

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Modelos independentes da idade para previsão do diâmetro de espécies de
floresta de várzea alta da Amazônia Central**

Ingrid Bianca Ferreira da Silva
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

INGRID BIANCA FERREIRA DA SILVA

Modelos independentes da idade para previsão do diâmetro de espécies de floresta de várzea alta da Amazônia Central

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

Orientador: Carlos M. M. Eleto Torres

Coorientadores: Leonardo Pequeno Reis
Darlene Gris

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2025**

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

T

S586m
2025
Silva, Ingrid Bianca Ferreira da, 1998-
Modelos independentes da idade para previsão do diâmetro
de espécies de floresta de várzea alta da Amazônia Central /
Ingrid Bianca Ferreira da Silva. – Viçosa, MG, 2025.
70 f.: il. (algumas color.).

Orientador: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Engenharia Florestal, 2025.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.145>

1. Florestas de várzea – Amazônia. 2. Manejo florestal
sustentável – Ciclos de corte. 3. Modelos independentes da idade
– Crescimento florestal. 4. Modelagem do crescimento –
Árvores. 5. Diâmetro mínimo de corte. 6. Hura crepitans –
Crescimento. 7. Pouteria glomerata – Crescimento. 8. Parcelas
permanentes – Inventário florestal. 9. Pulso de inundação –
Ecossistemas. 10. Mamirauá – Manejo florestal.. I. Torres,
Carlos Moreira Miquelino Eleto, 1987-. II. Universidade Federal
de Viçosa. Engenharia Florestal. Mestrado em Ciência Florestal.
III. Título.

CDD 22. ed. ? 634.9286

INGRID BIANCA FERREIRA DA SILVA

Modelos independentes da idade para previsão do diâmetro de espécies de floresta de várzea alta da Amazônia Central

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

APROVADA: 23 de dezembro de 2025.

Assentimento:

Ingrid Bianca Ferreira da Silva
Autora

Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 15/04/2026 às 16:12:47 e pelo orientador em 17/04/2026 às 13:50:46. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **COTQ.I74Y.MCQL** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me permite respirar e, com o suspiro da vida, recebi também a coragem de desfrutar cada instante, sou grata a tudo. Desde meu compreender como ser, tens me guardado nos braços invisíveis da proteção, permitindo que eu visse, ouvisse e compreendesse as maravilhas que somente o ser humano consegue questionar. Por isso, e por tudo mais que não consigo nomear, meu primeiro obrigada é teu.

A meu orientador Carlos Torres, amigo que a vida me deu através dessa jornada, e eu jamais imaginara que seria assim. Foi engrandecedor cada exemplo como pesquisador e como pessoa sensível. Obrigada pela flexibilidade que concedeste aos meus ritmos.

Leonardo Reis, que desde 2018 não mede esforços em me mostrar que eu sou mais do que penso que sou. Tu me mostraste um potencial que dormia em mim, e mesmo quando a neblina te cobria, mesmo quando a vida pessoal doía demais, ainda assim te esforçaste por este projeto. Há coisas para falar de ti que cabem em muito mais que um parágrafo, obrigada!

Darlene Gris, que apostou numa chance e confiou que eu conseguiria. Obrigada por acreditar que eu poderia contribuir com algo tão significativo, diferente para mim, e, por ter paciência enquanto eu aprendia.

A Universidade Federal de Viçosa e aos professores do Departamento de Engenharia Florestal, que plantaram sementes de conhecimento que hão de frutificar para sempre. Em especial ao professor Helio G. Leite, que mesmo sobrecarregado, sempre cedeu seu vasto conhecimento como quem oferece água a um sedento. Tuas contribuições não apenas para esta pesquisa, mas para mim como pessoa, permanecerão gravadas no coração.

Ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM), pela disponibilização dos dados para esta pesquisa, e ao Grupo de Pesquisa em Ecologia Florestal.

Aos mais que companheiros do Grupo de Estudos em Economia e Manejo Florestal (GEEA), Otávio, Klisman, Maria Paula, Kesleyane, Samuel, Arthur, Aline, Gabriel, Luís Claudio, Mariany, Lina, Laiz.... vocês foram a alegria que eu não sabia que precisava.

À Maiara Resende, “mana” que a vida me trouxe, que comigo dividiu as dores de estar longe de casa, mas aprendemos juntas que fazemos novas famílias aonde quer que formos. Ao Otávio Verly, que foi de suma importância nesta estadia, obrigada pelos dias de amizade.

Aos amigos que deixei em minha terra, a falta de vocês foi tão constante

quanto o ato de respirar: Kelvin Furtado, meu melhor amigo, obrigada por acreditar que eu posso ir tão longe quanto ousar sonhar; Hellen Taiany, obrigada por fazer a distância parecer menos intransponível.

Ao meu irmão Marcos Bruno, que é a razão de minha obstinação. À minha mãe Mirian Ferreira e aos meus avós Maria Antônia e Elson Fontenele, que são meus exemplos vivos de perseverança, e que me fizeram ser quem sou.

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

Obrigada, por tudo que foi e que ainda há por vir.

RESUMO

SILVA, Ingrid Bianca Ferreira da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2025. **Modelos independentes da idade para previsão do diâmetro de espécies de floresta de várzea alta da Amazônia Central.** Orientador: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres. Coorientadores: Leonardo Pequeno Reis e Darlene Gris.

Áreas alagáveis da Amazônia, constituem ecossistemas únicos, e cobrem cerca de 30% do bioma, sendo 5,27% desta cobertura composta por florestas de várzea. Essas Florestas são ecossistemas produtivos e diversos, e tem importância central para a subsistência e cultura das populações tradicionais amazônicas. O crescimento das árvores nestes ambientes é essencialmente estruturado pelo pulso de inundação sazonal monomodal, que influencia a disponibilidade de recursos e determina as estratégias adaptativas das espécies arbóreas. Apesar da relevância ecológica e socioeconômica das várzeas amazônicas, o manejo florestal nestes ambientes ainda segue critérios generalistas estabelecidos por regulamentações brasileiras, com diâmetro mínimo de corte (DMC) único de 50 cm e ciclos de corte (CC) padronizados entre 10 e 35 anos. Esta abordagem desconsidera as diferenças substanciais nas taxas de crescimento entre espécies, e nas especificidades ambientais de cada sítio, podendo resultar tanto em subaproveitamento de espécies de crescimento rápido quanto em sobre-exploração de espécies de crescimento lento. Esta dissertação estrutura-se em dois capítulos que visam contribuir para preenchimento destas lacunas de conhecimento. No Capítulo 1, apresentam-se os fundamentos metodológicos mediante ajuste e validação de funções de crescimento de Lundqvist e de Richards em forma independente da idade. Os modelos foram calibrados a partir de dados de seis parcelas permanentes de um hectare cada (6 hectares) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, com medições sequenciais entre 2013 e 2022. Os modelos incorporam índices de competição local (área basal por parcela) e demonstraram alto desempenho na reprodução do crescimento comunitário, com coeficiente de determinação ajustado superior a 0,99 e erro quadrático médio em torno de 6%, indicando adequação às condições hidrológicas e estruturais da área de estudo. No Capítulo 2, aplicam-se os modelos validados especificamente para duas espécies madeireiras de grande relevância ecológica e socioeconômica: *Hura crepitans* e *Pouteria glomerata*. A análise comparativa do desempenho dos modelos e das trajetórias de crescimento projetadas revelou dinâmicas contrastantes: *H. crepitans* demandou ciclos de corte (DMC = 50 cm) variando entre 40,0 e 68,8 anos, enquanto *P. glomerata* apresentou ciclos mais uniformes entre 14,4 e 24,9

anos. Estes ciclos contrastam significativamente com regulamentações atuais padronizadas, oferecendo alternativa técnica fundamentada no conceito de *Growth-Oriented Logging (GOL)* para implementação de manejo florestal sustentável verdadeiramente adaptado às realidades ecológicas e socioeconômicas locais. A transferência destes conhecimentos para comunidades tradicionais e órgãos gestores de unidades de conservação constitui contribuição direta para conservação e uso sustentável dos recursos florestais da Amazônia.

Palavras-chave: florestas inundáveis, modelagem do crescimento, *Growth-Oriented Logging*

ABSTRACT

SILVA, Ingrid Bianca Ferreira da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2025. **Age-independent models for predicting the diameter of species in Central Amazonian floodplain forests.** Adviser: Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres. Co-advisers: Leonardo Pequeno Reis and Darlene Gris.

Specific floodplain forests are unique ecological ecosystems that cover approximately 30% of the Amazon biome, with 5.27% of this coverage composed of these forests. They are productive and diverse ecosystems, and are of central importance for the subsistence and culture of traditional Amazonian populations. Tree growth in these environments is essentially structured by the monomodal seasonal flood pulse, which influences resource availability and determines the adaptive strategies of tree species. Despite the ecological and socioeconomic relevance of Amazonian floodplains, forest management in these environments still follows generalist criteria established by Brazilian regulations, with a single minimum cutting height (MCH) of 50 cm and standardized cutting cycles (CC) between 10 and 35 years. This approach disregards the substantial differences in growth rates between species, and the environmental specificities of each site, which can result in both the under-approval of fast-growing species and the overexploitation of slow-growing species. This dissertation is structured in two chapters that aim to contribute to filling these knowledge gaps. Chapter 1 presents the methodological foundations through adjustment and validation of the Lundqvist and Richards growth functions in an age-independent manner. The models were calibrated using data from six permanent one-hectare plots (6 hectares in total) of the Mamirauá Sustainable Development Reserve, with sequential data between 2013 and 2022. The models incorporate local competition indices (basal area per plot) and high-performance efficiency in the reproduction of community growth, with a defined coefficient of determination greater than 0.99 and a root mean square error of around 6%, considering the hydrological and structural conditions of the study area. In Chapter 2, the validated models are applied specifically to two timber species of great ecological relevance: *Hura crepitans* and *Pouteria glomerata*. A comparative analysis of the performance of the models and the projected growth trajectories revealed contrasting dynamics: *H. crepitans* required cutting cycles (DMC = 50 cm) ranging from 10.0 to 17.2 years, while *P. glomerata* presented more uniform cycles between 7.5 and 8.0 years. These cycles contrasted significantly with current standardized regulations, offering a technical alternative based on the concept of *Growth-Oriented Logging (GOL)* for the implementation of truly sustainable

forest management adapted to local ecological and socioeconomic realities. The transfer of this knowledge to traditional communities and management bodies of conservation units constitutes a direct contribution to the conservation and sustainable use of Amazonian forest resources.

