



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS



VALTER JUNIOR DOS SANTOS SALDANHA

**AVALIAÇÃO DAS ATIVIDADES DE ARRASTE DE TORAS EM UMA ÁREA DE
FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

BELÉM

2025



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS



VALTER JUNIOR DOS SANTOS SALDANHA

**AVALIAÇÃO DAS ATIVIDADES DE ARRASTE DE TORAS EM UMA ÁREA DE
FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento.

Coorientador: Prof. Dr. Fabiano Emmert.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S162a Saldanha, Valter Junior dos Santos

Avaliação das Atividades de Arraste de Toras em Uma Área de Floresta Tropical
Manejada na Amazônia Oriental / Valter Junior dos Santos Saldanha. - 2025.
147 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Biológicas
(CB), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém,
2025.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento

Coorientador: Prof. Dr. Fabiano Emmert.

1. Manejo florestal. 2. Características de sítio. 3. Monitoramento operacional. 4. Gestão
florestal. 5. Operações florestais. I. Nascimento, Rodrigo Geroni Mendes, orient. II. Título

CDD 634.98

VALTER JUNIOR DOS SANTOS SALDANHA

AVALIAÇÃO DAS ATIVIDADES DE ARRASTE DE TORAS EM UMA ÁREA DE FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais.

Data da aprovação: 28/08/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento (Orientador)
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

Prof. Dr. Eduardo Saraiva da Rocha
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

Prof. Dr. Paulo Luiz Contente de Barros
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

Prof. Dr. Rodrigo Antônio Pereira Junior
Instituto Federal do Pará (IFPA)

Dedico este trabalho a todos os jovens que cruzam as cidades em busca de um futuro melhor através da educação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, que me permitiu chegar até aqui.

A minha mãe, Edna dos Santos, meu irmão, Inácio Saldanha, e minha avó, Raimunda Gonçalves, pelo apoio, companheirismo e amor.

Aos meus tios: José Carlos dos Santos, Maria de Nazaré dos Santos, Maria Auxiliadora Freitas, Clóvis Freitas, Maria dos Santos, Maria do Perpétuo Socorro dos Santos, Sebastião dos Santos, Francisco dos Santos, Inácio dos Santos e Georgina dos Santos. Aos meus primos: Verônica Freitas, Vanessa Freitas, Vinicius Freitas, Carla Lima, Ediana dos Santos, Josiane dos Santos, Lohanne Eduarda e Henry Cauê, bem como seus respectivos cônjuges. Aos meus amigos de longa data que torceram por mim durante esse período.

A Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por financiarem o projeto e proverem uma bolsa de estudos.

A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) e ao seu Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais (PPGCF), pela oportunidade de aprimorar meus conhecimentos e minha formação profissional.

Ao Laboratório de Mensuração e Manejo dos Recursos Florestais (Labfor), na figura dos meus orientadores, Rodrigo do Nascimento e Fabiano Emmert, por possibilitarem e apoiarem a realização deste trabalho. Aos amigos que o Labfor me trouxe: Patrícia Muribeca, Quinny Rocha, Mayara Silva, Camila Mainardi, Kaio José, Andrei Mendes, Yuri Cardoso, Marina Campos, Juliane Martins, Bruno Veras, Bruno Boás e Raphaela Cromwell.

As empresas Algar Farming e JPR Florestal pelo apoio concedido ao desenvolvimento desta pesquisa. À engenheira florestal Pamela Bahia, que foi essencial para o alinhamento entre a pesquisa e as empresas.

“Creio que não se pode fazer nada de grande na vida se não se fizer representar o personagem que existe dentro de cada um de nós.”

Charles Spencer Chaplin Jr.

RESUMO

O arraste de toras é uma das principais operações da exploração florestal a ocasionar danos ambientais, pois necessita da abertura de extensas áreas de vegetação para a passagem do maquinário e das toras. Esses danos podem variar em frequência, intensidade e distribuição espacial, vindo a comprometer processos ecológicos fundamentais à manutenção do ambiente florestal. O uso de indicadores de qualidade para esta operação pode embasar a avaliação da sua execução e a formulação de ações intervencionistas. Assim, o objetivo geral deste estudo consiste em avaliar indicadores de qualidade empregados para a operação de arraste de toras no Manejo Florestal Sustentável. O primeiro artigo tem como objetivo identificar a influência das características do sítio na qualidade do arraste mecanizado de toras por meio de um modelo matemático linear. O monitoramento da qualidade da operação em uma área de manejo florestal (AMF) nos municípios de Portel e Bagre, Pará, Brasil. As notas de 0 a 10, oriundas do monitoramento realizado pela empresa, foram usadas como variável resposta (Q). Como variáveis independentes, selecionaram-se a altura do dossel (H) e os grupos resultantes de uma análise de cluster que considerou H, quantidade de carbono (C) e declividade do terreno (S). O ajuste do modelo revelou efeito significativo de H e de um dos clusters, mas a validação apontou baixa capacidade preditiva: $R^2 = 0.0528$; R^2 ajustado = 0.0391; erro médio percentual (MPE) = - 8.51 %; eficiência estimativa (EE) = 0.0022. Entre as causas apontadas para esse desempenho estão a baixa amplitude de S e a falta de informações detalhadas sobre solo e operacionalização. Conclui-se que a pré-seleção e caracterização mais detalhada das áreas monitoradas, aliadas à simplificação do protocolo de monitoramento e à avaliação dos operadores de skidder, são essenciais para aprimorar a qualidade do arraste de toras. O segundo artigo teve como objetivos: testar um modelo de regressão linear para a eficiência operacional (EO) do arraste de toras em função de indicadores de qualidade; analisar a dinâmica da EO e dos indicadores entre 2019 e 2023; e classificar a qualidade da operação. Foram avaliados 11 indicadores de qualidade utilizados por uma empresa de manejo florestal no estado do Pará, Brasil. A EO foi obtida em 14 pátios de estocagem, com aplicação da técnica de reamostragem Jackknife. A dinâmica foi analisada por meio dos testes de Kruskal-Wallis e Dunn (5% de significância), e a classificação por uma adaptação do método de distribuição de Hohenadl. O modelo apresentou R^2 de 0.59, atestando o potencial de aplicação. As notas indicaram irrelevância de alguns indicadores, necessidade de padronização da operação e influência climática. A EO foi baixa no período, principalmente por falhas mecânicas. Movimentações e manobras irregulares, largura de trilhas, danos reversíveis por 10 toras arrastadas e número de curvas fechadas foram os indicadores que melhor elucidaram o desempenho da operação.

Palavras-chave: exploração florestal, mecanização florestal, operação florestal.

ABSTRACT

Log skidding is one of the main forestry operations that causes environmental damage, as it requires opening extensive vegetation areas for machinery and logs to pass. This damage can vary in frequency, intensity, and spatial distribution, potentially compromising fundamental ecological processes for maintaining the forest environment. Using quality indicators for this operation can inform its evaluation and the formulation of intervention strategies. Thus, the overall objective of this project is to evaluate quality indicators used for log skidding within Sustainable Forest Management (SFM). The first article's goal was to identify the influence of site characteristics on mechanized log skidding quality using a linear model. We monitored operational quality within a Forest Management Area (FMA) in the municipalities of Portel and Bagre, Pará, Brazil. Scores from 0 to 10, derived from company monitoring, served as the response variable (Q). Canopy height (H) and groups resulting from a cluster analysis of H, carbon stock (C), and soil slope (S) were selected as independent variables. The model fitting revealed a significant effect for H and one of the clusters, but validation showed a low predictive capacity: $R^2 = 0.0528$; Adjusted $R^2 = 0.0391$; mean percentage error (MPE) = -8.51% ; and estimation efficiency (EE) = 0.0022 . Among the reasons for this performance were the low range of S and a lack of detailed information on soil and operational factors. We conclude that pre-selecting and more thoroughly characterizing monitored areas, along with simplifying the monitoring protocol and evaluating skidder operators, are essential for improving log skidding quality. The second article aimed to: adjust a linear regression model for the operational efficiency (OE) of log skidding as a function of its quality indicators; analyze the dynamics of OE and the indicators between 2019 and 2023; and classify the operation's quality. The quality indicators used were the same as in the previous chapter. OE was obtained for 14 log yards using the Jackknife resampling technique. The dynamics were analyzed using the Kruskal-Wallis and Dunn tests at a 5% significance level, and the classification was performed using an adaptation of the Hohenald distribution method. The model showed a satisfactory R^2 , attesting to its potential for application. The score dynamics revealed: the irrelevance of some indicators, the need for operational standardization, and the influence of climatic aspects. OE was low throughout the period due to mechanical failures. The indicators that best explained the operation's performance were: Number of irregular movements and maneuvers, Trail width, Reversible damage per 10 skidded logs, and Number of sharp curves.

Keywords: forest harvesting, forest mechanization, forest operation.

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
1. INTRODUÇÃO	11
2. PERGUNTA CIENTÍFICA E HIPÓTESES.....	14
3. OBJETIVOS	15
3.1 Objetivo geral	15
3.2 Objetivos específicos	15
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
4.1 Manejo Florestal na Amazônia	16
4.2 Exploração florestal.....	17
4.3 Arraste de toras.....	18
4.3.1 Danos decorrentes da operação de arraste	21
4.3.2 Monitoramento da qualidade da operação de arraste	24
REFERÊNCIAS.....	31
5. CHALLENGES IN PREDICTING MECHANIZED SKIDDING QUALITY FROM SITE CHARACTERISTICS: INSIGHTS FROM AN EASTERN AMAZON FOREST	45
Abstract	45
Resumo.....	46
5.1 Introduction	46

5.2 Methodology.....	51
5.2.1 Study area description.....	51
2.7 Statistical Analysis.....	60
2.7.1 Normality of Residuals and Homoscedasticity	60
2.7.2 Cluster analyses.....	61
2.7.3 Model adjustment and validation	61
5.2.8 Visual analysis of the model.....	62
5.3. Results	63
5.3.1 h, C e S	63
5.3.2 ANOVA assumptions.....	66
5.3.3 Cluster analyses grouping.....	67
5.3.4 Model adjustment.....	69
5.3.5 Model adjustment and validation statistics	70
5.3.6 Model visual analyses	70
5.4. Discussion.....	72
5.5. Conclusion	78
References.....	79
6. AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE QUALIDADE DA OPERAÇÃO DE ARRASTE DE TORAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL	93
Resumo.....	93
Abstract.....	94

6.1 INTRODUÇÃO	94
6.2 METODOLOGIA.....	97
6.2.1 Área de estudo.....	97
6.2.2 Descrição da operação	99
6.2.3 Monitoramento do arraste	100
6.2.4 Dados.....	109
6.2.4.1 Eficiência Operacional (EO).....	109
6.2.4.2 Qualidade da operação	111
6.2.5 Análise de cluster	111
6.2.6 Análises estatísticas.....	111
6.2.6.1 Ajuste e avaliação do modelo de estimação da EO	111
6.2.6.2 Dinâmica dos indicadores e da EO	114
6.2.6.3 Classificação das notas.....	115
6.2.6.4 Software R.....	116
6.3 RESULTADOS	117
6.3.1 Pressupostos da análise de variância	117
6.3.2 Ajuste do modelo inicial.....	118
6.3.3 Reamostragem de Jackknife	120
6.3.4 Avaliação do modelo final	121
6.3.5 Dinâmica dos indicadores e da EO	122
6.3.6 Classificação das notas.....	125

6.4 DISCUSSÃO	127
6.4.1 Modelo inicial.....	127
6.4.2 Resultados da reamostragem e modelo final	128
6.4.3 Dinâmica dos indicadores e da EO	129
6.4.4 Classificação das notas e recomendações para o monitoramento	133
6.5 CONCLUSÃO.....	133
REFERÊNCIAS.....	134

1. INTRODUÇÃO

O arraste de toras é uma das principais operações da exploração florestal a ocasionar danos ambientais, pois necessita da abertura de extensas áreas de vegetação para a passagem do maquinário e das toras (DEARMOND *et al.*, 2022). A partir da movimentação do maquinário pode ocorrer a compactação e a abertura de sulcos no solo, favorecendo a ocorrência do processo erosivo (DEARMOND *et al.*, 2024; GRIGOREV *et al.*, 2022a; VIJITH; HURMAIN; DODGE-WAN, 2018). Tais malefícios podem variar em frequência, intensidade e distribuição espacial, vindo a comprometer processos ecológicos fundamentais à manutenção do ambiente florestal (CAMBI *et al.*, 2017; GRIGOREV *et al.*, 2022b; LATTERINI *et al.*, 2024; NAGHDI *et al.*, 2020; NAGHDI *et al.*, 2016).

Além disso, em florestas tropicais, de importância global pela sua rica diversidade e provisão de serviços ecossistêmicos, o principal sistema silvicultural adotado é o de corte seletivo, que depende da comunidade arbórea remanescente e do processo de regeneração natural para garantir a viabilidade financeira de ciclos de corte posteriores (APPANAH, 2013; FAO, 1989; POUDYAL; MARASENI; COCKFIELD, 2018). Assim, o manejo florestal madeireiro deve buscar a máxima eficiência, exigindo do seu planejamento a otimização da exploração florestal por meio de indicadores de qualidade para as suas operações. Os indicadores devem ser utilizados como base para a avaliação da sua execução, para a formulação de ações intervencionistas e para o monitoramento contínuo da sua evolução.

Para estes processos, também é necessário compreender e dimensionar os fatores que influenciam o desempenho destas atividades e, conseqüentemente, o comportamento dos seus indicadores. Imediatamente, destacam-se aqueles

relacionados à mão de obra e ao maquinário, de desempenho impactado diretamente pelo planejamento. Dentre estes, podem ser citados a qualidade dos veículos, que é aperfeiçoada pela sua manutenção, e a produtividade dos colaboradores, que pode ser potencializada por meio de treinamentos (IFT, 2010; LIMA *et al.*, 2020; NOGUEIRA *et al.*, 2010).

Entretanto, estes fatores podem abranger itens mais difíceis de se contornar, principalmente devido à demanda de informações mais técnicas e específicas, como o nível de tecnologia empregado e as propriedades do sítio (AGUIAR *et al.*, 2024; BADOUARD *et al.*, 2024; GÖRGENS *et al.*, 2020; YUNIAWATI; ANDINI; NINGRUM, 2023). Este segundo, por exemplo pode apresentar maior suscetibilidade à compactação, quando o solo apresentar maior teor de argila, ou dificultar a operação do maquinário, devido a declividade do relevo (CADEI *et al.*, 2020; NAGHDI *et al.*, 2020).

Assim, compreende-se que a influência de tais fatores pode acarretar limitações à execução das operações florestais, especialmente aqueles que não podem ser controlados. Logo, o controle da qualidade dessas operações deve obedecer a parâmetros que sejam proporcionais à capacidade máxima da sua execução em um ambiente específico. Na região amazônica, estudos de cunho operacional para o manejo florestal ainda são relativamente escassos, assim como pesquisas acerca da influência das características do sítio na sua execução.

Este estudo busca avaliar indicadores de qualidade adotados no monitoramento da operação de arraste de toras aplicados por uma empresa que atua na Amazônia oriental. No primeiro capítulo foi analisada a influência de características de sítio sobre a qualidade da operação. No segundo capítulo, a relação dos indicadores de qualidade com a eficiência operacional (EO) é investigada, seguida da análise da dinâmica da qualidade e da EO entre 2019 e 2024. Por fim, são estabelecidas classes de qualidade por meio dos dados históricos deste período.

2. PERGUNTA CIENTÍFICA E HIPÓTESES

Quais indicadores que norteiam a eficiência do arraste e qual sua dinâmica?

A partir de tal questionamento, são levantadas as seguintes hipóteses:

- É possível identificar os indicadores que mais influenciam a eficiência do arraste e estes variam com o tempo;
- Não existe relação entre os indicadores avaliados e as características da área manejada ou não é possível captá-la através da metodologia empregada.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar indicadores de qualidade empregados para a operação de arraste de toras em uma área de floresta tropical manejada na Amazônia Oriental

3.2 Objetivos específicos

- Testar um modelo de regressão linear para estimar a eficiência operacional (EO) do arraste de toras em função de indicadores de qualidade;
- Analisar a dinâmica da EO e dos indicadores no período de 2019 a 2024;
- Classificar a qualidade da operação de arraste baseado nos dados históricos

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Manejo Florestal na Amazônia

O manejo florestal é definido como a administração da vegetação natural visando proveitos econômicos, sociais e ambientais, levando-se em consideração a sustentação do ecossistema manejado, a utilização de múltiplas espécies e a utilização de outros bens e serviços oriundos deste ecossistema (BRASIL, 2012). O seu histórico na Amazônia brasileira se inicia com um projeto desenvolvido pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), na região de Curuá-una, no estado do Pará, durante a década de 1960 (SILVA; CARVALHO; LOPES, 1999). Durante este período, testou-se a aplicação do sistema silvicultural tropical de cobertura, que foi descontinuada devido à necessidade de um ciclo de corte mais curto (SILVA; CARVALHO; LOPES, 1999).

Posteriormente, foi adotado o sistema de corte seletivo, em que os indivíduos de espécies valiosas são explorados a partir de um diâmetro mínimo, sendo a regeneração avançada responsável pelos ciclos de corte posteriores (APPANAH, 2013). Esse sistema foi testado em uma área da Floresta Nacional (Flona) do Tapajós, também no estado do Pará, durante a década de 1970 (HIGUCHI, 1994). A partir de então, os resultados deste e de outros empreendimentos com a aplicação deste sistema silvicultural se tornaram base para a formulação da Instrução Normativa nº 80 de 1991, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) (RUSCHEL, 2008). Tal normativa instituiu as primeiras instruções para a elaboração do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), documento base para a exploração florestal na Amazônia Legal (IBAMA, 1991).

O PMFS apresenta as características básicas para o manejo de uma dada área, como informações da propriedade, intensidade de exploração, ciclo de corte adotado e ambientes predominantes (MMA, 2006). Dentre estas, constam o dimensionamento da Unidade de Manejo Florestal (UMF) - área do imóvel destinada ao manejo - e a sua subdivisão em Unidades de Produção Anual (UPAs) - área a ser explorada durante uma safra (MMA, 2006). Esta última é a área base para o planejamento e execução da exploração (MMA, 2006). De maneira geral, as atividades a serem executadas dentro das UPAs são divididas em 3 etapas (CONAMA, 2009):

- Pré-exploratória: Subdivisão da UPA em Unidades de Trabalho (UTs), inventário florestal a 100% da UPA, tratos silviculturais pré-exploratórios, produção de mapas e planejamento de infraestruturas;
- Exploratória: Seleção e corte de árvores, traçamento de fustes, planejamento e execução do arraste de toras, carregamento e transporte de toras e construção de infraestruturas;
- Pós-exploratória: Avaliação de danos, tratamentos silviculturais pós-colheita, monitoramento do crescimento e da produção e manutenção da infraestrutura física.

4.2 Exploração florestal

A etapa exploratória consiste no conjunto das operações necessárias para a efetiva retirada da madeira do ambiente florestal. As primeiras alterações observadas nesse ambiente são observadas a partir da abertura de estradas e pátios de estocagem. A abertura dessas infraestruturas permite o acesso às áreas de exploração, possibilitando assim a operação de corte, ou derruba, de árvores (DEARMON, 2024).

A subsequente extração da tora do local da queda inevitavelmente provoca também alterações, tanto à vegetação remanescente quanto ao solo. Essa retirada pode se dar de diferentes formas, embora o arraste de toras seja a mais utilizada na Amazônia. A partir de então as toras são armazenadas temporariamente nos pátios de estocagem, aguardando o transporte para fora da área de exploração.

O planejamento adequado dessas operações é o principal fator para a redução de danos (DEARMON, 2024). Essa redução pode ser de aproximadamente o dobro quando comparado à exploração realizada sem planejamento, o que se deve principalmente a abertura de clareiras menores (JOHNS et al. 1996). Da mesma forma, devem ser adotadas técnicas adequadas para as operações, como o corte direcionado e técnicas de planejamento de arraste condizentes com o terreno (JOHNS et al., 1996; SESSIONS, 2007; VERÍSSIMO, 1992).

De maneira geral, o maior desafio para a exploração de florestas nativas é a redução da área total ocupada com infraestruturas (estradas, pátios de estocagem e trilhas de arraste) (DEARMON, 2024). Uma alternativa para isso é aumentar o nível de tecnologia empregado no planejamento. A utilização de técnicas de programação proporcionou reduções de 16,15% e 21,28% na área total ocupada por infraestruturas florestais e na área destinada a estradas, respectivamente (SILVA et al., 2018). Já a otimização a partir do uso de algoritmo reduziu a distância total de arraste em 700 km, com uma economia de 22% no custo total da exploração (SALES et al., 2019).

4.3 Arraste de toras

A operação de arraste de toras consiste na etapa do transporte em que o fuste inteiro ou parte dele apresenta contato com o solo, sendo aplicada a ele uma força de

tração (FAO, 1974). O trajeto aberto dentre a vegetação para este transporte é denominado de trilha de arraste, e é sobre esta área e seu entorno que ocorrem os principais danos ao ambiente florestal. Isso ocorre devido ao peso aplicado sobre o solo e o impacto da movimentação sobre a vegetação (DYKSTRA; HEINRICH, 1996).

A tração pode ser aplicada de forma mecânica, manual ou animal, sendo geralmente utilizada para retirar a madeira da área de corte até o pátio de estocagem (DYKSTRA; HEINRICH, 1996, FAO, 1974). Com o desenvolvimento de máquinas específicas para o desenvolvimento desta operação, o emprego da força humana ou animal tem sido bastante restrito durante as últimas décadas.

A tração com cavalos ainda é comum em países europeus e norte-americanos, embora seja restrita a áreas de exploração de escala menor (BRAY et al., 2016; MACIAK; BADOWSKA, 2014; MAGAGNOTTI; SPINELLI, 2011). É indicada para áreas com alta declividade, pantanosas e com abundância de resíduos (MACIAK; BADOWSKA, 2014). Já no continente asiático, a utilização de elefantes para atividades de transporte de pessoas e produtos é tradicional, sendo uma alternativa viável para o transporte de madeira (MINN; MIZOUE; OTA, 2022).

Em ambos os casos, a ocorrência de danos observada neste tipo de arraste é inferior ao mecanizado, embora a capacidade física destes animais limite a operação a cargas mais leves (SESSIONS, 2007). Da mesma forma, questões éticas devem levantadas quanto ao seu bem-estar físico e mental (MENON; TIWARI, 2019; MINN; MIZOUE; OTA, 2023).

A utilização da força humana é ainda mais limitada devido ao reduzido potencial de tração que o ser humano apresenta comparado a animais de maior porte. Na região amazônica esse tipo de arraste é utilizado no “sistema calango”, que consiste na

condução de toras através de uma grade de varas em forma trilho (FONSECA et al., 2020; ICMBIO, 2020). Para facilitar o deslocamento das toras pode ser utilizada uma base varas para acoplar as toras, bem como a amarração de cordas (ICMBIO, 2020). Embora seja tradicional na região, este sistema é utilizado apenas para distâncias curtas (FONSECA et al., 2020).

Em florestas tropicais o principal tipo de arraste empregado é o mecanizado. São utilizados basicamente dois tipos de tratores: os de base de pneus de borracha (geralmente tratores articulados) e os de base de esteira (tratores rígidos ou articulados) (SESSIONS, 2007). Essas máquinas são equipadas de pinças, garras ou guinchos com a função de acoplar e tracionar as toras, recebendo assim a denominação de trator “*skidder*” (SESSIONS, 2007). Enquanto os veículos de pneus são mais leves e mais rápidos, os de esteira tem motores mais potentes, maior força de tração e são indicados para terrenos mais acidentados e solos mais instáveis (SESSIONS, 2007).

O arraste de toras também pode ser classificado quanto à logística da operação. Na Amazônia, apenas dois tipos foram registrados: o arraste direto e o arraste do sistema de exploração CELOS (GRAAF; ELDIK, 2011). O primeiro é amplamente utilizado no manejo de florestas nativas no Brasil, consiste basicamente no transporte das toras do local da derruba diretamente para o pátio de estocagem, em uma etapa única (SABOGAL et al. 2000). Para este tipo de arraste não há distinção entre o tipo de tração que é aplicado à tora.

Já o sistema CELOS foi desenvolvido para as florestas tropicais do Suriname, tendo apenas dois registros da sua aplicação no Brasil, um no estado do Amazonas e outro no estado do Pará (BARRETO et al., 1998; GRAAF; ELDIK, 2011). Nele ocorre

uma etapa denominada de pré-arraste, em que um trator de esteira guincha a tora explorada até a borda da trilha principal (BODENGOM; GRAAF, 1991). Posteriormente um trator de pneus realiza o arraste propriamente dito, tendo como destino o pátio de estocagem (BODENGOM; GRAAF, 1991). Neste sistema, as trilhas de arraste são consideradas como infraestruturas permanentes, devido ao elevado impacto gerado ao solo (JONKERS; HENDRISON, 2011).

4.3.1 Danos decorrentes da operação de arraste

Dentre estes danos, um dos mais estudados é a compactação temporária do solo, sendo o nível desse efeito e o tempo necessário para sua reversão diretamente dependentes da intensidade do tráfego na trilha de arraste (ANTOBRE *et al.*, 2021; DEARMON *et al.*, 2024; KHAI; MIZOUE; OTA, 2020). Da mesma forma, devem ser destacados os fatores bióticos, como os processos de bioturbação e de revegetação, e abióticos, como o regime de chuvas (CLARKE; WALSH, 2006). No caso de florestas tropicais úmidas, a ocorrência de eventos climáticos tende a manter a umidade do solo elevada durante a execução das operações exploratórias (BECK *et al.*, 2018).

Soma-se a isso a ocorrência de solos com maiores teores de argila, como na Amazônia, que quando compactados restringem o desenvolvimento de plantas, através da redução da porosidade e da aeração do solo e do aumento da resistência à penetração das raízes (FAVARETTO; COGO; BERTOL, 2006; SEGOVIA; ORELLANA; KANZAKI, 2020). Entre outros efeitos deletérios ao solo destacam-se: a erosão, a instabilidade do relevo e a formação de sulcos, ambos efeitos difíceis de serem revertidos (AKBARIMEHR; NAGHDI, 2012; MARRA *et al.*, 2021).

Já para a cobertura florestal, os principais danos gerados pela atividade são: a ruptura e cortes no caule, cortes em sapopemas, descascamento de árvores,

inclinações no caule e derrubada de árvores (MATANGARAN *et al.*, 2019; PURWOKO *et al.*, 2018; YUNIAWATI *et al.*, 2022). A ruptura de copa também pode ser observada, porém com maior dificuldade, visto que este tipo de dano é de difícil visualização devido ao entrelaçamento e sobreposição das copas (D'OLIVEIRA *et al.*, 2021).

Neste sentido, a ocorrência de aberturas no dossel facilita com que a luz alcance o solo, podendo favorecer o processo de regeneração natural (HAWTHORNE *et al.*, 2012). Entretanto, esse efeito positivo é bastante limitado, visto que a compactação do solo e a abertura de clareiras desuniformes tornam o processo de recuperação mais lento (HAWTHORNE *et al.*, 2012). Além disso, a regeneração favorece espécies de alta demanda de luz, dificultando o estabelecimento de espécies comerciais, impactando diretamente no estoque de madeira disponível para ciclos de corte futuros (SCHWARTZ; FALKOWSKI; PEÑA-CLAROS, 2017).

Ademais, a densidade da vegetação desempenha papel crucial na determinação da frequência e intensidade destes danos. Exemplificando, uma densidade arbórea mais elevada implicará diretamente em uma maior probabilidade de injúrias à vegetação. Apesar disso, os fatores relacionados à operacionalização demandam destaque fundamental, visto que é a partir destes que o planejamento pode atenuar os efeitos prejudiciais da exploração florestal. No Mianmar, foi observado que o arraste através da tração com elefantes apresenta menor dano à vegetação remanescente que o arraste mecanizado (MINN; MIZOUE; OTA, 2022).

Já em uma concessão florestal na Indonésia, a comparação realizada entre o uso de um trator de esteira e de um guincho monocabo no arraste revelou que, apesar da menor produtividade e do custo mais elevado, o guincho apresenta redução de até 27% no impacto sobre os componentes arbóreos (RUSLIM; SIHOMBING; LIAH,

2016). Por conseguinte, em um estudo realizado na Malásia, em que foram avaliados os danos decorrentes dos sistemas de colheita adotados, o sistema de toras longas apresentou melhor desempenho (CLARKE; WALSH, 2006).

