



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

SARA DA SILVA VASCONCELOS

**MODELAGEM HIPSOMÉTRICA EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL
NA MATA ATLÂNTICA**

Profa. Dra. RAFAELLA DE ANGELI CURTO
Orientadora

SEROPÉDICA, RJ
JUNHO – 2026



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

SARA DA SILVA VASCONCELOS

**MODELAGEM HIPSOMÉTRICA EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL
NA MATA ATLÂNTICA**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Profa. Dra. RAFAELLA DE ANGELI CURTO
Orientadora

SEROPÉDICA, RJ
JUNHO – 2026



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE
JANEIRO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS**



HOMOLOGAÇÃO Nº 12 / 2026 - DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)

Nº do Protocolo: 23083.030326/2026-31

Seropédica-RJ, 01 de julho de 2026.

**MODELAGEM HIPSOMÉTRICA EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA
MATA ATLÂNTICA**

SARA DA SILVA VASCONCELOS

APROVADA EM: 22/06/2026

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. RAFAELLA DE ANGELI CURTO ? UFRRJ (Orientadora)

Prof. Dr. MARCO ANTONIO MONTE ? UFRRJ (Membro)

Mestranda MARIE GUERART DA SILVA DUTRANOME ? PPGCAF/UFRRJ (Membro)

(Assinado digitalmente em 02/07/2026 19:50)

MARCO ANTONIO MONTE

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DeptSil (12.28.01.00.00.00.31)

Matricula: ###725#5

(Assinado digitalmente em 01/07/2026 19:43)

RAFAELLA DE ANGELI CURTO

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)

Matricula: ###512#3

(Assinado digitalmente em 02/07/2026 15:43)

MARIE GUERART DA SILVA DUTRA

DISCENTE

Matricula: 2026#####8

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **12**, ano: **2026**,
tipo: **HOMOLOGAÇÃO**, data de emissão: **01/07/2026** e o código de verificação: **2dc2d29574**

À minha mãe, Sheila, pilar da minha formação como pessoa e minha maior fonte de incentivo e inspiração. Sem o seu apoio, amor e confiança, nada disso teria sido possível.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Rafaella, por tornar este trabalho possível e por me guiar desde a minha primeira iniciação científica. Sou grata pela paciência, pelos ensinamentos, pelas orientações e por acreditar no meu potencial ao longo dessa trajetória.

Aos membros da banca examinadora, por aceitarem o convite para avaliar este trabalho, pela disponibilidade e pelas contribuições que certamente enriquecerão esta pesquisa.

Ao professor Emanuel, por todos os ensinamentos compartilhados, pelas broncas quando necessárias e pelos momentos de alegria e aprendizado que fizeram parte dessa jornada.

Aos meus colegas do laboratório, Nádia, Marie, Maria Eduarda, Beatriz, Gabriell e Guilherme, pela companhia, pela troca de conhecimentos e pela ajuda em campo e no laboratório. A convivência com vocês tornou essa trajetória mais leve.

À FAPERJ e ao CNPq, pelo financiamento das bolsas de iniciação científica fundamentais para minha formação acadêmica.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, por me proporcionar a oportunidade de ter acesso a um ensino público, gratuito e de qualidade.

Às meninas que passaram pela Serocasa, a república em que vivi durante grande parte da graduação: Juliana, Luíza e Maria Eduarda. Obrigada por tornarem os dias mais leves, pelas conversas, pelas risadas e por transformarem esse período em algo mais acolhedor e menos solitário.

Às minhas amigas da turma de 2020.2, Lívia, Naila, Thalita e Manuela, por serem meu abrigo e meu porto seguro durante a graduação. Estar longe de casa e da família nem sempre é fácil, mas ter vocês ao meu lado fez toda a diferença. Obrigada pelo apoio, pela amizade e por caminharem comigo nas situações mais difíceis.

Às minhas amigas Gabrielle e Isabelle, que me acompanham de antes da universidade. Obrigada por estarem sempre ao meu lado, pela amizade, pelas conversas e pelas risadas.

Ao meu companheiro, Bernardo, por estar ao meu lado em todas as ocasiões, especialmente nas mais desafiadoras. Obrigada por sempre me ouvir, me amparar e me ajudar a manter a cabeça erguida diante das adversidades.

À Regina e ao Luís José, por todo carinho, apoio e acolhimento ao longo desses anos. Obrigada por sempre me receberem de braços abertos, fazendo com que eu me sentisse parte da família, pelos conselhos e por todo incentivo ao longo dos anos.

Aos meus tios Derlan, José Roberto e Aline, pelo cuidado, pelos estímulos e momentos compartilhados ao longo dessa jornada.

À minha avó, Iolanda, por todo amor e cuidado dedicados a mim ao longo da vida. Seu carinho e sua presença sempre foram fonte de conforto e segurança.

Ao meu irmão, Mathews, por ser uma das pessoas mais importantes da minha vida. Mesmo sem perceber, seu carinho e nossa relação sempre me deram força nos períodos difíceis e tornaram os dias mais leves. Ter você como irmão é um dos maiores presentes da minha vida.

Ao meu padrasto, Lewis, que entrou em nossas vidas quando eu ainda era muito nova e, mesmo quando eu não tornava as coisas fáceis, escolheu permanecer. Obrigada por cuidar tão bem da nossa família, por estar sempre presente, por me apoiar e por exercer o papel de pai com tanto carinho e dedicação ao longo dos anos.

À minha mãe, Sheila, por ser essa mulher forte, guerreira e incansável na dedicação aos seus filhos. Obrigada por todo amor e suporte ao longo da minha vida, por sempre acreditar em mim e por nunca me deixar desistir. Carrego comigo tudo aquilo que você me ensinou, e a âncora que compartilhamos é também símbolo da força que você representa na minha vida: meu porto seguro, minha base e a certeza de que, independentemente das tempestades, sempre terei para onde voltar.

Essa conquista é de todos vocês.

RESUMO

A obtenção da altura total das árvores em campo demanda maior tempo e custo quando comparada à mensuração do diâmetro, tornando o uso de modelos hipsométricos uma alternativa amplamente empregada para estimar essa variável. avaliar o desempenho de diferentes modelos hipsométricos em plantios de restauração florestal na Mata Atlântica, considerando a estratificação em diferentes idades e grupos ecológicos. O estudo foi realizado na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), em Cachoeiras de Macacu, RJ, utilizando dados provenientes de 19 unidades amostrais distribuídas em áreas com 6, 11, 16 e 21 anos de restauração. Foram ajustados seis modelos hipsométricos, empregando 70% dos dados para calibração e 30% para validação. A seleção das equações foi baseada no coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$), erro padrão da estimativa ($Syx\%$) e nas estatísticas complementares: viés (V), média das diferenças absolutas (MD), desvio padrão das diferenças (DPD) e raiz do erro quadrático médio. Posteriormente, aplicou-se o teste de identidade de modelos de Graybill para verificar a possibilidade de utilização de equações gerais entre as idades ou grupos ecológicos. O modelo de Trorey apresentou o melhor desempenho na maioria das análises, com maiores valores de $R^2_{aj.}$ e menores valores de $Syx\%$. A validação confirmou a capacidade preditiva das equações ajustadas, apresentando coeficientes de determinação superiores a 0,70. O teste de identidade indicou que as diferentes idades de restauração requerem equações específicas. Embora alguns grupos ecológicos não tenham apresentado diferenças significativas entre as equações ajustadas, a representatividade amostral não permitiu recomendar o uso de uma equação única para esses grupos. Conclui-se que a estratificação dos dados proporciona maior precisão na modelagem da relação hipsométrica.

Palavras-chave: inventário florestal; relação altura-diâmetro; mensuração florestal; grupos ecológicos; idade.

ABSTRACT

Measuring total tree height in the field is more time-consuming and costly than measuring diameter, making hypsometric models a widely used alternative for estimating this variable. This study aimed to evaluate the performance of different hypsometric models in Atlantic Forest restoration plantations, considering stratification by restoration age and ecological group. The study was conducted at the Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), located in Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brazil, using data from 19 sample plots distributed across restoration areas aged 6, 11, 16, and 21 years. Six hypsometric models were fitted, using 70% of the data for calibration and 30% for validation. Model selection was based on the adjusted coefficient of determination (R^2_{adj}), standard error of the estimate ($Sy_x\%$), and complementary statistics: bias (B), mean absolute difference (MAD), standard deviation of the differences (SDD), and root mean square error (RMSE). Subsequently, Graybill's model identity test was applied to evaluate the possibility of using general equations among restoration ages or ecological groups. The Trorey model showed the best performance in most analyses, presenting the highest adjusted R^2 values and the lowest $Sy_x\%$. Model validation confirmed the predictive ability of the fitted equations, with coefficients of determination greater than 0.70. The model identity test indicated that different restoration ages require specific equations. Although some ecological groups did not show significant differences among the fitted equations, the sample representativeness was insufficient to recommend the use of a single equation for these groups. It is concluded that data stratification provides greater accuracy in hypsometric modeling.

Keywords: forest inventory; height-diameter relationship; forest mensuration; ecological groups; age.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1. Mata Atlântica e restauração florestal	2
2.2. Crescimento e estrutura de florestas em restauração	2
2.3. Mensuração florestal e relações dendrométricas	3
3. MATERIAL E MÉTODOS	3
3.1. Caracterização da área de estudo	3
3.2. Amostragem e banco de dados	4
3.3. Análise dos dados	6
3.4. Modelos hipsométricos	7
3.5. Teste de identidade de modelos	9
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	9
4.1. Relação hipsométrica dos indivíduos por idade de implantação da restauração	9
4.2. Análise das equações hipsométricas por idade de implantação da restauração	10
4.3. Teste de identidade por idade de implantação da restauração	16
4.4. Análise das equações por grupo ecológico	16
4.5. Teste de identidade por grupo ecológico	22
5. CONCLUSÃO	23
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é considerada um dos biomas mais biodiversos do mundo, abrigando elevada riqueza de espécies e altos níveis de endemismo. Entretanto, ao longo dos séculos, o bioma sofreu intensa degradação decorrente da expansão agrícola, urbana e industrial, resultando na redução e fragmentação de grande parte de sua cobertura florestal original, sendo considerada um *hotspot* mundial da biodiversidade (Myers et al., 2000; Vancine et al., 2024). Atualmente, os remanescentes florestais encontram-se distribuídos em fragmentos isolados, tornando a restauração florestal uma estratégia fundamental para recuperação da biodiversidade, dos serviços ecossistêmicos e da conectividade da paisagem (Siminski et al., 2021).

Nesse contexto, projetos de restauração ecológica têm sido implantados com o objetivo de recuperar áreas degradadas e restabelecer processos ecológicos. Contudo, o monitoramento do crescimento dessas áreas representa um desafio, especialmente devido à elevada heterogeneidade florística e estrutural das florestas tropicais restauradas (Viani et al., 2018).

Entre as variáveis dendrométricas utilizadas na avaliação do crescimento das florestas, destacam-se o diâmetro, medido à 1,30 m altura do solo, e a altura total das árvores. Embora ambas sejam utilizadas, a mensuração da altura demanda maior tempo de campo e está sujeita a maiores erros operacionais do que a medição do diâmetro, principalmente em povoamentos heterogêneos (Campos; Leite, 2017).

No estado do Rio de Janeiro, esse monitoramento é regulamentado pela Resolução INEA nº 143/2017, que instituiu o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal (SEMAR), possibilitando obtenção do Termo de Quitação do Compromisso de Restauração Florestal somente após, no mínimo, quatro anos de monitoramento. Para isso, o projeto deve alcançar conceitos mínimos para os indicadores ecológicos estabelecidos na resolução, podendo-se destacar entre eles a altura média, a densidade de indivíduos, a riqueza de espécies e a cobertura de copa. Dessa forma, a obtenção de estimativas confiáveis de altura torna-se fundamental tanto para o acompanhamento técnico da restauração quanto para o atendimento às exigências legais do órgão ambiental estadual (INEA, 2017).