Keywords: floodplain forests, growth modeling, *Growth-Oriented Logging*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	2
REFERÊNCIAS GERAIS	4
CAPÍTULO 1 – Modelos independentes da idade para projeção do diâmetro de árvores de várzea alta	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1 Área de estudo	14
2.2 Descrição dos dados e estrutura da comunidade	15
2.3 Ajuste e avaliação dos modelos.....	16
3 RESULTADOS	19
3.1 Estatísticas dos ajustes.....	19
3.2 Avaliação dos modelos	20
3.3 Projeções para a comunidade	20
4 DISCUSSÃO.....	23
5 CONCLUSÕES	26
6 REFERÊNCIAS	27
CAPÍTULO 2 – Aplicação modelos independentes da idade para estimativa de crescimento em diâmetro de <i>Hura Crepitans</i> e <i>Pouteria glomerata</i> em várzea alta	34
1 INTRODUÇÃO.....	36
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	37
2.1 Área de estudo	37
2.2 Coleta dos dados.....	39
2.3 Modelagem das espécies	39
3 RESULTADOS	42
3.1 Análise exploratória dos dados.....	42
3.2 Desempenho dos modelos para <i>Hura crepitans</i>	44
3.3 Projeções de crescimento para <i>Hura crepitans</i>	44
3.4 Incremento Corrente Anual em volume (CAIv) para <i>Hura crepitans</i>	46
3.5 Volume acumulado para <i>Hura crepitans</i>	48
3.6 Desempenho dos modelos para <i>Pouteria glomerata</i>	51
3.7 Projeções de crescimento para <i>Pouteria glomerata</i>	52
3.8 Incremento Corrente Anual em volume (CAIv) para <i>Pouteria glomerata</i>	54
3.9 Volume acumulado para <i>Pouteria glomerata</i>	56
4 DISCUSSÃO.....	59
5 CONCLUSÕES	62
6 RECOMENDAÇÕES.....	63
7 REFERÊNCIAS	63
8 CONCLUSÕES GERAIS	70

INTRODUÇÃO GERAL

Áreas alagáveis da Amazônia cobrem cerca de 30% do bioma, sendo cerca de 5,27% desta cobertura composta por florestas de várzea (alta ou baixa), ou, florestas de igapó (Ayres, 1993; Carvalho et al., 2022). As florestas de várzea alta, são assim denominadas em razão da inundação periódica monomodal, caracterizadas por sua lâmina d'água que raramente excede os três metros de profundidade e duração anual da inundação inferior a 50 dias, condições que moldam tanto o aporte de nutrientes quanto as estratégias adaptativas das espécies arbóreas (Ferreira et al., 2010; Parolin, 2009; Wittmann et al., 2004, 2022a).

A dinâmica ecológica dessas florestas está fundamentalmente relacionada ao pulso de inundação sazonal dos grandes rios amazônicos, especialmente os de água branca como o Amazonas, Solimões, Madeira e Purus, que transportam sedimentos aluviais ricos em nutrientes oriundos da erosão dos Andes (Ayres, 1993; Queiroz, 2005a). As várzeas, no geral, são caracterizadas com elevada riqueza florística, tendo cerca de 2166 espécies arbóreas registradas, altamente adaptadas ao sistema de inundações periódicas (Householder et al., 2024; Wittmann et al., 2022a).

Nesse cenário, a abundância de estoques de madeira comercial em áreas de fácil acesso tornou essas florestas historicamente atrativas à exploração madeireira, frequentemente concentrada em poucas espécies de maior demanda industrial (Lima et al., 2005). Contudo, apesar da relevância socioeconômica do manejo florestal, ainda predominam critérios padronizados de diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50 cm e ciclos de corte (CC) de 10 a 35 anos, que desconsideram diferenças nas taxas de crescimento entre espécies e a especificidade ambiental dos sítios (Reis et al., 2014; Schöngart et al., 2007a).

A aplicação de um único DMC e CC para múltiplas espécies ignora a variação em crescimento e densidade da madeira, comprometendo a sustentabilidade da exploração, sobretudo para espécies de crescimento lento. Somada à crescente pressão antrópica sobre as várzeas amazônicas, torna-se urgente o aprofundamento da compreensão dos processos ecológicos fundamentados em dados científicos locais (Copertino et al., 2019; Prates & Bacha, 2011). Além disso, a compreensão sobre padrões dinâmicos em florestas tropicais, especialmente em ambientes heterogêneos de várzea, influencia a predição confiável para elaboração de planos de manejo sustentáveis (Conde, 2022; Schöngart, 2008).

A dendrocronologia é um método preciso para determinar idade, taxas de crescimento e respostas ecológicas ao pulso de inundação em árvores amazônicas, uma vez que muitas espécies de várzea formam anéis de crescimento anuais associados ao regime hidrológico (Schöngart, 2008). Contudo, sua aplicação ainda é limitada a um número restrito de espécies, demanda amostragem destrutiva ou equipamentos especializados ou acesso ao local, resultando em lacunas de dados essenciais para modelagem da dinâmica florestal (Hassan et al., 2019).

Como alternativa, modelos independentes da idade tornam-se ferramentas fundamentais para estimar crescimento diamétrico, incremento volumétrico e indicadores silviculturais como DMC e CC (Goes, 2012; Tomé et al., 2006). Esses modelos podem contribuir para responder questões sobre: (1) mecanismos que fundamentam o crescimento em espécies submetidas ao regime de inundação sazonal; (2) capacidade de modelos não lineares capturarem a heterogeneidade espacial e temporal das várzeas; e (3) definição de prescrições de manejo espécie-específicas que assegurem a sustentabilidade da exploração e a manutenção dos estoques florestais ao longo do tempo.

Diante desse fato, esta dissertação foi estruturada para tentar responder essas lacunas. No Capítulo 1, foram ajustados modelos não lineares independentes da idade (Lundqvist e Richards), para modelagem do crescimento diamétrico e projeção do diâmetro das árvores em uma comunidade florestal de várzea alta. Os modelos foram ajustados a dados de dados de parcelas permanentes da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, incorporando índices de competição local para capturar a heterogeneidade espacial. As projeções foram geradas em cenários de longo prazo (200 anos) para contribuir na definição de ciclos de corte e diâmetros mínimos de corte adequados ao manejo florestal sustentável.

No Capítulo 2, aplicou-se os modelos ajustados no Capítulo 1 para duas espécies madeireiras de grande relevância: *Hura crepitans* e *Pouteria glomerata*. Mediante análise comparativa do desempenho dos modelos e das trajetórias de crescimento projetadas, buscou-se estimar ciclos de corte e diâmetros mínimos de corte espécie-específicos. Os resultados se alinham ao conceito de *Growth-Oriented Logging* (GOL) na várzea amazônica.

REFERÊNCIAS GERAIS

- ANA, A. N. de Á. (2018). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: Informe anual* (p. 72). Ministério do Meio Ambiente. https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe_conjuntura_2018.pdf
- Artioli, U. F., Fernandez, J. R. C., Andrade, D., Lazaro, W. L., Nacanishi, E. C. M., & Ikeda-Castrillon, S. K. (2024). Emergência de Plântulas de *Pouteria glomerata* (Miq.) Radlk. Em Diferentes Tratamentos de Quebra de Dormência. *Cadernos de Agroecologia*, 19(1). <https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/10205>
- Ayres, J. márcio. (1993). *As matas de várzea do Mamirauá*: Sociedade civil Mamirauá.
- Binoti, D. H. B., Binoti, M. L. M. D. S., Leite, H. G., Silva, A. A. L. D., & Albuquerque, A. C. (2013). Modelagem da distribuição de diâmetros utilizando autômatos celulares e redes neurais artificiais. *CERNE*, 19(4), 677–685. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000400019>
- Bohn, F. J., & Huth, A. (2017). The importance of forest structure to biodiversity–productivity relationships. *Royal Society Open Science*, 4(1), 160521. <https://doi.org/10.1098/rsos.160521>
- Braz, E. M., Mattos, P. P. de, & Canetti, A. (2021). *Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: Critérios e procedimentos* (21° ed.). <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>
- Braz, E. M., Mattos, P. P. D., & Canetti, A. (2021). *Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: Critérios e procedimentos*. 1, 1–34. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>
- Burkhart, H. E., & Tomé, M. (2012). *Modeling Forest Trees and Stands*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9>
- Carim, M. de J. V. (2016). *ESTRUTURA, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE EM FLORESTAS ALAGÁVEIS DE VÁRZEA DE MARÉ E DE IGAPÓ E SUAS RELAÇÕES COM VARIÁVEIS EDÁFICAS E O PERÍODO DE INUNDAÇÃO NO AMAPÁ, AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL* [Tese].
- Carvalho, R. D. C. F., Santos, A. R. D., Dias, H. M., Peluzio, T. M. D. O., & Fiedler, N. C. (2022). *Fitofisionomias da Amazônia brasileira* (1° ed.). CAUFES. <https://doi.org/10.29327/563659>
- Ciceu, A., Bronisz, K., Garcia-Duro, J., & Badea, O. (2022). Age-independent diameter increment models for mixed mountain forests. *European Journal of Forest Research*, 141(5), 781–800. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01473-5>
- Colpini, C., Moraes E Silva, V. S., Soares, T. S., Higuchi, N., Travagin, D. P., & Assumpção, J. V. L. (2010). Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. *Acta Amazonica*, 40(3), 549–555. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000300014>
- Conde, M. L. G. (2022). *AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MANEJO DE ESPÉCIES MADEIREIRAS EM FLORESTAS DE IGAPÓ DE ÁGUA-CLARA NA AMAZÔNIA POR MEIO DE MODELOS DE CRESCIMENTO* [Dissertação, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia]. <https://ri-api.inpa.gov.br/server/api/core/bitstreams/624ea4f7-8e4f-44d4-ab79-2e3fc0115b4d/content>
- Conde, M. L. G., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Nascimento, R. G. M., & Schöngart, J. (2024). Evaluation of the management potential of timber resources in