Logo, a tomada de decisões deve visar a prevenção de danos desde a concepção do manejo. Ainda na Indonésia, foi constatado que as injúrias acometidas aos componentes arbóreos devido ao arraste, podem ser reduzidas em até 35% se realizado um planejamento adequado (PURWOKO *et al.*, 2018; YUNIAWATI *et al.*, 2023). Para tanto, é imprescindível que se conheça tecnicamente a área a ser manejada, avaliando aspectos como o solo, o estoque de madeira disponível e a sua distribuição espacial, não apenas para a redução de danos, mas de custos também (BRAZ *et al.*, 2014).

O resultado deste planejamento não deve ser refletido apenas na ocorrência de danos, mas também nas próprias infraestruturas implementadas, como por exemplo na maximização da distância entre as trilhas de arraste, bem como a abertura de trilhas com menor comprimento possível (DEARMOND *et al.*, 2023). Além disso, tendo em vista que as etapas do manejo florestal ocorrem de forma sistemática, a execução de outras atividades, como a derruba bem efetuada e a localização correta de pátios e estradas, também otimiza a execução do arraste (MATANGARAN *et al.*, 2019).

Ainda sobre a operacionalização, é importante destacar também a influência do conhecimento técnico dos colaboradores que atuam no arraste e a utilização de máquinas mais leves (ADEKUNLE; OLAGOKE, 2010; AMPOORTER *et al.*, 2010). Neste caso, o aperfeiçoamento de ambos demanda de investimento financeiro e de tempo, reforçando novamente a necessidade de enfatizar a redução de danos desde

a idealização do manejo. Da mesma forma, a intensificação do uso de tecnologias para o planejamento, como técnicas de programação e geoprocessamento, torna-se gradativamente um investimento básico para a exploração florestal (AGUIAR *et al.*, 2023; BADOUARD *et al.*, 2024; ISAAC JÚNIOR *et al.*, 2021).

4.3.2 Monitoramento da qualidade da operação de arraste

A Instrução Normativa Nº 05 de 2006 do Ministério do Meio Ambiente prevê a avaliação de danos da exploração florestal, mas não de forma obrigatória. A metodologia empregada deve estar descrita tanto no Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) quanto no Plano Operacional Anual (POA) (MMA, 2006). Em muitos casos a avaliação não é realizada e quando realizada varia consideravelmente quanto a metodologia.

A maioria das metodologias empregadas adota o sistema de critérios e indicadores (C&I), que estabelece uma relação hierárquica de itens: princípios (mais amplo), critérios, indicadores e verificadores (mais específico) (CENTER, 1999). Nesse sistema, a informação obtida em cada nível contribui para revelar a resposta do item mais superior, sendo os inferiores mais práticos e os superiores mais abstratos (CIFOR, 1999).

Uma das principais alternativas de monitoramento é integrar a avaliação de danos ao inventário das parcelas permanentes instaladas na AMF (BENEVIDES MADEIRAS, 217; RRX, 2016; SAMISE, 2014). Essas parcelas têm a finalidade de monitorar o crescimento e a produção florestal (MMA, 2006). Neste caso, a ocorrência de danos é anotada junto aos valores averiguados durante o inventário.

Essa escolha possui a desvantagem de limitar a avaliação à área das parcelas. Entretanto, tão importante quanto a área monitorada é o período em que o

monitoramento é realizado. Caso a sua aplicação se dê apenas ao final do período de exploração, perde-se a possibilidade de melhorar a qualidade das operações durante a safra e, conseqüentemente, reduzir a ocorrência de danos.

Em PMFSs em concessão florestal, a principal referência para o embasamento dos procedimentos de monitoramento é o protocolo descrito pelo Instituto Floresta Tropical (IFT) (HOLMES *et al.*, 2008). As empresas adotam diferentes itens dessa metodologia, mas praticamente todas que o fazem empregam as classificações de danos a copa, de danos ao fuste e de saúde da árvore (tabela 1) (BRASADOC, 2015; MADEFLONA, 2009; PATAUÁ FLORESTAL, 2015). A frequência e o período de aplicação do monitoramento variam substancialmente, em alguns casos é feita 1 ou 2 anos após a exploração. Essa metodologia tem algumas desvantagens, sendo uma delas o fato de ser restrita à vegetação. Para o solo, o IFT estabelece a medição da área total de estradas secundárias, pátios e ramais de arraste, embora não apresente métricas mais precisas. Além disso, com exceção do item “Causa dos danos” essa relação de indicadores não foca nas operações isoladamente.

Tabela 1. Classificação de danos à copa, danos ao fuste, saúde da árvore e origem dos danos de acordo com a metodologia do IFT (2008).

Classificação e descrição dos danos	Código					
	0	1	2	3	4	5
Tipos de danos às copas	Sem danos, copa intacta	Danos pequenos; menos de 1/3 da copa danificada	Danos moderados; entre 1/3 e 2/3 da copa danificados.	Danos severos; copa completamente destruída	-	-
Tipos de danos ao fuste	Sem danos, fuste intacto	Danos superficiais; menos de 1.500 cm ² da casca danificados	Danos superficiais, mas mais de 1.500 cm ² da casca danificados	Danos moderados; danos mais profundos que a casca, mas menos de 1.500 cm ² danificados	Danos severos; danos profundos em mais de 1.500 cm ² (como casos	Danos irreversíveis, como fustes esmagados

					de fissuras grandes ou galhos quebrados)	
Causa dos danos	Nenhuma	Corte	Arraste	Construção de estradas	Construção de pátios	Causas naturais
Classe de saúde da árvore	Perfeita, sem danos	Sinais claros de recuperação.	Sem sinais de recuperação ou árvore morta/ apodrecendo.	Sinais claros de morte ou apodrecimento (como ataque de insetos e fungos).	-	-

Já a Embrapa Amazônia Oriental utiliza em seus estudos uma metodologia própria de monitoramento especificamente para a operação de arraste, que foi descrita por Pokorny *et al.* (2004) e possui 39 verificadores de campo, divididos em 7 métodos de avaliação:

- Acompanhar a equipe de arraste;
- Andar pelas trilhas de arraste;
- Examinar os pátios e o empilhamento de toras;
- Examinar 10 pontos ao longo de uma trilha principal;
- Examinar 10 pontos ao longo de uma trilha secundária;
- Avaliar 10 pontos de passagem de água;
- Observar o uso de equipamentos de proteção individual.

Diferente do protocolo do IFT, ela foca na movimentação do maquinário, a única diretriz que indica um dano propriamente dito é a de “paralisar a operação quando constatada a presença de sulcos” (POKORNY *et al.*, 2004). Foi adaptado para teste em duas AMF por Pokorny *et al.* (2008), que verificaram a aplicabilidade da metodologia, mas destacaram que alguns verificadores necessitavam de uma melhor definição. Indicaram também que em estudos de monitoramento florestal todas as equipes que operam na exploração devem ser avaliadas.

Essa iniciativa deu origem ao software Monitoramento Operacional do Manejo Florestal (MOP), mas não foram encontrados registros da sua utilização na literatura consultada. Sabóia (2019) adaptou a metodologia do MOP para PMFSs comunitário, selecionando 17 verificadores, o que revela a necessidade de ajustes da metodologia em casos específicos.

A avaliação das operações também é importante para os processos de certificação florestal. O Forest Stewardship Council (FSC) é a principal certificação aplicada no Brasil e possui dois critérios que abordam a ocorrência de danos da exploração (FSC, 2023). O primeiro trata do desenvolvimento de estruturas e atividades que protejam os solos e os recursos hídricos. Já o segundo garante que a exploração não afete a conservação ambiental. Entretanto, a função dos critérios é direcionar as atividades das instituições que realizam o manejo florestal, portanto são mais superficiais e não impõem a quantificação desses danos.

O Brasil possui também uma certificação florestal própria, denominada de CERFLOR, que consiste na averiguação das normas técnicas elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (INMETRO, 2023). Ela possui indicadores que tratam da identificação de impactos ambientais decorrentes do manejo e do planejamento da pré-colheita e das operações de colheita (ABNT, 2013). Assim como o FSC, não apresenta diretrizes mais específicas para as operações.

Já o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (Ibama) possui sua própria relação de verificadores para o monitoramento do manejo florestal (IBAMA, 2006). Por se tratar do órgão responsável pelo licenciamento dos planos de manejo a nível federal, esses verificadores seguem os preceitos legais de forma mais detalhada, além de incluir outros itens indiretamente associados a legislação.

No total, 14 itens tratam especificamente sobre o arraste, mas nenhum trata diretamente da ocorrência de danos, apenas da movimentação do maquinário (IBAMA, 2006). Os principais aspectos avaliados nesta relação são

o desvio de áreas protegidas, a ocorrência de manobras inadequadas, o planejamento e a sinalização adequados do percurso da trilha. Um verificador dessa metodologia que pode ser considerado no contexto da redução de danos é a restrição da largura da trilha de arraste a até 1,5 m a mais que a largura do maquinário.

REFERÊNCIAS

ADEKUNLE, V. A. J.; OLAGOKE, A. O. The impacts of timber harvesting on residual trees and seedlings in a tropical rain forest ecosystem, southwestern Nigeria. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 6, n. 3-4, p. 131-138, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Base Hidrográfica Ottocodificada**.

Disponível em:

<<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/a01764d3-4742-4f7d-b867-01bf544dde6d>>. Acesso em: 28 out. 2024.

AGUIAR, M. O.; SILVA, G. F.; MAURI, G. R.; MENDONÇA, A. R.; SILVA, E. F.; FIGUEIREDO, E. O.; SILVA, J. P. M.; SILVA, V. A.; SILVA, R. F.; LAVAGNOLI, G. L. Integrated planning of forest exploration infrastructures in an amazonian sustainable forest management area. **Forest Ecology and Management**, v. 549, p. 121265, 2023.

AKBARIMEHR, M.; NAGHDI, R. Reducing erosion from forest roads and skid trails by management practices. **Journal of Forest Science**, v. 58, n. 4, p. 165-169, 2012.

AMPOORTER, E.; VAN NEVEL, L.; VOS, B.; HERMY, M.; VERHEYEN, K. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 10, p. 1664-1676, 2010.

ANDINI, S.; NINGRUM, M. H. Application of Conventional and Improved Techniques in Felling and Skidding to Residual Stand Damages. **Journal Manajemen Hutan Tropika**, v. 29, n. 3, p. 234-234, 2023.

ANTOBRE, O. O.; GYAMFI, A. D.; ASANTE, W. A.; NSOR, C. A.; KYEREH, B. Forest recovery on skid trails and felling gaps following post-decadal selective logging in a moist semi-deciduous forest in Ghana. **Trees, Forests and People**, v. 6, p. 100152, 2021.

APPANAH, S. The search for a viable silviculture in Asia's natural tropical forests. **Unasyilva**, v. 64, n. 240, p. 35-40, 2013.

BADOUARD, V.; SCHMITT, S.; SALZET, G.; GAQUIERE, T.; ROJAT, M.; BEDEAU, C.; BRUNOUX, O.; DERROIRE, G. LoggingLab: An R package to simulate reduced-impact selective logging in tropical forests using forest inventory data. **Ecological Modelling**, 487, 110539, 2024.

BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E.; UHL, C. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 108, p. 9-26, 1998.

BECK, H. E.; ZIMMERMANN, N. E.; MCVICAR, T. R.; VERGOPOLAN N.; BERG, A.; WOOD, E. F. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. **Scientific data**, v. 5, p. 180214, 2018.

BENEVIDES MADEIRAS. **Plano de Manejo Florestal Sustentável** – Floresta Nacional de Caxiuanã – Unidade de Manejo Florestal I. 2017.

BODEGOM, A. J.; GRAAF, N. R. (ed.). **The Celos management system: a provisional manual**. Wageningen, Informatie en Kenniscentrum (IKC), 1991. 43 p.

BRASADOC. **Plano de Manejo Florestal Sustentável em Floresta Pública – UMF II FLONA Crepori**. 2015.

BRASIL. **Lei Nº 12651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2012.

BRAY, D. B.; DURAN, E.; HERNÁNDEZ-SALAS, J.; LUJÁN-ALVAREZ, C.; OLIVAS-GARCÍA, M.; GRIJALVA-MARTÍNEZ, I. Back to the future: The persistence of horse skidding in large scale industrial community forests in Chihuahua, Mexico. **Forests**, v. 7, n. 11, p. 283, 2016.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P.; OLIVEIRA, M. F.; BASSO, R. O. Strategies for Achieving Sustainable Logging Rate in the Brazilian Amazon Forest. **Open Journal of Forestry**, v. 04, p. 100-105, 2014.

CADEI, A.; MOLOGNI, O.; RÖSER, D.; CAVALLI, R.; GRIGOLATO, S. Forwarder Productivity in Salvage Logging Operations in Difficult Terrain. **Forests**, v. 11, n. 3, p. 341, 2020.

CAMBI, M.; PAFFETTI, D.; VETTORI, C.; PICCHIO, R.; VENANZI, R.; MARCHI E. Assessment of the impact of forest harvesting operations on the physical

parameters and microbiological components on a Mediterranean sandy soil in an Italian stone pine stand. **European journal of forest research**, v. 136, p. 205-215, 2017.

CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH – CIFOR. **The CIFOR criteria and indicators generic template: The Criteria and Indicators Toolbox Series**, 2. Jakarta: CIFOR, 1999.

CLARKE, M. A.; WALSH, R. P. D. Long-term erosion and surface roughness change of rain-forest terrain following selective logging, Danum Valley, Sabah, Malaysia. **Catena**, v. 68, n. 2-3, p. 109-123, 2006.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução Nº 406**, de 02 de fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de plano de manejo florestal sustentável-pmfs com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2009.

DEARMOND D.; FERRAZ, J. B. S.; LIMA, A. J. N.; HIGUCHI, N. Surface soil recovery occurs within 25 years for skid trails in the Brazilian Amazon. **Catena**, v. 234, p. 107568, 2024.

DEARMOND, D.; ROVAI, A.; SUWA, R.; HIGUCHI, N. The challenges of sustainable forest operations in Amazonia. **Current Forestry Reports**, v. 10, n. 1, p. 77-88, 2024.

DEARMOND. D.; FERRAZ, J. B.; LOVERA, L. H.; SOUZA, C. A.; CORRÊA, C.; SPANNER, G. C.; LIMA, A. J. N.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Impacts to soil

properties still evident 27 years after abandonment in Amazonian log landings.

Forest Ecology and Management, v. 510, p. 120105, 2022.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; FIGUEIREDO, E. O.; ALMEIDA, D. R. A.; OLIVEIRA, L. C.; SILVA, C. A.; NELSON, B. W.; CUNHA, R. M.; PAPA, D. A.; STARK, S. C.; VALBUENA, R. Impacts of selective logging on Amazon forest canopy structure and biomass with a LiDAR and photogrammetric survey sequence. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 119648, 2021.

DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. **FAO model code of forest harvesting practice**. Rome: FAO, 1996. 117p

FONSECA, F. L.; ESPADA, A. L. V.; COOPER, N.; KAINER, K. A.; MELLO, D.; WADT, L. D. O. **Manejo madeireiro comunitário em áreas protegidas da Amazônia**: aprendizados e recomendações de como facilitar a troca de experiências entre comunidades e organizações. Rio Branco: Embrapa Acre, 2020. 66 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Logging and log transport in man-made forest in developing countries**. Rome: FAO, 1974. 134 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Review of forest management of tropical Asia - FAO Forestry Paper No. 30**. Rome: FAO, 1989. 229 p.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL – FSC. **FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship**. FSC, 2023. 33p.

GÖRGENS E. B.; MUND, J. P.; CREMER, T.; CONTO, T.; KRAUSE, S.; VALBUENA, R.; RODRIGUEZ, L. C. E. Automated operational logging plan considering multi-criteria optimization. **Computers and electronics in agriculture**, v. 170, p. 105253, 2020.

GRAAF, N. R.; ELDIK, T. Precious Woods, Brazil. *In*: WERGER, M. J. A. (ed.). **Sustainable Management of Tropical Rainforests: The CELOS Management System**. Paramaribo: Tropenbos International, 2011. 282 p.

GRIGOREV, I.; KUNICKAYA, O. G.; TIKHONOV, E.; HERTZ, E.; DRUZYANOVA, V.; TIMOKHOVA, O.; IVANOV, V.; KRUCHININ, I. Dynamic impact of wheeled skidders on forest soil in felling areas. **Journal of Terramechanics**, v. 101, p. 1-9, 2022a.

GRIGOREV, I.; KUNICKAYA, O.; BURGONUTDINOV, A.; BURMISTROVA, O.; DRUZYANOVA, V.; DOLMATOV, N.; VORONOVA, A.; KOTOV, A. Modeling the effect of skidded timber bunches on forest soil compaction. **The Journal of Defense Modeling and Simulation**, v. 19, n. 3, p. 551-559, 2022b.

HAWTHORNE, W. D.; SHEIL, D.; AGYEMAN, V. K.; JUAM, M. A.; MARSHALL, C. A. M. Logging scars in Ghanaian high forest: towards improved models for sustainable production. **Forest Ecology and Management**, v. 271, p. 27-36, 2012.

HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazonica**, v. 24, p. 275-288, 1994.

HOLMES, T. P.; BLATE, G. M.; ZWEEDE, J. C.; PEREIRA JUNIOR, R.; BARRETO, P.; BOLTZ, F. **Custos e Benefícios Financeiros da Exploração Florestal de Impacto Reduzido em Comparação à Exploração Florestal Convencional na Amazônia Oriental**. 2. ed. Fundação Floresta Tropical: Belém, 2002. 66p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Instrução Normativa Nº 80**, de 25 de setembro de 1991. Disciplina a exploração das florestas da bacia amazônica. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 1991.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Norma de execução Nº 1**, de dezembro de 2006. Institui a metodologia e o respectivo modelo de relatório de vistoria com a finalidade de subsidiar a análise dos Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFS. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2006.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMATIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO. **Cerflor: Normas Brasileiras**. Available at: http://inmetro.gov.br/qualidade/cerflor_normasBrasileiras.asp. Accessed in: Juny 4th 2023.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBIO. **Plano De Manejo da Reserva Extrativista Verde Para Sempre**. 2020. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de->

biomas/amazonia/lista-de-ucs/resex-verde-para-sempre>. Acesso em: 20 jan. 2025.

INSTITUTO FLORESTA TROPICAL - IFT. **Manejo Florestal e Exploração de Impacto Reduzido em Florestas Naturais de Produção da Amazônia**. Informativo Técnico. 2014. Disponível em: <www.ift.org.br>. Acesso em: 24 de jan. de 2024.

ISAAC JÚNIOR, M.A.; BARBOSA, B. H. G.; GOMIDE, L. R.; CALEGARIO, N.; FIGUEIREDO, E. O.; FILHO L. O. M. Reduced-Impact Logging By Allocating Log-Decks Using Multi-Objective Evolutionary Algorithm in Western Amazon. **Revista Árvore**, v. 45, p. e4506, 2021.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forestry Ecology and Management**, v. 89, p. 59-77, 1996.

JONKERS, W. B. J.; HENDRISON, J. The CELOS Management System: concept, treatments and costs. *In*: WERGER, M. J. A. (ed.). **Sustainable Management of Tropical Rainforests: The CELOS Management System**. Paramaribo: Tropenbos International, 2011. 282 p.

KHAI, T. C.; MIZOUE, N.; OTA, T. Harvesting intensity and disturbance to residual trees and ground under Myanmar selection system; comparison of four sites. **Global Ecology and Conservation**, v. 24, p. e01214, 2020.

LATTERINI, F., Dyderski, M. K., Horodecki, P., Rawlik, M., Stefanoni, W., Högbom, L., Jagodziński, A. M. A Meta-analysis of the effects of ground-based

extraction technologies on fine roots in forest soils. **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 1, p. 9-21, 2024.

LIMA, K. S.; MEIRA CASTRO, A. C.; BAPTISTA, J. S.; SILVA, U. Wood-Logging Process Management in Eastern Amazonia (Brazil). **Sustainability**, v. 12, n. 18, p. 7571, 2020.

MACIAK, A. D. A. M.; BADOWSKA, ANITA. Investigations on horse skidding productivity and costs under mountainous conditions. **Annals of Warsaw University of Life Sciences - Agriculture**, n. 63, p. 125-131, 2014.

MADEFLONA. **Plano de Manejo Florestal Sustentável em Floresta Pública – UMF I – Flona do Jamari**. 2009.

MAGAGNOTTI, N.; SPINELLI, R. Financial and energy cost of low-impact wood extraction in environmentally sensitive areas. **Ecological engineering**, v. 37, n. 4, p. 601-606, 2011.

MARRA, E.; LASCHI, A.; FABIANO, F.; FODERI, C.; NERI, F.; MASTROLONARDO, G.; NORDFJELL, T.; MARCHI, E. Impacts of wood extraction on soil: Assessing rutting and soil compaction caused by skidding and forwarding by means of traditional and innovative methods. **European Journal of Forest Research**, v. 141, p. 1-16, 2021.

MATANGARAN, J. R.; PUTRA, E. I.; DIATIN, I.; MUJAHID, M.; ADLAN, Q. Residual stand damage from selective logging of tropical forests: A comparative case study in central Kalimantan and West Sumatra, Indonesia. **Global Ecology and Conservation**, v. 19, p. e00688, 2019.

MENON, V.; TIWARI, S. K. Population status of Asian elephants *Elephas maximus* and key threats. **International Zoo Yearbook**, v. 53, n. 1, p. 17-30, 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Instrução Normativa Nº 5**, de 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável - PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2006.

MINN, S. T.; MIZOUE, N.; OTA, T. Evaluating ground disturbance at elephant skid trails, logging roads and log landings under the Myanmar selection system. **Journal of Forest Research**, v. 27, n. 6, p. 409-418, 2022.

MINN, S. T.; OTA, T.; MIZOUE, N. Movements of Semi-captive Elephants during Skidding Season in Myanmar. **Journal of Forest Planning**, v. 29, p. 11-15, 2023.

NAGHDI, R.; SOLGI, A.; LABELLE, E. R.; NIKOOY, M. Combined effects of soil texture and machine operating trail gradient on changes in forest soil physical properties during ground-based skidding. **Pedosphere**, v. 30, n. 4, p. 508-516, 2020.

NAGHDI, R.; SOLGI, A.; LABELLE, E. R.; ZENNER, E. K. Influence of ground-based skidding on physical and chemical properties of forest soils and their effects on maple seedling growth. **European Journal of Forest Research**, v. 135, p. 949-962, 2016.

NOGUEIRA, M.; LENTINI, M.; PIRES, I.; BITTENCOURT, P.; ZWEEDE, J. **Manejo de Florestas Naturais da Amazônia: Corte, traçamento e segurança - Manual Técnico IFT 2**. 2010. Disponível em www.ift.org.br. Acesso em: 24 de jan. de 2024.

PATAUÁ FLORESTAL. **Plano de Manejo Florestal Sustentável – UMF II - FLONA Altamira**. 2015.

POKORNY, B.; SABOGAL C.; SILVA, J. N. M.; LIMA, J.; BERNARDO, P. C&I para el monitoreo de operaciones forestales. Un caso en Brasil. **Revista Forestal Centroamericana**, v. 42, p. 14-19, 2004.

POKORNY, B.; SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; BERNARDO, P.; SOUZA, J.; ZWEEDE, J. **Conformidade com as diretrizes de exploração de impacto reduzido por empresas madeireiras em florestas de terra firme da Amazônia brasileira**. 1 ed. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2008. 36 p.

POUDYAL, B. H.; MARASENI, T.; COCKFIELD, G. Evolutionary dynamics of selective logging in the tropics: A systematic review of impact studies and their effectiveness in sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 166-175, 2018.

PURWOKO, A.; MUHDI, M.; HANAFIAH, A. S. Residual stand damages caused by conventional and reduced impact timber harvesting in the natural forest. **International Journal of Mechanical Engineering and Technology**, v. 9, n. 3, 2018, p. 313-325, 2018.

RUSCHEL, A. R. Dinâmica da composição florística e do crescimento de uma floresta explorada há 18 anos na flona Tapajós, PA. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 57 p., 2008.

RUSLIM, Y.; SIHOMBING, R.; LIAH, Y. Stand damage due to mono-cable winch and bulldozer yarding in a selectively logged tropical forest. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, v. 17, n. 1, 2016.

RRX MINERAÇÃO E SERVIÇOS. **Plano de Manejo Florestal Sustentável – UMF II Concessão Florestal na Floresta Nacional de Altamira – UMF II.** 2016.

SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; ZWEEDE, J.; PEREIRA JUNIOR, R.; BARRETO, P.; GUERREIRO, C. A. **Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de Terra Firme na Amazônia Brasileira.** 1. ed. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2000. 52 p.

SALES, A.; GONZÁLES, D. G. E.; MARTINS, T. G. V.; SILVA, G. C. C.; SPLETOZER, A. G.; TELLES, L. A. D. A.; SIVIERO, M. A.; LORENZON, A. S. Optimization of Skid Trails and Log Yards on the Amazon Forest. **Forests**, v. 10, n. 3, p. 252, 2019.

SAMISE. **Plano de Manejo Florestal Sustentável de Uso Múltiplo - Concessão Florestal na Floresta Nacional Saracá-Taquera – Lote Sul – UMF 1B.** 2014.

SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest ecology and management**, v. 385, p. 97-103, 2017.

SEGOVIA, J. F. O.; ORELLANA, J. B. P.; KANZAKI, L. I. B. Características físico-químicas dos principais solos na Amazônia. *In*: SEGOVIA, J. F. O. (ed.).

Floricultura tropical: técnicas e inovações para negócios sustentáveis na Amazônia. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2020. p. 43-66.

SESSIONS, J. **Forest Road Operations in The Tropics.** 1. ed. Nova York: Springer, 2007.

SILVA, E. F.; SILVA, G. F.; FIGUEIREDO, E. O.; BINOTI, D. H. B.; MENDONÇA, A. R.; TORRES, C. M. M. E.; PEZZOPANE, J. E. M. Allocation of storage yards in management plans in the Amazon by means of mathematical programming. **Forests**, v. 9, 127, 2018.

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. Um sistema silvicultural policíclico para produção sustentada de madeira na Amazônia brasileira. 1999.

VERISSIMO, A.; BARRETO, P.; MATTOS, M. TARIFA, R. UHL, C. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. **Forestry Ecology and Management**, v. 55, p. 169-99, 1992.

VIJITH, H.; HURMAIN, A.; DODGE-WAN, D. Impacts of land use changes and land cover alteration on soil erosion rates and vulnerability of tropical mountain ranges in Borneo. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 57-69, 2018.

YUNIAWATI, A. S.; NINGRUM, M. H. Application of Conventional and Improved Techniques in Felling and Skidding to Residual Stand Damages. **Journal Manajemen Hutan Tropika**, v. 29, n. 3, p. 234-234, 2023.

5. CHALLENGES IN PREDICTING MECHANIZED SKIDDING QUALITY FROM SITE CHARACTERISTICS: INSIGHTS FROM AN EASTERN AMAZON FOREST¹

Abstract

This study examined the impact of site characteristics on the quality of mechanized log skidding using a linear regression model. Mechanized skidding—widely used in the Brazilian Amazon—can cause substantial damages to soils and residual vegetation. To mitigate these impacts, we implemented operational quality monitoring within a Forest Management Area spanning the municipalities of Portel and Bagre, Pará, Brazil. Monitoring scores (0–10) served as the response variable (Q). As predictors, we used mean canopy height (\bar{h}) and cluster membership derived from a k-means analysis of \bar{h} , carbon stock (C), and slope (S). Model fitting indicated significant effects of \bar{h} and membership in one cluster; however, validation revealed low predictive capacity ($R^2 = 0.0528$; adjusted $R^2 = 0.0391$; mean percentage error, $MPE = -8.51\%$; estimation efficiency, $EE = 0.0022$). Likely causes include the narrow range of slope (S) in the dataset and limited detail on soil attributes and operational conditions. We conclude that more rigorous pre-selection and characterization of monitored areas, combined with a streamlined monitoring protocol and explicit evaluation of skidder operators, are essential to improving skidding quality.

Keywords: Soil compaction; Site characteristics; Linear regression modeling; Amazon rainforest; Sustainable forest operations

¹ Artigo formatado de acordo com as normas da revista International Journal of Forest Engineering.