Dessa forma, as relações hipsométricas constituem ferramentas amplamente utilizadas em inventários florestais, permitindo estimar a altura das árvores a partir de variáveis de mais fácil obtenção, como o diâmetro, reduzindo custos operacionais, aumentando a eficiência do inventário e possibilitando estimativas mais rápidas da estrutura florestal. Contudo, em áreas de restauração florestal, a elevada diversidade de espécies e a heterogeneidade estrutural podem dificultar o ajuste de modelos gerais, tornando necessária a avaliação de equações específicas para diferentes condições ecológicas (Lima et al., 2021).

Na restauração, as mudanças na composição de espécies e na estrutura do povoamento alteram os padrões de crescimento das árvores. Consequentemente, as relações altura-diâmetro tendem a variar ao longo do crescimento, tornando recomendável considerar a idade do plantio ou o estágio sucessional na modelagem hipsométrica (Sanquetta et al., 2017).

A maioria das equações hipsométricas encontradas na literatura foi ajustada para povoamentos comerciais de rápido crescimento, principalmente dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* (Nicoletti et al., 2016; Souza et al., 2016; Ferraz Filho et al., 2018; Bonfatti Júnior; Lengowski, 2022; Andrade, 2023). Embora estudos tenham ampliado a aplicação dessas relações em florestas nativas e remanescentes de Mata Atlântica (Soares et al., 2011; Scaranello et al., 2012; Santos; Andrade, 2019), o ajuste de modelos em áreas de restauração ainda representa um desafio, não apenas em razão da elevada diversidade de espécies e da heterogeneidade estrutural desses ambientes, mas também em relação às diferenças de idade dos plantios e da dinâmica sucessional, que influenciam na relação entre altura e diâmetro. Dessa forma, torna-se

necessária a avaliação de equações específicas que considerem as características ecológicas e estruturais dessas áreas (Lima et al., 2021).

Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de diferentes modelos hipsométricos em plantios de restauração florestal na Mata Atlântica, considerando a estratificação em diferentes idades e grupos ecológicos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mata Atlântica e restauração florestal

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ricos em biodiversidade do mundo, abrigando elevada diversidade de espécies, inclusive endemismo. Originalmente, sua cobertura se estendia por grande parte da costa brasileira, ocupando cerca de 1,5 milhão de km², estendendo-se por 17 estados. Entretanto, séculos de exploração dos recursos naturais, expansão agrícola, urbanização e industrialização resultaram em intensa redução e fragmentação de sua cobertura vegetal, tornando-a um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade (INPE, 2024). Atualmente, os remanescentes florestais encontram-se distribuídos em fragmentos de diferentes tamanhos, restando aproximadamente 24% da cobertura original quando considerados todos os fragmentos florestais acima de 3 hectares (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2024).

A fragmentação florestal provoca diversos impactos ecológicos, incluindo a redução da biodiversidade, alterações microclimáticas, diminuição da conectividade entre habitats e comprometimento dos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, a restauração florestal surge como uma importante estratégia para recuperar áreas degradadas, promover a conservação da biodiversidade e restabelecer processos ecológicos essenciais ao funcionamento dos ecossistemas (Brancalion et al., 2019).

Nas últimas décadas, diversas iniciativas de restauração têm sido implementadas na Mata Atlântica, visando não apenas a recomposição da cobertura vegetal, mas também a recuperação da funcionalidade ecológica das paisagens. O sucesso dessas ações depende do monitoramento contínuo das áreas restauradas, permitindo avaliar o crescimento da vegetação e a efetividade das técnicas empregadas (Brancalion et al., 2024).

No estado do Rio de Janeiro, diversas iniciativas de restauração florestal vêm sendo desenvolvidas destacando-se projetos conduzidos em unidades de conservação e corredores ecológicos voltados à ampliação da conectividade da paisagem e à recuperação de áreas degradadas (Mata et al., 2021).

2.2. Crescimento e estrutura de florestas em restauração

O desenvolvimento de áreas em restauração florestal é marcado por mudanças graduais na estrutura e composição da vegetação ao longo do tempo. Durante o processo sucessional, ocorre aumento da densidade arbórea, crescimento em diâmetro e altura dos indivíduos e substituição gradual das espécies pioneiras por espécies de estágios sucessionais mais avançados, como observado em florestas estacionais semidecíduais da Mata Atlântica no RJ e MG (Soares et al., 2011) e na Amazônia (Garate-Quispe et al., 2024).

A dinâmica estrutural dessas áreas é influenciada por fatores como idade da restauração, condições ambientais, disponibilidade de recursos e composição florística. Dessa forma, áreas restauradas com diferentes idades podem apresentar características estruturais distintas, refletindo diferentes estágios de desenvolvimento da floresta como demonstrado em

cronossequências de florestas tropicais na Amazônia e em florestas Atlânticas de diferentes idades no Brasil (Piaia et al., 2021).

Além da influência da idade, os grupos ecológicos desempenham papel importante na dinâmica de crescimento das espécies. Espécies pioneiras geralmente apresentam crescimento rápido e elevada demanda por luz, enquanto espécies secundárias e clímax tendem a apresentar crescimento mais lento e maior tolerância ao sombreamento (Leonel et al., 2023), o que se reflete em diferentes relações altura–diâmetro em florestas tropicais úmidas da Amazônia e em florestas ombrófilas da Mata Atlântica (Burda et al., 2022).

2.3. Mensuração florestal e relações dendrométricas

O inventário florestal constitui uma das principais ferramentas para obtenção de informações quantitativas sobre a estrutura e o crescimento das florestas. Entre as variáveis dendrométricas mais utilizadas destacam-se o diâmetro, medido à 1,30 m altura do solo, e a altura total das árvores, parâmetros fundamentais para estimativas de volume, biomassa e estoque de carbono (Chave et al., 2005).

Embora a medição do diâmetro seja relativamente simples e rápida, a obtenção da altura total demanda maior tempo de campo e está sujeita a erros de observação, especialmente em florestas tropicais heterogêneas. Em razão dessas limitações, as relações hipsométricas são amplamente utilizadas para estimar a altura das árvores a partir do diâmetro (Lima et al., 2021).

As relações hipsométricas descrevem matematicamente a associação existente entre altura e diâmetro dos indivíduos arbóreos, permitindo a obtenção de estimativas confiáveis de altura por meio de modelos estatísticos. Diversos modelos têm sido propostos na literatura, incluindo formas lineares e logarítmicas, apresentando desempenhos distintos em função das características do povoamento, da espécie, da idade e das condições ambientais (Téo; Silva, 2020).

Em áreas de restauração florestal, a elevada diversidade de espécies e a heterogeneidade estrutural podem dificultar o ajuste de modelos gerais, tornando necessária a avaliação de diferentes equações hipsométricas. A identificação de modelos capazes de representar adequadamente a relação entre altura e diâmetro contribui para aumentar a precisão das estimativas dendrométricas e otimizar o monitoramento dessas áreas (Baptista et al., 2019).

Além disso, a avaliação da necessidade de equações específicas para diferentes idades, grupos ecológicos ou espécies pode fornecer informações importantes sobre a dinâmica de crescimento dos plantios de restauração, contribuindo para o aprimoramento das atividades de inventário e monitoramento florestal.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), localizada no município de Cachoeiras de Macacu, estado do Rio de Janeiro (Figura 1). A REGUA é composta por área de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) inserida no bioma Mata Atlântica, com predomínio da fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa e está localizada na bacia hidrográfica do rio Guapiaçu, afluente do rio Macacu.

O clima local é classificado como Af, segundo Köppen (Alvares et al., 2013), característico das florestas tropicais úmidas, sem estação seca definida. A altitude varia de 20 m a aproximadamente 2.000 m, as temperaturas médias anuais situam-se em torno de 23 °C, e

a precipitação anual supera 2.500 mm, com chuvas distribuídas ao longo de todo o ano e maior intensidade durante os meses mais quentes (Kurtz; Araujo, 2000)

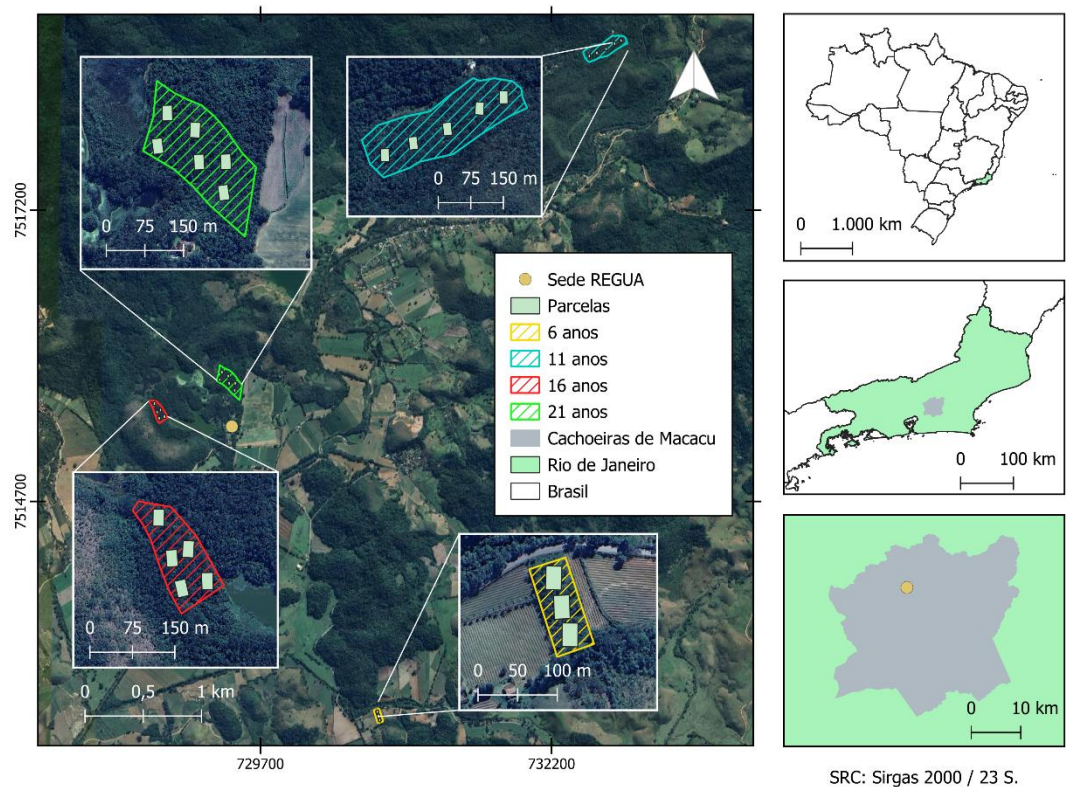


Figura 1. Localização da área de estudo e distribuição das unidades amostrais em plantios de restauração florestal com 6, 11, 16 e 21 anos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

3.2. Amostragem e banco de dados

O presente trabalho utilizou dados previamente obtidos em 19 unidades amostrais (UAs) de 20 x 30 m (600 m²), distribuídas em áreas com quatro idades de restauração, 6, 11, 16 e 21 anos, de modo a contemplar diferentes estágios de desenvolvimento da vegetação, sendo distribuídas 3, 5, 5 e 6 unidades amostrais nas respectivas idades (Tabela1).

Tabela 1. Descrição das áreas estudadas por idade de restauração, incluindo número de unidades amostrais (UAs), área total, área amostrada e percentual de área amostrada na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Idade (anos)	Nº de UAs	Área total (ha)	Área amostrada (ha)	% da área amostrada
6	3	0,50	0,18	36,0
11	5	3,85	0,30	7,8
16	5	1,49	0,30	20,1
21	6	3,15	0,36	11,4

Nas UAs, foram mensuradas as variáveis dendrométricas: circunferência à 1,30 m do solo (C) com auxílio de fita métrica e a altura total (H) com auxílio de vara hipsométrica para indivíduos inferiores a 12 m e hipsômetro Vertex 5 para indivíduos com altura maior que 12 m,

o. A circunferência foi convertida em diâmetro à 1,30 de altura do solo (D). Foram mensurados todos os indivíduos arbóreos com circunferência $\geq 15,7$ cm.