- clearwater floodplain forests in the Amazon using growth models. *Journal of Environmental Management*, 351, 119781. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119781>
- Cunha, T. A., & Finger, C. A. G. (2013). Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Amazônia ocidental. *Acta Amazonica*, 43(1), 9–18. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100002>
- Cunha, T. A., Finger, C. A. G., & Hasenauer, H. (2016). Tree basal area increment models for *Cedrela*, *Amburana*, *Copaifera* and *Swietenia* growing in the Amazon rain forests. *Forest Ecology and Management*, 365, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.031>
- Cysneiros, V. C., Pelissari, A. L., Machado, S. D. A., Figueiredo Filho, A., & Souza, L. D. (2017). Modelos genéricos e específicos para estimativa do volume comercial em uma floresta sob concessão na Amazônia. *Scientia Forestalis*, 45(114). <https://doi.org/10.18671/scifor.v45n114.06>
- Da Silva Marinho, T. A., Piedade, M. T. F., & Wittmann, F. (2010). Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. *Wetlands Ecology and Management*, 18(6), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9186-y>
- Dinh, T. L. A., & Aires, F. (2022). Nested leave-two-out cross-validation for the optimal crop yield model selection. *Geoscientific Model Development*, 15(9), 3519–3535. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-3519-2022>
- Elzhov, T. V., Mullen, K. M., Spiess, A.-N., & Bolker, B. (2022). *minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm Found in MINPACK, Plus Support for Bounds* (p. 1.2-4) [Conjunto de dados]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.minpack.lm>
- Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W., Fauset, S., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Chao, K.-J., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Higuchi, N., Houwing-Duistermaat, J., Lloyd, J., Liu, H., Malhi, Y., Marimon, B., Marimon Junior, B. H., Monteagudo-Mendoza, A., Poorter, L., Silveira, M., ... Galbraith, D. (2020). Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*, 11(1), 5515. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>
- Ferreira, C. S., Piedade, M. T. F., Wittmann, A. D. O., & Franco, A. C. (2010). Plant reproduction in the Central Amazonian floodplains: Challenges and adaptations. *AoB PLANTS*, 2010. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plq009>
- Fortini, L. B., Cropper, W. P., & Zarin, D. J. (2015). Modeling the Complex Impacts of Timber Harvests to Find Optimal Management Regimes for Amazon Tidal Floodplain Forests. *PLOS ONE*, 10(8), e0136740. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136740>
- Fyllas, N. M., Gloor, E., Mercado, L. M., Sitch, S., Quesada, C. A., Domingues, T. F., Galbraith, D. R., Torre-Lezama, A., Vilanova, E., Ramírez-Angulo, H., Higuchi, N., Neill, D. A., Silveira, M., Ferreira, L., Aymard C., G. A., Malhi, Y., Phillips, O. L., & Lloyd, J. (2014). Analysing Amazonian forest productivity using a new individual and trait-based model (TFS v.1). *Geoscientific Model Development*, 7(4), 1251–1269. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1251-2014>
- Goes, F. de A. (2012). *Modelação do crescimento da árvore individual de Eucalyptus globulus Labill.* [Dissertação, Universidade Nova de Lisboa]. <https://run.unl.pt/bitstream/10362/10502/1/TEGI0337.pdf>
- Hammock, J. (2024). *Global Wood Density Database* [Conjunto de dados]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.13322440>

- Hassan, D. C., Carvalho, J. O. P., Pires, I. P., Santos, L. S., Barbosa, E. S., & Braga, N. S. (2019). A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. *Forest Ecology and Management*, 453, 117584. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117584>
- Higuchi, N. (1994). UTILIZAÇÃO E MANEJO DOS RECURSOS MADEIREIROS DAS FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS. *Acta Amazonica*, 24(3–4), 275–288. <https://doi.org/10.1590/1809-43921994243288>
- Homeier, J., Kurzatkowski, D., & Leuschner, C. (2017). Stand dynamics of the drought-affected floodplain forests of Araguaia River, Brazilian Amazon. *Forest Ecosystems*, 4(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0097-8>
- Householder, J. E., Wittmann, F., Schöngart, J., Piedade, M. T. F., Junk, W. J., Latrubesse, E. M., Quaresma, A. C., Demarchi, L. O., De S. Lobo, G., Aguiar, D. P. P. D., Assis, R. L., Lopes, A., Parolin, P., Leão Do Amaral, I., Coelho, L. D. S., De Almeida Matos, F. D., Lima Filho, D. D. A., Salomão, R. P., Castilho, C. V., ... Ter Steege, H. (2024). One sixth of Amazonian tree diversity is dependent on river floodplains. *Nature Ecology & Evolution*, 8(5), 901–911. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02364-1>
- Junk, W. J. (com Piedade, M. T. F., Wittmann, F., & Schöngart, J.). (2020). *Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Editora INPA.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Justiniano, M. J., & Fredericksen, T. S. (2000). *Ecología y Silvicultura de Especies Menos Conocidas—Ochoó Hura crepitans L. Euphorbiaceae* (6° ed.). Editora El País. file:///C:/Users/DELL/Downloads/ECOLOGIA_Y_SILVICULTURA_DE_ESPECIES_MENO.pdf
- Lana, M. D., Péllico Netto, S., Corte, A. P. D., Sanquetta, C. R., & Ebling, A. A. (2015). Prognose da Estrutura Diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. *Floresta e Ambiente*, 22(1), 71–78. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.072914>
- Lima, J. R. A., Santos, J. D., & Higuchi, N. (2005). Situação das indústrias madeireiras do Estado do Amazonas em 2000. *Acta Amazonica*, 35(2), 125–132. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200003>
- Magalhães, B. R. R., & Furtado, R. G. (2025). MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NA AMAZÔNIA: UMA REVISÃO NA LITERATURA. *Revista ft*, 29(147), 17–18. <https://doi.org/10.69849/revistaft/dt10202506181017>
- Mamirauá, I. de D. S. (2018). *Monitoramento de Dados de Clima na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá*. <https://mamiraua.org.br/fluviometrico-na-reserva>
- Marinho, T. A. da S., Piedade, M. T. F., & Wittmann, F. (2010). Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. *Wetlands Ecology and Management*, 18(6), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9186-y>
- Marinho, T. A. da S., & Wittmann, F. (2012). *DISTRIBUIÇÃO DE HURA CREPITANS L. E OCOTEA CYMBARUM KUNTH EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA FLORESTA DE VÁRZEA ALTA DA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL MAMIRAUÁ, AMAZÔNIA CENTRAL*. 29–40.
- Martinez, G. B., Mourão, M., & Brienza Junior, S. (2011). Respostas morfofisiológicas de plantas de açacu (*Hura crepitans* L.) provenientes de várzeas do rio Amazonas: Efeito da anoxia do solo. *Revista Árvore*, 35(6), 1155–1164. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700001>

- Maurenza, D., Marengo, R. A., & Piedade, M. T. F. (2009). Efeito da inundação de longa duração sob o crescimento de *Pouteria glomerata* (Sapotaceae), uma arbórea da várzea da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 39(3), 519–526. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300005>
- Mazon, J. A. (2021). *Atributos e grupos funcionais de espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista no Paraná / Traits and functional groups of Araucaria Mixed Forest woody species in Paraná State, Brazil* [Tese, Universidade Estadual do Centro-Oeste]. <https://www.researchgate.net/doi/10.13140/RG.2.2.35379.96806>
- Miranda, K., Amaral Neto, M., Sousa, R., & Coelho, R. (2020). Manejo Florestal Sustentável em Unidades de Conservação de uso comunitário na Amazônia. *Sociedade & Natureza*, 32, 778–792. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-51621>
- Mori, G. B., Poorter, L., Schiatti, J., & Piedade, M. T. F. (2021). Edaphic characteristics drive functional traits distribution in Amazonian floodplain forests. *Plant Ecology*, 222(3), 349–360. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01110-4>
- Mullen, K., Ardia, D., Gil, D., Windover, D., & Cline, J. (2011). **DEoptim**: An R Package for Global Optimization by Differential Evolution. *Journal of Statistical Software*, 40(6). <https://doi.org/10.18637/jss.v040.i06>
- Orso, G. A., Mallmann, A. A., Pelissari, A. L., Behling, A., Figueiredo Filho, A., & Machado, S. D. A. (2020). HOW COMPETITION INDICES BEHAVE AT DIFFERENT NEIGHBORHOOD COVERAGES AND MODIFICATIONS IN A NATURAL ARAUCARIA FOREST IN SOUTHERN BRAZIL. *CERNE*, 26(2), 293–300. <https://doi.org/10.1590/01047760202026022706>
- Parolin, P. (2009). Submerged in darkness: Adaptations to prolonged submergence by woody species of the Amazonian floodplains. *Annals of Botany*, 103(2), 359–376. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn216>
- Parolin, P., Armbrüster, N., & Junk, W. J. (2006). *Two Amazonian floodplain trees react differently to periodical flooding*. 243–250.
- Peng, C. (2000). Growth and yield models for uneven-aged stands: Past, present and future. *Forest Ecology and Management*, 132(2–3), 259–279. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00229-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00229-7)
- Pezzutti, R. V., Fleig, F. D., Finger, C. A. G., & Schneider, P. R. (2016). ESTUDO E MODELAGEM DO CRESCIMENTO EM DIÂMETRO DE POVOAMENTOS DE *Pinus taeda* L. SUBMETIDOS A PODAS E DESBASTES NA ARGENTINA. *Ciência Florestal*, 26(4), 1225–1237. <https://doi.org/10.5902/1980509825113>
- Porro, R., Porro, N. S. M., Watrin, O. D. S., Assunção, H. D. N., & Santos Junior, C. F. D. (2018). Implicações Sociais, Econômicas e Ambientais de Uma Iniciativa de Manejo Florestal Comunitário em Assentamento na Amazônia Oriental. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 56(4), 623–644. <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560405>
- Porté, A., & Bartelink, H. H. (2002). Modelling mixed forest growth: A review of models for forest management. *Ecological Modelling*, 150(1–2), 141–188. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00476-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00476-8)
- Queiroz, H. L. (2005a). A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19(54), 183–203. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200011>