Resumo

Este estudo examinou a influência de características de sítio na qualidade do arraste mecanizado de toras por meio de um modelo linear. O arraste mecanizado – amplamente utilizado na Amazônia brasileira – ocasiona uma série de danos ao solo e à vegetação remanescente. Para mitigar esses impactos, aplicou-se o monitoramento da qualidade da operação em uma área de manejo florestal (FMA) nos municípios de Portel e Bagre, Pará, Brasil. As notas (0 -10) foram usadas como variável resposta (Q). Como variáveis preditoras, foram usadas altura do dossel (\bar{h}) e os grupos resultantes de uma análise de k-médias de \bar{h} , estoque de carbono (C) e declividade do solo (S). O ajuste do modelo revelou efeito significativo de \bar{h} e de um dos clusters; entretanto, a validação apontou baixa capacidade preditiva ($R^2 = 0.0528$; R^2 ajustado = 0.0391; erro médio percentual MPE = - 8.51 %; eficiência estimativa, EE = 0.0022. Entre as causas prováveis estão a baixa amplitude da declividade (S) no banco de dados e a falta de informações detalhadas sobre atributos do solo e operacionalização. Conclui-se que a pré-seleção e caracterização mais rigorosos das áreas monitoradas, aliadas à simplificação do protocolo de monitoramento e à avaliação específica dos operadores de skidder, são essenciais para aprimorar a qualidade do arraste de toras.

Palavras-chave: arraste mecanizado de toras; manejo florestal; monitoramento de qualidade; planejamento operacional, floresta tropical.

5.1 Introduction

Log skidding is the predominant timber-harvesting technique in the tropics (Sessions 2007). It consists of moving felled logs by traction, with part or all the bole in contact

with the ground (FAO 1974). Purpose-built tractors (also known as skidders) can yield substantial productivity gains, but they often increase harvesting costs and require specific attention to operations and maintenance (Rodriguez and Fellow 1986). Despite widespread adoption, the environmental impacts and associated costs make operational quality monitoring a crucial necessity. In the management of natural forests in the Amazon, skidding is predominantly performed with rubber-tired skidders and, less frequently, with tracked skidders (Pereira et al. 2010).

In smaller-scale projects—particularly those based on community or family—log extraction is performed manually or with animal traction (Araujo and Correia 2014; Barros and Uhl 1995; D’Oliveira and Braz 2006; Lentini et al. 2005; Piketty et al. 2015). Although less productive, these systems exhibit distinct patterns of damage and cost, underscoring the need to account for skidding-system diversity when evaluating operational quality.

In Brazil, two skidding systems are commonly used: the direct system, in which the skidder continuously accesses and transports logs, and the CELOS system, which combines tracked pre-skidding with rubber-tired skidding (Barreto et al. 1998; Graaf and Eldik 2011). Although the direct system is widely used on Amazon, CELOS is seldom documented. Tracked pre-skidding tends to reduce soil compaction, whereas subsequent use of rubber-tired skidders increases productivity. These operational contrasts generate distinct damage patterns, underscoring the importance of considering the chosen method when evaluating operational quality.

A key limitation of forest management in the Amazon is the lack of adequate operational planning. Environmental factors—topography, forest type—are seldom incorporated (Miron et al. 2021; Zeferino et al. 2023), and, in practice, firms often rely

on empirical planning due to insufficient descriptions of these factors (Babapour et al. 2018; Braz et al. 2014; Silva et al. 2020). This approach can yield suboptimal trail layouts and inefficient area selection, resulting in increased soil and vegetation damage and ultimately undermining operational sustainability.

Forest optimization technologies are rarely adopted in the Amazon, despite a robust body of literature on the subject (DeArmond et al. 2024; Kazama et al. 2021). Among these approaches, linear programming is particularly noteworthy because it can reduce the number of trails by 15.45%, total skidding distance by 52%, and harvesting cost by 25.76% (Gouveia et al. 2024; Silva et al. 2020; Silva et al. 2017). The limited adoption of such methods is likely due to the scarcity of technical information and the complexity of field implementation, underscoring the need for studies that explicitly integrate site characteristics into the evaluation of these technologies. Routine operational decisions—such as selecting the appropriate machinery and timing component replacement—are often neglected for the same reason (Braz et al. 2014). Such negligence compromises skidder performance and exacerbates damage to both soil and vegetation, highlighting the importance of linking operational data with quality monitoring.

The deficit in planning and execution of operations results in extensive site alterations. Such alterations are inherent to skidding, as the continuous contact of logs with soil and vegetation leads to soil compaction and mechanical damage to residual trees. In mechanized skidding, the greater size and weight of skidders increase both the spatial extent and severity of damage to soil and remaining vegetation (Khai et al. 2016; Naghdi et al. 2009; Picchio et al. 2020; Wästerlund 1992). These disturbances compromise ecosystem services, delay natural regeneration, and affect future harvesting cycles. Ensuring that impacts are minimized is an indispensable condition for the long-term sustainability of forest management (Schweier et al. 2019; Kühmaier et al. 2025; Sist

2000), thereby justifying the development of models capable of evaluating and controlling operational quality.

The main types of damage caused by skidding to vegetation include stem injuries, leaning, bark removal, and breakage of stems and roots (Jackson et al. 2002; Matangaran et al. 2022; Yuniawati and Ningrum 2023; Tavankar et al. 2017). These forms of damage reduce wood quality by increasing susceptibility to pathogens (Picchio et al. 2020) and delaying diameter and height growth of residual trees (DeArmond et al. 2021). Moreover, as tree diameter decreases, the frequency and severity of injury tend to increase, particularly affecting natural regeneration (Tavankar et al. 2017). When these effects occur on a large scale, they jeopardize the sustainability of future harvesting cycles, underscoring the need for precise metrics to evaluate skidding quality.

Soil compaction—the primary consequence of log skidding—varies with depth (DeArmond et al. 2023; Varol et al. 2020). In the Amazon, studies have recorded increases of up to 91% in soil penetration resistance and 26% in bulk density following skidding (DeArmond et al. 2020). Although the topsoil layer (0–5 cm) often recovers its physical properties, the effects can persist for more than three decades in subsurface layers, restricting root development and reducing future productivity (DeArmond et al. 2019). These long-lasting alterations in the soil profile underscore the importance of integrating soil compaction variables and systematic soil monitoring into operational quality evaluation models.

The impairment of root establishment favors phenomena such as erosion and landslides, thereby increasing site instability in harvested areas (Schäffer et al. 2022; Marra et al. 2022; Zemke et al. 2019). These processes reduce long-term forest productivity and hinder regeneration, thereby compromising overall forest recovery (DeArmond et al. 2023). Furthermore, the severity of damage largely depends on traffic

intensity, machinery type, and the harvesting system employed (Ghadi et al. 2024; Tavankar et al. 2021; Solgi et al. 2023), reinforcing the need for planned and controlled operations, which constitute a fundamental premise for models that evaluate log skidding quality.

A fundamental strategy for controlling the quality of these operations is the use of criteria, indicators, and verifiers, applied either during or after harvesting (Mendoza and Prabhu 2000; Pokharel and Tiwari 2018; Sikkema et al. 2014; Stupak et al. 2011). In log skidding, post-harvest evaluation is recommended because of the safety risks associated with skidder traffic. In this approach, monitoring consists of surveying skidding trails and examining soil and vegetation in areas traversed by machinery for evidence of impact (Knežević et al. 2023; Matangaran et al. 2022; Yuniawati and Ningrum 2023). Selecting robust indicators and standardizing procedures are essential to enable comparability across sites and operators.

Monitoring can also detect differences among sites within the same management area. In forestry sciences, a site refers to the combination of environmental factors that determine forest productivity and biomass accumulation capacity (Burger 2002; Skovsgaard and Vanclay 2008; Spurr and Barnes 1973). Although central to plantation silviculture, this concept remains underexplored in natural tropical forests (Li et al. 2022; Mensah et al. 2023; Reis et al. 2022; Skovsgaard and Vanclay 2008; Zhang et al. 2022). Based on this gap, this study analyzes the influence of site characteristics on log skidding quality using a linear model, relating environmental variables—canopy height, carbon stock, and slope—to operational performance.

5.2 Methodology

5.2.1 Study area description

The study was conducted in a Forest Management Area (FMA) at Fazenda Pacajá (Figures 1C–D), located between the municipalities of Portel and Bagre, Pará, Brazil (Figures 1A–B). The climate is classified as Af according to the Köppen system, with an average annual temperature of 28°C and approximately 2,680 mm of precipitation (Table 1). The region is predominantly covered by dense ombrophilous forest growing on Yellow Latosols and Haplic Gleysols (IBGE, 2004; 2006). This FMA was selected due to its representative soils and forest cover, typical of eastern Amazonia, which are essential for evaluating the influence of site characteristics on skidding quality.

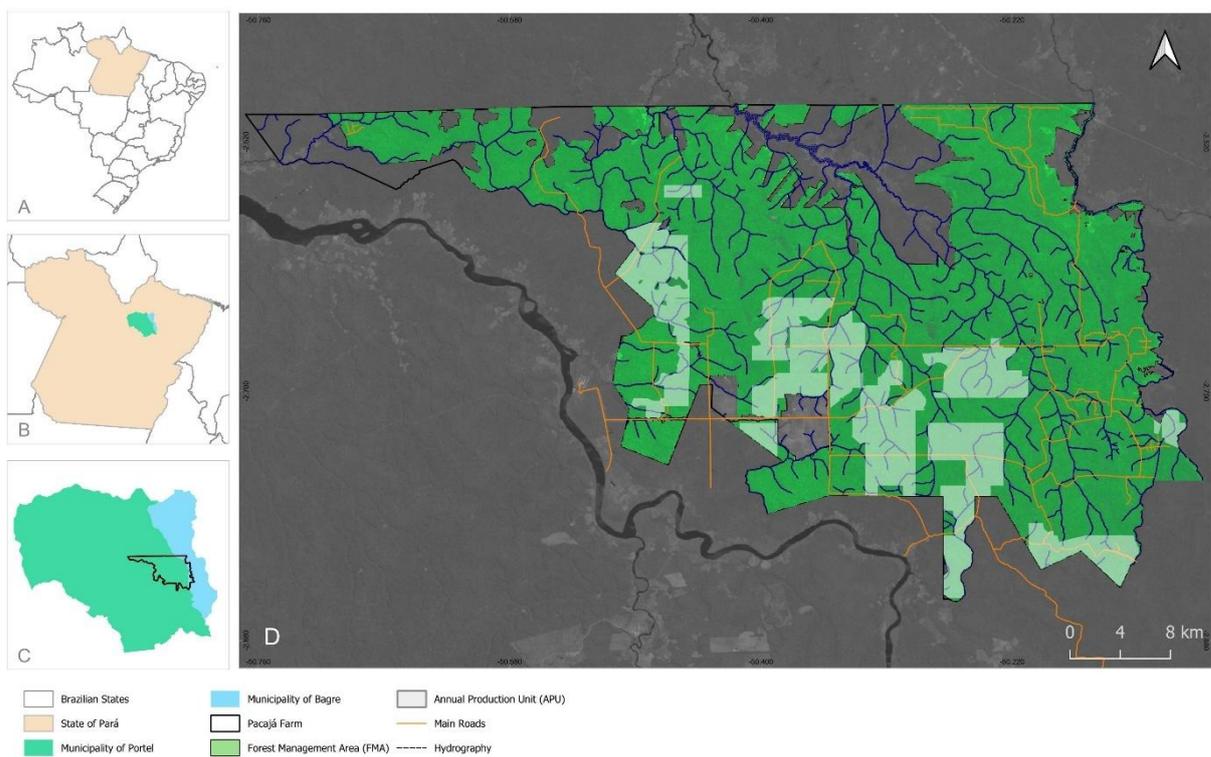


Figure 1. Location of the study area: (A) Pará State; (B) Municipalities of Portel and Bagre; (C) Pacajá Farm boundaries; (D) Forest Management Area (FMA) and monitored Annual Production Units (APUs), hydrography, and main roads of the property.

Characteristics	Municipalities	
	Bagre	Portel
Köpper's Climatic classification	Af	Af
Mean annual temperature	28,1 °C	28 °C
Mean annual precipitation	2.701 mm	2.665 mm

Table 1. Climatic characterization of the municipalities of Portel and Bagre, Pará state, Brazil (Alvares et al. 2013).

The FMA spans 121,633 ha, with an authorized harvesting intensity of 19.9 m³ ha⁻¹. By 2024, 21 Annual Production Units (APUs) had been managed. Each APU was subdivided into Work Units (WUs; ~100 ha, 1,000 × 1,000 m) and further into Harvesting Units (HUs; ~6.25 ha, 250 × 250 m). The shapes of these units varied according to topography and company boundaries. This spatial hierarchy ensured the representative quality of assessments and surveys of site characteristics in homogeneous areas, providing a sound basis for operational planning and the application of the monitoring form.

2.2 Skidding Operation Description

The FMA employs the direct skidding system, with three skidders allocated to outsourced teams from 2019 to 2023; in 2024, outsourcing was reduced to two teams. The fleet includes three Caterpillar 525 skidders (17,710 kg; 146 kW; 1.16 m² hydraulic grapple; fuel tank capacity: 315 L) and one Caterpillar 545 (21,890 kg; 186 kW; 1.77 m² hydraulic grapple; fuel tank capacity: 378 L) (Caterpillar 2014, 2010).

The skidding trails follow a fishbone pattern (Sessions 2007), consisting of a main trail with secondary branches. Before harvesting, HU layouts were marked with stakes and TNT tapes to guide skidder movement. This operational configuration—particularly the number of branches, curve geometry, and trail spacing—directly influences soil and vegetation damage indicators, which are fundamental for interpreting monitoring results.

2.3 Operational Monitoring Description

For model calibration, we employed a field form comprising eight quality indicators, each scored from 0 to 10 and weighted to contribute to the overall evaluation (Table 2). Applications were conducted on the main trails of the HUs, selected alternately along a west–east direction—evaluating one HU, skipping the next to the right, and repeating the procedure.

Quality indicators	Weight in the final score (%)
Damage to residual vegetation per 100m of trail	10
Damage to residual vegetation per 10 logs skidded	10
Rut occurrence	15
Number of sharp turns	10
Unplanned trail opening	15
Irregular movements and maneuvers	15
Trail width	10
Logs left behind in the forest	15

Table 2. Log skidding operational quality indicators and each indicator's weight in the final score (%).

Damage indicators were calculated as the number of affected trees per 100 m of trail (D100m) and per 10 logs skidded (D10L). Occurrences were classified into two groups based on diameter at breast height (DBH): reversible (DBH > 35 cm) and irreversible (DBH < 35 cm), according to the monitoring protocol.

After counting the number of damaged trees (NDT) and skidded logs (NL), and estimating the trail length (TL), equations (1) and (2) were applied to obtain D100m and D10L. Scores proportional to the frequency of damage were then assigned, equally distributed between the two DBH classes, as detailed in Table 3. These procedures ensured data consistency and comparability, providing a robust basis for skidding quality modeling.

$$D_{100m} = \frac{NDT * 100}{TL} \quad (1)$$

$$D_{10L} = \frac{NDT * 100}{NL} \quad (2)$$

Where: “ D_{100m} ” – damage per 100 m of trail; “ NDT ” – number of damaged trees on the trail; “ TL ” – total trail length (in m); “ D_{10L} ” – damage per 10 logs skidded; “ NL ” – number of logs skidded on the trail.

Damage per 100 m of trail (D_{100m})			
Description	Number of occurrences / 100 m	Score	Contribution to the indicator score
	0-10	10	50%

Damaged trees with DBH > 35cm (Reversible)	10-15	5	
	>15	0	
Damaged trees with DBH < 35cm (Irreversible)	0-5	10	50%
	6-11	5	
	>11	0	
Damage per 10 logs skidded (<i>DIOL</i>)			
Description	Number of occurrences / 10 logs skidded	Score	Contribution to the indicator score
Damaged trees with DBH > 35cm (Reversible)	0	10	50%
	1	7,5	
	2	5	
	3	2,5	
	4	0	
Damaged trees with DBH < 35cm (Irreversible)	0	10	50%
	2	7,5	
	4	5	
	6	2,5	
	8	0	

Table 3. Scoring criteria for damage to residual vegetation per 100 m of trail and per 10 logs skidded.

In addition to vegetation damage, the assessment also included indicators for ruts, sharp turns, unplanned trail openings, improper maneuvers, trail width, and logs left on

site (Tables 4 and 5). The rut occurrence indicator was subdivided into depth and extent, each contributing 50% to the final score (Table 4). Trail width was measured directly in the field, whereas the other indicators were scored according to the number of occurrences (Table 5).

Depth (cm)	Score	Contribution to the indicator score
0-10	10	50%
10-20	5	
> 20	0	
Extent (m)	Score	Contribution to the indicator score
0-2	10	50%
3-5	5	
6-8	0	

Table 4. Scoring criteria for the "rut occurrence" indicator, with depth and extent sub-indicators.

Quality indicators	Assessment	Score
Number of sharp turns	Count	
	0	10
	1	7,5
	2	5
	> 2	10
Number of unplanned trails	Count	

	0	10
	≥ 1	0
Irregular movements and maneuvers	Count	
	0	10
	1-2	5
	> 2	0
Trail width	Measurement (m)	
	< 4	10
	4,1-4,5	5
	$> 4,5m$	0
Logs left behind in the forest	Count	
	0	10
	≥ 1	0

Table 5. Scoring criteria for log skidding operational quality indicators: number of sharp turns, number of unplanned trails, irregular movements and maneuvers, trail width, and logs left behind in the forest.

2.4 Cluster

Harvesting Units (HUs) were segmented based on site similarities, and this grouping was included as a predictor in the model. Cluster analysis was employed for this purpose, a multivariate method that groups observations into clusters according to inter-point distances (Edwards and Cavalli-Sforza 1965), allowing the identification of integrated patterns among variables that may not be evident in isolation.

The clustering was performed using the k-means method (Lloyd 1982), which defines k centroids and assigns each observation to the nearest one to minimize the sum

of squared Euclidean distances. Mean canopy height (\bar{h}), carbon stock (C), and soil slope (S) were selected as clustering variables because these data are available from remote sensing, secondary databases, and field measurements. This clustering approach highlights site differences that may affect log skidding quality.

2.5 Height (H)

Mean canopy height (\bar{h}) is one of the most informative variables of forest structure. The height–diameter relationship enables inference of other variables of economic and ecological importance, such as timber stock and site productive capacity (West 2015; Fang et al. 2006). Additionally, canopy height is directly related to crown characteristics—including leaf area ratio, leaf mass fraction, and crown area—which in turn influence photosynthesis and light dynamics within the forest (Falster and Westoby 2003).

Canopy height also underpins the characterization of vertical forest structure, enabling stratification of the canopy and indicating different levels of structural complexity (Brokaw and Lent 1999). Consequently, greater canopy height and well-defined strata suggest an advanced stage of forest succession, indicating greater site maturity (Franklin et al. 2002). Given the strong influence of canopy height on forest ecology and productivity, \bar{h} was included as an independent variable in the log skidding quality prediction model.

2.6 Data

2.6.1 Monitoring

Data from 423 monitoring forms were obtained in APUs 16–20, collected between 2019 and 2024 (Figure 1C). The dataset was divided into a training set (212 HUs) and a

validation set (211 HUs), and the final score from each form was used as the response variable (Q) in the model. This partition ensured that predictive capacity was assessed with independent data, thereby increasing the robustness of model validation.

2.6.2 Canopy height (H), Carbon stock (C), and Soil slope (S)

Mean canopy height (\bar{h}) was derived from the georeferenced model developed by Lang et al. (2023), based on LiDAR data collected by the Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) mission. This integration produced continuous canopy height surfaces from globally distributed GEDI footprints, providing detailed and consistent spatial coverage at the HU level.

Carbon stock (C) was obtained from the UNEP-WCMC Above and Below Ground Biomass Carbon Density dataset (Soto-Navarro et al. 2020). This global database provides biomass carbon density estimates (Mg ha^{-1}) for 2010, with a spatial resolution of 300 m, allowing characterization of biomass distribution within each HU. Although referenced to 2010, these data are useful for highlighting forest heterogeneity that may influence log skidding quality.

The TOPODATA database (INPE 2024) provided soil slope (S) data as rasters with a 30 m spatial resolution, ranging from 0° to 90° (Valeriano 2008). This resolution is compatible with the 250×250 m HUs, allowing evaluation of the influence of topography on log skidding performance.

The \bar{h} and C layers were processed in Google Earth Engine, clipped to the FMA boundary, and exported as GeoTIFFs. The GeoTIFFs were then imported into QGIS 3.36.0-Maidenhead, where the S raster was clipped using the same polygon to ensure spatial consistency and preserve projection metadata.

QGIS Zonal Statistics was used to calculate \bar{h} , C, and S values for each HU, using the polygon shapefile of harvested HUs as the input layer. Thematic maps and frequency histograms were subsequently generated to compare the distribution of these variables across the total area (APUs 16–20) and the monitored area. These outputs enabled the visualization of spatial patterns and the validation of HU representativeness before statistical modeling.

Mean values were exported to an XLSX spreadsheet to serve as input for subsequent statistical analyses. All geoprocessing was performed in QGIS using the SIRGAS 2000 datum to ensure coherence and spatial accuracy of the model inputs.

2.7 Statistical Analysis

All statistical analyses were conducted in R (version 4.3.2). The `readxl` package (Wickham and Bryan, 2023) was used to read XLSX spreadsheets, and the `stats` package (R Core Team 2023) was employed for regression procedures and statistical tests. Other complementary packages are detailed below, ensuring flexibility and reproducibility in all modeling steps.

2.7.1 Normality of Residuals and Homoscedasticity

Normality of residuals was assessed using the Shapiro–Wilk test ($\alpha = 0.05$), along with density histograms and a quantile–quantile (QQ) plot. Homoscedasticity was evaluated with Levene’s test ($\alpha = 0.05$), and a residuals versus fitted values plot was generated. These procedures ensured that the assumptions of normality and homogeneous variance were met, an essential condition for the validity of the ANOVA applied in the model.

2.7.2 Cluster analyses

Before performing clustering, the data were standardized to neutralize the effects of differing variable scales. The Z-score method was adopted because it is less sensitive to outliers, thereby facilitating homogeneous comparisons. As a result, the standardized variables SH (height), SC (carbon stock), and SS (slope) were generated, serving as the basis for subsequent clustering.

The optimal number of clusters was determined using the elbow method from the `factoextra` package (Kassambara and Mundt 2020). The inflection point in the plot indicated the formation of three clusters, which were visualized using `ggplot2` (Wickham 2016) and arranged with `patchwork` (Pedersen 2024). Additionally, two-dimensional kernel density estimation (2D KDE) was applied to highlight areas of higher point concentration in each plot.

The mean values of SH, SC, and SS were calculated for each cluster, and the silhouette coefficient (SI) was computed to assess clustering quality. The SI ranges from 0 to 1, with values close to 1 indicating clusters that are internally cohesive and well separated (Maechler et al. 2022).

2.7.3 Model adjustment and validation

To improve model fit and meet normality assumptions, a Box–Cox transformation was applied to the Q variable using the `MASS` package (Venables and Ripley 2002). The resulting parameter was $\lambda = 191/99$ (≈ 1.93), and the transformed variable $Q^{(191/99)}$ (hereafter RQ) was used as the response. The linear model was fitted with the following

structure: $RQ \sim \bar{h} + \text{cluster}$. Model significance was evaluated through analysis of variance (ANOVA).

The adjusted model was applied to the validation set, with data processing performed using the dplyr package (Wickham et al. 2023), yielding the residual standard error (RSE), coefficient of determination (R^2), adjusted R^2 , F-value, and p-value. Validation was complemented by calculating the mean absolute error (MAE; Formula 3), mean percentage error (MPE; Formula 4), and estimation efficiency (EE; Formula 5). Additionally, an observed versus estimated values plot was generated to detect biases and visually assess predictive performance. These indicators enabled the assessment of accuracy and the detection of under- or overestimations, thereby informing potential model refinements.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |RQ - PRQ_i| \quad (3)$$

$$MPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{RQ_i - PRQ_i}{RQ_i} \right) \times 100 \quad (4)$$

$$EF = 1 - \frac{SSE}{SST} \quad (5)$$

Where: “MAE” – mean absolute error; n is the number of observations; “RQ” – value of $Q^{191/99}$; “PRQ” – estimated value of $Q^{191/99}$; “EE” – estimation efficiency; “SSE” – sum of squared residuals; “SST” – is the total sum of squares; “MPE” – mean percentage error.

5.2.8 Visual analysis of the model

To obtain predicted scores on the original scale, the inverse Box–Cox transformation of $Q^{(191/99)}$ was applied, expressed as $PQ = P(RQ^{(191/99)})$. Two scatter plots of PQ against Q were then generated in R with the latticeExtra package (Sarkar Andrews 2022): one for the training set and another for the validation set. These plots allowed visual

assessment of prediction dispersion and bias in both datasets, thereby informing potential model refinements.

Predicted scores (PQ) were incorporated into HU shapefiles in QGIS, where the percentage difference between PQ and Q (DQ; Equation 6) was computed. Positive DQ values indicated underestimation, while negative values indicated overestimation. Subsequently, Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation (Shepard 1968) was applied to DQ to estimate values at unsampled locations from neighboring points. The results were displayed on a thematic map, excluding HUs without monitoring forms, to ensure that the visualization represented only areas that were effectively monitored.

$$DQ = \frac{(PQ-Q)}{Q} \times 100 \quad (6)$$

Where: "DQ" – percentage difference between scores; "PQ" – actual core estimated by the model; "Q" – actual score assigned to each HU.

5.3. Results

5.3.1 \bar{h} , C e S

Figures 2–4 show the characterization of the APUs with respect to \bar{h} , C, and S, also highlighting the monitored HUs. Mean canopy height (\bar{h}) ranged from 9.03 to 37.98 m in the APUs and from 24.01 to 36.62 m in the HUs. Carbon stock (C) varied from 90.57 to 275.29 Mg ha⁻¹ in the APUs and from 103.89 to 260.74 Mg ha⁻¹ in the monitored HUs. Slope (S) ranged from 1.48° to 17.25° in the APUs and from 2.01° to 15.19° in the monitored area.

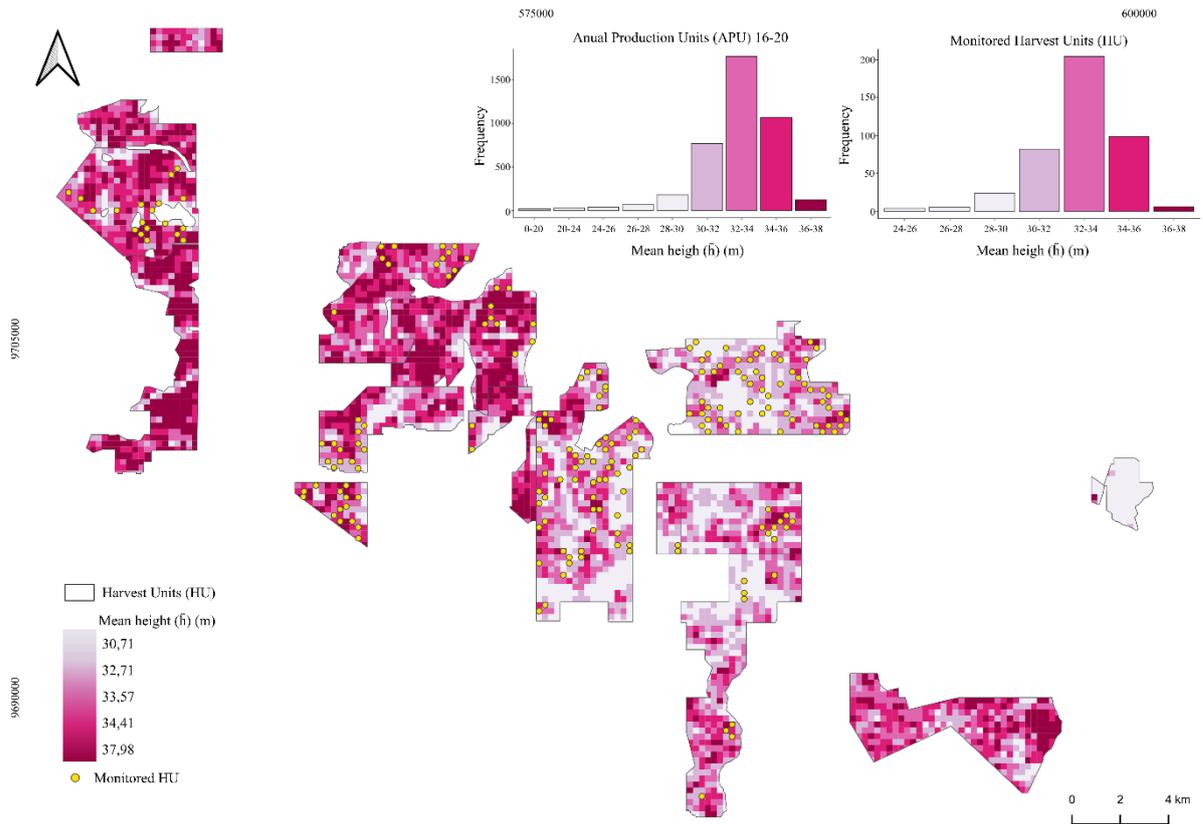


Figure 2. Mean canopy height (\bar{h}) in each monitored harvesting unit (HU), with distribution of \bar{h} frequency classes in the total area (APUs 16–20) and the monitored area. \bar{h} obtained by interpolation of LiDAR data from the GEDI (Global Ecosystem Dynamics Investigation) mission as per Lang et al. (2023).