Para todos os indivíduos arbóreos inseridos no critério de inclusão foi realizada sua identificação em nível de espécie, gênero e família, seguindo a APGIII (2009). Os indivíduos que não puderam ser identificados em campo foram coletados e, quando possível, foram identificados posteriormente. As espécies identificadas foram classificadas quanto ao grupo ecológico, sendo enquadradas nas categorias pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax, de acordo com a classificação adotada, principalmente pelo Inventário Florestal de Minas Gerais (Oliveira Filho; Scolforo, 2008) e complementada por informações disponíveis na plataforma Árvores na Agricultura (EMBRAPA), em Teixeira et al. (2014), na coleção Espécies Arbóreas Brasileiras (Carvalho, 2006, 2008, 2010), no Instituto de Botânica de São Paulo (Barbosa et al., 2017) e no Programa Arboretum.

A partir do banco de dados, foi realizada uma etapa de consistência e refinamento dos dados, com a retirada de árvores mortas, quebradas e tortuosas, com o objetivo de reduzir possíveis valores discrepantes que pudessem comprometer as análises. Na Tabela 2 estão apresentadas as estatísticas descritivas das variáveis diâmetro à 1,30 de altura do solo (D) e altura total (H) das árvores consideradas, para cada idade de restauração e para os grupos ecológicos.

Tabela 2. Estatísticas descritivas do diâmetro a 1,30 m de altura do solo e da altura total em plantios de restauração florestal em diferentes idades e grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Idade (anos)	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
Diâmetro (cm)					
6	5,03	31,89	11,02	5,76	52,24
11	5,03	41,03	12,36	7,68	62,18
16	5,03	46,47	10,93	6,90	63,12
21	5,03	48,38	13,96	8,89	63,68
Altura (m)					
6	4,2	21,3	10,1	3,37	33,33
11	2,7	26,6	10,7	5,07	47,32
16	3,5	31,5	10,8	4,64	43,10
21	3,9	28,6	12,6	5,84	46,29
Grupo Ecológico	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação (%)
Diâmetro (cm)					
Pioneira	5,03	46,47	12,78	7,98	62,43
Secundária Inicial	5,03	39,69	12,66	8,22	64,88
Secundária Tardia	5,03	43,86	10,19	5,93	58,19
Clímax	5,12	48,38	11,67	9,42	80,71
Altura (m)					
Pioneira	3,0	31,5	11,5	5,31	45,96
Secundária Inicial	4,0	28,1	11,5	5,34	46,47
Secundária Tardia	3,9	23,3	9,7	3,40	35,03
Clímax	4,4	25,0	10,5	5,14	49,10

3.3. Análise dos dados

Os indivíduos foram distribuídos em nove classes diamétricas com amplitude de 5 cm. Para as análises por idade e grupo ecológico, os dados foram separados em conjuntos de treinamento e validação de forma proporcional dentro de cada classe diamétrica, garantindo a representatividade de todas as classes no ajuste das equações.

Nas classes com apenas um indivíduo, este foi mantido no conjunto de treinamento. Quando a classe apresentava dois indivíduos, um foi destinado a treinamento e o outro à validação. Para classes com três ou mais indivíduos, a divisão dos dados foi realizada aleatoriamente na proporção de 70% para treinamento e 30% para validação. A distribuição dos indivíduos por classe diamétrica nos conjuntos de treinamento e validação para as análises por idade e grupo ecológico é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3. Frequência de indivíduos por classe diamétrica nos conjuntos de treinamento, validação e total de indivíduos para o ajuste de modelos hipsométricos, considerando diferentes idades de restauração e grupos ecológicos, na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Classes de diâmetro (cm) por idade										
Idade (anos)	05-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	Total
Treinamento										
6	84	44	14	6	7	1	0	0	0	156
11	143	52	26	20	11	9	4	1	0	266
16	180	58	28	11	10	2	1	2	1	293
21	110	45	33	20	19	9	4	1	2	243
Validação										
6	36	18	6	2	2	1	0	0	0	65
11	60	21	11	8	4	3	1	0	0	108
16	77	24	11	4	4	1	1	1	1	124
21	46	19	13	8	7	3	1	1	1	99
Total										
6	120	62	20	8	9	2	0	0	0	221
11	203	73	37	28	15	12	5	1	0	374
16	257	82	39	15	14	3	2	3	2	417
21	156	64	46	28	26	12	5	2	3	342
Classes de diâmetro (cm) por grupo ecológico										
Grupo ecológico	05-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	Total
Treinamento										
Pioneira	252	103	59	36	26	12	4	4	3	499
Secundária Inicial	107	40	17	12	15	5	5	0	0	201
Secundária Tardia	125	35	15	7	4	3	1	1	0	191
Clímax	9	4	1	1	0	0	0	0	1	16
Validação										
Pioneira	107	44	24	15	10	5	1	1	1	208
Secundária Inicial	45	17	7	4	6	2	1	0	0	82
Secundária Tardia	53	14	6	3	1	1	0	0	0	78

Clímax	3	1	1	0	0	0	0	0	0	4
Total										
Pioneira	359	147	83	51	36	17	5	5	4	707
Secundária Inicial	152	57	24	16	21	7	6	0	0	283
Secundária Tardia	178	49	21	10	5	4	1	1	0	269
Clímax	12	5	2	1	0	0	0	0	1	21

3.4. Modelos hipsométricos

Foram selecionados seis modelos hipsométricos tradicionalmente utilizados em estudos de mensuração florestal, relacionando a altura total (H) ao diâmetro à 1,30 de altura do solo (D) (Tabela 4).

Tabela 4. Modelos hipsométricos selecionados para ajuste considerando indivíduos de diferentes idades e grupos ecológicos em áreas de restauração florestal, na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Nº	Modelo	Denominação
1	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot D + \varepsilon$	Linear simples
2	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot D + \beta_2 \cdot D^2 + \varepsilon$	Trorey
3	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \frac{1}{D} + \varepsilon$	Assmann
4	$H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln D + \varepsilon$	Henriksen
5	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln D + \varepsilon$	Stoffels
6	$\ln H = \beta_0 + \beta_1 \cdot \frac{1}{D} + \varepsilon$	Curtis

Em que: H = altura total (m); D = diâmetro à 1,30 m de altura do solo (cm); β_0 , β_1 e β_2 = parâmetros do modelo; ln = logaritmo neperiano; e ε = erro aleatório.

Foi avaliada a significância dos modelos pelo teste F, e a significância dos coeficientes de regressão (β_{is}) pelo teste t, a partir do p-valor, considerando o nível de significância de 5%. Os ajustes foram avaliados quanto à acuracidade e precisão, usando o coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}\%$) e erro padrão da estimativa ($Sy\%$) (Tabela 5).

Nos modelos logarítmicos de Stoffels (5) e Curtis (6), a discrepância logarítmica da estimativa da variável dependente, foi corrigida multiplicando a altura estimada pelo Fator de Correção de Meyer (FM), conforme metodologia aplicada por Machado et al. (2008):

$$FM = e^{0,5 \times (Syx^2)}$$

Em que: FM = fator de correção de Meyer; e = exponencial; Syx = erro padrão da estimativa.

Para seleção do modelo mais apropriado, além das estatísticas descritas anteriormente, foram analisadas estatísticas como: viés (V), média das diferenças absolutas (MD), desvio padrão das diferenças (DPD) e raiz do erro quadrático médio (RMSE), complementares à análise gráfica de resíduos (Tabela 5). As estatísticas complementares foram relativizadas dividindo o resultado pela respectiva média da variável observada.

Tabela 5. Estatísticas complementares e respectivos estimadores para avaliação dos modelos em diferentes idades e grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Estatística	Estimador
$R^2_{aj.} (\%)$	$R^2_{aj.} = 1 - \left(\frac{SQ_{res}}{SQ_{total}} \right) \cdot \left(\frac{n-1}{n-p} \right) \cdot 100$
S_{yx}	$S_{yx} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (H - \hat{H})^2}{n-p}}$
$S_{yx} (\%)$	$S_{yx} (\%) = \frac{S_{yx}}{\bar{H}} \cdot 100$
Viés (V)	$V = \frac{\sum_{i=1}^n \hat{H} - \sum_{i=1}^n H}{n}$
Média das diferenças absolutas (MD)	$MD = \frac{\sum_{i=1}^n \hat{H} - H }{n}$
Desvio padrão das diferenças (DPD)	$DPD = \sqrt{\frac{\left(\sum_{i=1}^n (\hat{H} - H)^2 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{H} - H)}{n} \right)^2 \right)}{n-1}}$
Raiz do erro quadrático médio (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{H} - H)^2}{n}}$
Resíduo (%)	$R = \frac{\hat{H} - H}{H} \cdot 100$

Em que: H = altura total observada (m); $\hat{H}$ = altura total estimada (m); $\bar{H}$ = média aritmética das alturas observadas (m); n = número de dados observados; p = número de coeficientes do modelo; SQres = soma dos quadrados dos resíduos e SQtotal = soma total dos quadrados.

Para a validação das equações selecionadas por idade e grupo ecológico, foi utilizado o conjunto de dados independente, correspondente a 30% dos indivíduos não empregados na etapa de treinamento. Para cada modelo ajustado, as alturas estimadas foram comparadas às alturas observadas por meio de gráficos de dispersão construídos com os dados de validação, permitindo verificar a capacidade preditiva das equações ajustadas.

Para o ajuste dos modelos estatísticos, foi utilizado o software RStudio (R Core Team, 2026) e para as demais análises, o Excel (Microsoft Corporation, 2024).

3.5. Teste de identidade de modelos

Ao modelo hipsométrico de melhor desempenho, foi aplicado o teste de identidade de modelos de Graybill (1976), descrito por Regazzi (1996) (Tabela 6), com a finalidade de avaliar a possibilidade de agrupamento das diferentes idades de restauração em uma única equação hipsométrica. Para isso, comparou-se um modelo completo, contendo equações específicas para cada idade, com um modelo reduzido, constituído por uma única equação geral. A significância das diferenças entre os modelos foi avaliada por meio do teste F, ao nível de 5% de probabilidade. O mesmo procedimento foi realizado para os ajustes por grupo ecológico.

Tabela 6. Análise de variância do teste de identidade de modelos lineares.

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	F
Modelo Completo	(hp)	$SQ_{\text{reg-completo}}$ $SQ_1 + SQ_2 + \dots$	=	
Modelo Reduzido	p	$SQ_{\text{reg-reduzido}}$		
Diferença para testar hipótese	(h-1)p	$SQ_{\text{reg-completo}} - SQ_{\text{reg-reduzido}}$	$SQ_{\text{diferença}} / (h-1)p$	$QM_{\text{diferença}} / QM_{\text{resíduo}}$
Resíduo	n-(hp)	$SQ_{\text{total}} - SQ_{\text{reg-completo}}$	$SQ_{\text{resíduo}} / (n-hp)$	
Total	n	$SQ_{\text{(total)}}$		

Em que: GL = grau de liberdade; SQ = soma de quadrados; SQ_{reg} = soma de quadrados da regressão QM = quadrado médio; h = número de idades agrupadas; p = número de parâmetros do modelo; n = número de observações do modelo completo.

FONTE: Regazzi (1996), adaptado pelo autor (2026).

