)
- horizonte_planejamento: 15 anos (0 a 14)
- metas: [lucro, produção, empregos, carbono] por ano
- custos_idade: custos por tipo de condução e idade
- percentuais_atividades: distribuição de custos por atividade

FASE 1: GERAÇÃO DE ALTERNATIVAS

PARA cada unidade_manejo UM em df_unidades:

alternativas[UM] = []

// Alternativa "não cortar"

alternativas[UM].adicionar(sem_cortes)

// Gerar todas as combinações possíveis de cortes

PARA idade_corte_1 em [5, 6, 7]:

ano_corte_1 = idade_corte_1 - idade_inicial_UM

SE ano_corte_1 válido:

PARA cada regime_1 possível:

alternativas[UM].adicionar(corte_1)

// Segundo corte

PARA idade_corte_2 em [5, 6, 7]:

ano_corte_2 = calcular_ano_corte_2()

SE ano_corte_2 válido:

PARA cada regime_2 possível:

alternativas[UM].adicionar(corte_1_2)

```

// Terceiro corte
PARA idade_corte_3 em [5, 6, 7]:
    ano_corte_3 = calcular_ano_corte_3()
    SE ano_corte_3 válido:
        PARA cada regime_3 possível:
            alternativas[UM].adicionar(corte_1_2_3)

// Remover duplicatas
alternativas[UM] = remover_duplicatas(alternativas[UM])

```

FASE 2: CÁLCULO DE CUSTOS E PRODUÇÃO

PARA cada alternativa ALT em todas_alternativas:

```
// Calcular custos por ano
```

```
PARA ano em [0..14]:
```

```
    SE há_corte(ALT, ano):
```

```
        tipo_condução = determinar_condução(ALT, ano)
```

```
        idade_ciclo = calcular_idade_no_ciclo(ALT, ano)
```

```
        custo_ha = custos_idade[tipo_condução][idade_ciclo]
```

```
        custo_total[ALT][ano] = custo_ha * área
```

```
// Calcular produção por ano
```

```
PARA ano em [0..14]:
```

```
    SE há_corte(ALT, ano):
```

```
        volume_base = exp(6.6115 - (58.9898 / (idade_corte * 12)))
```

```
        SE regime == "TL":
```

```
            volume_final = volume_base * fator_talhadia[idade_corte]
```

```
        SENÃO:
```

```
            volume_final = volume_base
```

```
        produção[ALT][ano] = volume_final * área
```

```
// Calcular combustível
```

$$\begin{aligned}\text{litros_colheita} &= (0.6565 + 0.5128 + 0.32 + 0.32) * \text{produção[ALT][ano]} \\ \text{litros_transporte} &= (\text{distância} * 2 * (\text{produção[ALT][ano]} / 80)) / 1.35 \\ \text{custo_combustível[ALT][ano]} &= (\text{litros_colheita} + \text{litros_transporte}) * 6.43\end{aligned}$$

FASE 3: MODELO DE OTIMIZAÇÃO

// Variáveis de decisão

PARA cada unidade UM:

PARA cada opção_manejo OP em alternativas[UM]:

$X[UM][OP] = \text{variável_binária}()$

// Variáveis de desvio para cada meta e ano

PARA ano em [0..14]:

$d1_minus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // déficit lucro

$d1_plus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // excesso lucro

$d2_minus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // déficit produção

$d2_plus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // excesso produção

$d3_minus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // déficit empregos

$d3_plus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // excesso empregos

$d4_minus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // déficit carbono

$d4_plus[ano] = \text{variável_contínua}(>=0)$ // excesso carbono

FASE 4: FUNÇÃO OBJETIVO

MINIMIZAR:

$w1 * \text{SOMA}(d1_minus[ano] + d1_plus[ano] \text{ PARA ano em } [0..14]) +$

$w2 * \text{SOMA}(d2_minus[ano] + d2_plus[ano] \text{ PARA ano em } [0..14]) +$

$w3 * \text{SOMA}(d3_minus[ano] + d3_plus[ano] \text{ PARA ano em } [0..14]) +$

$w4 * \text{SOMA}(d4_minus[ano] + d4_plus[ano] \text{ PARA ano em } [0..14])$

FASE 5: RESTRIÇÕES

// Restrição 1: Cada unidade escolhe exatamente uma opção

PARA cada unidade UM:

$\text{SOMA}(X[UM][OP] \text{ PARA OP em alternativas}[UM]) = 1$

// Restrições 2-5: Metas com desvios

PARA ano em [0..14]:

// Meta de lucro

SOMA(lucro_real[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) +
d1_minus[ano] - d1_plus[ano] = meta_lucro[ano]

// Meta de produção

SOMA(produção[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) +
d2_minus[ano] - d2_plus[ano] = meta_produção[ano]

// Meta de empregos

SOMA(empregos[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) +
d3_minus[ano] - d3_plus[ano] = meta_empregos[ano]