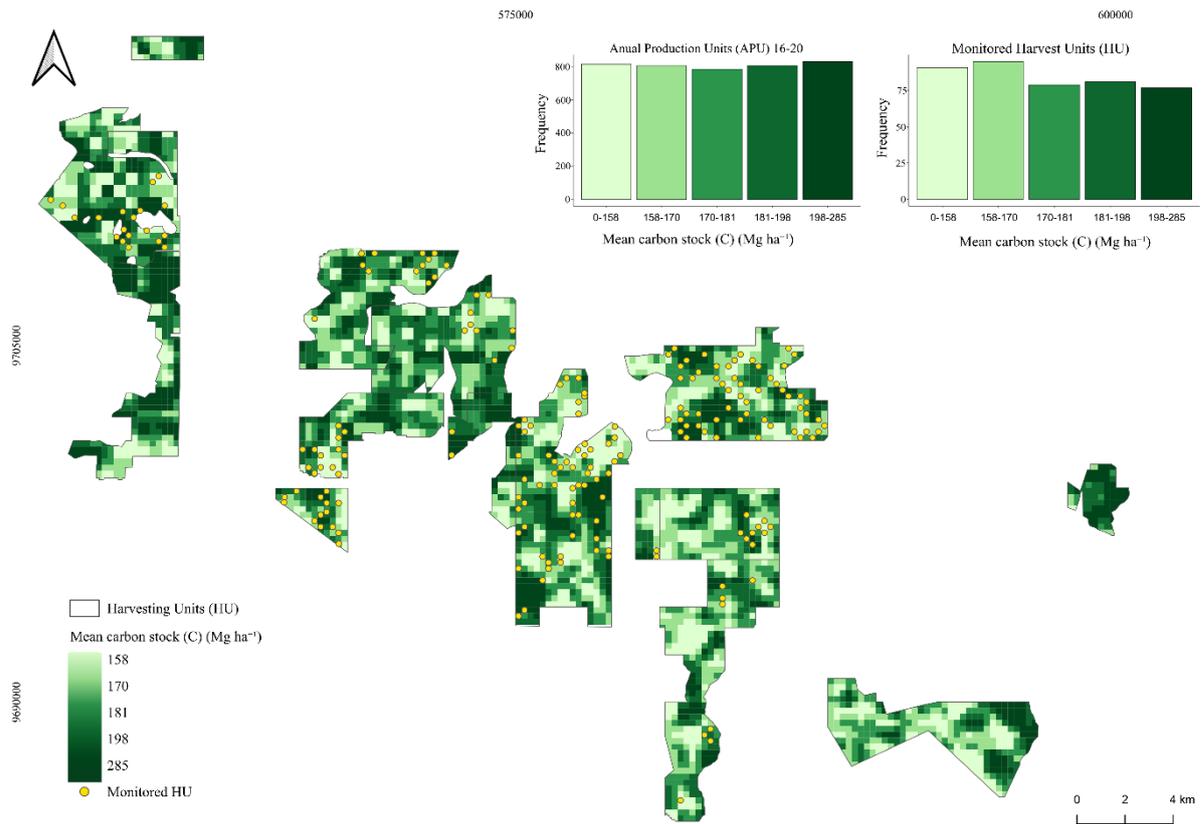


Figure 3. Mean carbon stock (C) in each monitored harvesting unit (HU), with distribution of C frequency classes in the total area (APUs 16–20) and the monitored area. C obtained from the WCMC Above and Below Ground Biomass Carbon Density collection (Soto-Navarro et al., 2020).

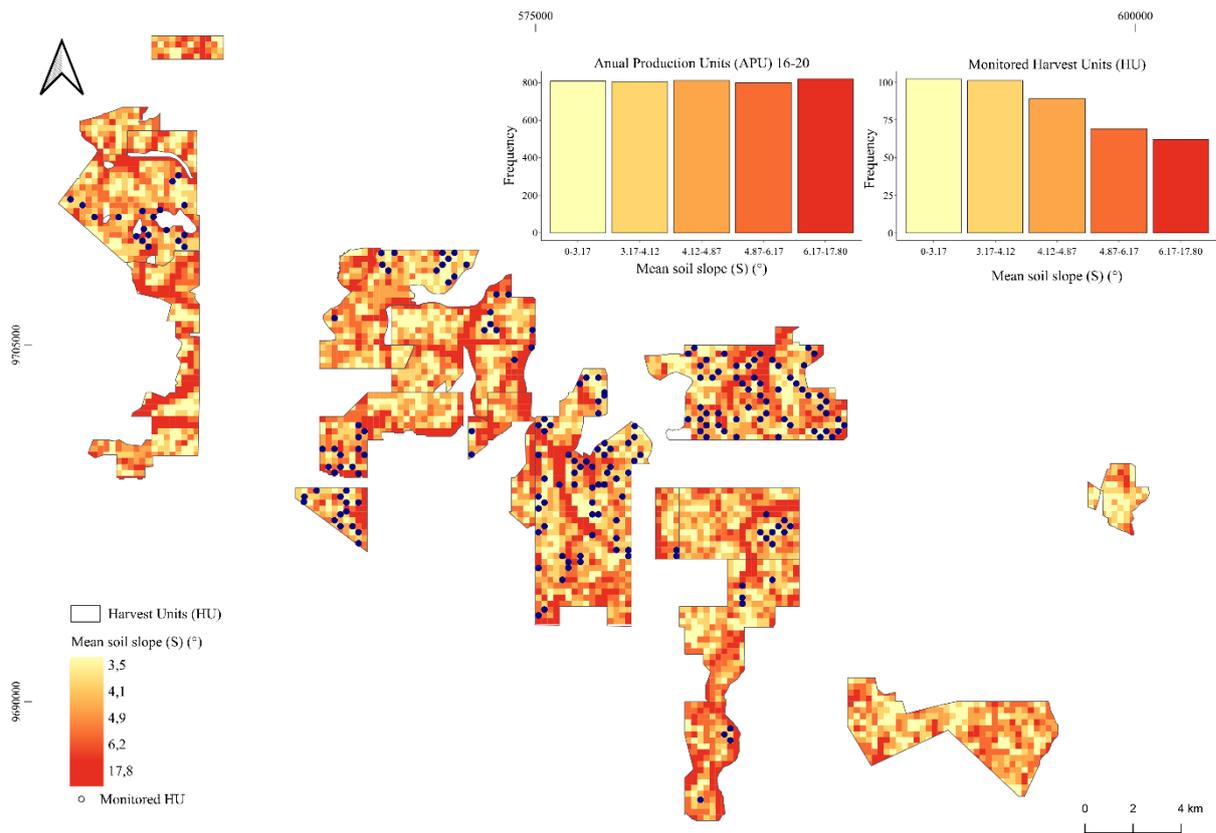


Figure 3. Mean soil slope (S) in each monitored harvesting unit (HU), with distribution of S frequency classes in the total area (APUs 16–20) and the monitored area. S extracted from the TOPODATA database (INPE, 2024), as per Valeriano (2008).

5.3.2 ANOVA assumptions

The results of the Shapiro–Wilk and Levene’s tests are presented in Table 7. The residual histogram, quantile–quantile (QQ) plot, and residuals versus fitted values plot are displayed in Figure 5. The Shapiro–Wilk test yielded a p-value of 0.8041 (> 0.05), indicating that residuals followed a normal distribution at the 5% significance level. This adequacy was corroborated by the proximity of points to the reference line in the QQ plot and by the concentration of residuals around zero in the histogram. Similarly, Levene’s test produced a p-value of 0.4367 (> 0.05), confirming homoscedasticity of residuals at

the same significance level, a crucial condition for the validity of the subsequent ANOVA.

Shapiro-Wilk's test		Levene's test	
W	p-value	F-value	Pr(>F)
0.9956	0.8041	0.9489	0.4367

Table 7. Statistics from Shapiro–Wilk (W; p-value) and Levene's (F; p-value) tests applied to the adjustment set.

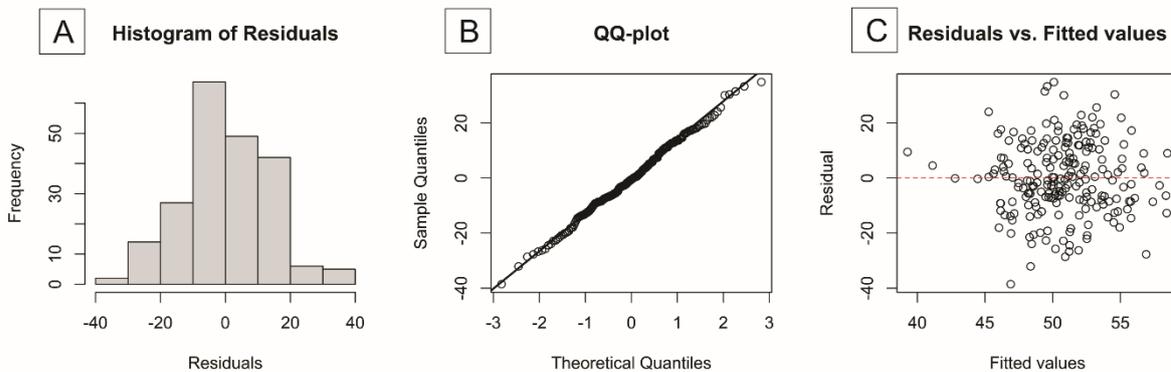


Figure 4. Evaluation of normality and homoscedasticity assumptions for residuals: (A) residual histogram; (B) normal QQ plot; (C) residuals *versus* fitted values plot.

5.3.3 Cluster analyses grouping

Figure 6 shows clusters 1–3 based on the standardized variables SH (height), SC (carbon), and SS (slope). Table 8 presents the cluster means for these variables, along with the silhouette index (SI = 0.338). Cluster 1 was characterized by higher SH (0.415) and lower SC (−0.436) and SS (−0.460), representing sites with tall canopies, gentle slopes, and low carbon biomass. Cluster 2 exhibited the highest SC (1.376) and the lowest SH (−0.702),

representing carbon-rich sites with reduced canopy height. Cluster 3, in turn, exhibited the highest SS (1.607), intermediate SH (−0.606), and moderate SC (−0.102), representing steep terrain with intermediate biomass levels. These profiles highlight the site heterogeneity that must be considered when interpreting skidding quality.

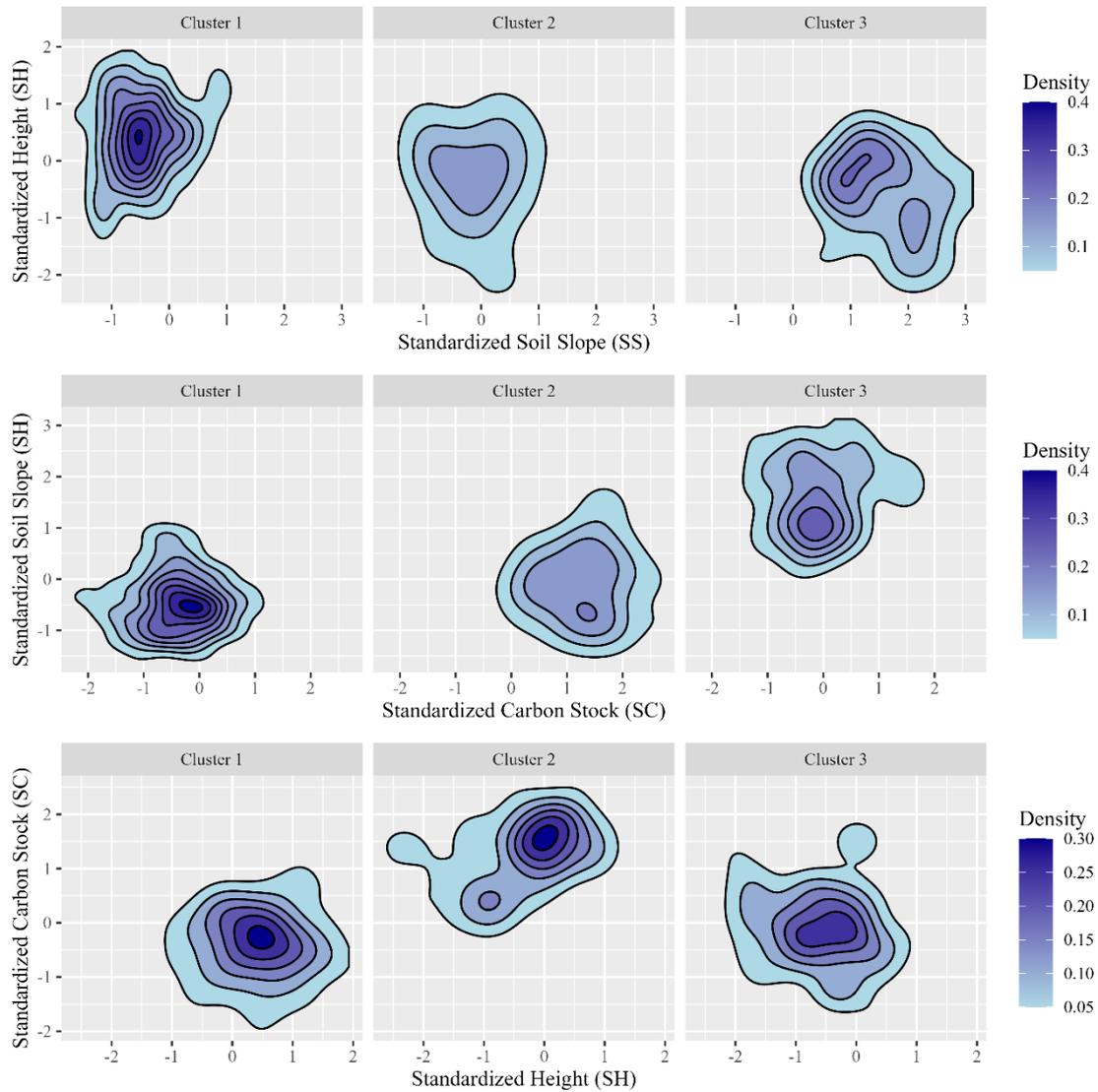


Figure 5. Joint distribution of standardized canopy height (SH), carbon stock (SC), and soil slope (SS) variables for clusters 1, 2, and 3 resulting from the cluster analysis.

Cluster	Average of standardized variables
---------	-----------------------------------

	H	C	S
1	0.414549	-0.435836	-0.459536
2	-0.701825	1.375759	-0.030234
3	-0.605555	-0.101966	1.607105
Silhouette Index (SI)			
0.3379474			

Table 8. Standardized means of canopy height (SH), carbon stock (SC), and soil slope (SS) per cluster, with silhouette index (SI).

5.3.4 Model adjustment

The intercept (-12.0683) represents the estimated RQ value when $\bar{h} = 0$ and the observation is in cluster 1 (reference category). The p-value for \bar{h} ($p = 0.0019$) indicated a statistically significant effect on RQ. The categorical variable cluster was coded with level 1 as the baseline, with coefficients for other clusters representing deviations from this reference. Only the coefficient for cluster 2 was significant ($p = 0.0102$), whereas cluster 3 was not significantly different from the reference group ($p > 0.05$). These results indicate that both \bar{h} and membership in cluster 2 significantly influenced the skidding quality predicted by the model.

$$RQ = -12.0683 + 1.8527 \times \bar{h} + 6.8535 \times Cluster2 + 3.8420 \times Cluster3 \quad (7)$$

Where: “RQ” – operational quality score, obtained from the monitoring form; “ \bar{h} ” – mean canopy height of the HU; “Cluster 2” – second group resulting from the clusterization; “Cluster 3” – third group generated by the same analysis.

5.3.5 Model adjustment and validation statistics

The F-test indicated that the model was significant overall ($p = 0.01018$), but the coefficients of determination ($R^2 = 0.05278$; Adjusted $R^2 = 0.03912$) revealed that only about 5% of the variability in RQ was explained by the independent variables. The residual standard error was 13.46 RQ units. Considering that RQ ranged from 0 to ≈ 84.98 (equivalent to Q from 0 to 10 after transformation), this value indicated substantial error relative to the range of the response variable.

Model validation yielded the following results: mean absolute error (MAE) = 10.81, mean percentage error (MPE) = -8.51% , and estimation efficiency (EE) = 0.0022. MAE and MPE are expressed in the units of the transformed variable $Q^{(191/99)}$, indicating predictions with large errors and a negative bias (tendency toward overestimation). Estimation efficiency (EE), which ranges from 0 to 1, showed unsatisfactory performance, approaching the lower bound of the scale. These results confirm the model's limited ability to adequately represent the skidding operational quality in the evaluated HUs.

5.3.6 Model visual analyses

Figure 7 illustrates the relationship between observed values (Q) and model-predicted values (PQ) for the training set (A) and the validation set (B). The scatter plots showed substantial dispersion of points around the 1:1 line, with only a weak trend in the fitted regression lines. This pattern reinforces the model's limited ability to represent skidding operational quality, with no consistent relationship and low correlation between Q and PQ in both datasets.

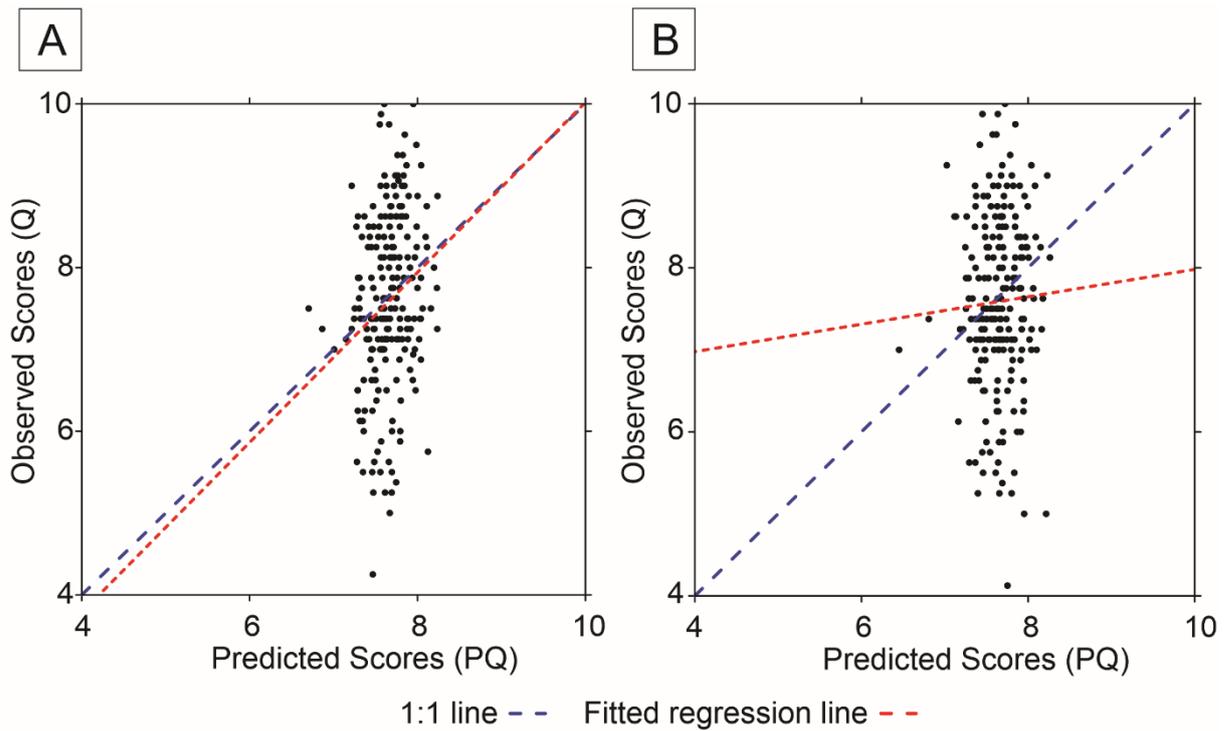


Figure 6. Relationship between observed scores (Q) and model-predicted scores (PQ) in harvesting units (HUs), for the adjustment (A) and validation (B) sets, with fitted regression line (red) and 1:1 line (blue).

Figure 8 depicts a thematic map of the percentage difference (DQ) between observed (Q) and predicted (PQ) scores, revealing substantial spatial variation in errors. Most of the area exhibited DQ values between -5% and 20% , although localized areas showed values ranging from -25% to -10% or from 25% to 50% . These patterns visually confirm the model's limitations, revealing the coexistence of overestimation and underestimation zones without clear correlation to the clusters or environmental variables considered.

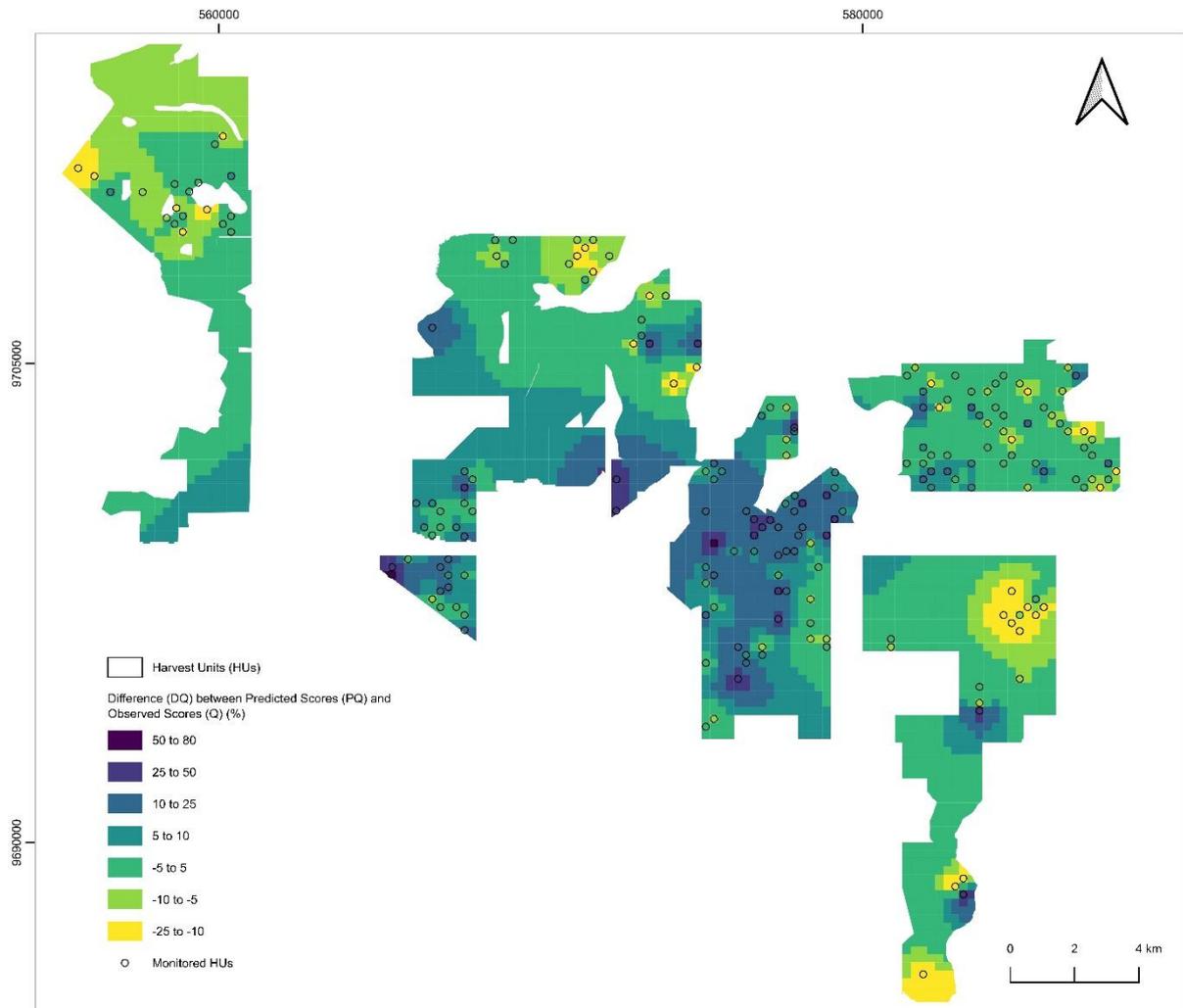


Figure 7. Thematic map of the percentage difference (DQ) between field-observed scores (Q) and model-predicted scores (PQ), for the monitored harvesting units.

5.4. Discussion

The model's unsatisfactory performance may be attributed to its limited site characterization. In forestry science, site characterization can follow either a phytocentric or a geocentric approach (West 2004). The phytocentric approach relies on vegetation-derived indicators, where dominant height (Hdom) is considered the main parameter for planted forests (Skovsgaard and Vanclay 2008). However, the concept of Hdom has limited applicability in Amazonian management areas because commercial inventories

typically exclude small-diameter individuals, which comprise most of the diameter distribution in tropical forests (Assmann 1970; Lamprecht 1989). This limitation reduces sample representativeness and compromises the use of Hdom as an explanatory variable in the model.

In contrast, the geocentric approach is based on geographical attributes including climate, hydrography, topography, soil, and vegetation type (Skovsgaard and Vanclay 2008). In the management of native forests in Brazil, such information is typically obtained from secondary databases, such as those of the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE). Official mapping (IBGE 2002, 2006) indicates that all APUs in the study area fall within a homogeneous climatic zone, with Latosols predominating. However, field observations revealed marked differences in soil texture, underscoring the need for complementary characterizations to capture local nuances relevant to log skidding.

Clayey soils have a high water retention capacity, which reduces inter-particle friction, including sliding resistance and interlocking (McNabb et al. 2001; Yong et al. 1984). This renders them more susceptible to compaction and rut formation during skidding (Solgi et al. 2023). Although timber harvesting in the Amazon is preferably conducted during drier periods, the rainfall regime in the region has undergone significant spatiotemporal changes in recent decades (Gomes et al. 2024; Pilotto et al. 2023). These changes are primarily associated with extreme climatic events (Espinoza et al. 2024; Santos et al. 2024). During the study period (2020–2023), a La Niña event occurred, characterized by intensified and prolonged rainfall in the Amazon (Moura et al. 2019; Restrepo-Coupe et al. 2024; Rocha et al. 2025; Tan et al. 2024), which likely exacerbated traffic conditions and soil damage in the monitored units.

In contrast, sandy soils exhibit low cohesion between particles due to reduced chemical and electrostatic interactions. This compromises structural stability and hampers machinery movement during skidding operations (Cudzik et al. 2018; Yong et al. 1984). Conversely, friction among particles increases resistance to log traction, requiring greater operational force and technical expertise for efficient execution (Mozz and Grisso 2003). Thus, soil typology likely influenced operational quality and contributed to the high variability observed in the data, which was not captured by the variables considered in the model.

Vegetation heterogeneity was represented in this study by carbon stock (C) as an explanatory variable. High C values reflect greater woody biomass, typical of mature forests (Malhi et al. 2011; Phillips et al. 2017). Such forests typically have a closed canopy, which reduces light availability below the crown and limits understory growth. This structure reduces impediments to skidder passage, thereby lowering damage to residual vegetation. In the tested model, only cluster 2 showed a significant coefficient. Its standardized mean SC (1.376) was substantially higher than those of clusters 1 (–0.702) and 3 (–0.030), reinforcing the influence of forest maturity on skidding operational quality.