- Queiroz, H. L. (2005b). A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19(54), 183–203. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142005000200011>
- R Core Team. (2025). *R: Uma Linguagem e Ambiente para Computação Estatística* [R]. Fundação R para Computação Estatística. <https://www.R-project.org>
- Ramalho, E. E., Macedo, J., Vieira, T., Valsecchi, J., Calvimontes, J., & Queiroz, H. (2009). Ciclo Hidrológico Nos Ambientes De Várzea Da Reserva De Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – Médio Rio Solimões , Período De 1990 a 2008 . *Uakari*, 5(1), 61–87.
- Rau, E.-P., Fischer, F., Joetzer, É., Maréchaux, I., Sun, I. F., & Chave, J. (2022). Transferability of an individual- and trait-based forest dynamics model: A test case across the tropics. *Ecological Modelling*, 463, 109801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109801>
- Reis, L. P., Ruschel, A. R., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. D., Carvalho, J. O. P. D., & Soares, M. H. M. (2014). Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. *Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 57(3), 234–243. <https://doi.org/10.4322/rca.ao1401>
- Reis, L. P., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. D., Carvalho, J. O. P. de, Queiroz, W. T. de, & Ruschel, A. R. (2013). EFEITO DA EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO EM ALGUMAS ESPÉCIES DE SAPOTACEAE NO LESTE DA AMAZÔNIA. *FLORESTA*, 43(3), 395. <https://doi.org/10.5380/rf.v43i3.30808>
- Rocha, K. J. da, Maluleque, I. F., De Souza, É. C., Favalessa, C. M. C., & Brondani, G. E. (2024). INFLUENCE OF EDAPHIC VARIABLES ON PREDOMINANCE OF FOREST SPECIES AFTER SELECTIVE LOGGING IN THE AMAZONIAN BIOME. *Nativa*, 12(2), 294–301. <https://doi.org/10.31413/nat.v12i2.17268>
- Rocha, M. D., Feitosa, Y. O., Wittmann, F., Piedade, M. T. F., Resende, A. F. D., & Assis, R. L. D. (2020). River damming affects seedling communities of a floodplain forest in the Central Amazon. *Acta Botanica Brasilica*, 34(1), 192–203. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0263>
- Rocha, S. J. S. S. D., Romero, F. M. B., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Ribeiro, S. C., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Junior, V. T. M. D. M., Reis, L. P., Rufino, M. P. M. X., Comini, I. B., Tavares Júnior, I. D. S., & Viana, Á. B. T. (2023). Machine Learning: Volume and Biomass Estimates of Commercial Trees in the Amazon Forest. *Sustainability*, 15(12), 9452. <https://doi.org/10.3390/su15129452>
- Rosa, S. A. (2008). *MODELOS DE CRESCIMENTO DE QUATRO ESPÉCIES MADEIREIRAS DE FLORESTA DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA CENTRAL POR MEIO DE MÉTODOS DENDROCRONOLÓGICOS*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Santos, Canetti, A., Braz, E. M., Mattos, P. P. de, & Basso, R. O. (2021). *Estrutura diamétrica e padrão de crescimento de Cedrela odorata em floresta primária em Colniza, MT*. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1132399/1/EmbrapaFlorestas-2021-ComunicadoTecnico469.pdf>
- Santos, H. G. dos. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Embrapa.
- Schöngart, J. (2008). Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *Forest*

- Ecology and Management*, 256(1–2), 46–58.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.037>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Krambeck, H.-J., & Junk, W. J. (2007a). Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64(6), 657–664. <https://doi.org/10.1051/forest:2007044>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Krambeck, H.-J., & Junk, W. J. (2007b). Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64(6), 657–664. <https://doi.org/10.1051/forest:2007044>
- Searle, E. B., & Chen, H. Y. H. (2017). Tree size thresholds produce biased estimates of forest biomass dynamics. *Forest Ecology and Management*, 400, 468–474. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.042>
- Silva, R. P. da, Dos Santos, J., Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S., & Higuchi, N. (2002). Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166(1–3), 295–301. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00678-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00678-8)
- Soboleski, V. F., Higuchi, P., Silva, A. C. D., Loebens, R., Souza, K., Buzzi Junior, F., Lima, C. L., Cruz, A. P., Silva, M. A. F. D., & Dallabrida, J. P. (2017). Variação de atributos funcionais do componente arbóreo em função de gradientes edáficos em uma floresta nebulosa no sul do Brasil. *Rodriguésia*, 68(2), 291–300. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768201>
- Strigul, N. (2012). Individual-Based Models and Scaling Methods for Ecological Forestry: Implications of Tree Phenotypic Plasticity. Em J. J. Diez (Org.), *Sustainable Forest Management—Current Research*. InTech. <https://doi.org/10.5772/29590>
- Tomé, M. M. (1988). *Modelação do crescimento da árvore individual de Eucalyptus globulus Labill. (1ª rotação)* [Tese, Universidade Técnica de Lisboa]. https://www.researchgate.net/publication/235004898_Modelacao_do_crescimento_da_arvore_individual_em_povoamentos_de_Eucalyptus_globulus_Labill_1_rotacao_na_Regiao_Centro_de_Portugal
- Tomé, M., Barreiro, S., & Paulo, J. A. (2006). Age-independent difference equations for modelling tree and stand growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(7), 1621–1630. <https://doi.org/10.1139/x06-065>
- Veras, H. F. P., Cunha Neto, E. M. D., Brasil, I. D. S., Madi, J. P. S., Araujo, E. C. G., Camaño, J. D. Z., Figueiredo, E. O., Papa, D. D. A., Ferreira, M. P., Corte, A. P. D., & Sanquetta, C. R. (2023). Estimating tree volume based on crown mapping by UAV pictures in the Amazon Forest. *Scientific Electronic Archives*, 16(7). <https://doi.org/10.36560/16720231742>
- Vieira, S., Trumbore, S., Camargo, P. B., Selhorst, D., Chambers, J. Q., Higuchi, N., & Martinelli, L. A. (2005). Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(51), 18502–18507. <https://doi.org/10.1073/pnas.0505966102>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022a). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, 14(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022b). A Review of the Ecological and

- Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, 14(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022c). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, 14(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Junk, W. J., & Piedade, M. T. F. (2004). The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196(2–3), 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.060>
- Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J. C., Motzer, T., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Queiroz, H. L., & Worbes, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33(8), 1334–1347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x>
- Worbes, M., & Schöngart, J. (2019). Measures for sustainable forest management in the tropics – A tree-ring based case study on tree growth and forest dynamics in a Central Amazonian lowland moist forest. *PLoS ONE*, 14(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219770>

CAPÍTULO 1 – Modelos independentes da idade para projeção do diâmetro de árvores de várzea alta

RESUMO

Planos de manejo florestal sustentável em florestas de várzea dependem de estimativas confiáveis de crescimento e de parâmetros como ciclo e diâmetro mínimo de corte, porém a ausência de dados de idade das árvores limita a aplicação de modelos clássicos de crescimento nesses ecossistemas. Este estudo teve como objetivo ajustar e avaliar os modelos não lineares de Lundqvist e de Richards em sua forma independente da idade para modelagem e projeção do crescimento diamétrico em nível de comunidade em floresta de várzea alta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, utilizando dados de seis parcelas permanentes monitoradas entre 2013 e 2022. O diâmetro à altura do peito (dap) foi adotado como variável de estado, e a área basal por parcela (S) foi incorporada como proxy estrutural de competição local no parâmetro de taxa de crescimento. Os parâmetros foram estimados por regressão não linear, e o desempenho foi avaliado principalmente pelo AIC e RMSE%. Os modelos se ajustaram biologicamente aos dados, (R^2 ajustado 0,99; RMSE entre 6,5% e 6,7%), com boa aderência entre valores observados e preditos. As projeções indicaram diferenças funcionais nas trajetórias e na aproximação assintótica. Os modelos calibrados localmente mostraram-se robustos para representar o crescimento diamétrico médio em várzea alta, ampliando a base metodológica para modelagem e apoio ao manejo sustentável sem necessidade de informação dendrométrica.

Palavras-chave: Ciclo de corte, diâmetro mínimo de corte, modelagem do diâmetro

CHAPTER 1 – AGE-INDEPENDENT MODELS FOR PROJECTING THE DIAMETER OF HIGH FLOODPLAIN TREES

ABSTRACT

Sustainable forest management plans in floodplain forests depend on reliable growth estimates and parameters such as cycle and minimum cutting diameter; however, the lack of tree age data limits the application of classical growth models in these ecosystems. This study aimed to adjust and evaluate the nonlinear Lundqvist and Richards models in their age-independent form for modeling and projecting community-level diameter growth in a high floodplain forest of the Mamirauá Sustainable Development Reserve, using data from six permanent plots monitored between 2013 and 2022. Diameter at breast height (dbh) was adopted as the state variable, and basal area per plot (S) was incorporated as a structural proxy for local competition in the growth rate parameter. The parameters were estimated by nonlinear regression, and performance was mainly evaluated by AIC and RMSE%. The models biologically fit the data (adjusted R^2 0.99; RMSE between 6.5% and 6.7%), with good agreement between observed and predicted

values. The projections indicated functional differences in trajectories and asymptotic approximation. The locally calibrated models proved robust in representing average diameter growth in high floodplain areas, expanding the methodological basis for modeling and supporting sustainable management without the need for dendrometric information.

Keywords: Cutting cycle, minimum cutting diameter, diameter modeling

1 INTRODUÇÃO

As florestas de várzea amazônicas, desenvolvidas ao longo dos grandes rios de água branca, apresentam elevada riqueza e forte adaptação das espécies às enchentes sazonais, sendo sua estrutura e dinâmica determinadas pelo pulso hidrológico anual (Ayres, 1993; Householder et al., 2024; Queiroz, 2005b). Esse regime de inundação estabelece gradientes ambientais que modulam a disponibilidade de recursos e influenciam a diversidade, a composição e os atributos funcionais das árvores, refletindo-se em padrões específicos de recrutamento, crescimento e mortalidade (Colpini et al., 2010; Esquivel-Muelbert et al., 2020; Fortini et al., 2015; Mazon, 2021; Soboleski et al., 2017).