Conforme Regazzi (1996), a hipótese formulada para a identidade entre modelos é dada por $H_0: \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_N$ (os modelos completos são idênticos ao modelo reduzido); e $H_1: \beta_i \neq \beta_j$ (nem todos os modelos completos são idênticos ao reduzido). Se F calculado $\geq F$ tabelado, então se rejeita H_0 (significativo), ou seja, impossível o uso de modelo único com parâmetros comuns. E se F calculado $< F$ tabelado, se aceita H_0 (não significativo), ou seja, modelos são iguais.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Relação hipsométrica dos indivíduos por idade de implantação da restauração

Na Figura 2 estão apresentados os gráficos referentes à relação hipsométrica dos dados utilizados para o ajuste dos modelos. Apesar da variabilidade observada, o padrão linear positivo foi mantido em todas as idades, indicando que árvores com maiores diâmetros tendem a apresentar maiores alturas. Dessa forma, o diâmetro mostrou-se uma variável explicativa para a estimativa da altura total dos indivíduos.

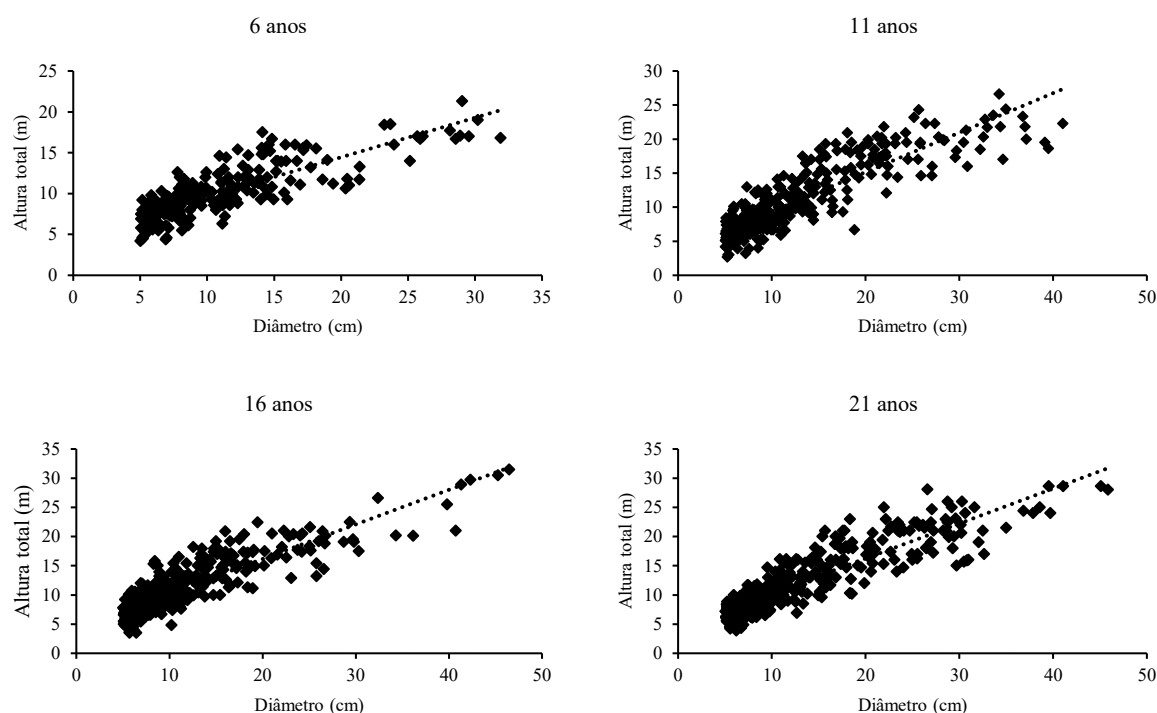


Figura 2. Relação hipsométrica em diferentes idades de restauração florestal na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

4.2. Análise das equações hipsométricas por idade de implantação da restauração

Os parâmetros foram significativos a 95% de probabilidade pelo teste t, com exceção do parâmetro β_0 do modelo de Trorey na idade de 11 anos (Tabela 7). Entretanto, essa condição não compromete necessariamente a capacidade preditiva do modelo, uma vez que o intercepto não está diretamente associado a nenhuma variável explicativa, ele representa o valor médio de Y quando as variáveis independentes (X_{is}) são iguais a zero, e sua não significância pode ocorrer sem prejuízo relevante à qualidade das estimativas, desde que os demais parâmetros e as estatísticas de ajuste apresentem resultados significativos (Levine et al., 2000).

Tabela 7. Parâmetros estatísticos dos modelos de relação hipsométrica ajustados para as diferentes idades de implantação da restauração na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Modelo	β_0	β_1	β_2	$S_{yx}\%$	$R^2_{aj.}\%$	F
6 anos						
Linear simples	4,9771*	0,4759*		18,77	67,16	317,98
Trorey	2,7898*	0,8401*	-0,0118*	18,07	69,58	178,23
Assmann	16,6283*	-57,2337*		20,04	62,59	260,34
Henriksen	-3,6062*	6,0470*		18,15	69,29	350,78
Stoffels	0,9724*	0,5690*		18,45	69,31	324,37
Curtis	2,8946*	-5,5473*		18,93	66,62	286,56
11 anos						
Linear simples	3,4172*	0,5889*		21,76	79,34	1.018,54
Trorey	0,0539 _{ns}	1,0971*	-0,0138*	19,60	83,24	659,02

Assmann	20,3789*	-90,3549*		25,30	72,07	684,75
Henriksen	-9,8041*	8,6878*		20,44	81,78	1.190,37
Stoffels	0,4514*	0,7671*		21,62	80,57	946,76
Curtis	3,1540*	-8,3320*		21,65	79,56	800,71
16 anos						
Linear simples	3,9341*	0,6275*		19,60	80,13	1.178,31
Trorey	2,2533*	0,8893*	-0,0071*	18,93	81,46	642,60
Assmann	20,7995*	-86,3352*		24,00	70,20	688,78
Henriksen	-8,9550*	8,7559*		19,49	80,35	1.195,04
Stoffels	0,6651*	0,7228*		18,94	81,61	969,03
Curtis	3,1630*	-7,4845*		21,10	77,18	834,14
21 anos						
Linear simples	4,2793*	0,5996*		20,50	80,75	1.016,30
Trorey	1,7922*	0,9607*	-0,0094*	19,32	82,91	587,96
Assmann	22,4372*	-97,4225*		23,84	73,98	689,05
Henriksen	-9,6972*	9,0979*		19,46	82,65	1.154,08
Stoffels	0,6538*	0,7224*		19,83	82,03	1.054,44
Curtis	3,2390*	-8,0704*		20,65	80,51	925,31

Em que: ns e *: não significativo e significativo pelo teste F, a 95% de probabilidade, respectivamente.

Os resultados encontrados por Baptista et al. (2019) para os mesmos modelos hipsométricos indicaram coeficientes de determinação ajustados entre 37 e 55% e erro padrão da estimativa variando de 28,36 a 33,96%. No presente estudo, observou-se desempenho superior, com $R^2_{aj.}$ entre 62,59 e 83,24% e S_{yx} entre 18,07% e 25,30%. Apesar das diferenças entre as áreas avaliadas, uma vez que os autores trabalharam em um fragmento de floresta inequiana e o presente estudo foi conduzido em plantios de restauração, ambas as pesquisas foram desenvolvidas em áreas pertencentes ao bioma Mata Atlântica. Dessa forma, os resultados sugerem que os modelos ajustados foram capazes de descrever adequadamente a relação hipsométrica dos indivíduos amostrados, mesmo sob condições de elevada diversidade florística e variabilidade estrutural características desse bioma.

Na área com 6 anos de idade de restauração, os modelos apresentaram coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$) superior a 60% e erro padrão da estimativa abaixo de 20%. Para as áreas com 11, 16 e 21 anos, os resultados foram semelhantes, com valores de $R^2_{aj.}$ próximos a 80% e erro padrão da estimativa em torno de 20%, indicando maior precisão das estimativas geradas.

De um modo geral, com base no coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$ %) e erro padrão da estimativa (S_{yx} %), dentre as seis equações ajustadas nas diferentes idades, foi verificado que o modelo de Trorey resultou em melhores estimativas. No entanto, para a confirmação da adequação do ajuste foram utilizadas estatísticas complementares, as quais permitiram avaliar o comportamento dos erros do modelo (Tabela 8).

Tabela 8. Estatísticas complementares relativizadas para estimativa da altura total para as diferentes idades de implantação da restauração na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Modelo	V%	MD%	DPD%	RMSE%
6 anos				

Linear simples	0,0006	14,45	18,71	18,65
Trorey	0,0013	13,82	17,95	17,89
Assmann	0,0006	16,21	19,97	19,91
Henriksen	0,0000	14,16	18,10	18,04
Stoffels	0,1252	14,08	18,09	18,03
Curtis	-0,0939	15,08	18,87	18,81
11 anos				
Linear simples	0,0003	16,40	21,72	21,68
Trorey	-0,4972	14,72	19,53	19,50
Assmann	0,0003	20,10	25,26	25,21
Henriksen	-0,0007	15,67	20,40	20,36
Stoffels	0,6018	15,67	21,06	21,03
Curtis	-0,2613	16,65	21,60	21,56
16 anos				
Linear simples	-0,0022	14,80	19,54	19,51
Trorey	0,0019	14,24	18,79	18,76
Assmann	-0,0019	18,31	23,93	23,88
Henriksen	0,0013	14,87	19,34	19,31
Stoffels	0,3728	14,22	18,90	18,87
Curtis	-0,2819	15,47	21,06	21,02
21 anos				
Linear simples	0,0006	16,27	20,51	20,47
Trorey	0,0010	15,06	19,22	19,18
Assmann	0,0000	18,85	23,68	23,63
Henriksen	-0,0023	15,38	19,33	19,29
Stoffels	0,6312	15,43	19,78	19,75
Curtis	-0,1293	16,18	20,61	20,56

Em que: V = viés; MD = média das diferenças absolutas; DPD = desvio padrão das diferenças; RMSE = raiz do erro quadrático médio.

Visando verificar tendências nas estimativas de altura, analisou-se o viés (V), que indica tendências em sub e superestimar quando os resultados são respectivamente negativos e positivos, a média das diferenças absolutas (MD), representando a amplitude dos erros, o desvio padrão das diferenças (DPD), indicando o quão homogêneo são os resíduos e a raiz do erro quadrático médio (RMSE), demonstrando os erros médios. Quanto menor o valor das estatísticas, melhor a estimativa da altura. Deste modo, baseando-se na Tabela 8, e considerando todas as estatísticas conjuntamente, o modelo de Trorey foi considerado o melhor para as estimativas de altura para as diferentes idades.

Na Figura 3 estão apresentados os gráficos da distribuição de resíduos do modelo de Trorey nas diferentes idades de restauração, em que foi verificado que, embora os resíduos estejam distribuídos acima e abaixo do eixo zero, observa-se que a amplitude dos erros se concentra acima da linha de referência.