Vegetation structural heterogeneity should be incorporated into the planning stages of forest harvesting. Strategies such as adjusting cutting intensity according to forest structure and compartmentalizing management areas based on commercial potential have been identified as effective alternatives for the Amazon (Aguilar-Amuchastegui and Henebry 2007; Braz et al. 2004; Oliveira et al. 2024). In this study, the significant effect of cluster 2—associated with high carbon stock (C) and greater forest maturity—suggests that regions with lower C, and therefore less dense structure,

should be prioritized for monitoring. This would enhance data representativeness and improve the predictive capacity of future models.

Another aspect related to the low C and the structure of the forest is the occurrence of lianas, typical of secondary forests (Estrada-Villegas and Schnitzer 2018; Putz 1985). The presence of lianas constitutes a significant obstacle to harvesting, especially in secondary forests, where their occurrence is more pronounced (Estrada-Villegas and Schnitzer 2018; Putz 1985). Owing to their high flexibility, lianas can substantially increase the area impacted by skidding operations, as they often become entangled between machinery and residual vegetation (Angyalossy et al. 2012, 2015; Putz and Holbrook 1992).

Liana cutting is a recommended silvicultural practice widely applied in tropical forest management, primarily aimed at reducing damage from felling operations (Boscolo et al. 2009; Paul and Yavitt 2011; Putz, 1985; Putz and Fredericksen 2004; Vidal et al. 1997). In the Amazon, lianas can double the size of clearings, whereas their removal, combined with directional felling, can reduce clearing size by up to 62% (Johns et al 2003; Vidal et al. 1996). Although primarily designed for felling, these practices may also mitigate skidding impacts and should be incorporated into integrated forest harvesting strategies.

The elimination of obstacles specific to skidding operations has scarcely been investigated in the technical literature. Previous studies have recommended pre-cutting logs and fallen trees along planned trails to reduce operational damage, yet the effectiveness of this practice has not been systematically evaluated (Krueger 2004; Sabogal et al. 2000). Moreover, log cutting and trail planning are often performed by different outsourced companies, which compromises technical integration and coordination between activities. Although outsourcing reduces costs and transfers

management responsibilities, it also limits direct control over execution and operational quality (Arnold 2000).

Forestry companies often face management complexity due to diverse functions and demands, resulting in extensive outsourcing (Erlandsson 2013). This leads to decentralization, hindering the establishment of guidelines aligned with outsourced companies (Eriksson et al. 2015). In the Brazilian forestry sector, service quality and efficiency vary considerably. Although outsourced companies tend to be more specialized, their performance is often lower than that of contracting firms (Canto et al. 2006; Freitas and Silva 2022; Lacerda et al. 2017; Leite 2002; Silva 2012). Additionally, their capacity to invest in mechanization and technological innovation is limited by the low-cost nature of their services (Leite 2022).

Given that skidding trail planning and execution are inseparable steps, it is recommended that a single entity be responsible for both planning and execution. Such unification would facilitate the identification of flaws in the operational sequence and expedite decision-making to improve the harvesting process. Furthermore, shared goals and criteria, including those for operational quality indicators, would align expectations and responsibilities among the stakeholders involved.

Terrain slope (S) is also known to influence the operational quality of skidding. However, in most sample units, S values exhibited a narrow range and high similarity. This likely reduced the silhouette index (SI) in the cluster analysis and contributed to the model's limited predictive performance.

A final factor to consider is the occurrence of human error in assigning scores. According to the company's methodology, scoring can be complex in certain situations, especially for indicators related to vegetation damage. These indicators require counting logs per trail, measuring or estimating trail lengths, and conducting field calculations.

Lack of attention or diligence during these stages may compromise data interpretation, introducing noise and bias that reduce analytical quality. To mitigate this issue, implementing double data entry, conducting periodic audits, and utilizing digital support tools for field validation are recommended.

Trail planning and skidding operations are further affected by high employee turnover, a common feature of forest management (Gadow et al. 2000; ILO 2019; Lee and Kim 2024). In the Amazon, many companies employ workers exclusively during the harvesting season (Humphries et al. 2012, 2020). This seasonality reduces the effectiveness of monitoring and training programs, since professionals trained in one year may not return to the same company the following year.

Skidding monitoring could be enhanced by incorporating operational and equipment-related factors. Monitoring forms should be applied in the same harvesting units (HUs) where trail planning is evaluated, thereby ensuring spatial comparability. Additionally, the procedure should account for the professionals responsible for each team and the type of machinery used, as these variables directly influence operational performance. However, the company's database lacks detailed information on these aspects, which prevents individualized analyses and limits diagnostic precision.

Harvesting units (HUs) should be pre-selected for monitoring to capture the heterogeneity of site characteristics. This selection can be guided by thematic maps, such as those developed in this study for mean height (\bar{h}), carbon (C), and slope (S), derived from remote sensing imagery. Soil characterization for each HU should be conducted through field observations during the inventory, and this stage could be implemented by classifying soils into a few easily interpretable groups. Additional information, such as the intense occurrence of lianas, should also be recorded during the inventory and incorporated into harvesting planning.

A scarcity of technical information is common among forest management companies in the Amazon, primarily due to the environment's heterogeneity. Harvesting monitoring may be biased if this limitation is not addressed. This study demonstrates how such deficiencies can compromise efforts to improve the execution of forest management in the region.

The evaluated methodology for monitoring skidding quality is comprehensive, as it addresses multiple operational impacts on the forest. Although it represents a pioneering initiative for tropical forests, its results cannot be immediately interpreted. It is essential to foster a better understanding of the importance of investing in technology and information generation within these companies, thereby enabling the effective application of alternatives to mitigate forest impacts.

5.5. Conclusion

This study evaluated the influence of site characteristics on the quality of mechanized log skidding in the eastern Amazon. Although the linear model showed limited predictive power, the analysis highlighted that carbon stock was the variable most closely related to spatial heterogeneity and forest maturity, suggesting its potential as a proxy for operational planning. The weak predictive performance also revealed the importance of operational and soil-related factors—such as liana abundance, soil texture, and machinery use—that were not adequately represented in the available dataset, underscoring the need for more detailed field records. These findings demonstrate that improving monitoring protocols, integrating trail planning with skidding execution, and incorporating indicators such as soil attributes and operator performance are essential to strengthen forest management strategies. By advancing the connection between operational quality and sustainable practices, this research provides insights that can support the development of

a bioeconomy framework for the Amazon, in which standing forests are positioned as a central economic asset.

References

- Aguilar-Amuchastegui N, Henebry GM. 2007. Assessing sustainability indicators for tropical forests: Spatio-temporal heterogeneity, logging intensity, and dung beetle communities. *For. Ecol. Manage.* 253(1-3):56-67.
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22(6):711–728.
- Angyalossy V, Angeles G, Pace MR, Lima AC, Dias-Leme CL, Lohmann LG, Madero-Vega C. 2012. An overview of the anatomy, development and evolution of the vascular system of lianas. *Plant Ecol. Divers.* 5(2):167–182.
- Angyalossy V, Pace MR, Lima AC. 2015. Liana anatomy: A broad perspective on structural evolution of the vascular system. In: Schnitzer SA, Bongers F, Burnham RJ, Putz FE, editors. *The ecology of lianas*. Oxford: Wiley-Blackwell; p. 251-287.
- Araujo HJB, Correia MF. 2014. Índices técnicos e econômicos da colheita madeireira com microtrator substituindo animais em manejo florestal comunitário [Technical and economic indices of timber harvesting using micro-tractors to replace animals in communitarian forest management]. *Rev. Ciênc. Agrár.* 57(2):146–155.
- Arnold U. 2000. New dimensions of outsourcing: a combination of transaction cost economics and the core competencies concept. *Eur. J. Purch. Supply. Manag.* 6(1):23-29.
- Assmann E. 1970. *The principles of forest yield study*. Oxford: Pergamon Press.
- Babapour R, Naghdi R, Ghajar I, Mortazavi Z. 2018. Forest road profile optimization using meta-heuristic techniques. *Appl. Soft Comput.* 64:126–137.

- Barreto P, Amaral P, Vidal E, Uhl C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 108:9–26.
- Barros AC, Uhl C. 1995. Logging along the Amazon River and estuary: Patterns, problems and potential. *For. Ecol. Manage.* 77(1-3):87–105.
- Boscolo M, Snook L, Quevedo L. 2009. Adoption of sustainable forest management practices in Bolivian timber concessions: a quantitative assessment. *Int. For. Rev.*, 11:514-523.
- Braz EM, Carnieri C, Arce JE. 2004. Um modelo otimizador para organização dos compartimentos de exploração em floresta tropical [An optimizing model for organizing harvesting compartments in tropical forest management]. *Rev. Árvore*, 28:77-83.
- Braz EM, Mattos PP, Figueiredo EO. 2014. Manejo de precisão em florestas naturais [Precision management of natural forests]. In: Bernardi ACC, Naime JM, Resende AV, Bassoi LH, Inamasu RY, editors. *Agricultura de precisão: Resultados de um novo olhar* [Precision agriculture: Results of a new look]. Brasília: Embrapa.
- Brokaw NVL, Lent RA. 1999. Vertical structure. In: Hunter ML, editor. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Burger JA. 2002. Site quality assessment in forestry. In: Richardson GM, Finer L, editors. *Forestry in a changing world*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Canto JLD, Machado CC, Gontijo F, Jacovine LAG. 2006. Colheita e transporte florestal em propriedades rurais fomentadas no estado do Espírito Santo [Forest crop and wood transportation in formented farms in the state of Espírito Santo, Brazil]. *Ver. Árvore*. 30:989-998.
- Caterpillar. 2024. 525C Wheel Skidder. [accessed 2024 November 16].
<<https://www.kellytractor.com/eng/images/pdf/earthmoving/skidders/525C.pdf>>.

- Caterpillar. 525D/535D/545D/555D Wheel Skidders. [accessed 2024 November 16] <<https://www.petersoncat.com/sites/default/files/products/documents/18502388.pdf>>.
- Cudzik A, Brennenstul M, Białczyk W, Czarnecki J. 2018. Tractive performance of tyres in forest conditions—impact assessment of ground and tyres parameters. *Croat. J. For. Eng.* 39(1):85-96.
- DeArmond D, Emmert F, Lima AJN, Higuchi N. 2019. Impacts of soil compaction persist 30 years after logging operations in the Amazon Basin. *Soil and Tillage Res.* 189:207–216.
- DeArmond D, Ferraz JBS, Higuchi N. 2021. Natural recovery of skid trails: A review. *Can. J. For. Res.*, 51(7):948–961.
- DeArmond D, Ferraz JBS, Oliveira LR, Lima AJN, Falcão NPS, Higuchi N. 2023. Soil compaction in skid trails still affects topsoil recovery 28 years after logging in Central Amazonia. *Geoderma.* 434:116473.
- DeArmond D, Ferraz JB, Emmert F, Lima AJN, Higuchi N. 2020. An assessment of soil compaction after logging operations in central Amazonia. *For. Sci.* 66(2):230–241.
- DeArmond D, Rovai A, Suwa R, Higuchi N. 2024. The challenges of sustainable forest operations in Amazonia. *Curr. For. Rep.* 10(1):77–88. doi:10.1007/s40725-023-00210-4
- D'Oliveira MVN, Braz, EM. 2006. Forest dynamics study of the managed forest of the PC Peixoto Communit forest management project in western Amazon. *Acta Amazonica.* 36:177–182.
- Edwards AWF, Cavalli-Sforza LL. 1965. A method for cluster analysis. *Biometric.* 21(2):362–375.
- Eriksson M, LeBel L, Lindroos O. 2015. Management of outsourced forest harvesting operations for better customer-contractor alignment. *For. Policy Econ.*, 53, 45-55.

Erlandsson E. 2013. The impact of industrial context on procurement, management and development of harvesting services: a comparison of two Swedish forest owners associations. *Forests*. 4(4):1171-1198.

Espinoza, JC, Jimenez, JC, Marengo, JA, Schongart, J, Ronchail, J, Lavado-Casimiro W, Ribeiro JVM. 2024. The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. *Sci. Rep.* 14(1):8107.

Estrada-Villegas S, Schnitzer, SA. 2018. A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. *Biotropica*, 50(5):729-739.

Falster DS, Westoby M. 2003. Plant height and evolutionary games. *Trends Ecol. Evol.* 18(7):337–343.

Fang J, Brown S, Tang Y, Nabuurs GJ, Wang X, Shen H. 2006. Overestimated biomass carbon pools of the northern mid- and high latitude forests. *Clim. Change*. 74:355–368.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1974. Logging and log transport in man-made forest in developing countries. Rome: FAO.

Franklin JF, Spies TA, Van Pelt R, Carey AB, Thornburgh DA, Berg DR, Lindenmayer DB, Harmon ME, Keeton WS, Shaw DC, Ohmann AK, Hibbs RF, Bidlack NL, Chen K. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155(1-3):399–423.

Freitas ÍZSG, Gama ZAGP. 2022. Custo De Transação e Terceirização no Transporte Florestal no Setor Madeireiro na Região do Baixo Acre, 2009-10 [Transaction Cost and Outsourcing in Forest Transportation, in the Timber Sector in the Region of Low Acre, 2009-2010]. *Rev. Conex. Amazôn.* 3(1):52-68.

Gadow K, Pukkala T, Tomé M. 2000. Sustainable forest management in a changing world. New York: Springer.

Ghadi SS, Jourgholami M, Jafari M. 2024. Evaluation of long-term soil compaction impacts on the restoration of soil physical properties and regeneration in skid trails of the Shirgah forests. *J. For. Wood Prod.* 77(2):201–215.

Gomes, DJC, Beltrão NES, Dias YAS, Maia ET. 2024. Eventos de inundação em anos extremos de Dipolo do Atlântico e La Niña no Arquipélago do Marajó [Flood events in extreme Atlantic Dipole and La Niña years in Marajó archipelago]. *Rev. Bras. Climatol.* 35:378-400.

Gouveia DM, Arce JE, Lopes ES, Guimaraes FAR, Lima RS, Pereira LDPA. 2024. Optimization of storage yards in sustainable forest management in the Amazon. *J. Environ. Manage.* 372:123280.

Graaf NR, Eldik T. 2011. Precious Woods, Brazil. In: Werger MJA, editor. Sustainable management of tropical rainforests: The CELOS management system. Paramaribo: Tropenbos International.

Humphries S, Holmes T, Andrade DFC, McGrath D, Dantas JB. 2020. Searching for win-win forest outcomes: Learning-by-doing, financial viability, and income growth for a community-based forest management cooperative in the Brazilian Amazon. *World Dev.* 125:104336.

Humphries S, Holmes TP, Kainer K, Koury CGG, Cruz E, Rocha RM. 2012. Are community-based forest enterprises in the tropics financially viable? Case studies from the Brazilian Amazon. *Ecol. Econ.* 77:62–73.

[IBGE] Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. Clima | 2002 Clima – 1:500 000. Brasília: IBGE. [accessed 2023 November 22]. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/climatologia/15817-clima.html>

[IBGE] Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. Vegetação Brasileira 1:5.000.000. Brasília: IBGE. [accessed 2023 November 22]. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/10872-vegetacao.html>

[IBGE] Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. Solos 1:5.000.000. Brasília: IBGE. [accessed 2023 November 22]. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/15829-solos.html>

[ILO] International Labour Organization. 2019. Decent work in forestry. Geneva: ILO. [accessed 2025 May 21]. <https://www.ilo.org/publications/decent-work-forestry>

Jackson SM, Fredericksen TS, Malcolm JR. 2002. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 166(1-3):271–283.

Johns JS, Barreto P, Uhl C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 89(1-3): 59-77.

Kassambara A, Mundt F. 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses [R package]. Version 1.0.7.

Kazama VS, Corte APD, Robert RCG, Sanquetta CR, Arce JE, Oliveira-Nascimento KA, DeArmond D. 2021. Global review on forest road optimization planning: Support for sustainable forest management in Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 492:119159.

Khai TC, Mizoue N, Kajisa T, Ota T, Yoshida S. 2016. Effects of directional felling, elephant skidding and road construction on damage to residual trees and soil in Myanmar selection system. *Int. For. Rev.* 18(3):296–305.

Knežević J, Musić J, Halilović V, Avdagić A. 2023. Damages of skidder and oxen logging to residual trees in uneven-aged mixed forest. *Forests.* 14(5):927.

- Krueger W. 2004. Effects of future crop tree flagging and skid trail planning on conventional diameter-limit logging in a Bolivian tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 188:381-393.
- Kühmaier M, Schweier J, Sibiya Z, Marchi E, Laschi A, Grünberg J. 2025. The connection between Sustainable Development Goals (SDGs) and forest operations research. *Int. For. Rev.* 36(2):1–15.
- Lacerda LC, Fiedler NC, Chichorro JF, Minette LJ, Carmo FCDAD. 2017. Analysis of the Production Capacity From a Harvester in the Forest in Own and Outsourced Modules. *Rev. Árvore*, 41(1):e410120.
- Lamprecht H. 1989. *Silviculture in the tropics: Tropical forest ecosystems and their tree species - Possibilities and methods for their long-term utilization.* Frankfurt: Federal Republic of Germany.
- Lang N, Jetz W, Schindler K, Wegner JD. 2023. A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nat. Ecol. Evol.* 7:1–12.
- Lee C, Kim K. 2024. Analysis of Job Satisfaction and Turnover Intention According to the Characteristics of Forest Industry Workers. *Forests.* 15(11).
- Leite, AMP. (2002). *Analysis of the outsourcing in forest harvesting in Brazil [Doctorate thesis].* Viçosa: Universidade Federal de Viçosa].
- Lentini M, Pereira D, Celentano D, Pereira R. 2005. *Fatos florestais da Amazônia 2005 [Amazon forest facts 2005].* Belém: Imazon.
- Li X, Duan A, Zhang J. 2023. Long-term effects of planting density and site quality on timber assortment structure based on a 41-year plantation trial of Chinese fir. *Trees, Forests People.* 12:100396.
- Lloyd S. 1982. Least squares quantization in PCM. *IEEE Trans. Info. Theory.* 28(2):129–137.

- Maechler M, Rousseeuw P, Struyf A, Hubert M, Hornik K. 2022. cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions [R package]. Version 2.1.4.
- Malhi Y, Doughty C, Galbraith D. 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 366(1582):3225-3245.
- Marra E, Laschi A, Fabiano F, Foderi C, Neri F, Mastrolonardo G, Nordjfell T, Marchi E. 2022. Impacts of wood extraction on soil: Assessing rutting and soil compaction caused by skidding and forwarding by means of traditional and innovative methods. *Eur. J. For. Res.*, 141:71–86.
- Matangaran JR, Anissa IN, Adlan Q, Mujahid M. 2022. Changes in floristic diversity and stand damage of tropical forests caused by logging operations in North Kalimantan, Indonesia. *Biodiversitas*, 23:6358–6365.
- McNabb DH, Startsev AD, Nguyen H. 2001. Soil wetness and traffic level effects on bulk density and air-filled porosity of compacted boreal forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65(4):1238-1247.
- Mendoza GA, Prabhu R. 2000. Development of a methodology for selecting criteria and indicators of sustainable forest management: A case study on participatory assessment. *Environ. Manage.* 26:659–673.
- Mensah AA, Jonzén J, Nyström K, Wallerman J, Nilsson M. 2023. Mapping site index in coniferous forests using bi-temporal airborne laser scanning data and field data from the Swedish national forest inventory. *For. Ecol. Manage.* 547:121395.
- Miron AC, Bezerra TG, Nascimento RGM, Emmert F, Pereira RS, Higuchi N. 2021. Spatial distribution of six managed tree species is influenced by topography conditions in the Central Amazon. *J. Environ. Manage.*, 281:111835.
- Moura MM, Santos AR, Pezzopane JEM, Alexandre RS, Silva SF, Pimentel SM, Andrade MSS, Silva FGR; Branco ERF, Moreira TR. 2019. Relation of El Niño and La Niña

phenomena to precipitation, evapotranspiration and temperature in the Amazon basin. *Sci. Total Environ.* 651:1639-1651.

Naghdi R, Lotfalian M, Bagheri I, Jalali AM. 2009. Damages of skidder and animal logging to forest soils and natural regeneration. *Croat. J. For. Eng.* 30(2):141–149.

Oliveira AHM, Freitas LJMD, Magliano MM, Chaves JH, Dias CTDS, Martorano LG. 2024. Spatio-Temporal Assessment of Heterogeneity by Logging Intensity in a Federal Concession Area in the Brazilian Amazon. *Forests*, 15(6):1062.

Paul GS, Yavitt JB. 2011. Tropical vine growth and the effects on forest succession: a review of the ecology and management of tropical climbing plants. *Bot. Rev.* 77:11-30.

Pedersen T. 2024. patchwork: The Composer of Plots [R package]. Version 1.3.0.

Pereira D, Santos D, Vedoveto M, Guimarães J, Veríssimo A. 2010. Fatos florestais da Amazônia 2010 [Amazon forest facts 2010]. Belém: Imazon.

Phillips OL, Brienen RJW, RAINFOR collaboration. 2017. Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations' carbon emissions. *Carbon Balance Manage.* 12:1.

Picchio R, Mederski PS, Tavankar F. 2020. How and how much, do harvesting activities affect forest soil, regeneration and stands? *Curr. For. Rep.* 6(2):115–128.

Piketty MG, Drigo I, Sablayrolles P, Aquino EA, Pena D, Sist P. 2015. Annual cash income from community forest management in the Brazilian Amazon: Challenges for the future. *Forests*. 6(11):4228–4244.

Pilotto IL, Rodriguez DA, Chou SC, Garofolo L, Gomes JL. 2023. Impacts of the land use and land-cover changes on local hydroclimate in southwestern Amazon. *Clim. Dyn.* 61(11):5597-5612.

Pokharel RK, Tiwari KR. 2018. Locally identified criteria, indicators and verifiers for evaluating sustainable community based forestry: A case from Nepal. *Banko Janakari*. 28(1):37–47.

Putz FE, Fredericksen TS. 2004. Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Sist and Brown. *Biodivers. Conserv.* 13:2387-2390.

Putz FE, Holbrook NM. 1992. Biomechanical studies of vines. In: Putz FE, Mooney HA, editors. *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press.

Putz FE. 1985. Woody vines and forest management in Malaysia. *Commonw. For. Rev.* 64:359-365.

R Core Team. 2023. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Reis AA, Franklin SE, Acerbi Junior FW, Ferraz Filho AC, Mello JM. 2022. Classification of Eucalyptus plantation site index (SI) and mean annual increment (MAI) prediction using DEM-based geomorphometric and climatic variables in Brazil. *Geocarto Int.* 37(5):1256–1273.

Restrepo-Coupe N, Campos KS, Alves, LF, Longo M, Wiedemann KT, Oliveira Jr. RC, Aragao LEOC, Christoffersen BO, Camargo PB, Figueira AMES. et al. 2024. Contrasting carbon cycle responses to dry (2015 El Niño) and wet (2008 La Niña) extreme events at an Amazon tropical forest. *Agric. For. Meteorol.* 353:110037.

Rocha YADS, Lima AMMD, Silva CMSE, Franco VDS, Raiol LL, Oliveira ISD, Dias MLN, Beltrão Júnior PRE. 2025. Hydro-meteorological dynamics of rainfall erosivity risk in the Amazon River Delta-Estuary. *J. Water. Clim. Change*, 16(5):1673–1694.

Rodriguez EO, Fellow AM. 1986. *Wood extraction with oxen and agricultural tractors (FAO Forestry Paper No. 49)*. Rome: FAO.

Sabogal C, Silva JNM, Zweede J, Pereira Junior R, Barreto P, Guerreiro CA. 2000. Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de Terra Firme na Amazônia Brasileira [Technical guidelines for reduced-impact logging in Terra Firme forestry operations in the Brazilian Amazon]. Belém: Embrapa Amazônia Oriental.

Santos CAG, Santos DC, Neto RMB, Oliveira G, Santos CAC, Silva RM. 2024. Analyzing the impact of ocean-atmosphere teleconnections on rainfall variability in the Brazilian Legal Amazon via the Rainfall Anomaly Index (RAI). *Atmos. Res.* 307:107483.

Sarkar D, Andrews F. 2022. latticeExtra: Extra Graphical Utilities Based on Lattice [R package]. Version 0.6-30.

Schäffer J. 2022. Recovery of soil structure and fine root distribution in compacted forest soils. *Soil Sys.*, 6(2):49.

Schweier J, Magagnotti N, Labelle ER, Athanassiadis D. 2019. Sustainability impact assessment of forest operations: A review. *Curr. For. Rep.* 5:101–113.

Sessions J. 2007. *Forest road operations in the tropics*. New York: Springer.

Shepard D. 1968. A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In: Blue RB, Rosenberg AM, editors. *Proceedings of the 1968 23rd ACM National Conference; Ago 27-29; New York*. New York: Association for Computing Machinery.

Sikkema R, Junginger M, Van Dam J, Stegeman G, Durrant D, Faaij A. 2014. Legal harvesting, sustainable sourcing and cascaded use of wood for bioenergy: Their coverage through existing certification frameworks for sustainable forest management. *Forests.* 5(9):2163–2211.

Silva EF, Silva GF, Figueiredo EO, Binoti DHB, Mendonça AR, Torres CEMM, Pezzopane JEM. 2017. Allocation of storage yards in management plans in the Amazon by means of mathematical programming. *Forests*. 9(3):127.

Silva EF, Silva GF, Figueiredo EO, Mendonça AR, Santana CJO, Fiedler NC, Silva JPM, Aguiar MS, Santos JS. 2020. Optimized forest planning: Allocation of log storage yards in the Amazonian sustainable forest management area. *For. Ecol. Manage.* 472:118231.

Silva JF. 2012. Comparativo entre processos florestais terceirizados e primarizados [Comparison between outsourced and primarized forest processes] [Master's dissertation]. Piracicaba: Universidade de São Paulo].

Sist P. 2000. Les techniques d'exploitation à faible impact. *Bois For. Trop.* 265:31–43.

Skovsgaard JP, Vanclay JK. 2008. Forest site productivity: A review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*. 81(1):13–31.

Solgi A, Lotfalian M, Rafiei AA, Marchi E, Ilstedt U. 2023. Combined effects of traffic intensity, skid trail slope, skidder type, and soil moisture content on soil degradation in the Hyrcanian forest of Iran. *Int. J. Forest. Eng.* 34(3):385–396.

Soto-Navarro C, Ravilious C, Arnell A, Lamo X, Harfoot M, Hill SLL, Wearn OR, Santoro M, Bouvet A, Mermoz S. et al. 2020. Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 375(1794):20190128.

Spurr SH, Barnes BV. 1973. *Forest ecology*. 3rd ed. New York: Wiley.

Stupak I, Lattimore B, Titus BD, Smith CT. 2011. Criteria and indicators for sustainable forest fuel production and harvesting: A review of current standards for sustainable forest management. *Biomass Bioenergy*. 35(8):3287–3308.

- Tan W, Hu ZZ, McPhaden MJ, Zhu C, Li X, Liu, Y. 2024. On the divergent evolution of ENSO after the coastal El Niños in 2017 and 2023. *Geophys. Res. Lett.* 51(9):e2024GL108198.
- Tavankar F, Bonyad AE, Nikooy M, Picchio R, Venanzi R, Calienno L. 2017. Damages to soil and tree species by cable-skidding in Caspian Forests of Iran. *For. Syst.* 26(1):11.
- Tavankar F, Picchio R, Nikooy M, Jourgholami M, Latterini F, Venanzi R. 2021. Effect of soil moisture on soil compaction during skidding operations in poplar plantation. *Int. J. Forest. Eng.* 32(2):128–139.
- Valeriano, M. M. 2008. *Topodata: Guia para utilização de dados geomorfológicos locais* [Topodata: Guide to using local geomorphological data]. São José dos Campos: INPE.
- Varol T, Emir T, Akgul M, Ozel HB, Acar HH, Cetin M. 2020. Impacts of small-scale mechanized logging equipment on soil compaction in forests. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 20:953–963.
- Venables WN, Ripley BD. 2002. *Modern applied statistics with S*. 4th ed. New York: Springer.
- Vidal E, Johns J, Gerwing JJ, Barreto P, Uhl C. 1997. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 98:105-114.
- Wästerlund I. 1992. Extent and causes of site damage due to forestry traffic. *Scand. J. For. Res.* 7(1-4):135–142.
- West PW. 2009. *Tree and forest measurement*. 3rd ed. New York: Springer.
- Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Berlin: Springer-Verlag.
- Wickham H, Bryan J. 2023. *readxl: Read Excel Files* [R package]. Version 1.4.3.
- Wickham H, François R, Henry L, Müller K, Vaughan D. 2023. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* [R package]. Version 1.1.4.