A compreensão sobre padrões dinâmicos em florestas tropicais influencia diretamente a capacidade de predição de ciclos e diâmetros mínimos de corte necessária à elaboração de planos de manejo florestal sustentáveis (Braz, P. P. de Mattos, et al., 2021; Higuchi, 1994). Nesse contexto, modelos de crescimento arbóreo constituem ferramentas centrais para projetar trajetórias de desenvolvimento, estimar incrementos e subsidiar decisões de manejo. Entretanto, a variabilidade espacial e temporal desses ecossistemas impõe desafios à aplicação de modelos tradicionais baseados em idade cronológica, cuja obtenção é limitada em florestas naturais, especialmente em ambientes inundáveis (Ciceu et al., 2022; Orso et al., 2020; Tomé et al., 2006).

A modelagem do crescimento florestal pode ser conduzida por meio de abordagens que descrevam os processos de recrutamento, crescimento e mortalidade a partir da dinâmica em classes de diâmetro (Burkhardt & Tomé, 2012; Tomé et al., 2006). Métodos aplicáveis a florestas tropicais, como diagramas de densidade estrutural e modelos baseados na movimentação entre classes diamétricas, são amplamente utilizados para subsidiar decisões de manejo, incluindo a definição de intensidades de colheita, a estimativa de estoques de biomassa e o monitoramento da resiliência do povoamento frente a distúrbios naturais (Peng, 2000; Porté & Bartelink, 2002). Contudo, grande parte dessas abordagens depende de informação etária ou de séries temporais longas, nem sempre disponíveis em florestas tropicais.

O uso de modelos de crescimento é fundamental para o manejo florestal sustentável no bioma Amazônia (Reis et al., 2014; Santos et al., 2021). No entanto, a ausência de dados precisos sobre a idade das árvores representa uma limitação recorrente em inventários florestais, dificultando a aplicação de modelos convencionais (Cunha et al.,

2016; Cunha & Finger, 2013). Como alternativa metodológica, modelos independentes da idade têm sido empregados, pois permitem estimar produção, incremento e parâmetros de manejo a partir de variáveis mensuráveis em campo, como o diâmetro à altura do peito (Binoti et al., 2013; Lana et al., 2015; Pezzutti et al., 2016). Essas abordagens utilizam funções não lineares com comportamento assintótico e parâmetros biologicamente interpretáveis, possibilitando projeções recursivas baseadas no estado atual das árvores.

Tanto para árvores individuais quanto para povoamentos, funções não lineares que incorporam parâmetros de competição intra e interespecífica possibilitam previsões consistentes de crescimento, mesmo na ausência de dados de idade (Goes, 2012; Tomé, 1988). Dentre essas, destacam-se as funções de Lundqvist e de Richards, que apresentam elevada flexibilidade de forma e base biológica consistente, permitindo representar assimetrias nas curvas de crescimento em florestas inequiâneas. Apesar desse potencial, a aplicação e avaliação de modelos independentes da idade em florestas de várzea ainda é limitada na literatura (Burkhart & Tomé, 2012; Goes, 2012; Hassan et al., 2019; Tomé et al., 2006).

Nesse contexto, o artigo ajustou e avaliou os modelos não lineares independentes da idade de Lundqvist e de Richards para descrever o crescimento diamétrico e projetar o diâmetro futuro de árvores em nível de comunidade, em uma floresta de várzea alta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. A modelagem foi conduzida com base em atributos estruturais obtidos em parcelas permanentes, considerando o diâmetro à altura do peito (dap) como variável central, para investigar os padrões médios de crescimento arbóreo, e fornece uma nova base metodológica para aplicações em manejo florestal sustentável em florestas de várzea.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDS Mamirauá; 03°09'S, 64°45'W) está localizada no estado do Amazonas, Brasil (Figura 1) e constitui a maior unidade de conservação composta integralmente por florestas de várzea, abrangendo aproximadamente 1,124,000 ha. A reserva integra o Corredor Central da Amazônia e estende-se ao longo dos rios Solimões, Japurá e Auati Paraná, situando-se a cerca de 600 km da capital do estado, Manaus (Ramalho et al., 2009; Wittmann et al., 2006).

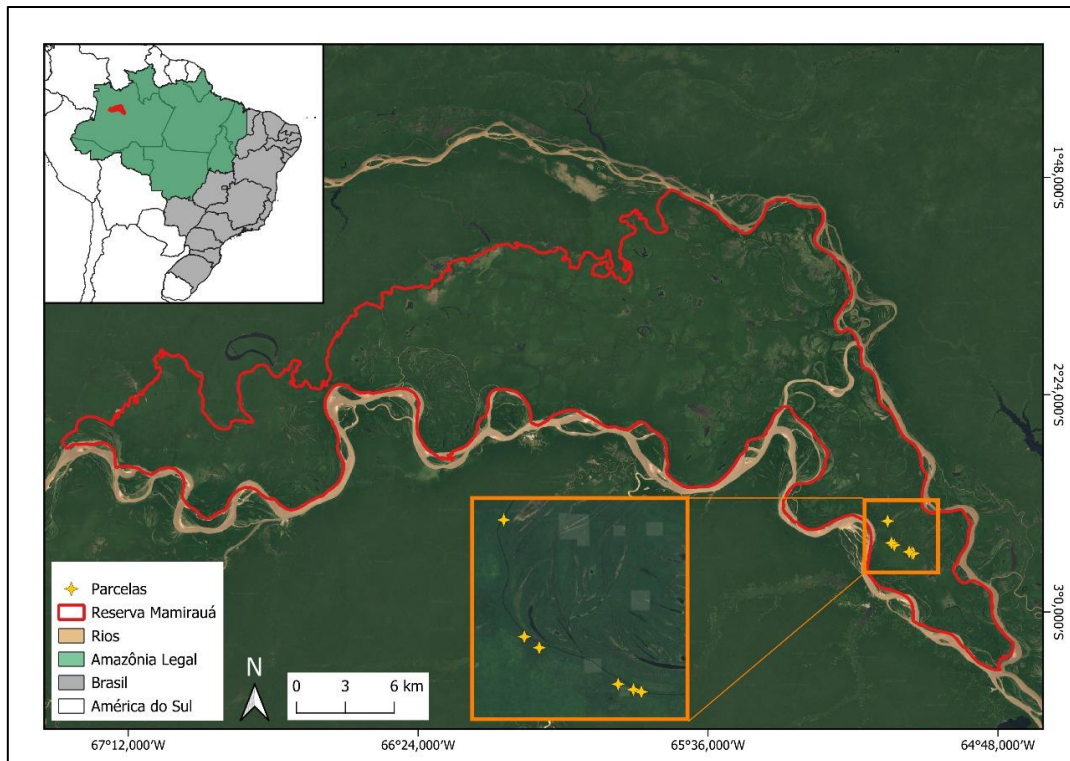


Figura 1 - Location of the Mamirauá Sustainable Development Reserve, in the State of Amazonas, Brazil. Fonte: Elaborado pela autora.

As condições climáticas regionais são marcadas por elevada pluviosidade e pequenas variações térmicas sazonais. A estação meteorológica de Tefé, Amazonas, indicou que, no período de 2007–2017, a precipitação média anual foi de 2.529 mm (± 587 mm) (ANA, 2018). A temperatura média mensal registrada em 2010 nessa estação foi de 27,8 °C ($\pm 0,72$ °C), com média máxima mensal de 32,5 °C ($\pm 1,3$ °C) e mínima média mensal de 23,2 °C ($\pm 0,68$ °C); as maiores médias ocorreram em fevereiro (29,6 °C) e as menores em dezembro (26,8 °C) (Mamirauá, 2018; Ramalho et al., 2009).

As parcelas de várzea alta situam-se sobre Gleissolo Háplico (Santos, 2018), com horizonte gleico e alta atividade de argila (Ta), o que condiciona retenção hídrica e ciclagem de nutrientes no perfil. O clima é do tipo Af (tropical úmido) pela classificação Köppen-Geiger, e o pulso sazonal de inundação altera fortemente a disponibilidade de água e sedimentos na reserva (Queiroz, 2005b; Ramalho et al., 2009).

2.2 Descrição dos dados e estrutura da comunidade

O conjunto de dados é proveniente de seis parcelas permanentes de 50 × 200 m, totalizando seis hectares de área amostral, estabelecidas no setor Jarauá da RDS Mamirauá no ano de 2013. Essas parcelas foram remedidas nos anos de 2016, 2017, 2018,

2021 e 2022. Em cada campanha de medição, foram inventariadas todas as árvores com $dap \geq 10$ cm, sendo o diâmetro medido a 1,3 m do solo.

Para cada indivíduo, foram registrados o diâmetro à altura do peito (dap) em medições sucessivas e a identificação da parcela, permitindo o cálculo de incrementos diamétricos periódicos e a derivação de variáveis estruturais utilizadas nas etapas de modelagem. A estrutura da comunidade ao longo do período monitorado é apresentada na Figura 2, que sintetiza a distribuição dos principais atributos dendrométricos por parcela e por ocasião de medição, incluindo diâmetro, área basal individual e incremento periódico anual.