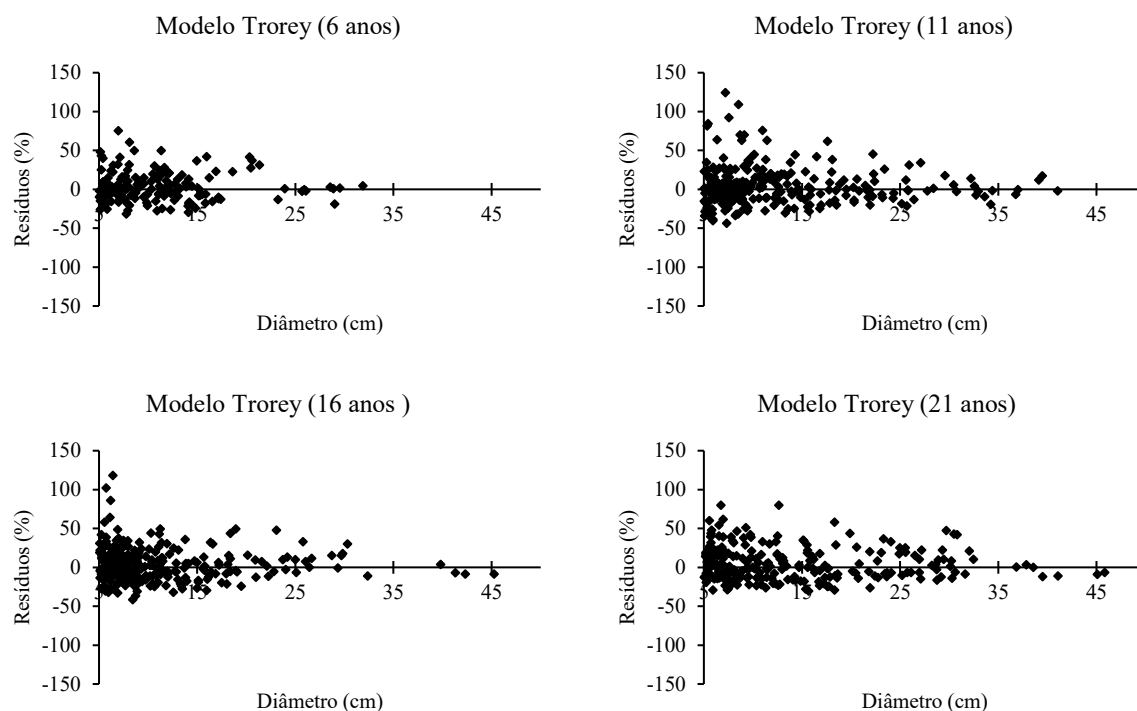


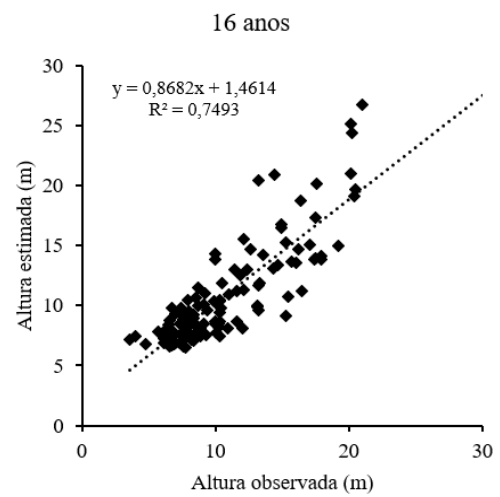
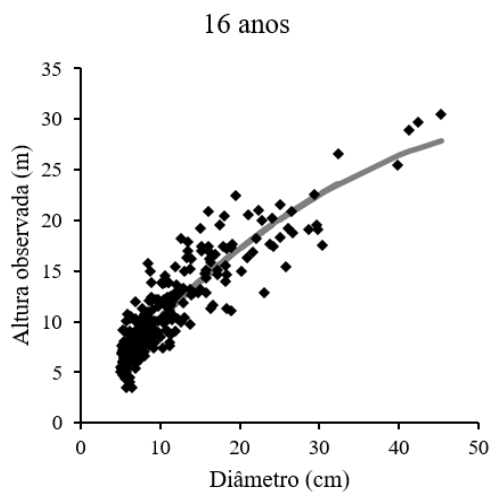
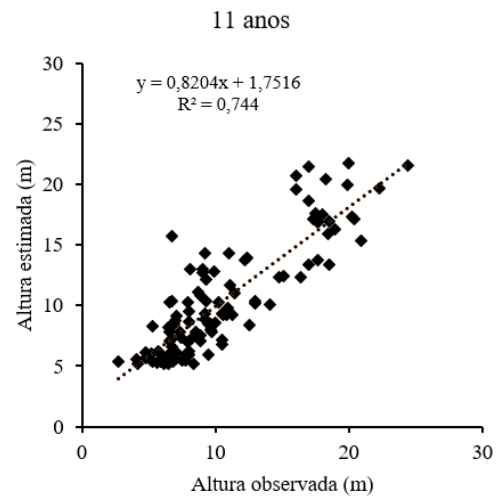
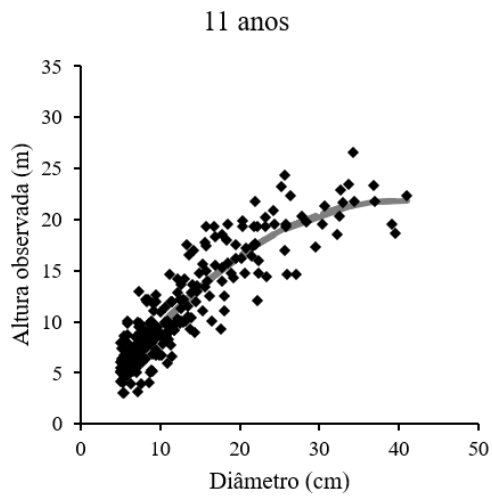
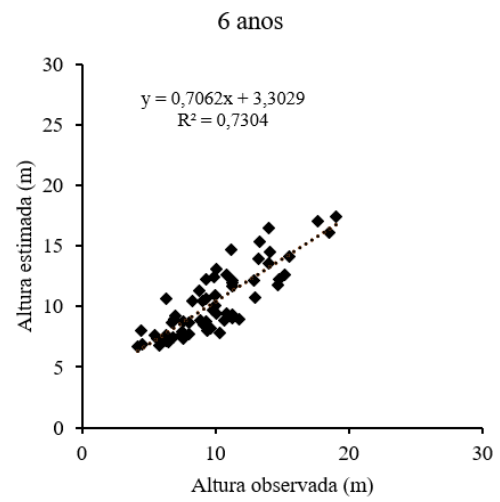
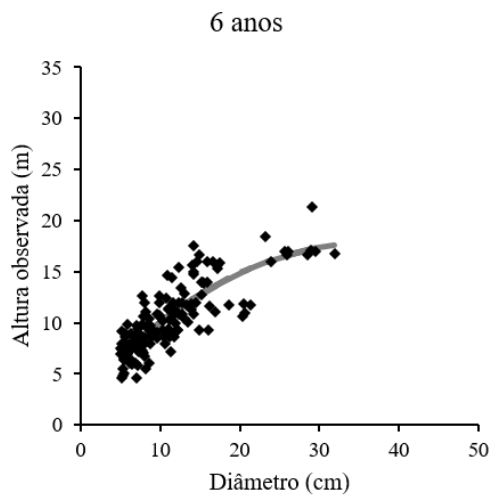
Figura 3. Distribuição dos resíduos (%) para a estimativa da altura total, em função do diâmetro, utilizando o modelo hipsométrico de Trorey, em plantios de restauração florestal de diferentes idades na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Na Figura 4A estão apresentadas as relações entre o diâmetro e a altura total dos indivíduos, bem como a curva ajustada pelo modelo de Trorey. Observa-se que as equações acompanharam a tendência da distribuição dos dados, representando a relação hipsométrica nas diferentes idades avaliadas. A proximidade entre a curva ajustada e a nuvem de pontos da altura observada, associada aos valores de $R^2_{aj.}$ e aos menores valores de $S_{yx}\%$ obtidos entre os modelos avaliados, confirma a capacidade do modelo de Trorey em descrever a relação entre diâmetro e altura nas áreas de restauração estudadas.

Além disso, baseando-se na Figura 4B que indica a etapa de validação, observa-se que os valores dos coeficientes de determinação superiores a 0,70, demonstram que pelo menos 70% da variação das alturas estimadas foi explicada pelas alturas observadas. Contudo, os valores do intercepto (β_0) foram positivos, indicando um deslocamento da reta de regressão em relação à condição ideal ($\beta_0 = 0$). Esse comportamento sugere a presença de viés sistemático nas estimativas, especialmente para indivíduos de menor porte. Da mesma forma, a inclinação da reta (β_1) difere da condição ideal representada pelo ângulo de 45° , quando $\beta_1 = 1$, na qual os valores estimados seriam exatamente iguais aos observados. Esse comportamento dos parâmetros sugere que o modelo tende a reduzir a amplitude da variável resposta, aproximando valores extremos da média e, consequentemente, subestimando indivíduos mais altos e superestimando indivíduos de menor porte.

(A)

(B)



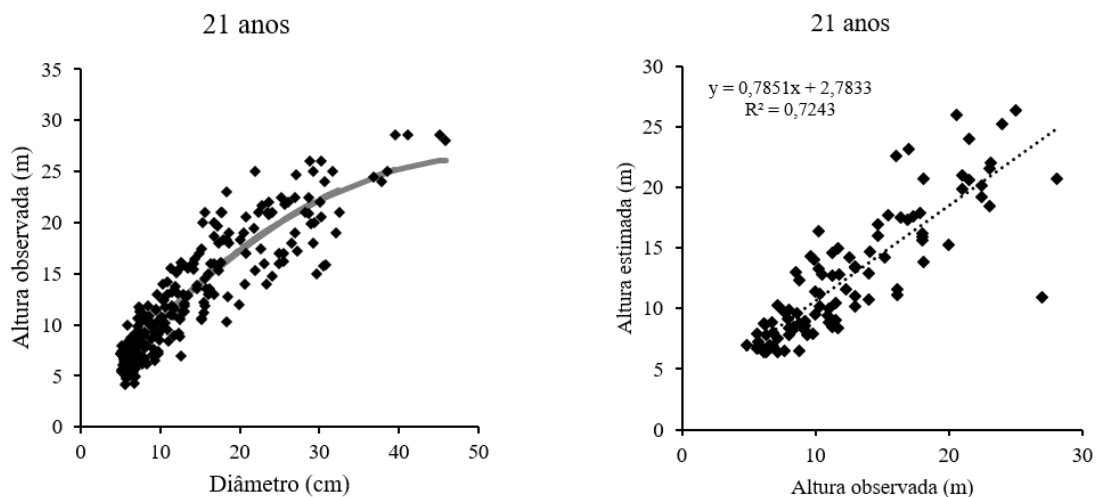


Figura 4. Relação hipsométrica ajustada (A) e validação do modelo de Trorey (B) para a estimativa da altura total em plantios de restauração florestal de diferentes idades na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Na Figura 5 estão apresentadas as curvas do modelo de Trorey para cada idade da restauração. Um detalhe importante é que, para um mesmo diâmetro, as árvores apresentam alturas diferentes dependendo da idade do plantio, evidenciando alterações na relação hipsométrica ao longo do crescimento dos povoamentos.

Embora as curvas apresentem comportamento semelhante quanto à tendência de aumento da altura em função do diâmetro, ainda há diferença entre elas. As curvas dos plantios de 16 e 21 anos apresentam valores de altura relativamente próximos em parte da distribuição diamétrica, no entanto, essas diferenças tornam-se mais evidentes nas maiores classes de diâmetro. Ainda assim, nota-se que a amplitude entre essas duas curvas é menor em comparação às outras idades, indicando que o crescimento tende a se estabilizar à medida que a floresta amadurece.