Yong RN, Fattah EA, Skiadas N. 1984. Vehicle traction mechanics. Amsterdam: Elsevier.

Yuniawati SA, Ningrum MH. 2023. Application of conventional and improved techniques in felling and skidding to residual stand damages. *J. Man. Hut. Trop.*, 29(3):234–234.

Zeferino SL, Gama NC, Souza DV, Souza AS, Ruz EJH, Silva, SDB. 2023. Generalized linear models for describing tree gaps in forest management areas in the Brazilian Amazon. *Forests*. 14(4):841.

Zemke JJ, Enderling M, Klein A, Skubski M. 2019. The influence of soil compaction on runoff formation. A case study focusing on skid trails at forested andosol sites. *Geosciences*, 9(5):204.

Zhang J, Finley KA, Young DH, Fiddler GO, Looney C. 2022. Growth response of ponderosa pine to intensive cultural treatments varies with site quality and plantation age. *For. Sci.* 68(2):212–225.

6. AVALIAÇÃO DE INDICADORES DE QUALIDADE DA OPERAÇÃO DE ARRASTE DE TORAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL²

Resumo

Essa pesquisa teve como objetivos: ajustar um modelo de regressão linear para a eficiência operacional (EO) do arraste de toras em função de indicadores de qualidade desta operação; analisar a dinâmica da EO e dos indicadores entre 2019 e 2023; e classificar a qualidade da operação. Foram avaliados 11 indicadores de qualidade utilizados por uma empresa de manejo florestal no estado do Pará, Brasil. Foi obtida a EO em 14 pátios de estocagem, com a aplicação da técnica de reamostragem de Jackknife. A dinâmica foi obtida através dos testes de Kruskal-Wallis e Dunn a 5% de significância e a classificação por meio de uma adaptação do método de distribuição de Hohenald. O modelo apresentou R^2 satisfatório, atestando o potencial da sua aplicação. A dinâmica das notas revelou: irrelevância de alguns indicadores, necessidade de padronização da operação e influência de aspectos climáticos. A EO foi baixa para todo o período devido a falhas mecânicas. Número de movimentações e manobras irregulares, Largura de trilhas, Danos reversíveis por 10 toras arrastadas e Número de curvas fechadas foram os indicadores que melhor elucidaram performance da operação.

² Artigo formatado de acordo com as normas da revista Canadian Journal of Forestry Research

Palavras-chave: exploração florestal; arraste mecanizado; manejo de florestas nativas; monitoramento florestal.

Abstract

This research aimed to: fit a linear regression model for the operational efficiency (OE) of log skidding as a function of its quality indicators; analyze the dynamics of OE and the indicators between 2019 and 2023; and classify the quality of the operation. We evaluated 11 quality indicators used by a forest management company in the state of Pará, Brazil. OE was obtained from 14 log yards using the Jackknife resampling technique. The dynamics were analyzed via the Kruskal-Wallis and Dunn tests (at 5% significance), and the classification was performed by adapting the Hohenald distribution method. The model showed a satisfactory R^2 , attesting to its application potential. The scores indicated the irrelevance of some indicators, the need for operational standardization, and climatic influence. OE was low throughout the period, mainly due to mechanical failures. Irregular movements and maneuvers, trail width, reversible damage per 10 skidded logs, and the number of sharp curves were the indicators that best explained the operation's performance.

Keywords: forest harvesting; mechanized skidding, native forest management; forest monitoring.

6.1 INTRODUÇÃO

A sustentabilidade uso de recursos naturais é um dos principais temas emergentes no cenário global de mudança climática, aumento populacional e

consequente aumento da demanda de bens de consumo. A madeira movimentada direta e indiretamente US\$ 1.52 trilhões anualmente, com um aumento esperado de 37% na sua demanda mundial até o ano de 2050 (FAO 2022; Li et al. 2022). Os setores de construção civil e de habitação tem participação expressiva neste aumento, empregando madeira oriunda de florestas tropicais como matéria prima (Bandara and Vlosky 2012; Oliver 2015; ITTO 2023; Goodman et al. 2024).

A exploração madeireira nestes ambientes possui uma série de desafios, como a concorrência com a ilegalidade, a escassez de informações sobre as espécies e o avanço do desmatamento (Hoang and Kanemoto 2021; Scoti et al. 2023; Rodrigues et al. 2025). Essas deficiências podem resultar em uma série de danos a longo prazo, como alterações na abundância e no fluxo gênico de espécies florestais (CHENG et al., 2020; NAVES et al., 2020; VINSON et al., 2014; WIDIYATNO et al., 2017). As atividades de corte e de extração de madeira são as principais causas de danos (Antobre et al. 2021). A primeira impacta especificamente a área na qual a copa e o fuste caíram, ocasionando danos relativamente mais concentrados com a abertura de clareiras. A segunda, varia substancialmente quanto ao método de extração empregado. Na região amazônica, o mais comum é o arraste, no qual a tora explorada ou parte dela apresenta contato com o solo enquanto é aplicada a ela uma força de tração (FAO 1974; Sessions 2007). Essa força pode ser aplicada a partir do emprego de força humana, de força animal ou de forma mecanizada (FAO 1974; Dykstra and Heinrich 1992).

O trajeto aberto na floresta para a passagem da tora é denominado “trilha de arraste”, sendo que os danos decorrentes da operação ocorrem basicamente

sobre a trilha e o seu entorno imediato (Sessions 2007). Além disso, a utilização de tratores pesados garante maior produtividade à operação, embora o peso e suas dimensões ampliem o seu impacto. Esses maquinários apresentam peso em geral acima de 10 mil kg, podendo passar de 20 mil kg (Grigorev et al. 2021, 2022; Naghdi et al. 2024). Sua movimentação pela floresta provoca o aumento da densidade básica e a redução da porosidade do solo, processos que podem levar décadas para serem revertidos (DeArmond et al. 2023; Matangaran et al. 2024).

Portanto, empresas do setor florestal devem realizar um rígido controle de qualidade para garantir o princípio de sustentabilidade nas suas operações (Picchio et al. 2020; Latterini et al. 2023; Grünberg et al. 2023). O monitoramento do arraste de toras pode ser feito de diferentes formas, como o acompanhamento simultâneo da execução ou pela perícia na trilha de arraste após a conclusão das atividades. A análise dos dados coletados deve identificar padrões de execução, deficiências e potencialidades, embasando assim a tomada de decisões (Keay et al. 2023; Senevirathne et al. 2024; Giambelluca et al. 2025).

Entretanto, o cuidado durante a operação também implica em uma demanda maior de tempo para cada ciclo operacional. Isso afeta negativamente a eficiência operacional (EO), que é um importante indicador técnico. Ela é definida como a relação entre o tempo efetivamente consumido em uma atividade e o tempo total em que o maquinário e a mão de obra estavam disponíveis para tal (Alves et al. 2013). Na região amazônica, estudos de cunho operacional são bastante escassos para o manejo florestal. Isso ocasiona um déficit de informações que orientem empresas e profissionais na gestão e no

aperfeiçoamento das operações exploratórias. Assim o artigo propôs o ajuste de um modelo de regressão linear para a EO do arraste de toras em função de indicadores de qualidade; analisar dinâmica da eficiência operacional e dos indicadores para o período de 2019 a 2023; e classificar a qualidade da operação.

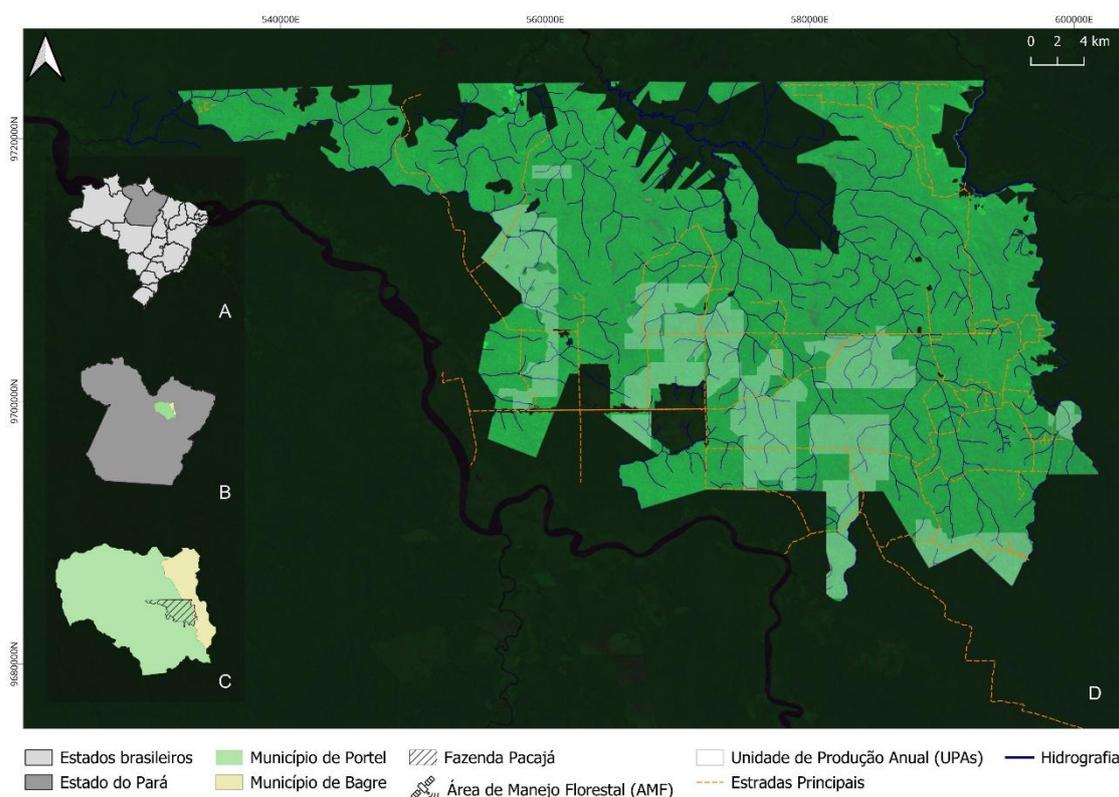
6.2 METODOLOGIA

6.2.1 Área de estudo

2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada em uma área de manejo florestal (AMF) de 121.633 ha localizada entre os municípios de Bagre e Portel, estado do Pará, Brasil (Figura 1). O clima da região de acordo com a classificação de Koppen-Geiger é equatorial (Af), a temperatura média de Portel é 28 °C e a de Bagre é 28.1 °C, e a pluviosidade anual é de 2.665 mm e 2.701 mm, respectivamente (Alvares et al. 2013). O tipo de vegetação predominante é floresta ombrófila densa e os solos predominantes de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos são Latossolos amarelos e Gleissolos háplicos (IBGE 2004, 2006).

Figura 1. Localização da área de estudo: estado do Pará (A); municípios de Portel e Bagre (B e C), limites da fazenda Pacajá (C); área de manejo florestal (AMF), unidade de produção anual (UPAs) monitoradas, hidrografia e estradas principais dentro da propriedade (D).



A intensidade de exploração aprovada pelo órgão ambiental para a AMF foi de $19.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. A área é dividida em unidades de produção anual (UPAs), enquanto o planejamento e monitoramento das operações exploratórias é realizado a partir de unidades de corte (UCs) de 6.25 ha (250 m x 250 m). Estas medidas podem variar de acordo com formatos irregulares das UPAs e da AMF.

Para a exploração florestal, a alocação dos pátios de estocagem é feita às margens das estradas secundárias. Estas são construídas desviando de

áreas de preservação permanente (APPs) e mantendo intervalos de 500 m entre si, sempre que viável. Esse intervalo garante que haja duas UCs entre as estradas, evitando longas distâncias para a extração das toras.

Os pátios possuem dimensões padronizadas de 25 m x 25 m e volume máximo de estocagem de 300 m³. A distância entre eles nas estradas secundárias é de 250 m, salvo exceções. Com base na distância entre estradas e entre pátios, a distância máxima de arraste estabelecida foi de 350 m.

6.2.2 Descrição da operação

A operação é realizada por três equipes, cada uma composta por um operador de skidder, um de empilhadeira, um de motosserra, além de um coordenador e seu ajudante. Todos os skidders utilizados são de pneu, dos quais três são Caterpillar 525 e um Caterpillar 545 (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização geral do maquinário utilizado na operação de arraste.

CARACTERÍSTICAS	CATERPILLAR 525	CATERPILLAR 545
Dimensões (h x l x c)	3.17 m x 3.40 m x 7.65 m	3.78 m x 3.71 m x 8.84 m
Peso (kg)	17,710.5	21,890.4
Tipo de garra	Giratória e hidráulica	Giratória e hidráulica
Capacidade da garra (m ²)	1.16	1.77
Potência (kW)	146	186
Volume do tanque de combustível (L)	315	378

Fonte: CATERPILLAR (2010, 2014).

As trilhas de arraste são planejadas por uma equipe que vistoria as UCs e sinaliza a rota com fitas de TNT. Essa equipe adota a técnica denominada espinha de peixe, na qual a convergência entre as trilhas secundárias e a trilha principal ocorre por meio de inclinações suaves.

6.2.3 Monitoramento do arraste

O monitoramento da qualidade da operação é realizado por meio da aplicação de uma ficha de campo, elaborada pela própria empresa de manejo florestal. Essa ficha é composta por oito indicadores de campo (Tabela 2), avaliados em escala de 0 a 10, que contribuem com diferentes pesos para a nota final da qualidade da operação. Para falhas mais graves, a ponderação é de 15%, enquanto para as demais é de 10%.

A verificação é feita no percurso da trilha de arraste mais longa de cada UC selecionada. A amostragem para a aplicação da ficha ocorre de forma alternada no sentido Leste-Oeste. Inicia-se aplicando em uma UC, em seguida a primeira à direita não é monitorada, a segunda à direita é monitorada, a terceira não e assim sucessivamente. As equipes e o modelo de skidder utilizados constam na ficha, mas são informações frequentemente negligenciadas, impossibilitando a avaliação individual destes aspectos.

Tabela 2. Indicadores utilizados no monitoramento da atividade de arraste e sua participação na nota final.

Indicadores de qualidade	Participação na nota final (%)
Danos por 100m de trilha	10

Danos por 10 toras arrastadas	10
Ocorrência de sulcos	15
Número de curvas fechadas	10
Abertura de trilhas sem planejamento	15
Movimentação e manobras irregulares	15
Largura das trilhas	10
Toras esquecidas na floresta	15

Danos por 100 m de trilhas: o indicador consiste na contagem de árvores remanescentes danificadas durante a operação, normalizada pela extensão da trilha. São consideradas as árvores localizadas nas laterais, identificadas a partir das marcas de pneu no solo. Esse critério corresponde a 10% da nota total e é subdividido em duas classes: danos reversíveis e danos irreversíveis (Tabela 3). A primeira classe refere-se às árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) superior a 35 cm (Figura 2), enquanto a segunda engloba árvores com DAP inferior a esse valor (Figura 3).

Figura 2. Exemplos de danos decorrentes do arraste de toras considerados reversíveis de acordo com a classificação da empresa: Descascamentos no caule (A e C); Ferimento no caule (B); Descascamento em sapopema (D);

Ferimento em sapopema (E); Ruptura em raízes aéreas (F); Ruptura em sapopema (G); Descascamento na base do caule (H).



Figura 3. Exemplos de danos decorrentes do arraste de toras considerados irreversíveis de acordo com a classificação da empresa: queda e ruptura de árvores (A e B); inclinação do caule (C).



Tabela 3. Classificação e atribuição de notas para os indicadores “Danos por 100m de trilhas” e “Danos por 10 toras arrastadas”.

Classificação	Sigla	Descrição	Número de ocorrências	Nota	Participação na nota final
Danos por 100m de trilha					
		Danos em	0-10	10	
Reversíveis	DTr	árvores com DAP	10-15	5	5%
		> 35cm	>15	0	
Danos em					
			0-5	10	
Irreversíveis	DTi	árvores com DAP	6-11	5	5%
		< 35cm	>11	0	
Danos por 10 toras arrastadas					
			0	10	
		Danos em	1	7,5	
Reversíveis	DAr	árvores com DAP	2	5	5%
		> 35cm	3	2,5	
			4	0	
Danos em					
			0	10	
			2	7,5	
Irreversíveis	DAi	árvores com DAP	4	5	5%
		< 35cm	6	2,5	
			8	0	

Para aplicação do indicador, deve-se computar o número de árvores danificadas em cada classe e estimar a extensão da trilha, em metros. Ao final da apuração, calcula-se a proporção de árvores danificadas por 100 m, conforme apresentado na Fórmula 1.

$$(1) \quad DT = \frac{N_{AD} * 100}{Et}$$

Onde: DT – danos por 100m de trilha; N_{AD} – número de árvores danificadas na trilha; Et – extensão total da trilha (em m).

Danos por 10 toras arrastadas: o indicador apresenta a mesma classificação e a mesma ponderação atribuída ao anterior (Tabela 3), porém normaliza os danos em função do fluxo de toras na trilha. A partir da contagem de danos realizada anteriormente, realiza-se a contagem do número total de toras arrastadas e, em seguida, calcula-se a proporção de danos para cada 10 toras (Fórmula 2).

$$(2) \quad DA = \frac{N_{AD} * 10}{N_{TA}}$$

Onde: DA – danos por 10 toras arrastadas; N_{AD} – número de árvores danificadas na trilha; N_{TA} – número de toras arrastadas na trilha.

Ocorrência de sulcos: o indicador tem sua porcentagem na nota final distribuída igualmente entre dois critérios: 50% referem-se à profundidade e 50% à extensão dos sulcos (Tabela 4).

Tabela 4. Atribuição de notas e de participação para o indicador “Ocorrência de sulcos”.

Medição	Nota	Participação na nota final	Sigla
Profundidade (cm)			
0-10	10		
10-20	5	7.5%	PSulc
> 20	0		
Extensão (m)			
0-2	10		
3-5	5	7.5%	ESulc
6-8	0		

Número de curvas fechadas (NC): A sua aplicação foi realizada através da contagem de ocorrências no decorrer da trilha (Tabela 5).

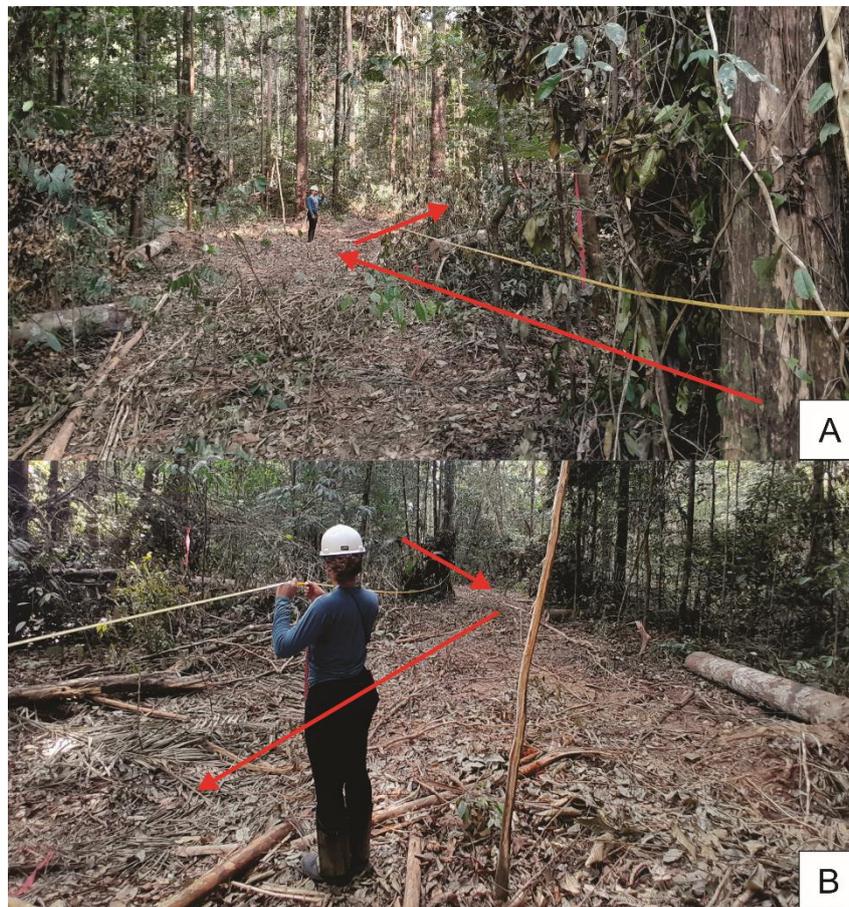
Tabela 5. Atribuição de notas e de participação para os indicadores “Número de curvas fechadas” (NC), “Abertura de trilhas sem planejamento” (TSP), “Movimentação e manobras irregulares” (MMI), “Largura das trilhas” (LT) e “Toras esquecidas na floresta” (TE).

Indicador de qualidade	Sigla	Averiguação	Nota	Participação na nota final
	NC	Contagem		10%

			0	10	
Número de curvas fechadas			1	7,5	
			2	5	
			> 2	10	
<hr/>					
Abertura de trilhas sem planejamento		TSP	Contagem		
			0	10	15%
			≥ 1	0	
<hr/>					
Movimentações e manobras irregulares		MMI	Contagem		
			0	10	15%
			1-2	5	
			> 2	0	
<hr/>					
Largura das trilhas		LT	Medição (m)		
			< 4	10	10%
			4,1-4,5	5	
			> 4,5m	0	
<hr/>					
Toras esquecidas na floresta		TE	Contagem		
			0	10	15%
			≥ 1	0	
<hr/>					

A definição de uma curva como fechada refere-se a ângulos reduzidos. Contudo, essa classificação é determinada de maneira empírica em campo, baseada na experiência da equipe (Figura 4).

Figura 4. Ocorrência de curva fechada na trilha de arraste sob diferentes perspectivas.

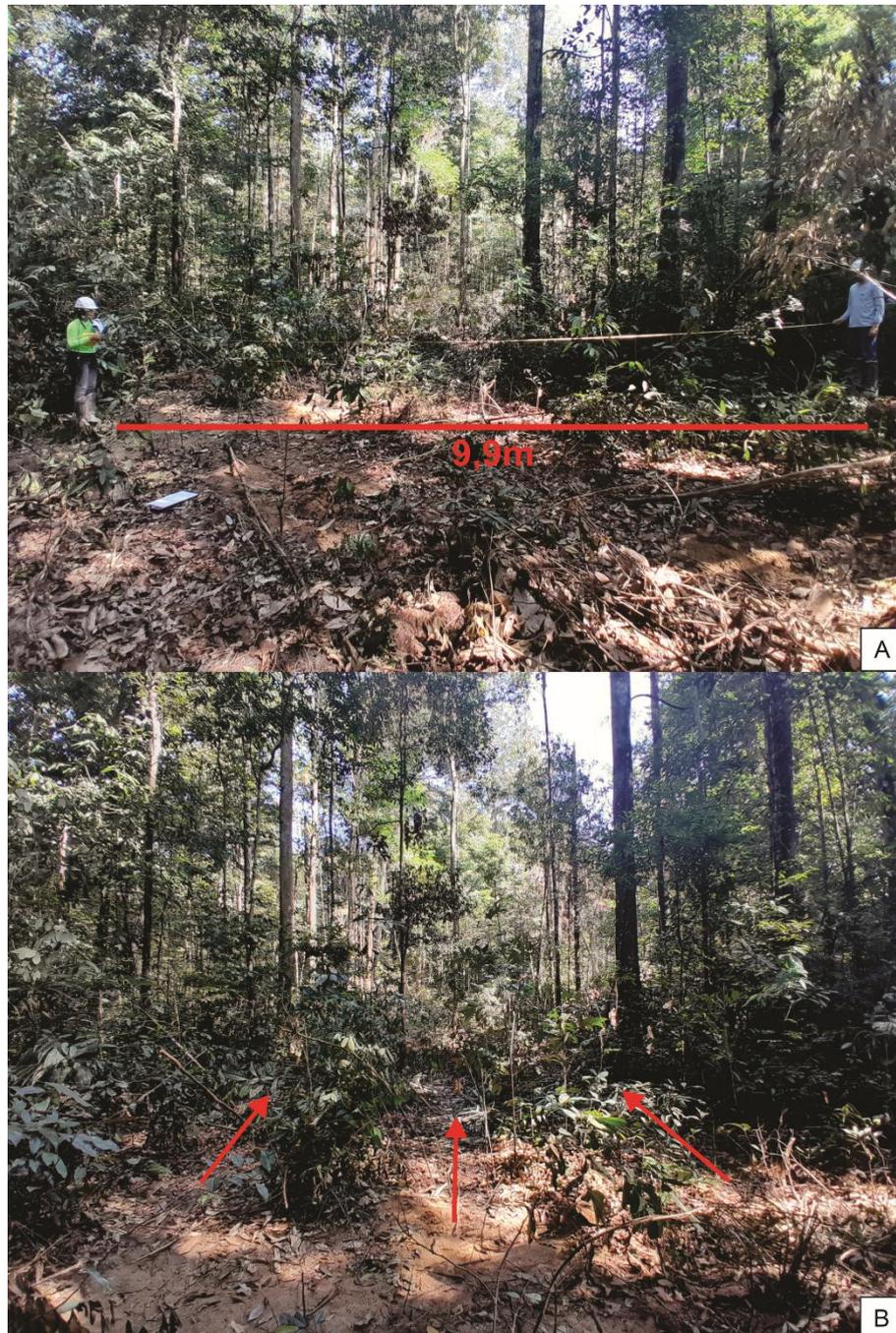


Abertura de trilhas sem planejamento (TSP): o indicador é identificado durante o percurso da trilha, quando se observa que, em pelo menos um trecho, a sinalização posicionada pela equipe de planejamento permanece na vegetação remanescente, indicando que o traçado planejado não foi seguido (Tabela 5).

Movimentação e manobras irregulares (MMI): o indicador é verificado por meio da identificação de áreas de vegetação suprimida com dimensões excessivas (Figura 5). A determinação é realizada de forma empírica, e a

pontuação atribuída varia conforme o número de ocorrências, correspondendo a 15% da nota final (Tabela 5).

Figura 5. Identificação de um trecho da trilha de arraste com movimentação irregular: largura excessiva (A) e vestígios da passagem de pneus (B).



Largura das trilhas (LT): o indicador consiste na medição, com fita métrica, da largura da trilha de arraste em seu ponto de acesso, localizado na convergência entre a trilha e a estrada. O critério corresponde a 10% da qualidade da operação, e a nota atribuída está vinculada à classe de largura (Tabela 5).

Toras esquecidas na floresta (TE): durante o percurso da trilha, verifica-se a ocorrência de toras derrubadas que não foram extraídas da floresta. O indicador representa 15% da qualidade do arraste, e a simples presença de uma tora esquecida implica a atribuição da nota mínima (Tabela 5).

Em 2024, foram introduzidas alterações na ficha de monitoramento, com a inclusão da nota intermediária 5 para o indicador Abertura de trilhas sem planejamento (TSP), a qual indica que o planejamento não foi seguido devido à necessidade de desvio de obstáculos. A nota final da operação é obtida conforme apresentado na Fórmula 3.

$$(3) \quad NF = 0.5 * DTr + 0.5 * DTi + 0.5 * DAr + 0.5 * DAi + 0.075 * PSulc + 0.075 * ESulc + 0.10 * NC + 0.15 * TSP + 0.15 * MMI + 0.10 * LT + 0.15 * TE$$

As notas de todos os indicadores e a nota final foram inicialmente consideradas para compor o modelo de estimação da EO.

6.2.4 Dados

6.2.4.1 Eficiência Operacional (EO)

O cálculo da EO é realizado de acordo com a fórmula 4 (Alves et al. 2013):

$$(4) \quad EO = \frac{T_{ef}}{T_{ef} + T_d} * 100$$

Onde: EO - eficiência operacional (em porcentagem); Tef - tempo de trabalho efetivo (em horas); Td - tempo disponível (em horas).

O levantamento dos tempos em operação e do tempo total foi realizado por meio da cronometragem em campo dos ciclos operacionais, que se inicia com a partida do skidder em busca da tora e termina com o seu descarregamento no pátio de estocagem ou na estrada. Complementarmente, foram cronometradas as respectivas interrupções. Essa etapa foi conduzida em companhia das equipes de campo responsáveis pela operação, com a cronometragem e o registro de observações efetuados nas margens das estradas e nos pátios.