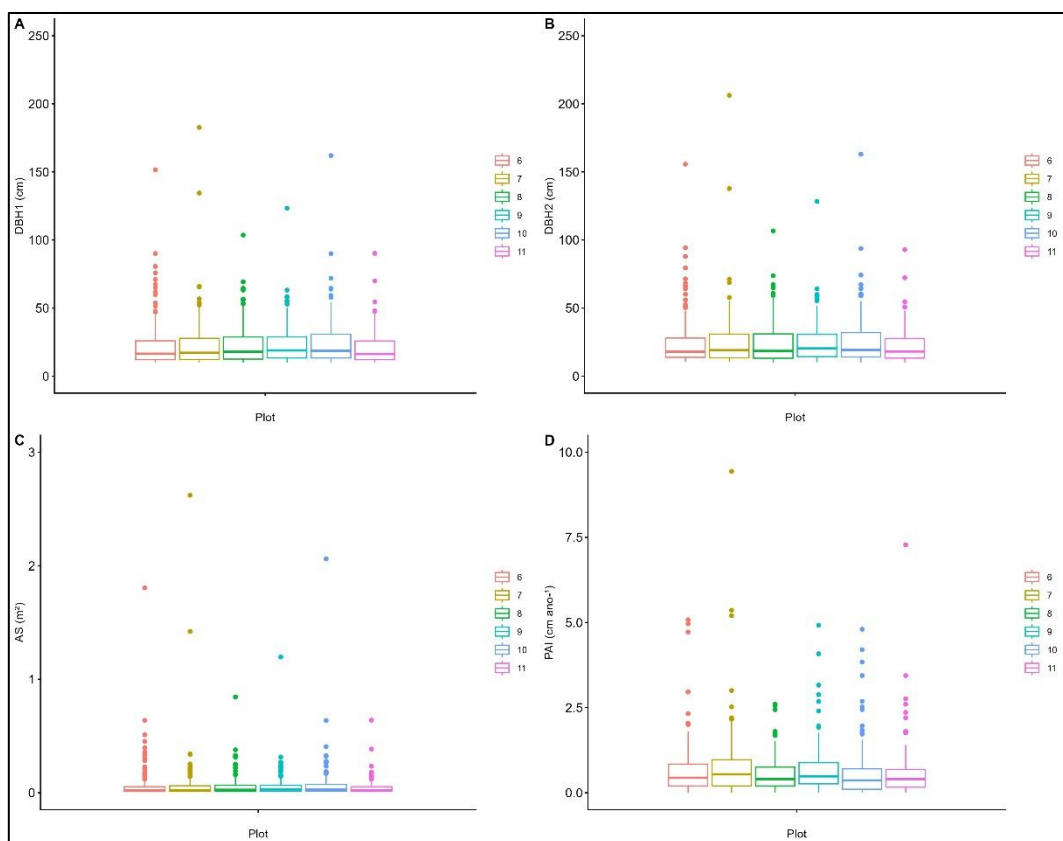


Figura 2. Distribuição por parcela dos atributos dendrométricos nas seis parcelas (6 a 11) da RDS Mamirauá, setor Jarauá. Painéis: (A) dap no primeiro inventário (cm); (B) dap no último inventário (cm); (C) área basal individual (m²); (D) Incremento Periódico Anual (cm ano⁻¹). Boxplots mostram mediana, quartis e outliers; pontos representam indivíduos. Cores identificam as parcelas. Fonte: Elaborado pela autora.

2.3 Ajuste e avaliação dos modelos

Dada a heterogeneidade estrutural e dinâmica das florestas de várzea (Marinho et al., 2010; Wittmann et al., 2022b), foram selecionados modelos não lineares de base

biológica, de Lundqvist e de Richards (Tabela 1), adaptados à abordagem de estimativa do diâmetro independente da idade dendrocronológica das árvores (Burkhardt & Tomé, 2012; Hassan et al., 2019; Tomé et al., 2006). Esses modelos apresentam comportamento assintótico e flexibilidade de forma, características compatíveis com padrões de crescimento em florestas inequiâneas.

Ambos os modelos foram reformulados em forma recursiva, na qual o diâmetro futuro (Y_{t+a}) é expresso em função do diâmetro atual (Y_t) e de parâmetros estimáveis. Essa reformulação permite projeções de crescimento a partir de medições sucessivas de diâmetro em parcelas permanentes.

Para incorporar o efeito da competição local, a taxa de crescimento (k) foi parametrizada como função da área basal por parcela no início do intervalo de medição (S , $m^2 \text{ ha}^{-1}$). Essa variável foi utilizada como proxy estrutural de competição, por sintetizar a densidade e a ocupação de espaço do povoamento, fatores diretamente relacionados à limitação de recursos para o crescimento. Dessa forma, o termo $(k_0 + k_1S)$ permite representar variação espacial na taxa de crescimento entre parcelas.

Tabela 1. Modelos de Lundqvist e Richards em suas versões na literatura e versão modificada. Em que: Y_{t+a} = valor de DAP no tempo $t + a$ em cm, onde t é o tempo atual e a é um deslocamento temporal; Y_t = dap inicial no período em cm; A = é uma assíntota quando $t \rightarrow \infty$; m = é um parâmetro de forma; k = é um parâmetro relacionado com a taxa de crescimento; c = é um parâmetro relacionado à condição inicial utilizada; S = Área basal inicial no período de medição.

Modelo	Modelo original	Modelo independentemente da idade	Modelo independentemente da idade modificado
Lundqvist	$Y_t = Ae^{-k\frac{1}{t^m}}$	$Y_{t+a} = Ae^{-k\frac{1}{\left(\left[\frac{-k}{\ln\left(\frac{Y_t}{A}\right)}\right]^{\frac{1}{m}} + a\right)}}$	$Y_{t+a} = Ae^{-\left(k_0+k_1S\right)\frac{1}{\left(\left[\frac{-k}{\ln\left(\frac{Y_t}{A}\right)}\right]^{\frac{1}{m}} + a\right)}}$
Richards	$Y_t = A(1 - ce^{-kt})^{\frac{1}{1-m}}$	$Y_{t+a} = A\left(1 - e^{-ka}\left(1 - \left(\frac{Y_t}{A}\right)^{1-m}\right)\right)^{\frac{1}{1-m}}$	$Y_{t+a} = A\left(1 - e^{-(k_0+k_1S)a}\left(1 - \left(\frac{Y_t}{A}\right)^{1-m}\right)\right)^{\frac{1}{1-m}}$

Os parâmetros foram estimados por regressão não linear no ambiente R (R Core Team, 2025). Inicialmente, foi aplicada otimização global evolutiva dos parâmetros com o pacote DEoptim (Mullen et al., 2011), visando reduzir sensibilidade a valores iniciais. Em seguida, os parâmetros foram refinados por ajuste local via método de Levenberg-Marquardt, implementado no pacote minpack.lm (Elzhov et al., 2022), adotando critérios padrão de convergência.

O desempenho dos modelos foi avaliado por métricas estatísticas e análise gráfica. Foram utilizados o coeficiente de determinação ajustado (R^2 ajustado), o erro quadrático médio da raiz (RMSE), o RMSE percentual (RMSE%) e o Critério de Informação de Akaike (AIC). Também foi calculado o coeficiente de correlação linear entre valores observados e estimados, $r(y, \hat{y})$.

O coeficiente de determinação ajustado foi calculado por:

$$R_{aj}^2 = 1 - (1 - R^2) \frac{n-1}{n-1-k} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que n é o número de observações, k é o número de parâmetros do modelo, e R^2 é o coeficiente de determinação.

O erro quadrático médio da raiz foi calculado como:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n}} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que Y são os valores observados, e \hat{Y} os valores estimados.

O erro percentual foi expresso como:

$$RMSE\% = 100 \cdot \frac{RMSE}{\bar{Y}} \quad (\text{Equação 3})$$

O Critério de Informação de Akaike foi calculado por:

$$AIC = n \cdot \ln \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n} \right) + 2k \quad (\text{Equação 4})$$

Em que n é o número de observações, e k é o número de parâmetros do modelo.

Modelos com maior R^2 ajustado e maior correlação observado–predito, bem como menores valores de RMSE, RMSE% e AIC, foram considerados superiores em desempenho relativo. A adequação também foi verificada por gráficos de valores observados versus estimados e resíduos. Após o ajuste, as equações foram utilizadas para simular trajetórias de crescimento diamétrico da comunidade ao longo de 200 anos, considerando diâmetros iniciais de 10, 20 e 30 cm.

3 RESULTADOS

3.1 Estatísticas dos ajustes

No modelo de Lundqvist, a assíntota $A = 225,922$ cm e o parâmetro de forma $m = 1,4962$ foram estatisticamente significativos ($p < 0,01$), enquanto os parâmetros $k_0 = 5,24$ e $k_1 = 99,99$ não apresentaram significância pelo teste t dos coeficientes do ajuste não linear ($p > 0,05$). O valor de AIC (24.416,59) foi inferior ao obtido para o modelo de Richards (24.699,16). Como menores valores de AIC indicam melhor desempenho relativo com maior parcimônia, esse resultado indica ajuste ligeiramente superior do modelo de Lundqvist sob esse critério, embora ambos apresentem grandezas numéricas próximas.

No modelo de Richards, a assíntota $A = 230$ cm foi significativa ($p < 0,01$), enquanto os parâmetros m , k_0 e k_1 não foram significativos ($p > 0,05$). Esses resultados indicam que não foi detectada evidência estatística de efeito significativo da área basal por parcela (S), sobre a taxa de crescimento no conjunto de dados analisado. A Tabela 2 resume as principais estatísticas de ajuste e desempenho dos modelos.

Tabela 2. Estatísticas das equações ajustadas.

Modelo		Coefficientes	p-valor	AIC	RMSE (%)	R^2 ajust.
Lundqvist	A	225,922	$p < 0,01$	24416,588	6,699	0,990
	k_0	5,241	$p > 0,05$			
	k_1	99,992	$p > 0,05$			
	m	1,496	$p < 0,01$			
Richards	A	230,000	$p < 0,01$	24699,161	6,555	0,991
	k_0	0,249	$p > 0,05$			
	k_1	0,001	$p > 0,05$			
	m	14,273	$p > 0,05$			

3.2 Avaliação dos modelos

Ambos os modelos apresentaram boa aderência à linha de igualdade (1:1) ao longo da faixa de dap observado (Figura 3A e 3C). A distribuição dos resíduos em função do dap estimado (Figura 3B e 3D) mostrou predominância de desvios próximos de zero, sem padrão sistemático evidente nas classes de dap menor (10-50 cm) e média (50-150 cm).

No modelo de Lundqvist, observou-se aumento da dispersão dos resíduos para dap superiores a aproximadamente 100 cm, com maior frequência de resíduos positivos nessa faixa, indicando tendência à superestimação de indivíduos de maior diâmetro. Em contraste, o modelo de Richards apresentou resíduos mais centrados e aproximadamente simétricos em torno de zero, com variância mais estável ao longo das classes diamétricas.

Nas menores classes de dap, ambos os modelos apresentaram desvios negativos pontuais, caracterizando subestimação localizada, porém sem configuração de viés sistemático. De modo geral, ambos reproduziram adequadamente o padrão médio de crescimento diamétrico observado na comunidade.