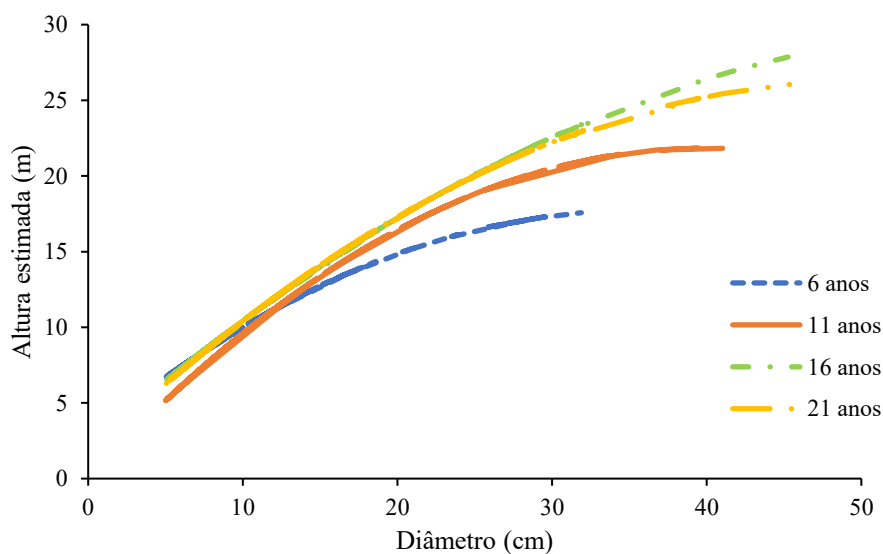


Figura 5. Curvas hipsométricas para as idades de implantação da restauração florestal na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

4.3. Teste de identidade por idade de implantação da restauração

Como um mesmo modelo foi selecionado para as diferentes idades de restauração, sendo ele o modelo de Trorey, surge a necessidade de avaliar a possibilidade da utilização de uma mesma equação, proveniente deste modelo, para estimar as alturas nas diferentes idades. Para verificar tal possibilidade, foi aplicado o teste de identidade de modelos, cujos resultados estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Teste de identidade de modelos aplicado às equações hipsométricas de Trorey ajustadas para diferentes idades de implantação da restauração florestal na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Idades (anos)	QM (diferença)	QM (resíduo)	F calculado	α (%)	Resultado
6, 11, 16 e 21	39,02	5,40	7,22	0,00	*
6, 11 e 16	54,37	4,16	12,36	0,00	*
6, 11 e 21	61,20	5,85	10,46	0,00	*
6, 16 e 21	81,50	5,69	14,33	0,00	*
11, 16 e 21	63,07	5,58	11,30	0,00	*
6 e 11	36,10	4,16	8,68	0,00	*
6 e 16	55,40	3,95	14,04	0,00	*
6 e 21	119,88	6,43	18,64	0,00	*
11 e 16	64,30	4,30	14,97	0,00	*
11 e 21	97,27	6,08	15,99	0,00	*
16 e 21	162,03	5,90	27,45	0,00	*

Em que: QM = quadrado médio; α = nível de significância; ns = não significativo; e * = significativo.

O teste de identidade apresentou-se significativo nas quatro idades, ao nível de 5% de significância, indicando que não é possível aplicar uma única equação ajustada para o conjunto de dados contemplando as diferentes idades. Esse resultado indica que a relação entre diâmetro e altura varia ao longo do desenvolvimento da floresta, refletindo as mudanças estruturais decorrentes do processo sucessional. À medida que a restauração avança, ocorrem alterações na composição florística, na competição por luz e no fechamento do dossel, fatores que influenciam no padrão de crescimento em altura e diâmetro dos indivíduos (Burda et al., 2022).

4.4. Análise das equações por grupo ecológico

Assim como para os ajustes das relações hipsométricas por idade, as estimativas dos parâmetros para os ajustes realizados por grupo ecológico foram significativas a 5% de probabilidade pelo teste t, com exceção apenas em relação ao modelo de Trorey ajustado para as secundárias iniciais e clímax, em que se verificou que o parâmetro β_0 não foi estatisticamente significativo (Tabela 10).

Tabela 10. Parâmetros estatísticos dos modelos de relação hipsométrica ajustados para grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Modelo	β_0	β_1	β_2	$S_{yx}\%$	$R^2_{aj.}$	F
Pioneira						
Linear simples	4,1432*	0,5830*		23,10	75,39	1.526,70
Trorey	2,1335*	0,8751*	-0,0076*	22,35	79,96	832,78
Assmann	21,0578*	-90,5288*		27,17	65,95	965,72
Henriksen	-9,1156*	8,6681*		22,92	75,76	1.557,46
Stoffels	0,6631*	0,7058*		22,46	76,80	1.367,23
Curtis	3,1542*	-7,6999*		24,50	72,30	1.142,66
Secundária Inicial						
Linear simples	4,0501*	0,5852*		19,97	81,37	874,69
Trorey	0,6434 _{ns}	1,1105*	-0,0143*	17,87	85,08	571,33
Assmann	21,3781*	-92,4108*		22,33	76,71	659,78
Henriksen	-9,1634*	8,7071*		18,10	84,70	1.107,84
Stoffels	0,6185*	0,7258*		19,13	82,92	917,70
Curtis	3,1984*	-8,0202*		19,13	82,93	834,01
Secundária Tardia						
Linear simples	4,5917*	0,5053*		17,28	77,49	655,12
Trorey	2,6655*	0,8108*	-0,0086*	16,28	80,01	381,24
Assmann	17,9577*	-68,5162*		20,16	69,36	431,08
Henriksen	-5,6542*	6,9751*		16,76	78,81	707,55
Stoffels	0,8325*	0,6287*		16,47	79,53	542,52
Curtis	2,9954*	-6,4702*		18,22	74,96	478,99
Clímax						
Linear simples	5,1544*	0,4660*		24,35	76,75	50,52
Trorey	-0,2586 _{ns}	1,1852*	-0,0137*	18,07	87,20	52,10
Assmann	21,7551*	-98,0783*		26,00	73,50	42,61
Henriksen	-10,2215*	9,0865*		18,01	87,29	104,00
Stoffels	0,5739*	0,7358*		24,44	76,57	64,02
Curtis	3,2344*	-8,5885*		19,89	84,48	63,53

Em que: ns e *: não significativo e significativo pelo teste F, a 95% de probabilidade, respectivamente.

De forma geral, o modelo de Trorey apresentou o melhor desempenho para a estimativa da altura total nos grupos ecológicos pioneira, destacando-se pelos maiores coeficientes de determinação ajustados e menores erros padrão da estimativa. Esses resultados indicam maior capacidade do modelo em explicar a variação da altura em função do diâmetro, além de fornecer estimativas mais precisas, quando comparados aos outros modelos. Para as espécies clímax, embora o modelo de Trorey não tenha apresentado o melhor ajuste, os resultados foram muito próximos aos do modelo selecionado. Esse resultado coincide com o observado por Sanquetta et al. (2015) em plantios de teca (*Tectona grandis*), nos quais o modelo de Trorey também apresentou o melhor desempenho para a estimativa da altura. Além disso, os valores de $R^2_{aj.}$ obtidos neste estudo foram semelhantes aos reportados pelos autores, embora os valores de

Syx% observados por eles tenham sido inferiores, variando entre 11% e 15%, indicando maior precisão das estimativas nas condições avaliadas naquele trabalho.

A validação do modelo selecionado foi reforçada pela análise gráfica dos resíduos e por estatísticas de precisão adicionais, detalhadas na Tabela 11.

Tabela 11. Estatísticas complementares relativizadas para estimativa da altura total nos diferentes grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Modelo	V%	MD%	DPD%	RMSE%
Pioneira				
Linear simples	0,0000	17,91	23,07	23,05
Trorey	0,0000	17,47	22,30	22,28
Assmann	0,0000	21,21	27,14	27,11
Henriksen	0,0000	18,13	22,90	22,88
Stoffels	0,3751	17,43	22,45	22,43
Curtis	-0,3016	18,85	24,48	24,46
Secundária Inicial				
Linear simples	0,0000	15,45	19,92	19,87
Trorey	0,0000	13,84	17,78	17,74
Assmann	0,0000	17,52	22,28	22,22
Henriksen	0,0000	14,06	18,06	18,01
Stoffels	0,4927	14,53	19,07	19,03
Curtis	-0,2708	14,55	19,07	19,03
Secundária Tardia				
Linear simples	0,0000	13,32	17,23	17,19
Trorey	0,0000	12,61	16,20	16,15
Assmann	0,0000	15,11	20,11	20,05
Henriksen	0,0000	12,67	16,72	16,68
Stoffels	0,2305	12,68	16,43	16,39
Curtis	-0,1435	13,55	18,18	18,13
Clímax				
Linear simples	0,0000	17,63	23,53	22,78
Trorey	0,0000	13,40	16,82	16,29
Assmann	0,0000	19,85	25,12	24,32
Henriksen	0,0000	13,26	17,40	16,84
Stoffels	1,4005	16,41	23,58	22,87
Curtis	-0,2846	15,53	19,22	18,61

Em que: V = viés; MD = média das diferenças absolutas; DPD = desvio padrão das diferenças; RMSE = raiz do erro quadrático médio.

Portanto, baseando-se na Tabela 11, e considerando todas as estatísticas conjuntamente, o modelo de Trorey consolidou-se como o melhor ajuste para estimar a altura. Apesar de não ter alcançado a menor média das diferenças nos grupos pioneiras e clímax, seus resultados foram muito próximos aos valores mínimos registrados.

A Figura 6 apresenta a distribuição de resíduos do modelo selecionado para os diferentes grupos ecológicos. Observa-se uma tendência de superestimação das alturas no grupo das pioneiras, particularmente nas classes de menores diâmetros. Em contrapartida, os grupos das secundárias iniciais e tardias exibiram uma tendência à subestimação. No caso das espécies clímax, verificou-se um melhor ajuste visual, embora este grupo apresente uma representatividade amostral inferior.

A maior dispersão dos resíduos observada para o grupo das espécies pioneiras pode estar relacionada às características ecológicas desse grupo. Segundo Dávila-Hernández et al. (2025), espécies pioneiras apresentam estratégia demográfica rápida, caracterizada por elevadas taxas de crescimento e maior variabilidade no desenvolvimento dos indivíduos, podendo incluir espécies de ciclo de vida curto e pioneiras longevas. Essa heterogeneidade de estratégias resulta em diferentes padrões de crescimento em altura para um mesmo diâmetro, aumentando a variabilidade da relação hipsométrica, refletindo na maior dispersão dos resíduos observada nesse estudo.

O reduzido número de indivíduos pertencentes ao grupo clímax reflete o estágio sucessional das áreas avaliadas. Espécies desse grupo apresentam crescimento lento e elevada tolerância ao sombreamento, tornando-se mais abundantes apenas em fases mais avançadas da sucessão florestal (Elsy et al., 2024). Dessa forma, em áreas de restauração com até 21 anos de implantação, é esperado que sua participação na estrutura arbórea ainda seja reduzida.