O período de deslocamento entre o alojamento e a UC que estava sendo explorada não foi considerado no levantamento. A cronometragem iniciava-se no começo das atividades com o skidder (extração ou manutenção do maquinário) e finalizava com a entrega da última tora em cada pátio de estocagem. Portanto, o tempo de deslocamento do skidder entre os pátios também não foi considerado.

Para associar a eficiência operacional (EO) à nota atribuída no monitoramento, é necessário que a área exata em que a ficha foi aplicada seja contemplada no levantamento da eficiência. Como a aplicação da ficha ocorre apenas na trilha principal, a EO também deveria ser mensurada somente nesse trajeto. Entretanto, a identificação dos ciclos nessas trilhas é dificultada pelos improvisos dos operadores e por falhas no planejamento, o que resulta em redução significativa no número de observações válidas.

Portanto, o levantamento da EO foi realizado por pátio, e o valor obtido foi atribuído a todas as trilhas principais destinadas ao respectivo pátio. Ao todo,

foram cronometrados os ciclos operacionais de sete pátios de estocagem, correspondentes a 14 UCs, todos localizados na mesma UPA.

6.2.4.2 Qualidade da operação

Foram obtidos os dados de monitoramento da operação no período de 2019 a 2024, resultantes da aplicação de 423 fichas de campo. Adicionalmente, a ficha de monitoramento foi aplicada nas trilhas de arraste incluídas no levantamento da EO, uma vez que, pela amostragem realizada pela empresa, algumas dessas trilhas não seriam contempladas.

6.2.5 Análise de cluster

A adição de características de sítio ao modelo de estimação da EO visou torná-lo mais robusto. Para isso, foram obtidos os valores médios da altura da vegetação (H), da quantidade de carbono da vegetação (C) e da declividade do solo (D), conforme a metodologia descrita no primeiro artigo. Além disso, o agrupamento em clusters foi realizado a partir dessas características, seguindo os mesmos procedimentos estabelecidos anteriormente.

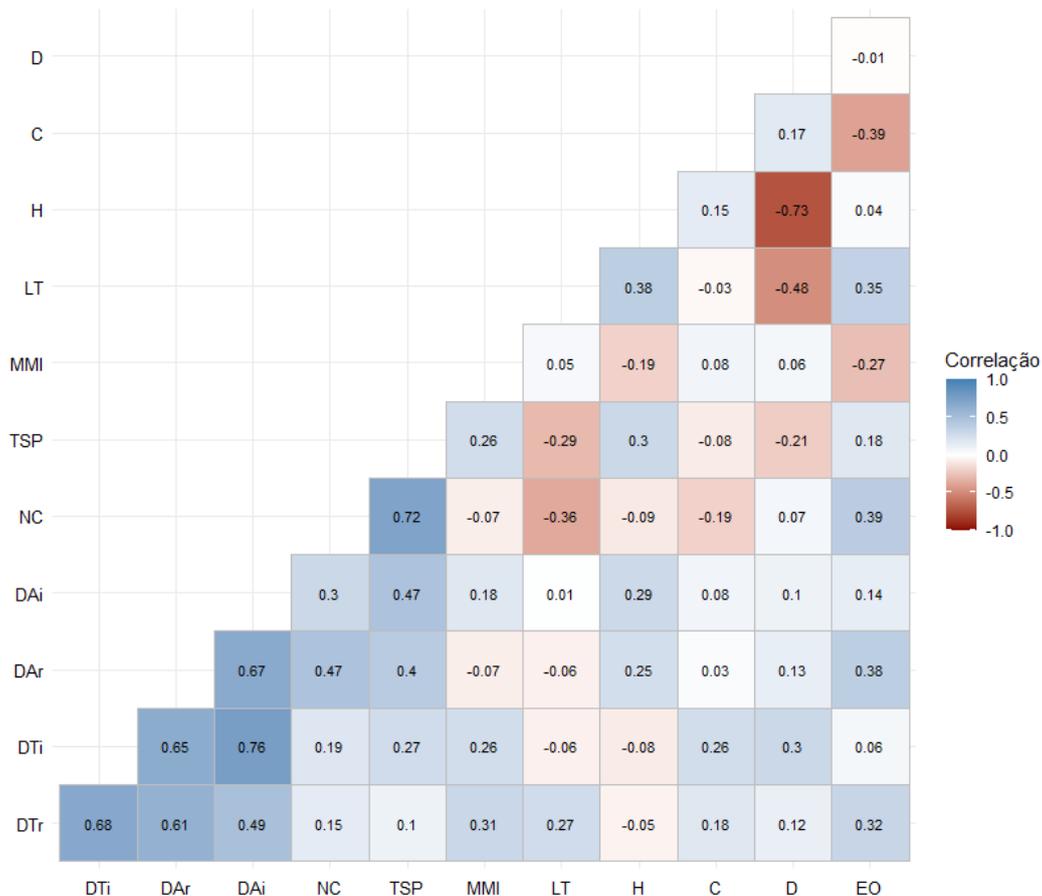
6.2.6 Análises estatísticas

6.2.6.1 Ajuste e avaliação do modelo de estimação da EO

Inicialmente, as variáveis que apresentaram valores constantes durante o levantamento de campo — profundidade dos sulcos (PSulc), extensão dos sulcos (ESulc) e toras esquecidas (TE) — foram desconsideradas na composição do modelo. Posteriormente, elaborou-se uma matriz de correlação entre as variáveis preditoras propostas (itens da ficha de campo e características de sítio) e a eficiência operacional (EO). Todas as variáveis que apresentaram

coeficiente de correlação inferior a 0,15 — altura do dossel (H), declividade (D), danos irreversíveis por 100 m de trilha (DTi) e danos irreversíveis por 10 toras arrastadas (DAi) — também foram excluídas.

Figura 6. Matriz de correlação da eficiência operacional (EO) e das variáveis preditoras propostas para o modelo: Danos irreversíveis por 100 m de trilha (DTi); Danos reversíveis por 10 toras arrastadas (DAr); Danos irreversíveis por 10 toras arrastadas (DAi); Número de curvas fechadas (NC); Abertura de trilhas sem planejamento (TSP); Movimentações e manobras irregulares (MMI); Largura de trilhas (LT); Altura do dossel (H); Estoque de carbono (C); e Declividade (D).



A estrutura do modelo testado foi: $EO \sim DTr + DAr + NC + MMI + LT + C + CLU$. Para melhorar a precisão, realizou-se a padronização dos dados: o estoque de carbono (C) foi escalonado, os indicadores foram normalizados no intervalo de 0 a 1 e a eficiência operacional (EO) foi normalizada no intervalo de 0 a 10.

Realizou-se o teste de Shapiro–Wilk ao nível de 5% de significância, acompanhado da elaboração dos gráficos quantil–quantil (Q–Q) e do histograma de resíduos padronizados, a fim de verificar a normalidade dos resíduos. Em seguida, avaliou-se a homocedasticidade por meio do gráfico de distribuição de resíduos em função dos valores ajustados e do teste de Levene, também ao nível de 5% de significância.

Devido ao número reduzido de observações levantadas em campo, empregou-se a técnica de reamostragem Jackknife. Essa técnica consiste em realizar sucessivos ajustes do modelo, retirando uma observação por vez e calculando a média dos coeficientes obtidos nesses ajustes, o que permite a comparação com os coeficientes originais (Quenouille 1956). A avaliação pode ser feita por meio do viés — diferença entre o coeficiente original e a média de Jackknife — e do erro padrão de Jackknife, calculado a partir das estimativas dos coeficientes (Quenouille 1956).

Neste estudo, a aplicação do procedimento foi adaptada pela substituição dos coeficientes originais do modelo pelas médias de Jackknife, conferindo maior

confiabilidade às estimativas. Para a avaliação do modelo, foram calculados os parâmetros estatísticos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros estatísticos empregados na avaliação do modelo e indicação das respectivas fórmulas: Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQRes), Soma dos Quadrados Total (SQTotal), Coeficiente de Determinação (R^2), Coeficiente de Determinação Ajustado (R^2 adj), Erro Padrão da Estimativa (Syx%).

Sigla	Equação	Fórmula
SQRes	$SQRes = \sum_{i=1}^n (EO_i - EE_i)^2$	5
SQTotal	$SQTotal = \sum_{i=1}^n (EO_i - \mu_{EO})^2$	6
R^2	$R^2 = 1 - \frac{SQRes}{SQTotal}$	7
R^2 adj	$R^2_{adj} = 1 - \frac{(n-1)}{(n-p-1)} + \frac{SQRes}{SQTotal}$	8
Syx%	$Syx\% = \frac{\sqrt{\frac{SQRes}{(n-p-1)}}}{\mu_{EO}}$	9

Nota: "SQRes" é a soma do quadrado do resíduo; "EO" é a eficiência operacional; "EE" é a eficiência operacional estimada; "SQTotal" é a soma do quadrado total; " μ_{EO} " é a média da eficiência operacional. " R^2 " é o coeficiente de determinação; " R^2 adj" é o coeficiente de determinação ajustado; "n" é o número de observações; "p" é o número de variáveis independentes do modelo; "Syx%" é o erro padrão da estimativa.

6.2.6.2 Dinâmica dos indicadores e da EO

O modelo linear ajustado anteriormente foi utilizado para estimar a eficiência operacional (EO) no período de 2019 a 2020. Como os modelos

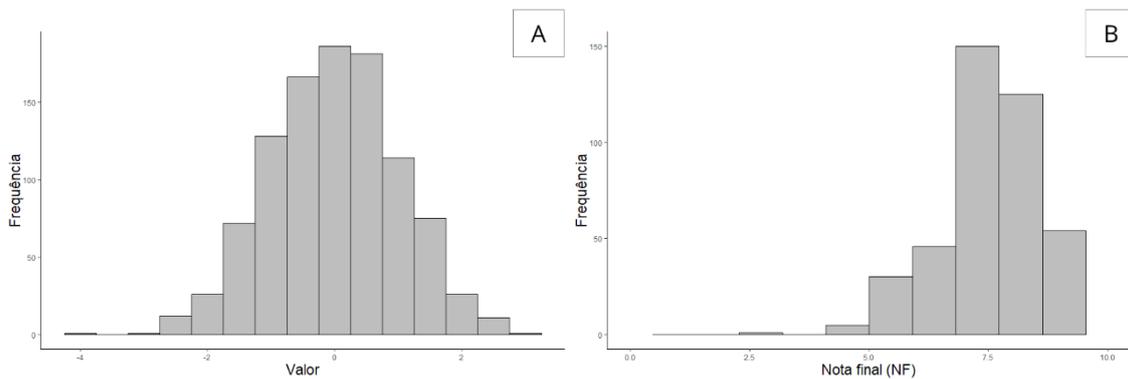
lineares não reconhecem os limites característicos da EO (0 a 100%), os valores obtidos foram escalonados para o intervalo de 0 a 1 por meio da normalização Min–Max.

A nota final (NF) da ficha e a eficiência operacional (EO) são variáveis contínuas com limites superiores e inferiores definidos. Já os indicadores que compõem a ficha de monitoramento comportam-se como variáveis categóricas ordinais. Dessa forma, suas distribuições em função da variável categórica ‘Ano’ não apresentam normalidade. Portanto, foram empregados testes não paramétricos ao nível de 5% de significância: o teste de Kruskal–Wallis, para verificar diferenças significativas entre os anos, e o teste de Dunn, para identificar as diferenças entre médias ao longo do período

6.2.6.3 Classificação das notas

A criação das classes foi baseada no método de Hohenadl de distribuições diamétricas (Machado and Figueiredo Filho 2014). Esse método é aplicado a dados com distribuição normal (Figura 7A), exigindo adaptações para as notas do monitoramento, que possuem limites definidos (Figura 7B). Foram inicialmente criadas oito classes, sendo descartada a superior a 10 e agregadas aquelas inferiores de menor frequência. O resultado foi a obtenção de cinco classes, rotuladas como: Insuficiente, Irregular, Regular, Muito Bom e Excelente

Figura 7. Distribuição de dados normal (A) e distribuição dos dados de NF (B).



6.2.6.4 Software R

Todas as análises estatísticas e a elaboração de gráficos foram realizadas por meio do software R (versão 4.3.2). A maioria dos cálculos foi executada utilizando o pacote base do programa, enquanto a leitura de arquivos em formato XLSX foi realizada por meio do pacote readxl (R Core Team 2022; Wickham and Bryan 2023). Outros pacotes empregados pontualmente estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Relação dos pacotes do software R utilizados durante a pesquisa de acordo com a sua função, dispostos na ordem em que aparecem na metodologia.

Função	Pacote	Referência
Elaborar a matriz de correlação	dplyr	Wickham et al. (2023)
Gerar o gráfico da matriz de correlação	ggplot2	Wickham (2016)
Teste de Levene	car	Fox and Weisberg (2019)
Reamostragem de Jackknife	boot	Davison and Hinkley (1997); Canty and Ripley (2024)

Gerar o gráfico de EE em função de EO	latticeExtra	Sarkar (2008)
Teste de Dunn	FSA	Ogle et al. (2025)
	multcompView	Graves et al. (2024)
Gerar os gráficos de comparação de média	lattice	Sarkar (2008)
	latticeExtra	Sarkar and Andrews (2022)

6.3 RESULTADOS

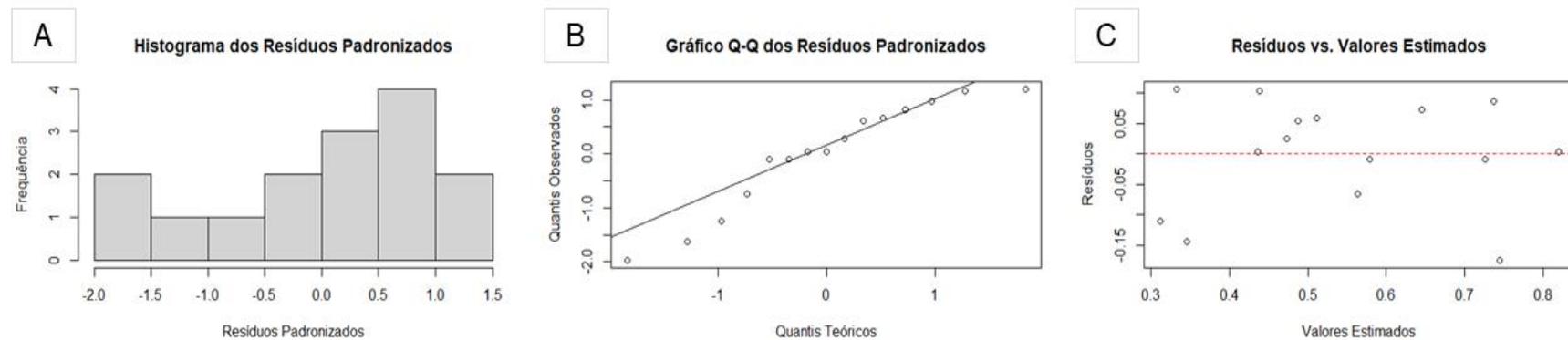
6.3.1 Pressupostos da análise de variância

A distribuição dos resíduos padronizados foi considerada normal devido p-valor de 0.1811 para o teste de Shapiro-Wilk (tabela 8). A disposição dos dados no histograma de resíduos e no gráfico de Q-Q apresentou tendência relativamente divergente do esperado para a distribuição normal (Figura 8). Entretanto, essa diferença era esperada devido ao reduzido número de observações levantados para eficiência operacional (EO), e a reamostragem de Jackknife foi performada justamente para suprir essa deficiência. Já as variâncias foram consideradas homogêneas pelo teste de Levene, com p-valor de 0.4126 (Tabela 8), e pela distribuição aleatória dos resíduos em função dos valores estimados (Figura 8).

Tabela 8. Resultados dos testes de Shapiro-Wilk e de Levene a 5% de significância para os dados de eficiência operacional (EO) do arraste de toras.

Teste de Shapiro-Wilk		Teste de Levene	
W	p-value	F-value	Pr(>F)
0.91825	0.1811	0.9538	0.4126

Figura 8. Avaliação da homogeneidade dos resíduos e homocedasticidade os dados de eficiência operacional (EO) do arraste de toras: Histograma de resíduos (A); gráfico de Quantil-quartil para os resíduos padronizados (B); gráfico de resíduos em função dos valores.



6.3.2 Ajuste do modelo inicial

Os resultados de ajuste são apresentados na Tabela 9. O intercepto do modelo inicial foi de 0,281456, e as estimativas dos coeficientes variaram de $-0,207216$, para CLU2, a $0,254668$, para o Número de curvas fechadas (NC). O erro padrão mostrou-se

relativamente elevado para a maioria das variáveis, com exceção do estoque de carbono (C), que apresentou valor muito baixo (0,064196), e de Danos reversíveis por 10 toras arrastadas (DAr), cujo valor foi bastante alto (0,372841). Os p-valores das variáveis também se mostraram, em geral, elevados, com exceção da Largura de trilhas (LT) (0,098711), única variável com indício de significância estatística. Apesar dessas limitações, o coeficiente de determinação (R^2) do modelo foi considerado satisfatório (0,76).

Tabela 9. Resultado ajuste do modelo de estimação da eficiência operacional (EO) do arraste de toras.

Fator	Coeficientes (β)	Erro Padrão	t-valor	Pr(> t)
Intercepto	0.281456	0.163798	1.718306	0.136544
DTr	0.167329	0.151275	1.106121	0.311041
DAr	-0.200611	0.372841	-0.538061	0.609898
NC	0.254668	0.153096	1.663454	0.147280
MMI	-0.186220	0.121839	-1.528405	0.177276
LT	0.252901	0.129525	1.952535	0.098711.
C	0.008434	0.064196	0.131378	0.899771
CLU2	-0.207216	0.181318	-1.142829	0.296652
CLU3	0.069824	0.113397	0.615750	0.560676

Nota: Níveis de significância: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0.05 '.' 0,1 '.' 1

6.3.3 Reamostragem de Jackknife

Os resultados da aplicação da técnica de Jackknife são apresentados na tabela 10. A amplitude das médias dos coeficientes é muito maior que a amplitude da sua estimativa original: de -5.569554 (para DAr) a 3.602586 (para NC). Os vieses de intercepto, número de movimentações e manobras irregulares (MMI), NC, CLU2, CLU3 e DAr foram muito expressivos, com destaque novamente para DAr (-3.563441). O erro padrão de Jackknife superou o erro padrão original para todas as variáveis, indicando que o modelo inicial tende a subestimar esse parâmetro.

Tabela 7. Resultado da técnica de reamostragem de Jackknife para o modelo de estimação da eficiência operacional (EO) do arraste de toras

Variável	Média dos Coeficientes	Viés	Erro Padrão
Intercepto	1.974073	-0.840485	0.289388
DTr	1.140302	-0.532987	0.377250
DAr	-5.569554	-3.563441	1.095218
NC	3.602586	1.055906	0.239708
MMI	-1.003453	0.858745	0.212971
LT	2.164875	-0.364138	0.320504
C	-0.200458	-0.284798	0.221361
CLU2	-0.910936	1.161222	0.570689
CLU3	2.027980	1.329738	0.213169

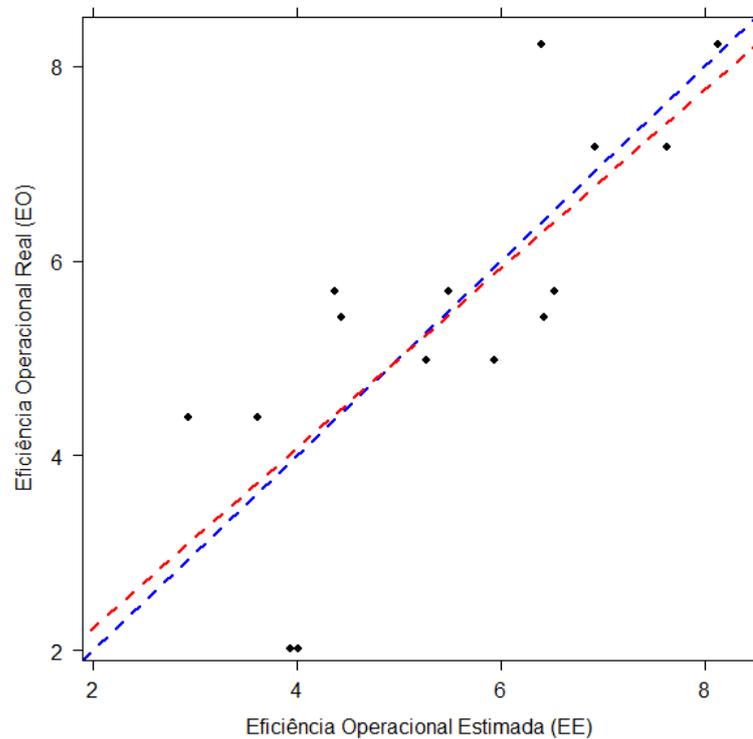
6.3.4 Avaliação do modelo final

Os parâmetros de ajuste do modelo são apresentados na tabela 11. O R^2 e o R^2 adj foram bastante reduzidos se comparados ao R^2 original, mas condizentes com os resultados do viés e do erro padrão de Jackknife. O Syx% de 30.76 representa uma dispersão elevada das observações sobre a linha de tendência, embora a linha de tendência seja muito próxima à linha 1:1 (Figura 9). A diferença entre elas é mais nítida conforme se aproxima das extremidades do gráfico, existe uma tendência de subestimar a eficiência quando os valores são mais baixos e de superestimá-las quando os valores são mais altos.

Tabela 11. Parâmetros de ajuste do modelo de estimação da eficiência operacional (EO) do arraste de toras: soma do quadrado do resíduo (SQRes), soma do quadrado total (SQTotal), coeficiente de determinação (R^2), coeficiente de determinação ajustado (R^2 adj) e erro padrão da estimativa (syx%).

SQRes	SQTotal	R^2	R^2 adj	syx%
0,195404	0,477357	0,59	0,18	30,76

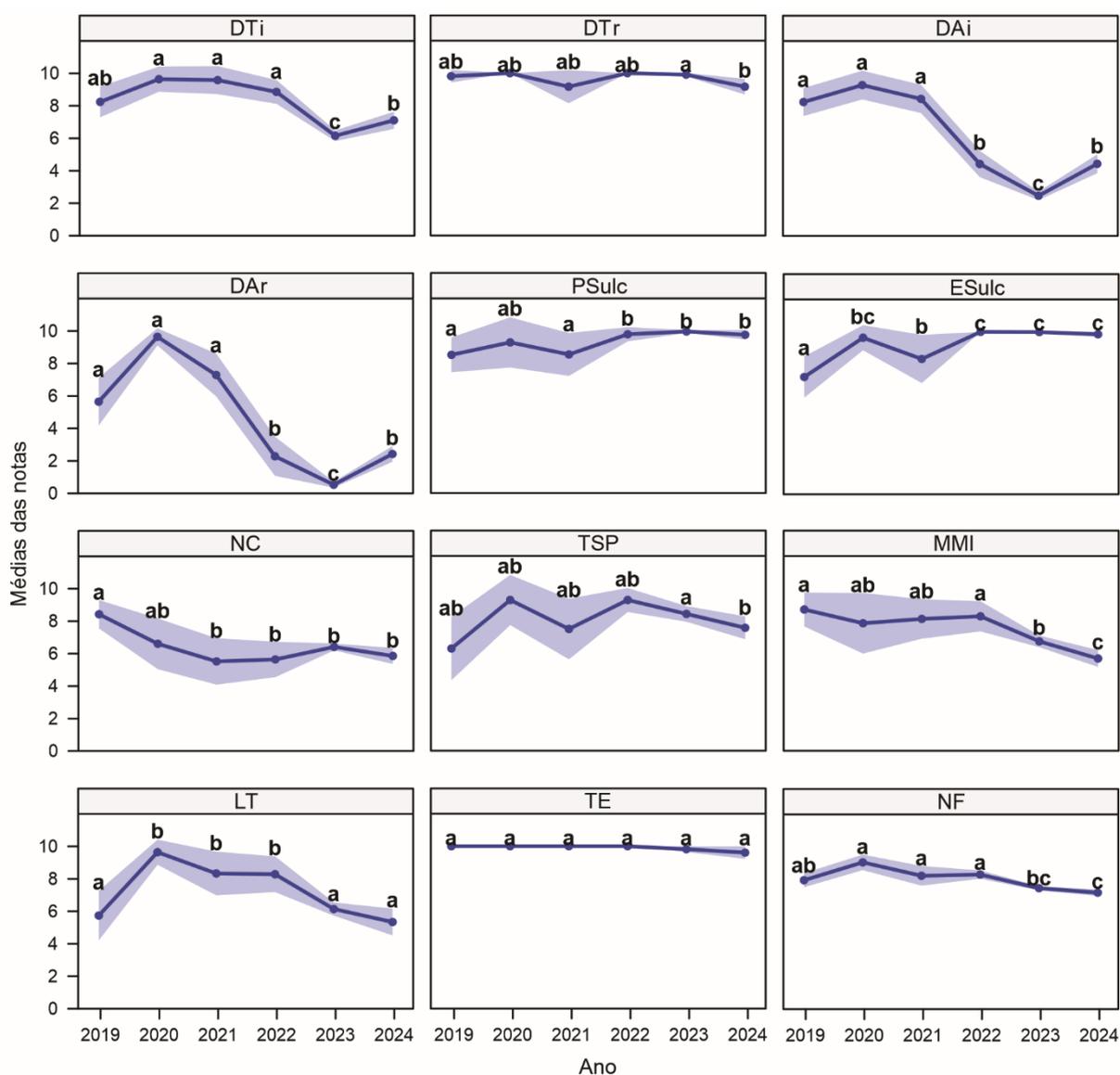
Figura 9. Relação da eficiência operacional (EO) em função da eficiência operacional estimada (EE) da operação de arraste de toras, com linha de tendência em vermelho e linha 1:1 em azul.



6.3.5 Dinâmica dos indicadores e da EO

O comportamento temporal dos indicadores no período analisado é apresentado na Figura 10. Os Danos irreversíveis por 10 toras arrastadas (DAi) e os Danos reversíveis por 10 toras arrastadas (DAr) mostraram tendência de redução entre 2021 e 2023, seguida de aumento em 2024. Os Danos irreversíveis por 100 m de trilha (DTi) também apresentaram seu valor mínimo em 2023, enquanto os Danos reversíveis por 100 m de trilha (DTr) exibiram pouca variação ao longo do período estudado. Tanto DTi quanto DTr apresentaram valores consistentemente superiores aos de DAi e DAr.

Figura 10. Dinâmica dos indicadores que qualidade da operação de arraste de toras durante o período de 2019 a 2024. Letras diferentes para os anos indicam diferença significativa de acordo com o teste de Dunn. A faixa azul representa o intervalo de confiança.

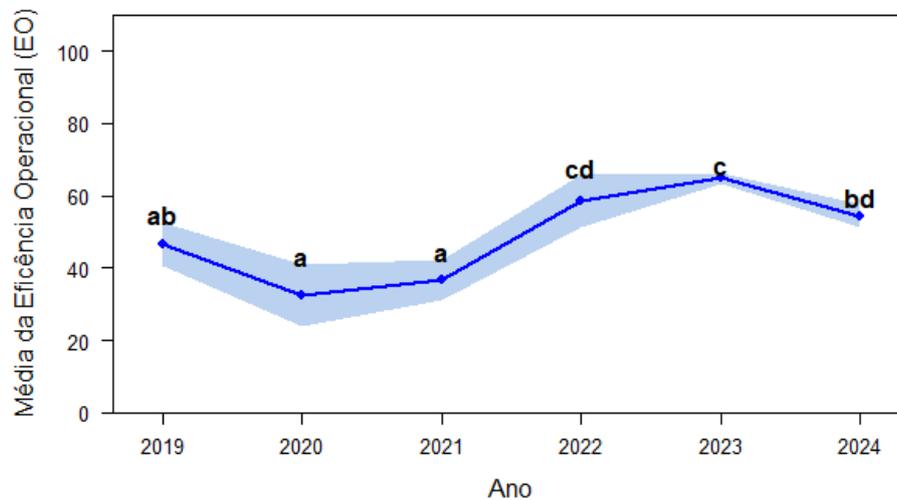


Os indicadores Profundidade de sulcos (PSulc) e Extensão de sulcos (ESulc) oscilaram entre 2019 e 2023, mantendo-se constantes nos anos seguintes. O Número de curvas (NC) apresentou redução nos dois primeiros anos e, posteriormente, manteve-se estatisticamente estável. Esse indicador constituiu o de pior desempenho

após os relacionados aos danos à vegetação, uma vez que todas as médias permaneceram próximas de 6 a partir do segundo ano de monitoramento. Já as Trilhas sem planejamento (TSP) alternaram entre crescimento e redução, embora tenham apresentado desempenho satisfatório a partir de 2020.