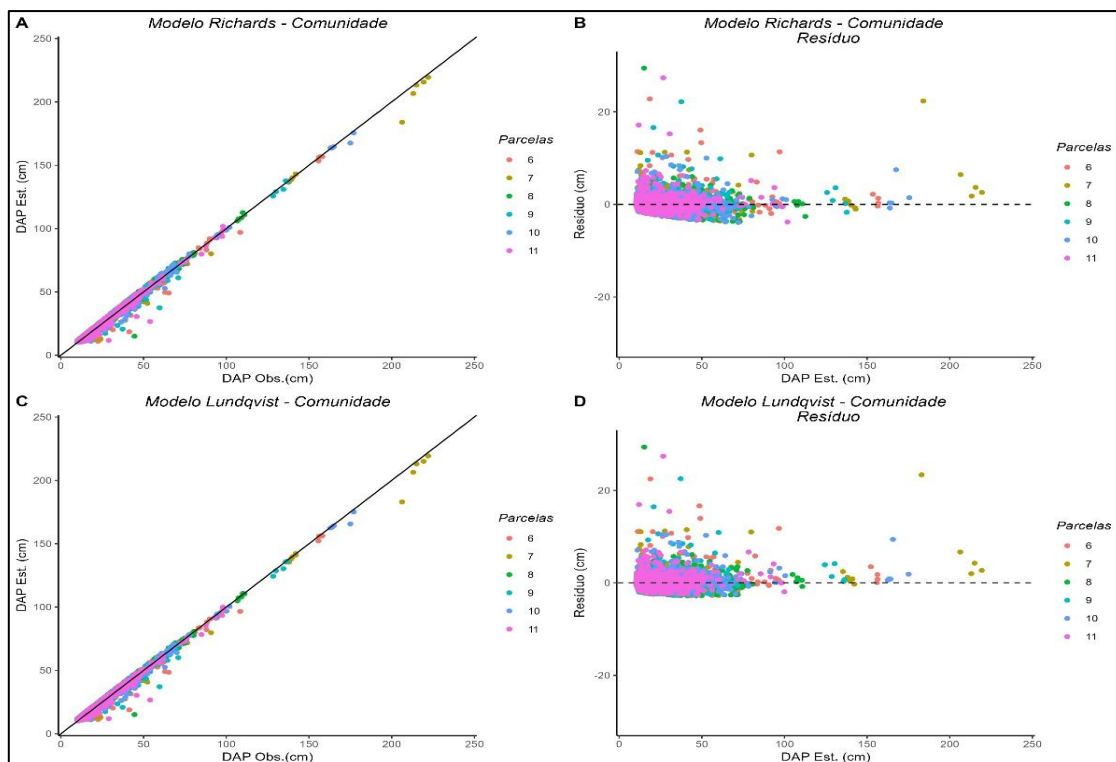


Figura 3. Avaliação do ajuste dos modelos por meio dos gráficos de dap observado *versus* estimado (A e C) e dos resíduos (B e D). Cada ponto representa um indivíduo amostrado nas parcelas 6 a 11. Fonte: Elaborado pela autora.

3.3 Projeções para a comunidade

As trajetórias de crescimento ao longo do horizonte simulado de 200 anos (Figuras 4 e 5), no modelo de Lundqvist, indicaram curvas para dap inicial de 10, 20 e 30 cm com crescimento progressivo e desaceleração gradual, sem definição nítida de platô assintótico dentro do horizonte simulado. As maiores taxas de incremento, inferidas pelo declive das curvas, ocorreram em idades projetadas intermediárias a tardias (aproximadamente entre 100 e 150 anos), resultando em diâmetros finais entre aproximadamente 180 e 220 cm, dependendo do dap inicial.

O modelo de Richards apresentou padrão sigmoide de crescimento, com fase inicial de aceleração mais pronunciada (aproximadamente 0-50 anos projetados), seguida de região de inflexão entre cerca de 60 e 120 anos e posterior desaceleração, conduzindo à aproximação de limite assintótico em torno de 230 cm de dap. A aproximação ao platô ocorreu mais precocemente para maiores diâmetros iniciais.

As projeções possuem caráter comparativo entre formas funcionais e comportamento assintótico das equações, devendo ser interpretadas como cenários teóricos de crescimento sob a estrutura média observada nas parcelas.

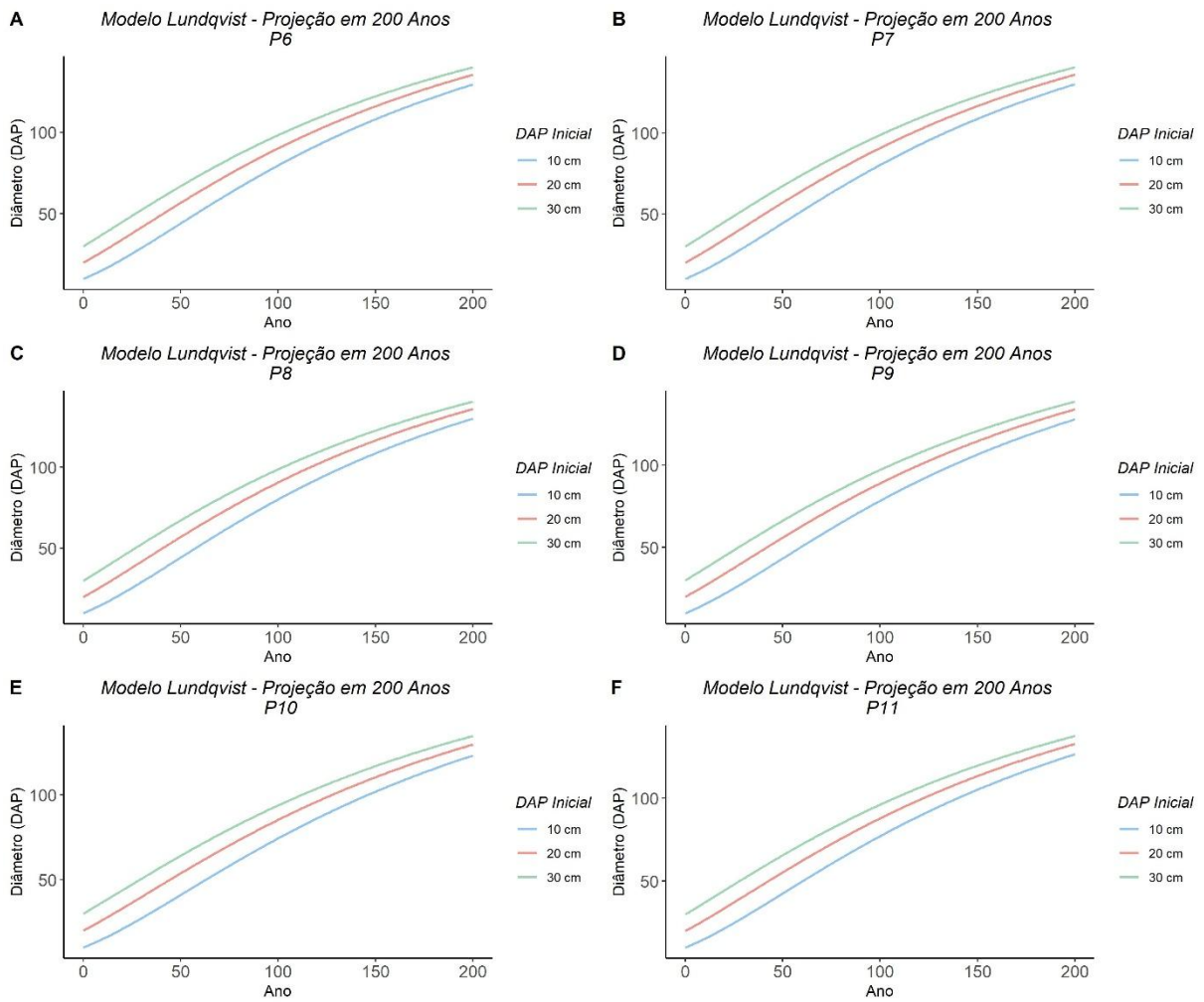


Figura 4. Projeção do diâmetro à altura do peito (dap) para horizonte de 200 anos utilizando o modelo de Lundqvist, com dap inicial de 10, 20 e 30 cm, para as parcelas 6 a 11. Fonte: Elaborado pela autora.