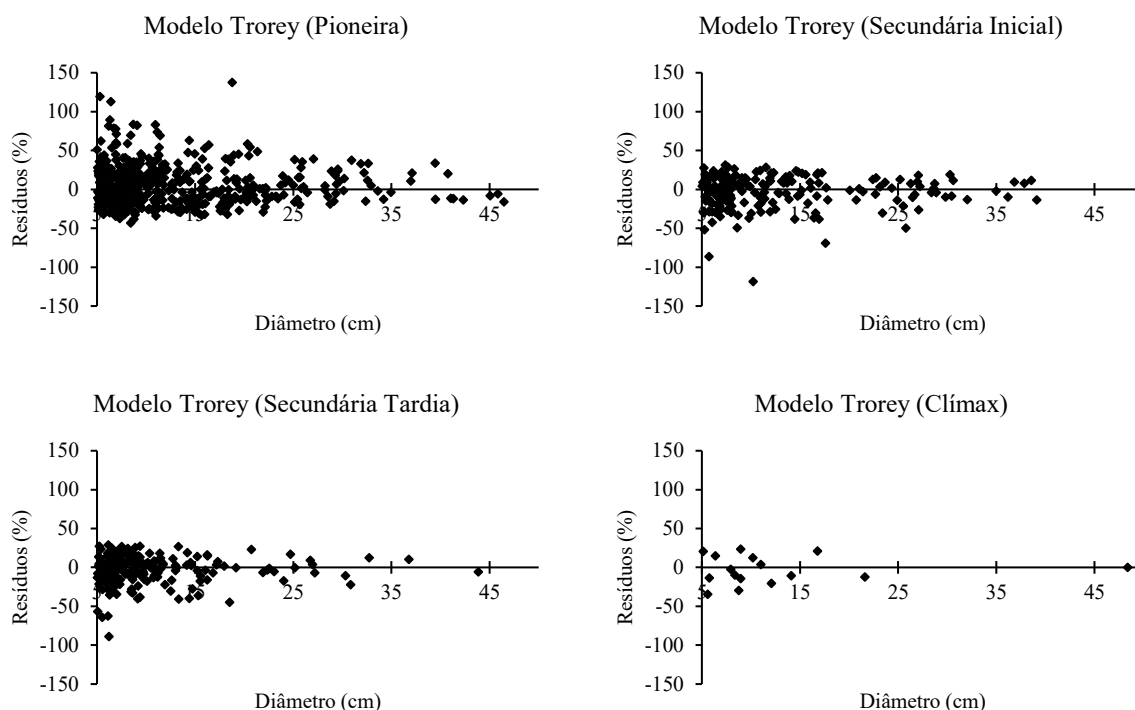
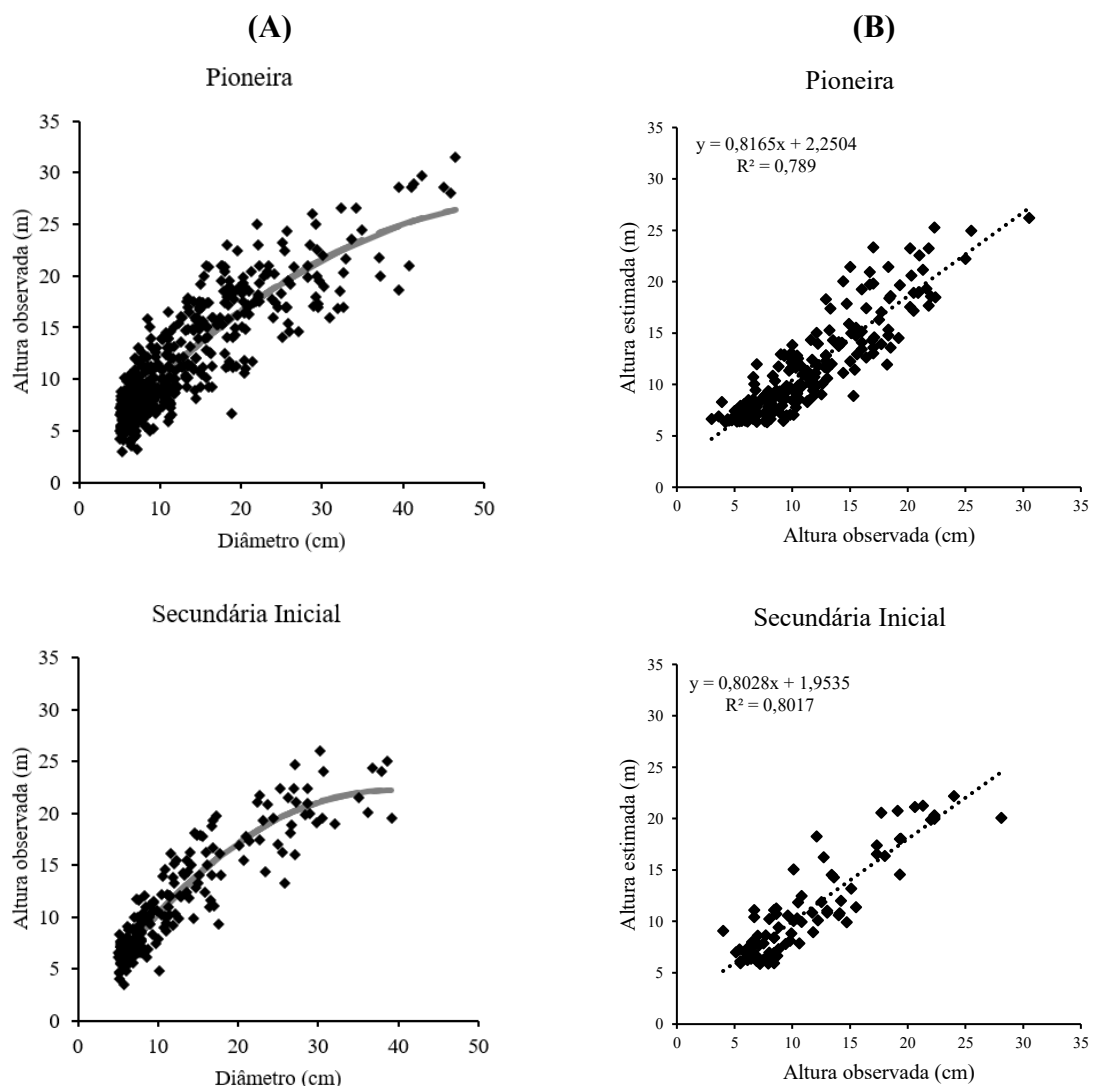


Figura 6. Distribuição dos resíduos (%) para a estimativa da altura total, em função do diâmetro, utilizando o modelo hipsométrico de Trorey, em plantios de restauração florestal considerando diferentes grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

A representação das relações hipsométricas para os grupos pioneiras, secundárias iniciais, tardias e clímax está detalhada na Figura 7A, onde se observa o comportamento modelo

de Trorey em relação aos dados reais de diâmetro e altura para as pioneiras e secundárias iniciais. A curva do modelo seguiu o desenho dos pontos, mostrando que ele consegue acompanhar o crescimento das árvores desde as menores até as maiores. Esse ajuste visual, junto com os resultados estatísticos, confirma a capacidade do modelo de Trorey em estimar as alturas em função do diâmetro.

Além disso, baseando-se na Figura 7B, que mostra a validação com os valores de R^2 acima de 0,77 indicam que mais de 77% da variação das alturas é explicada pelo modelo. Contudo, os valores do intercepto (β_0) foram positivos, indicando que o modelo tende a valores de altura um pouco maiores do que a realidade para as árvores com diâmetros menores. Da mesma forma, as inclinações das retas diferem da condição ideal de 45° ($\beta_1 = 1$). Esse distanciamento dos parâmetros sugere que o modelo tende a reduzir a amplitude da variável resposta, aproximando os valores extremos da média, o que faz com que as árvores muito altas sejam subestimadas e as muito baixas sejam superestimadas.



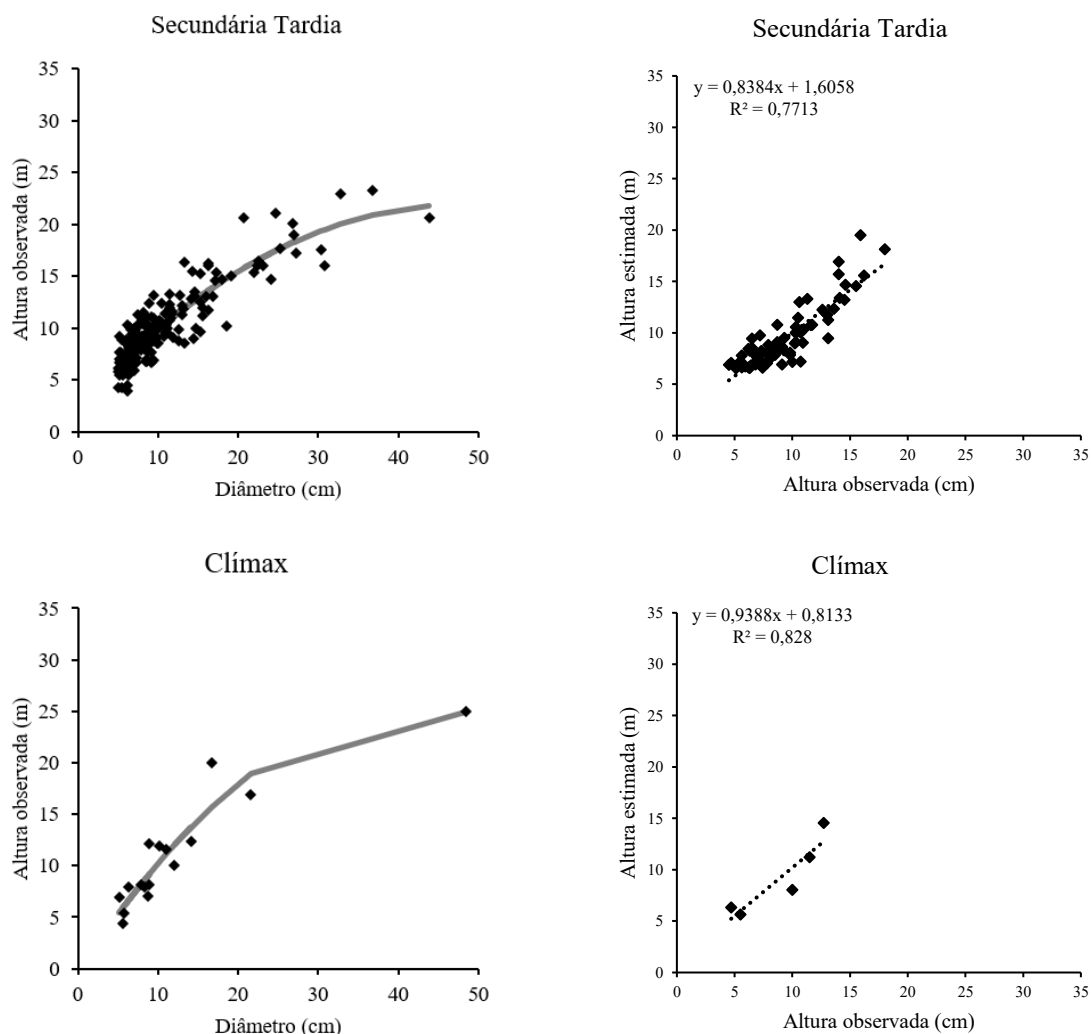


Figura 7. Relação hipsométrica ajustada (A) e validação do modelo de Trorey (B) para a estimativa da altura total em plantios de restauração florestal considerando diferentes grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Na Figura 8, apresentam-se as curvas hipsométricas ajustadas pelo modelo de Trorey para cada grupo ecológico. Observa-se que, para um mesmo valor de diâmetro, as alturas estimadas variam conforme o grupo sucessional, evidenciando que a relação entre diâmetro e altura é influenciada pelas estratégias de crescimento de cada categoria.

Nas classes de diâmetros menores, as curvas exibem um comportamento similar, ocorrendo maior distinção conforme o diâmetro aumenta. O grupo das pioneiras destaca-se pelas maiores alturas estimadas nos diâmetros superiores, reflexo do crescimento acelerado dessas espécies para a ocupação do dossel.

Em contrapartida, as secundárias tardias e clímax apresentam curvas com menores inclinações. Ressalta-se que, por serem plantios de até 21 anos, os resultados ainda não refletem o potencial total de altura dessas espécies de crescimento lento, as quais demandam prazos maiores para expressar seu crescimento máximo.