O indicador Movimentações e manobras irregulares (MMI) apresentou queda acentuada entre 2022 e 2024, após um período de maior estabilidade nos anos anteriores. A Largura de trilhas (LT) mostrou resultados superiores entre 2020 e 2022, mas retornou a valores inferiores nos anos subsequentes. As Toras esquecidas na floresta (TE) mantiveram-se estatisticamente constantes durante todo o período. A Nota final (NF) variou entre 7,38 e 9,52, apresentando tendência de queda nos dois últimos anos. A eficiência operacional (EO) estimada para o período de 2019 a 2024 variou de 41,14% a 66,31%, sem diferenças significativas nos três primeiros anos. Observou-se crescimento em 2022, atingindo-se o valor máximo em 2023 (Figura 11).

Figura 11. Dinâmica da eficiência operacional (EO) da operação de arraste de toras durante o período de 2019 a 2024. Letras diferentes para os anos indicam diferença significativa de acordo com o teste de Dunn. A faixa azul representa o intervalo de confiança.



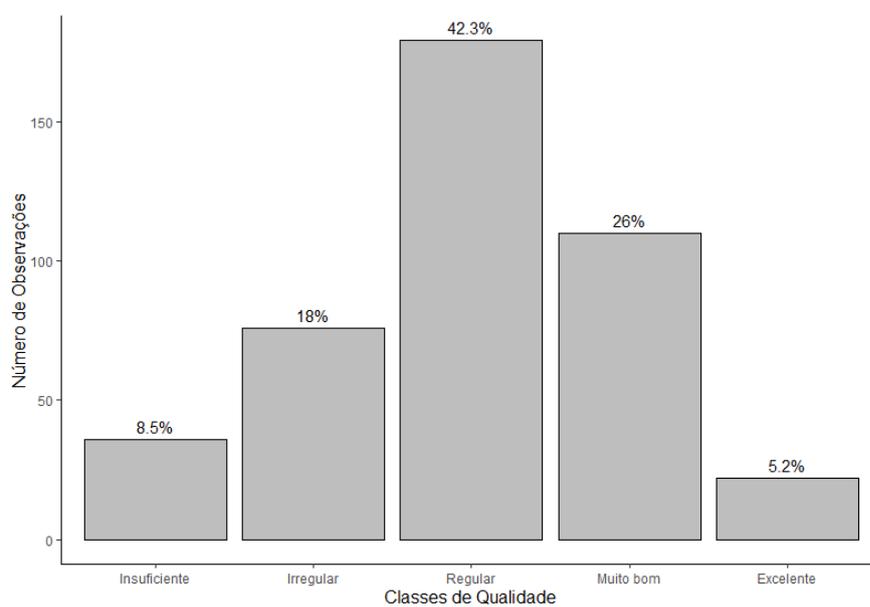
6.3.6 Classificação das notas

A proposta de classificação é apresentada na Tabela 8, e a distribuição dos dados, na Figura 12. A classe Insuficiente apresentou a segunda menor frequência, apesar de sua amplitude total. Entretanto, somada à classe Irregular, representa mais de 1/4 de todas as observações, valor expressivo para categorias inferiores. As classes Regular e Muito Bom predominaram, enquanto Excelente foi a menos frequente, com a ressalva de que apresenta limite inferior mais elevado e amplitude reduzida, já que seu limite superior originalmente seria 11,42.

Tabela 8. Classes calculadas e propostas para a nota final (NF).

Rótulos	Limite inferior	Limite superior
Insuficiente	0	5.937205
Irregular	5.9372045	7.034624
Regular	7.0346235	8.1320425
Muito bom	8.1320425	9.2294615
Excelente	9.2294615	10

Figura 12. Distribuição das notas finais (NF) de acordo com as classes de qualidade.



6.4 DISCUSSÃO

6.4.1 Modelo inicial

Os elevados erros padrão observados se devem ao número restrito de observações empregadas em um modelo com muitas variáveis preditoras. O número de observações é uma limitação característica do setor de florestas nativas na Amazônia. Isso acontece por causa das incertezas relacionadas ao ambiente e a sua influência sobre os componentes humano e mecânico.

Em um estudo de tempos e movimentos realizado com diferentes sistemas de arraste na Amazônia brasileira, são apresentados resultados que corroboram com esta afirmação (Emmert 2014). Para o sistema de pré-arraste foi observado tempo médio de 10.6 min com 42 ciclos operacionais, mas o coeficiente de variação foi 58.4%. Já para o sistema de arraste direto, foi obtido 4.7 min com 93 ciclos operacionais, mas o coeficiente de variação observado foi 69.5%. Em outro estudo com sistema de arraste direto, foi encontrado tempo médio de arraste de 8.0 min com 78 ciclos operacionais e coeficiente de variação de 94.4% (Buchmann 2016). Ambos os estudos relatam dificuldades em monitorar a operação devido à dinâmica de movimentação do maquinário e à heterogeneidade do ambiente e das espécies exploradas.

Os resultados da significância das variáveis frente ao R^2 elevado (0.76) alertam para a deficiência do modelo, que é comprovada após a reamostragem, quando o R^2 é drasticamente reduzido. A única variável preditora que apresenta diferença significativa é largura de trilhas (LT), que é aferido através da medição da largura da trilha no seu início, na convergência da trilha com uma estrada ou pátio de estocagem.

Uma largura mais elevada pode indicar maior dificuldade do maquinário em adentrar na vegetação, por ser mais densa ou oferecer mais obstáculos.

As características de solo, como relevo e granulometria, também podem influenciar diretamente a estabilização do maquinário, afetando a qualidade e a eficiência da operação (Yong et al. 1984; McNabb et al. 2001; Jourgholami et al. 2014; Cudzik et al. 2018; Ezzati et al. 2021; Visser and Spinelli 2023). Essa lógica reforça a afirmação do capítulo anterior, de que o monitoramento deve ser planejado e interpretado de acordo com as características de sítio.

6.4.2 Resultados da reamostragem e modelo final

Os valores expressivos dos vieses de Jackknife e do erro padrão atestam a imprecisão do modelo, mesmo que inicialmente apresente alto R^2 . Além disso, atestam também a alta sensibilidade do modelo à retirada de cada observação. Isso ocorre porque, mesmo tendo uma amostra pequena, a variabilidade dos dados é muito elevada. Uma alternativa para suprir essa deficiência é a replicação da metodologia em um levantamento de média a longa duração.

Ainda assim o R^2 foi relativamente satisfatório (0.59), o que denota o potencial da aplicação do modelo, enquanto R^2 adj (0.18) evidencia o excesso de variáveis. A deficiência do modelo de capturar a variação da EO sinaliza a baixa relação dos indicadores com a variável resposta. Em um plantio de eucalipto, onde as condições ambientais são mais homogêneas, um modelo de predição da produtividade apresentou resultado semelhante. A partir das variáveis “distância de arraste”, “tamanho das árvores” e “potência do skidder” o R^2 obtido foi de 0.59 (Ghaffariyan

2020). Os fatores “experiência do operador de skidder” e “condições do terreno” foram sugeridos para aumentar o poder de predição do modelo.

Muitos estudos indicam que a distância de arraste é o principal fator que afeta a performance da operação, mas pouco se estuda outros fatores relacionados ao terreno ou à vegetação (Fiedler et al. 2008; Behjou FK 2018; Borz and Mititelu 2022; Borz et al. 2023; Temba et al. 2024). Neste estudo, as distâncias entre os pátios e as UCs são padronizadas, o que faz com que a distância de arraste não apresenta muita variação entre as UCs.

C, D e H foram as características de sítio propostas e não apresentaram influência expressiva sobre a EO, nem isoladamente nem através do agrupamento de cluster. A tipologia de solos pode ser considerada um fator promissor para próximos modelos. D apresentou baixa amplitude nas áreas monitoradas, podendo ser adicionada a modelos aplicados em áreas mais heterogêneas.

6.4.3 Dinâmica dos indicadores e da EO

Danos irreversíveis por 10 toras arrastadas (DAi) e Danos reversíveis por 10 toras arrastadas (DAr) apresentaram redução entre 2021 e 2023, enquanto Danos irreversíveis por 100 m de trilha (DTi) teve exatamente o mesmo comportamento, mas com valores superiores. Já Danos reversíveis por 100 m de trilha (DTr) praticamente não se alterou, mantendo sempre valores altos. Isso ocorre porque os quatro indicadores avaliam a mesma coisa, mas a avaliação pela extensão de trilhas é menos rigorosa.

DAr apresenta a maior variação dentre os quatro, mostrando ser um indicador mais rígido. Por isso, pode ser mantido na ficha de monitoramento com a exclusão dos outros três indicadores, o que não alteraria o poder de detecção da ficha de monitoramento.

A formação de sulcos ocorre principalmente devido às chuvas, visto que maior teor de umidade do solo favorecem a ocorrência deste dano (Naghdi et al. 2016; Sadeghi et al. 2022; Solgi et al. 2023). Na Amazônia brasileira, as operações exploratórias ocorrem durante o período menos chuvoso (SEMAS-PA 2017). Entretanto, Profundidade de sulcos (PSulc) e Extensão de sulcos (ESulc) tiveram redução acentuada em 2021, o que evidencia a ocorrência de chuvas em um período atípico.

Entre 2020 e 2022, houve ocorrência do fenômeno climático La Niña, que altera consideravelmente o regime de chuvas na Amazônia (Moura et al. 2019; Restrepo-Coupe et al. 2024; Musale et al. 2024). 2021 foi um dos anos de maior intensidade, provocando a ocorrência de chuvas intensas durante a estação seca (World Meteorological Organization - WMO 2014; Moura et al. 2019; Restrepo-Coupe et al. 2024). A verificação dos itens relacionados a sulcagem pode ser aplicada apenas durante os períodos atípicos de chuva, exigindo atenção especial durante a execução e a coordenação da operação.

Número de curvas fechadas (NC), Número de trilhas sem planejamento (TSP) e Número de movimentações e manobras irregulares (MMI) são indicadores estritamente relacionados à performance do operador de skidder, já que ambos avaliam ocorrências consequentes de improvisações durante o percurso. Por vezes,

esse comportamento pode ser resposta ao planejamento inadequado das trilhas de arraste.

A rotatividade de trabalhadores no manejo florestal é um obstáculo grave para a padronização da qualidade das operações exploratórias (International Labour Organization - ILO 2019). A realização de cursos de treinamento pré-safra é uma alternativa amplamente indicada para padronizar a execução das operações exploratórias (Dykstra and Heinrich 1992; Putz et al. 2000, 2001; Pokorny et al. 2005; Malinovski et al. 2016). Apenas a operação de corte é alvo de treinamento na área de estudo, o que explica em parte a inconstância de NC, TSP e MMI.

LT obteve as médias mais elevadas entre 2020 e 2022, seguida de redução nos anos seguintes. Como descrito anteriormente, esse indicador é um dos que sofre maior influência das condições de solo e vegetação. Mudanças dessas características dentro de áreas extensas afetam drasticamente a EO, o que deve ser levado em consideração durante o planejamento e o monitoramento das operações.

O desempenho de Toras esquecidas na floresta (TE) apresentou médias altas e baixa variação. Quanto menos árvores esquecidas maior a nota deste indicador, o que significa que a ocorrência de árvores esquecidas é ocasional. A retirada deste indicador da ficha de monitoramento não implica na perda de percepção do desempenho da operação. As ocorrências podem ser adicionadas a ficha como observações.

A Nota final (NF) apresentou médias relativamente altas, embora com tendência de queda a partir de 2022. Durante esse período, MMI, LT, DAr, DAi e DTi

apresentaram queda. Eles representam juntos 40% de NF, o que revela que esses são os indicadores que mais afetam o desempenho geral do arraste.

A eficiência operacional (EO) estimada foi baixa para todo o período, com média máxima de 66.31%. Na Amazônia Central, a EO obtida em campo também foi baixa: 69.5% para o sistema de arraste direto e 62.4% para o sistema de pré-arraste (Emmert 2014). Neste estudo, o deslocamento foi incluído no tempo total, quando excluídos os tempos de deslocamento e de alimentação, a EO foi 92.6% e 86.4%, respectivamente. Na Floresta Nacional do Tapajós, a EO das operações exploratórias foi comparada entre duas florestas: em primeiro e em segundo ciclo de corte (Buchmann 2016). O resultado obtido foi semelhante, 68.2% e 69.6% incluindo deslocamento e alimentação, respectivamente. Já ao considerar apenas o tempo dos ciclos de corte, a EO foi de 93.5% e 95.4%, respectivamente. Em outro estudo com sistema de pré-arraste a EO foi de 91.83%, também descontando tempo de transporte e alimentação (Barbosa 2018).

A exclusão do tempo para alimentação certamente aumentaria as estimativas da EO, mas não seria o suficiente para aproximá-las dos estudos anteriores. Esse resultado se deve em parte pelo baixo poder de predição do modelo e pela restrita coleta de dados. Entretanto, a EO obtida em campo já havia sido muito baixa, variando de 20.14% a 82.50%. Isso se deve a uma série de problemas mecânicos, principalmente associados ao sistema hidráulico e ao sistema de rodagem. Apesar de ser uma constatação negativa, indica que a manutenção adequada ou renovação da frota são os postos-chave para o aprimoramento da operação.

6.4.4 Classificação das notas e recomendações para o monitoramento

A frequência relativamente alta das classes Insuficiente e Irregular indicam que o desempenho da operação pode ser melhorado. A distribuição dos dados mostra que a classificação é adequada para o monitoramento da operação. O resultado das classes “Muito bom” e “Excelente” (que tem amplitude reduzida e limite inferior bastante elevado), indica que é possível atingir um padrão de qualidade elevado para a operação. As sugestões de treinamento e de melhor caracterização dos sítios são fundamentais para impulsionar e compreender melhor estes resultados. Da mesma forma, aspectos climáticos devem ser levados em consideração durante a avaliação. A influência da ocorrência de chuvas na formação de sulcos não é um exemplo isolado. Condições térmicas também podem influenciar diretamente a performance de operações exploratórias, inclusive do arraste de toras (Oliveira-Nascimento et al. 2021).

6.5 CONCLUSÃO

O modelo de regressão atestou a influência e a capacidade dos indicadores de qualidade em prever a eficiência operacional (EO), embora outros aspectos relacionados a operacionalização e ao ambiente possam torná-lo mais completo. Já a dinâmica da EO e a classificação da qualidade da operação apontaram a necessidade de otimizar a execução. A maioria dos indicadores de qualidade variam substancialmente durante o período avaliado, identificando a influência de fatores humanos e ambientais, assim como sugestões de melhorias na ficha de monitoramento.

REFERÊNCIAS

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

Alves RT, Fiedler NC, da Silva EN, et al (2013) Análise técnica e de custos do transporte de madeira com diferentes composições veiculares. *Revista Árvore* 37:897–904. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000500012>

Antobre OO, Gyamfi AD, Asante WA, et al (2021) Forest recovery on skid trails and felling gaps following post-decadal selective logging in a moist semi-deciduous forest in Ghana. *Trees, Forests and People* 6:100152. <https://doi.org/10.1016/J.TFP.2021.100152>

Bandara WARTW, Vlosky RP (2012) An Analysis of the U.S. Wood Products Import Sector: Prospects for Tropical Wood Products Exporters. *Journal of Tropical Forestry and Environment* 2:49–62. <https://doi.org/10.31357/JTFE.V2I2.595>

Barbosa WM (2018) Modelagem das operações de extração madeireira em regime de manejo sustentável na Amazônia: estudo de caso de um sistema de exploração. Universidade de Brasília

Behjou FK (2018) Shape of skidder productivity function for ground based skidding system in Caspian forests. *Forestry Research and Engineering: International Journal* 2:19–22. <https://doi.org/10.15406/freij.2018.02.00020>

Borz SA, Mariş AC, Kaakkurivaara N (2023) Performance of Skidding Operations in Low-Access and Low-Intensity Timber Removals: A Simulation of Productivity and Fuel

Consumption in Mature Forests. *Forests* 2023, Vol 14, Page 265 14:265.
<https://doi.org/10.3390/F14020265>

Borz SA, Mititelu VB (2022) Productivity and Fuel Consumption in Skidding Roundwood on Flat Terrains by a Zetor Farm Tractor in Group Shelterwood Cutting of Mixed Oak Forests. *Forests* 2022, Vol 13, Page 1294 13:1294. <https://doi.org/10.3390/F13081294>

Buchmann HM (2016) Exploração florestal e seus impactos em áreas de primeiro e segundo ciclo de corte do manejo florestal na Amazônia Oriental, Brasil. Universidade de Brasília

Canty A, Ripley B (2024) boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions

CATERPILLAR (2014) 525D/535D/545D/555D Wheel Skidders

CATERPILLAR (2010) 525C Wheel Skidder

Cudzik A, Brennenstul M, Białczyk W, Czarnecki J (2018) Tractive Performance of Tyres in Forest Conditions-Impact Assessment of Ground and Tyres Parameters. *Croat j for eng* 39:85–96

Davison AC, Hinkley D V. (1997) *Bootstrap Methods and Their Applications*. Cambridge University Press, Cambridge

DeArmond D, Ferraz JBS, de Oliveira LR, et al (2023) Soil compaction in skid trails still affects topsoil recovery 28 years after logging in Central Amazonia. *Geoderma* 434:116473. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2023.116473>

Dykstra DP, Heinrich R (1992) Sustaining tropical forests through environmentally sound harvesting practices. *Unasylva* 43:9–15

Emmert F (2014) Combinação de dados de campo e métodos computacionais para o planejamento da exploração florestal na Amazônia. Universidade de Brasília

Ezzati S, Tavankar F, Ghaffariyan MR, et al (2021) The Impact of Weather and Slope Conditions on the Productivity, Cost, and GHG Emissions of a Ground-Based Harvesting Operation in Mountain Hardwoods. *Forests* 2021, Vol 12, Page 1612 12:1612. <https://doi.org/10.3390/F12121612>

FAO (2022) Global forest sector outlook 2050: Assessing future demand and sources of timber for a sustainable economy. FAO, Rome

FAO (1974) Logging and log transport in man-made forest in developing countries. FAO, Rome

Fiedler NC, Rocha EB, Lopes ES (2008) Análise da produtividade de um sistema de colheita de árvores inteiras no norte do estado de Goiás. *Floresta* 38:. <https://doi.org/10.5380/RF.V38I4.13153>

Fox J, Weisberg S (2019) *An R Companion to Applied Regression*. Sage, Thousands Oaks

Ghaffariyan MR (2020) General Productivity Predicting Model for Skidder Working in Eucalypt Plantations. *European Journal of Forest Engineering* 6:1–6. <https://doi.org/10.33904/EJFE.618344>

Giambelluca AL, Hermosilla T, Álvarez-Mozos J, González-Audícana M (2025) Identifying forest harvesting practices: Clear-cutting and thinning in diverse tree species using dense Landsat time series. *For Ecol Manage* 578:122442. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2024.122442>

Goodman RC, van Hensbergen HJ, Bengtsson K, et al (2024) Transforming the tropical timber industry could be the key to realizing the potential of forests and forest products. *One Earth* 7:1142–1146. <https://doi.org/10.1016/J.ONEEAR.2024.06.016>

Graves S, Piepho H, Selzer L, Dorai-Raj S (2024) multcompView: Visualizations of Paired Comparisons

Grigorev I, Kunickaya O, Tikhonov E, et al (2022) Dynamic impact of wheeled skidders on forest soil in felling areas. *J Terramech* 101:1–9. <https://doi.org/10.1016/J.JTERRA.2022.02.001>

Grigorev I, Kunickaya O, Tikhonov E, et al (2021) Methodology for Assessing and Managing the Environmental Performance of Skidding and Feller Buncher Tractors. *Forests* 2021, Vol 12, Page 1723 12:1723. <https://doi.org/10.3390/F12121723>

Grünberg J, Ghaffariyan MR, Jourgholami M, et al (2023) Criteria for Assessing the Sustainability of Logging Operations—A Systematic Review. *Current Forestry Reports* 9:350–369. <https://doi.org/10.1007/S40725-023-00198-X/FIGURES/1>

Hoang NT, Kanemoto K (2021) Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nature Ecology & Evolution* 2021 5:6 5:845–853. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>

IBGE (2006) Solos. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/15829-solos>. Accessed 2 Aug 2025

IBGE (2004) Vegetação Brasileira. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/10872-vegetacao>. Accessed 2 Aug 2025

International Labour Organization - ILO (2019) Decent Work in Forestry. Geneva

ITTO (2023) ITTO Annual Report 2022. Yokohama

Jourgholami M, Soltanpour S, Abari ME, Zenner EK (2014) Influence of slope on physical soil disturbance due to farm tractor forwarding in a Hyrcanian forest of northern Iran. *IForest* 7:342. <https://doi.org/10.3832/IFOR1141-007>

Keay L, Mulverhill C, Coops NC, McCartney G (2023) Automated Forest Harvest Detection With a Normalized PlanetScope Imagery Time Series. *Canadian Journal of Remote Sensing* 49:.. <https://doi.org/10.1080/07038992.2022.2154598;CTYPE:STRING:JOURNAL>

Latterini F, Mederski PS, Jaeger D, et al (2023) The Influence of Various Silvicultural Treatments and Forest Operations on Tree Species Biodiversity. *Current Forestry Reports* 9:59–71. <https://doi.org/10.1007/S40725-023-00179-0/FIGURES/3>

Li Y, Mei B, Linhares-Juvenal T, et al (2022) Forest sector contribution to national economies 2015. FAO, Rome

Machado SA, Figueiredo Filho A (2014) *Dendrometria*, 2nd edn. UNICENTRO, Guarapuava

Malinovski RA, Malinovski JR, Nutto L, Sanches NS (2016) Safety and Training in Harvesting. In: Pancel L, Köhl M (eds) *Tropical Forestry Handbook*, Second Edition, 1st edn. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 2521–2560

Matangaran JR, Suwarna U, Santosa G, et al (2024) Soil disturbance caused by timber harvesting in a natural forest, West Sumatera Indonesia. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing, p 012050

McNabb DH, Startsev AD, Nguyen H (2001) Soil Wetness and Traffic Level Effects on Bulk Density and Air-Filled Porosity of Compacted Boreal Forest Soils. Soil Science Society of America Journal 65:1238–1247.
<https://doi.org/10.2136/SSSAJ2001.6541238X>;WEBSITE:WEBSITE:ACSESS.ONLINELIBRARY.WILEY.COM;WGROU:STRING:PUBLICATION

Moura MM, dos Santos AR, Pezzopane JEM, et al (2019) Relation of El Niño and La Niña phenomena to precipitation, evapotranspiration and temperature in the Amazon basin. Science of The Total Environment 651:1639–1651.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.09.242>

Musale M, Sharma T, Ratna SB, et al (2024) Triple-dip La Niña (2020-2022) and its impact on Indian Summer Monsoon Rainfall: Insight from the Monsoon Mission Coupled Forecasting System. MAUSAM 75:769–782.
<https://doi.org/10.54302/MAUSAM.V75I3.6283>

Naghdi R, Solgi A, Rahmani P, Tsioras PA (2024) Influence of machine type, traffic intensity, and travel speed on selected soil physical properties during skidding operations. Caspian Journal of Environmental Sciences 22:727–740.
<https://doi.org/10.22124/CJES.2024.7852>

Naghdi R, Solgi A, Zenner EK, et al (2016) Soil disturbance caused by ground-based skidding at different soil moisture conditions in Northern Iran. *International Journal of Forest Engineering* 27:169–178. <https://doi.org/10.1080/14942119.2016.1234196>

Ogle DH, Doll JC, Wheeler AP, Dinno A (2025) FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods

Oliveira-Nascimento KA, Higuchi N, Dearmond D, et al (2021) Environmental Thermal Conditions Related to Performance, Dynamics and Safety of Logging in the Brazilian Amazon. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering* 42:419–435. <https://doi.org/10.5552/CROJFE.2021.865>

Oliver R (2015) Europe's changing tropical timber trade: baseline report of the Independent Market Monitoring initiative - ITTO Technical Series No. 45. Yokohama

Picchio R, Mederski PS, Tavankar F (2020) How and How Much, Do Harvesting Activities Affect Forest Soil, Regeneration and Stands? *Current Forestry Reports* 6:115–128. <https://doi.org/10.1007/S40725-020-00113-8/FIGURES/3>

Pokorny B, Sabogal C, Silva JNM, et al (2005) Compliance with Reduced-Impact Harvesting Guidelines by Timber Enterprises in Terra Firme Forests of the Brazilian Amazon. *International Forestry Review* 7:9–20. <https://doi.org/10.1505/IFOR.7.1.9.64158>

Putz FE, Blate GM, Redford KH, et al (2001) Tropical Forest Management and Conservation of Biodiversity: An Overview. *Conservation Biology* 15:7–20

Putz FE, Dykstra DP, Heinrich R (2000) Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology* 14:951–956. <https://doi.org/10.1046/J.1523-1739.2000.99137.X>

Quenouille MH (1956) Notes on Bias in Estimation. *Biometrika* 43:360.
<https://doi.org/10.2307/2332914>

R Core Team (2022) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna

Restrepo-Coupe N, Campos KS, Alves LF, et al (2024) Contrasting carbon cycle responses to dry (2015 El Niño) and wet (2008 La Niña) extreme events at an Amazon tropical forest. *Agric For Meteorol* 353:110037.
<https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2024.110037>

Rodrigues M, Silva DCC, da Silva Freitas J (2025) Two decades of strategies, policies, and market institutions to slowdown deforestation in the Brazilian Legal Amazon. *Reg Environ Change* 25:1–11. <https://doi.org/10.1007/S10113-025-02413-W/TABLES/4>

Sadeghi S, Solgi A, Tsiaras PA (2022) Effects of traffic intensity and travel speed on forest soil disturbance at different soil moisture conditions. *International Journal of Forest Engineering* 33:146–154. <https://doi.org/10.1080/14942119.2022.2055442>

Sarkar D (2008) *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York

Sarkar D, Andrews F (2022) *latticeExtra: Extra Graphical Utilities Based on Lattice*

Scoti MSV, Mascarenhas ARP, Rebelo AC, et al (2023) Current practices of conducting forest management plans in the Amazon may risk the survival of timber species. *Environmental Science and Pollution Research* 30:82589–82600.
<https://doi.org/10.1007/S11356-023-28311-4/FIGURES/4>

SEMAS-PA (2017) Instrução Normativa N° 3. In: *Diário Oficial do Estado do Pará*

Senevirathne DM, Yang SI, Brandeis C, Hodges DG (2024) Predicting time-to-harvest in mixed-species forests using a random survival forest algorithm. *For Ecosyst* 11:100236. <https://doi.org/10.1016/J.FECS.2024.100236>

Sessions J (2007) *Forest Road Operations in The Tropics*, 1st edn. New York

Solgi A, Lotfalian M, Rafiei AA, et al (2023) Combined effects of traffic intensity, skid trail slope, skidder type, and soil moisture content on soil degradation in the Hyrcanian forest of Iran. *International Journal of Forest Engineering* 34:385–396. <https://doi.org/10.1080/14942119.2023.2229701>

Temba GP, Mauya EW, Migunga GA (2024) Productivity and Costs of Mechanized Skidding operations at Sao Hill Forest Plantation, Tanzania. *Forest Sci Technol* 20:91–103. <https://doi.org/10.1080/21580103.2023.2299260>; JOURNAL: JOURNAL: TFST20; WGROU P: STRING: PUBLICATION

Visser RM, Spinelli R (2023) Benefits and Limitations of Winch-Assist Technology for Skidding Operations. *Forests* 2023, Vol 14, Page 296 14:296. <https://doi.org/10.3390/F14020296>

Wickham H, Bryan J (2023) *readxl: Read Excel Files*

Wickham H, François R, Henry L, et al (2023) *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*

World Meteorological Organization - WMO (2014) *El Niño/ Southern Oscillation*. Geneva

Yong RN, Fattah EA, Adas NS (1984) *Vehicle Traction Mechanics*, 1st edn. Elsevier, Montreal