// Meta de carbono

SOMA(carbono_sequestrado[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) +
d4_minus[ano] - d4_plus[ano] = meta_carbono[ano]

// Restrições operacionais

PARA ano em [0..14]:

// Pelo menos uma colheita por ano

SOMA(indicador_colheita[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) >= 1

// Área colhida entre 90-115 ha por ano

90 <= SOMA(área_colhida[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) <= 115

// Produção entre 25.000-36.000 m³ por ano

25000 <= SOMA(produção[UM][OP][ano] * X[UM][OP] PARA todos UM,OP) <= 36000

// Restrição de período mínimo entre colheitas (5 anos)

PARA cada unidade UM:

PARA cada alternativa ALT com cortes consecutivos < 5 anos:

$$X[UM][ALT] = 0$$

FASE 6: RESOLUÇÃO

```
modelo = criar_modelo_programação_linear()
```

```
adicionar_função_objetivo(modelo)
```

```
adicionar_restrições(modelo)
```

```
solução = resolver_modelo(modelo)
```

```
SE solução.status == "ÓTIMO":
```

```
    alternativas_selecionadas = extrair_X_positivos(solução)
```

```
    RETORNAR alternativas_selecionadas
```

```
SENÃO:
```

```
    RETORNAR "Solução não encontrada"
```

FASE 7: ANÁLISE DE RESULTADOS

```
PARA cada ano em [0..14]:
```

```
    calcular_valores_reais(produção, custos, lucro, carbono)
```

```
    calcular_desvios_das metas()
```

```
    calcular_VPL(fluxos_de_caixa, taxa_desconto)
```

```
gerar_relatório_detalhado()
```

SAÍDA:

- Alternativas de manejo selecionadas para cada unidade
- Cronograma de produção e colheitas por ano
- Análise financeira (VPL, custos, receitas)
- Desvios das metas ambientais e sociais
- Relatório detalhado de desempenho

FUNÇÕES AUXILIARES:

```
FUNÇÃO calcular_volume(idade):
```

RETORNAR $\exp(6.6115 - (58.9898 / (idade * 12)))$

FUNÇÃO calcular_combustível(distância, volume):

litros_colheita = $(0.6565 + 0.5128 + 0.32 + 0.32) * volume$

litros_transporte = $(distância * 2 * (volume / 80)) / 1.35$

custo_total = $(litros_colheita + litros_transporte) * 6.43$

RETORNAR custo_total

FUNÇÃO calcular_carbono(produção, litros_combustível):

carbono_sequestrado = $cf * bef * densidade * (1 + rs) * produção * fator_c$

emissões = $0.00264 * litros_combustível$

RETORNAR carbono_sequestrado - emissões

FUNÇÃO calcular_VPL(fluxos, taxa_desconto):

vpl = 0

PARA ano em [0..14]:

vpl += $fluxos[ano] / (1 + taxa_desconto)^{ano}$

RETORNAR vpl

CONCLUSÕES GERAIS

Com base nos estudos realizados, conclui-se que existe uma crescente convergência entre a produção científica nacional e as demandas práticas dos projetos de carbono florestal, embora desafios significativos de implementação persistam. Por meio de uma revisão sistemática da literatura (2000-2023), ele evidenciou uma consolidação metodológica, com a padronização de fatores de conversão de biomassa em carbono (fração 0,5) e em CO₂ (fator 3,67), alinhados às diretrizes do IPCC, o que facilita a comparabilidade entre estudos.

Contudo, a pesquisa ainda se concentra geograficamente nas regiões Sudeste e Sul, com foco nos biomas Mata Atlântica e Amazônia, indicando a necessidade de sua expansão para outras áreas e do desenvolvimento de métodos diretos para estimativas de biomassa. A análise de projetos de carbono certificados revelou, a predominância de iniciativas de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD+) na Amazônia, que frequentemente buscam certificações socioambientais adicionais, demonstrando uma busca por benefícios que transcendem o sequestro de carbono.

Ainda, a comprovação da adicionalidade se mostrou um pilar para a viabilidade econômica desses projetos, que dependem fundamentalmente da receita dos créditos de carbono. Adicionalmente, a simulação de um modelo de manejo florestal expôs os desafios práticos no equilíbrio de múltiplos objetivos, como a alta variabilidade na produção de madeira e no sequestro de carbono (coeficiente de variação de 21%), e a existência de trade-offs entre diferentes ciclos de rotação. Apesar das oscilações, a viabilidade econômica do manejo foi comprovada no estudo.

Diante do exposto, é imperativo ressaltar que o potencial das florestas brasileiras para a mitigação das mudanças climáticas só será plenamente realizado por meio de uma abordagem holística. Portanto, a expansão da pesquisa para regiões menos estudadas, o fortalecimento de políticas de incentivo e o desenvolvimento de ferramentas práticas de planejamento florestal que integrem a produção à sustentabilidade, posicionando o Brasil como protagonista na economia global do carbono florestal.