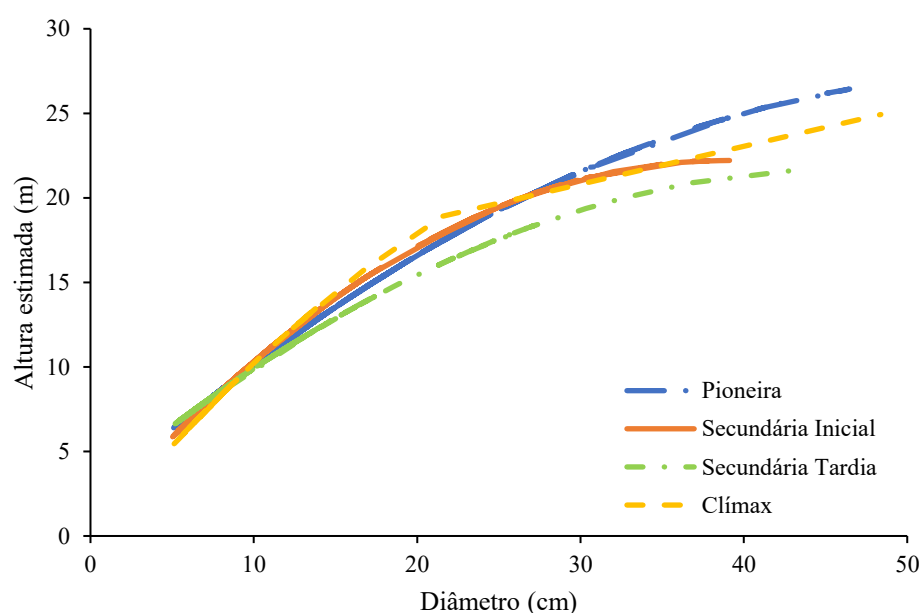


Figura 8. Curvas hipsométricas para grupos ecológicos em plantios de restauração florestal na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

4.5. Teste de identidade por grupo ecológico

Visto que, o modelo de Trorey apresentou o melhor desempenho em todas as idades, houve necessidade de avaliar se uma única equação geral poderia ser utilizada para todo o conjunto de dados. Essa possibilidade foi verificada por meio do teste de identidade de modelos, conforme detalhado na Tabela 12.

Tabela 12. Teste de identidade de modelos aplicado às equações hipsométricas de Trorey ajustadas para diferentes grupos ecológicos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), no município de Cachoeiras de Macacu, RJ.

Grupo Ecológico	QM (diferença)	QM (resíduo)	F calculado	α (%)	Resultado
P, SI, ST e C	33,58	5,76	5,83	0,00	*
P, SI e ST	51,39	5,78	8,89	0,00	*
P, SI e C	313,81	7,57	41,47	0,00	*
P, ST e C	54,37	6,18	8,80	0,00	*
SI, ST e C	25,47	4,02	6,33	0,00	*
P e SI	11,48	6,04	1,90	0,00	*
P e ST	111,81	6,22	17,97	0,00	*
P e C	0,90	6,70	0,13	44,21	ns
SI e ST	54,97	4,02	13,67	0,00	*
SI e C	2416,62	21,26	113,68	0,00	*
ST e C	2,00	2,77	0,72	11,49	ns

Em que: P = Pioneira; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia; C = Clímax; QM = quadrado médio; α = nível de significância; ns = não significativo; e * = significativo.

O teste de identidade de modelos foi significativo (S) para parte das combinações entre os grupos ecológicos, ao nível de 5% de significância. Isso indica que, de modo geral, não é possível utilizar uma única equação para todos os grupos ecológicos, sendo necessário manter os ajustes individuais. No entanto, houve duas exceções: as comparações entre pioneira e clímax (P e C) e secundária tardia e clímax (ST e C) foram não significativas (NS).

Embora esse resultado sugira que esses grupos poderiam compartilhar a mesma equação, essa semelhança estatística pode ter ocorrido devido ao baixo número de indivíduos amostrados no grupo das clímax. Com poucos dados, o teste perde sensibilidade, o que pode ter feito com que as espécies clímax parecessem iguais às outras apenas por falta de uma base de dados mais representativa, e não por uma semelhança real no crescimento.

5. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que:

- Entre os seis modelos hipsométricos avaliados, o modelo de Trorey apresentou o melhor desempenho para a estimativa da altura total dos indivíduos nas áreas de restauração florestal estudadas, independentemente da estratificação adotada.
- A utilização de dados independentes para validação confirmou a capacidade preditiva das equações ajustadas.
- O teste de identidade de modelos indicou que as diferentes idades de restauração apresentam relações hipsométricas distintas, não sendo recomendada a utilização de uma única equação para representar todas as idades estudadas.
- Para alguns grupos ecológicos, o teste de identidade não indicou diferenças significativas entre as equações ajustadas. Entretanto, a representatividade amostral não foi suficiente para recomendar a utilização de uma única equação para esses estratos.
- Os resultados evidenciam que a estratificação dos dados melhora a representação da relação hipsométrica em áreas de restauração florestal.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDRADE, V. C. L. de et al. Modelos regionais de relação hipsométrica avaliados para plantio clonal de eucalipto em área de Cerrado. **Ciência Florestal**, v. 33, n. 2, p. e67995, 2023. <https://doi.org/10.5902/1980509867995>.

APG III., 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 161, 105–121. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>

BAPTISTA, F. R. de C. B. et al. Stratification in the adjustment of hypsometric relationship models in forest fragment. **Scientific Electronic Archives**, v. 12, n. 6, p. 52–61, 2019. <https://doi.org/10.36560/1262019928>.

BARBOSA, L. M. et al. **Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2017. 344 p.

BONFATTI JÚNIOR, E. A.; LENGOWSKI, E. C. Modelagem da relação hipsométrica de um plantio misto de *Eucalyptus spp.* em Santa Catarina, Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 39, n. 3, p. e27149-e27149, 2022. <https://doi.org/10.35977/0104-1096.cct2022.v39.27149>.

BRANCALION, P. H. S. et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science advances**, v. 5, 2019.

BRANCALION, P. H. S. et al. **Protocolo de monitoramento da restauração da Mata Atlântica e da Amazônia via sensoriamento remoto**. São Paulo: Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, 2024.

BURDA, T. M. et al. Allometric relationships of tropical trees along a successional gradient. **Trees**, v. 36, n. 1, p. 439-449, 2022. <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02219-3>.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 5. ed. Viçosa: UFV, 2017.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 2. Colombo: EMBRAPA Florestas, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 3. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 4. Brasília, DF: EMBRAPA, 2010.

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>.

DÁVILA-HERNÁNDEZ, G. et al. A flash in the pan? The population dynamics of a dominant pioneer species in tropical dry forest succession. **Population Ecology**, v. 67, n. 1, p. 32-44, 2025. <https://doi.org/10.1002/1438-390X.12186>.

ELSY, A. D. et al. Incomplete recovery of tree community composition and rare species after 120 years of tropical forest succession in Panama. **Biotropica**, v. 56, n. 1, p. 36-49, 2024. <https://doi.org/10.1111/btp.13275>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Árvores na Agricultura**. Brasília, DF: EMBRAPA. Disponível em: [Árvores na Agricultura](#). Acesso em: 15 mai. 2026.

FERRAZ FILHO, A. C. et al. Height-diameter models for *Eucalyptus sp.* plantations in Brazil. **Cerne**, v. 24, n. 1, p. 9-17, 2018. <https://doi.org/10.1590/01047760201824012466>.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2023–2024**. São Paulo: SOS Mata Atlântica; INPE, 2024.

GARATE-QUISPE, J. et al. Changes in floristic and vegetation structure in a chronosequence of abandoned gold-mining lands in a tropical Amazon forest. **Heliyon**, v. 10, n. 9, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29908>.

INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS (IPA). **Herbário SP e Flora**. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/ipa/> Acesso em: 2 jul. 2026.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS (IPEF). **Banco de informações sobre espécies arbóreas**. Piracicaba: IPEF. Disponível em: [IPEF](#). Acesso em: 15 mai. 2026.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). Resolução INEA nº 143, de 14 de junho de 2017. Institui o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal (SEMAR) e estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração florestal no Estado do Rio de Janeiro. **Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 12 jul. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **O que resta da Mata Atlântica?** São José dos Campos, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/inpe/pt-br/acao-a-informacao/perguntas-frequentes/principais-produtos-e-servicos-do-inpe/monitoramento-do-territorio-florestas/o-que-resta-da-mata>. Acesso em: 16 mai. 2026.

KURTZ, B. C.; ARAUJO, D. S. D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 51, n. 78-79, p. 69-112, 2000. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200051787903>.

LEONEL, L. V. et al. Light intensity and hydrogel soil amendment differentially affect growth and photosynthesis of successional tree species. **Journal of Forestry Research**, v. 34, n. 1, p. 257-268, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01552-8>.

LEVINE, D. M. et al. **Estatística: teoria e aplicações**. Rio de Janeiro: LTC, v. 811, 2000.

LIMA, R. B. de et al. Height-diameter allometry for tropical forest in northern Amazonia. **Plos one**, v. 16, 2021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0255197>.

MACHADO, S. do A. et al. Comportamento da relação hipsométrica de *Araucaria angustifolia* no capão da Engenharia Florestal da UFPR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 56, p. 5-16, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602010000300010>.

MATA, S. et al. Recriando Florestas Urbanas: A trajetória de recuperação das florestas na cidade do Rio de Janeiro. **Florestas aos montes: A recuperação das matas do Rio de Janeiro**, p. 447, 2021.

MICROSOFT CORPORATION. **Microsoft Excel**. Microsoft 365. Redmond, WA: Microsoft Corporation, 2024. Software. Disponível em: <https://www.microsoft.com/microsoft-365/excel>. Acesso em: 15 jun. 2026.

MUELLER DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>.

NICOLETTI, M. F. et al. Relação hipsométrica para *Pinus taeda* L. em diferentes fases do ciclo de corte. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 1, p. 80-89, 2016. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.051513>.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; SCOLFORO, J. R. S. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Espécies arbóreas da flora nativa**. Lavras: Editora UFLA, 619 p., 2008.

PIAIA, B. B. et al. Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleo com diferentes idades. **Ciencia Florestal**, v. 31, n. 3, p. 1512-1534, 2021. <https://doi.org/10.5902/1980509848105>.

PROGRAMA ARBORETUM. **Banco de dados de espécies florestais nativas**. Teixeira de Freitas, BA. Disponível em: <https://www.programaarboretum.eco.br/>. Acesso em: 15 mai. 2026.

R Core Team (2026). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. doi:10.32614/R.manuals.

REGAZZI, A. J. Teste para verificar a identidade de modelos de regressão. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 31, n. 1, p. 1-17, 1996. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab1996.v31.4446>.

SANQUETTA, C. R. et al. Estimativa da altura e do volume em povoamentos jovens de restauração florestal em Rondônia. **Biofix Scientific Journal**, 2(2), 23-30, 2017. <https://doi.org/10.5380/biofix.v2i2.54124>.

SANQUETTA, M. N. I. et al. Ajuste de equações hipsométricas para a estimação da altura total de indivíduos jovens de teca. **Científica**, Dracena, SP, v. 43, n. 4, p. 400-406, 2015. <https://doi.org/10.15361/1984-5529.2015v43n4p400-406>.

SANTOS, M. J. F. dos; ANDRADE, V. C. L. Amostragem da relação hipsométrica de Cerrado *sensu stricto* utilizando subparcelas. **Agrarian**, v. 12, n. 45, p. 338-345, 2019. <https://doi.org/10.30612/agrarian.v12i45.8241>.

SCARANELLO, M. A. da S. et al. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 69, p. 26-37, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162012000100005>.

SIMINSKI, A. et al. Dynamics of natural regeneration: implications for landscape restoration in the Atlantic Forest, Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, 2021. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.576908>.

SOARES, C. P. B. et al. Equações hipsométricas, volumétricas e de taper para onze espécies nativas. **Revista Árvore**, v. 35, p. 1039-1053, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000600010>.

SOUZA, H. S. et al. Modelos hipsométricos para eucalipto em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta. **Nativa**, v. 4, n. 1, p. 11-14, 2016. <https://doi.org/10.31413/nativa.v4i1>.

TEIXEIRA, G. M. et al. Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 104, p. 543-554, 2014.

TÉO, S. J.; SILVA, T. C. da. General height-diameter equation depending on the stand variables, for *Eucalyptus benthamii*. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 4, p. e20180302, 2020. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2018-0302>.

VANCINE, M. H. et al. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, 110499, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>.

VIANI, R. A. G. et al. Monitoramento de áreas jovens de restauração de florestas tropicais: quanto medir? **Tropical Conservation Science**, v. 11, 2018. <https://doi.org/10.1177/1940082918780916>.