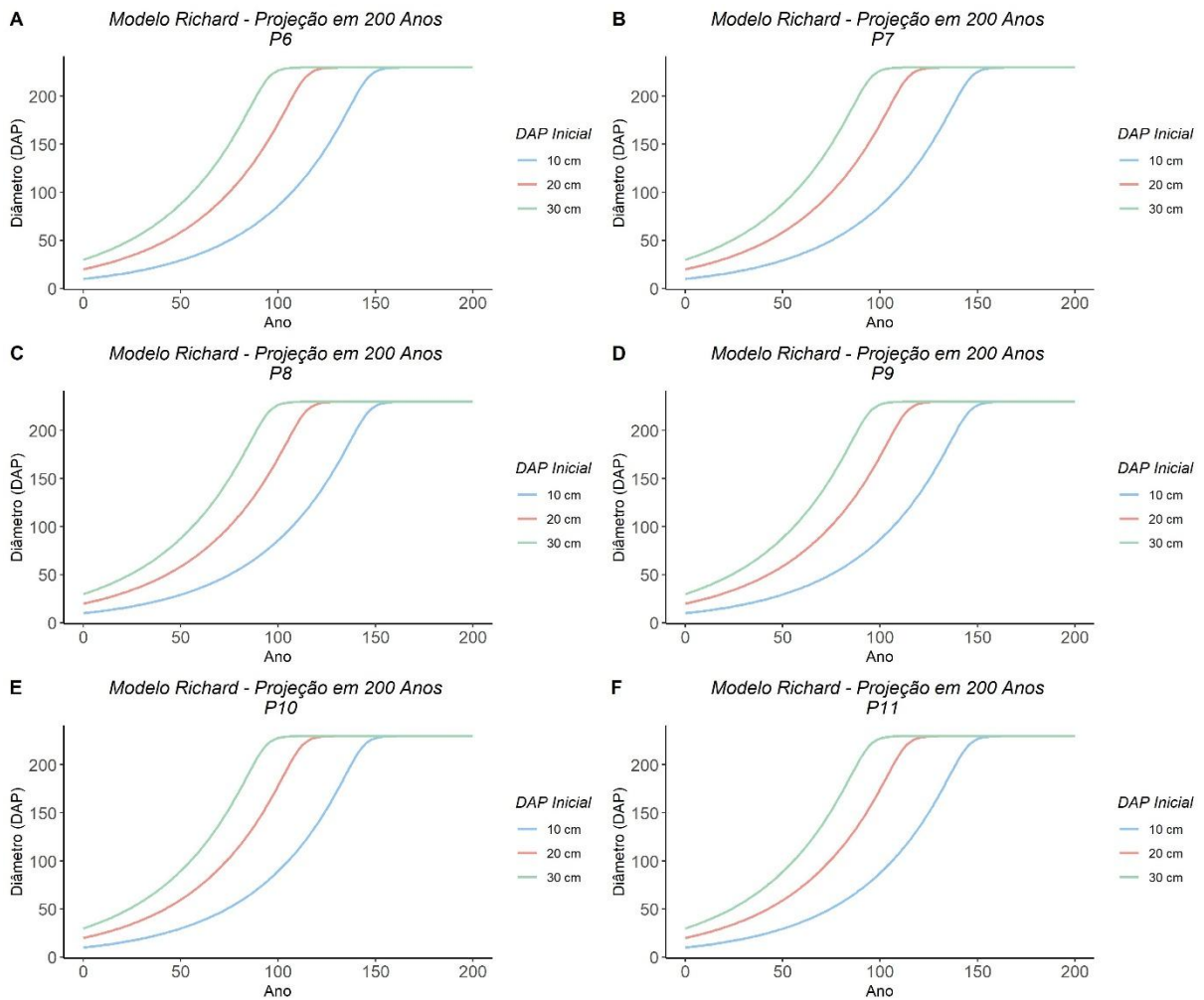


Figura 5. Projeção do diâmetro à altura do peito (dap) para horizonte de 200 anos utilizando o modelo de Richards, com dap inicial de 10, 20 e 30 cm, para as parcelas 6 a 11. Fonte: Elaborado pela autora.

4 DISCUSSÃO

O presente estudo demonstrou que os modelos independentes da idade de Lundqvist e Richards, quando calibrados com dados locais de parcelas permanentes, apresentam desempenho estatístico consistente e coerente com os fundamentos ecológicos do crescimento diamétrico em comunidades de floresta de várzea. Ambos reproduziram adequadamente o padrão médio de crescimento observado, com baixos níveis de erro e boa aderência entre valores observados e estimados, indicando potencial de aplicação em contextos onde a idade das árvores não está disponível

Os valores dos coeficientes de determinação (R^2 ajust. = 0,99 para ambos os modelos) e RMSE (6,699 % para Lundqvist e 6,555 % para Richards) situam-se dentro

da faixa esperada para modelos não lineares calibrados localmente em comunidades florestais tropicais. Estudos conduzidos na Amazônia Central indicam que ajustes locais frequentemente apresentam RMSE entre 5% e 10%, enquanto modelos generalizados tendem a produzir erros substancialmente maiores. Esse padrão decorre do fato de que a calibração local incorpora estrutura diamétrica, composição e histórico de perturbação do povoamento, fatores que aumentam a capacidade descritiva e reduzem erro residual (Ciceu et al., 2022).

A aplicação dessa abordagem em nível de comunidade em ecossistemas inundáveis ainda é pouco explorada, e os resultados obtidos ampliam a base metodológica disponível para esse tipo de ambiente. Os índices de ajuste observados são compatíveis com resultados esperados para modelos não lineares calibrados localmente em comunidades florestais tropicais. Evidências mostram que modelos ajustados em um mesmo sítio tendem a explicar uma parcela maior da variabilidade do que modelos gerais (Burkhart & Tomé, 2012; Cysneiros et al., 2017; Fyllas et al., 2014; Goes, 2012).

A modelagem independente da idade representa uma alternativa metodológica relevante para florestas tropicais, nas quais a determinação etária individual é limitada ou inviável em larga escala. Nesses contextos, o uso de formulações baseadas no estado atual do diâmetro permite incorporar a história recente de crescimento sem exigir séries dendrocronológicas completas, preservando coerência biológica por meio de parâmetros assintóticos e de forma. Essa abordagem reduz dependência de idade cronológica, mas exige calibração local cuidadosa e diagnóstico rigoroso de resíduos para evitar extrapolações indevidas.

Resultados semelhantes demonstram que a incorporação explícita da estrutura e dos processos locais de crescimento reduz vieses e amplia a estabilidade das previsões em modelos de florestas tropicais (Bohn & Huth, 2017; Fyllas et al., 2014). A coerência entre a estrutura ecológica e os parâmetros de ajuste é um indicador fundamental da robustez preditiva, cujos valores de R^2 e RMSE refletem tanto a consistência estatística quanto a representatividade ecológica do conjunto amostral.

Ademais, a magnitude do RMSE depende fortemente do alvo de modelagem (*dap*, altura, volume ou biomassa), da escala de análise (indivíduo ou parcela) e da fonte de dados (medidas de campo, sensoriamento remoto ou UAV) (Dinh & Aires, 2022; Rocha

et al., 2023; Searle & Chen, 2017). Em estudos conduzidos na Amazônia Central, valores de RMSE entre 5 % e 10 % e R^2 acima de 0,97 são comuns em ajustes locais bem calibrados, enquanto abordagens generalizadas ou regionais tendem a apresentar erros superiores a 15 % (Rocha et al., 2023; Veras et al., 2023). Assim, um RMSE em torno de 6% para predições de *dap* é plausível para este tipo de modelagem, demonstrando a adequação dos modelos utilizados às condições hidrológicas e estruturais da área de estudo neste trabalho.

A inclusão da área basal por parcela como proxy estrutural de competição local não apresentou efeito estatisticamente significativo sobre a taxa de crescimento nos ajustes realizados. Esse resultado sugere que, no conjunto analisado, a variação estrutural entre parcelas foi insuficiente para produzir contraste detectável no parâmetro k , ou que a competição média já está parcialmente incorporada na própria estrutura diamétrica observada. Resultados semelhantes foram relatados em inventários de florestas inundáveis, nos quais diferenças de incremento entre zonas hidrológicas não se mostraram estatisticamente significativas (Homeier et al., 2017).

Nas projeções de longo prazo, o modelo Lundqvist sugere seu uso em cenários que demandem projeções sem forte desaceleração, como em estimativas de volume em rotações longas, nas quais o platô não é desejado. Essa dinâmica de “achatamento” em estágios maduros da sucessão é consistente com taxas médias de crescimento inferiores a 1 mm ano^{-1} em árvores da Amazônia, que só atingem grandes diâmetros ($>150 \text{ cm}$) após séculos, demandando longevidades acima de 300 anos (Silva et al., 2002; Vieira et al., 2005).

Já o modelo de Richards, ao capturar com nitidez a fase de desaceleração tardia e o estabelecimento do platô, oferece estimativas mais realistas de incremento corrente e de estoque próximo à capacidade máxima de crescimento, sendo assim recomendado quando se pretende projetar amadurecimento e limites de diâmetro. Funcionalmente, essa desaceleração pronunciada e estabilização do *dap* estão alinhadas à teoria de saturação de recursos em árvores maduras (Burkhart & Tomé, 2012; Ciceu et al., 2022) e explicam a dispersão contida dos resíduos em diâmetros elevados.

As diferenças funcionais observadas entre as equações refletem pressupostos biológicos distintos sobre limitação de recursos, competição e saturação estrutural,

destacando a importância de selecionar funções de crescimento compatíveis com a ecologia do sistema estudado, e não apenas com desempenho estatístico.

Em ambos os casos, a escolha do modelo determinará o “tempo ótimo” de exploração e o ritmo de incremento estimado em diferentes estágios de desenvolvimento quando aplicados em nível de espécie. Para avanços futuros, recomenda-se testar métricas alternativas e incorporar outras variáveis limitantes, buscando refinar a modelagem do crescimento em florestas de várzea, que detalham interações competitivas mais complexas (Cunha & Finger, 2013). As várzeas apresentam padrões hidrológicos e adaptações morfológicas específicas que demandam modelos de crescimento que não tratem o ecossistema como homogêneo, mas que incorporem variáveis topográficas, edáficas e de inundação (Junk, 2020; Junk et al., 2011; Rocha et al., 2020; Wittmann et al., 2022c).

Recomenda-se, em estudos futuros (i) inclusão de validação por reamostragem; (ii) diagnóstico completo de resíduos e verificação da influência de outliers; (iii) testes com inclusão de covariáveis ambientais (topografia, edáfica, inundação) e métricas de competição; e (iv) comparação de desempenho por espécie, evitando generalizações quando houver forte dominância de poucas espécies. Essas ações ampliarão a robustez e a aplicabilidade dos modelos em regimes hidrológicos dinâmicos como os de florestas de várzea.

5 CONCLUSÕES

A aplicação das funções de Lundqvist e de Richards mostrou-se metodologicamente viável e estatisticamente consistente, ampliando a base de ferramentas quantitativas disponíveis para modelagem de crescimento em ecossistemas inundáveis.

A incorporação da área basal por parcela como proxy estrutural de competição local foi operacionalmente aplicável, embora com efeito estatístico limitado neste conjunto de dados, indicando que a estrutura média do povoamento já captura parte relevante da variação de crescimento em nível comunitário. Esses resultados fornecem evidência empírica sobre o papel e as limitações de proxies estruturais simples em modelos independentes da idade.

O modelo de Richards apresentou comportamento assintótico mais definido, sendo mais indicado para análises de aproximação a limites de diâmetro e estoque, enquanto o modelo de Lundqvist mostrou maior flexibilidade em projeções exploratórias de longo prazo. Assim, a escolha da função de crescimento deve considerar a finalidade da projeção e o comportamento biológico implícito na forma da equação.

Projeções em horizontes temporais extensos devem ser interpretadas como cenários teóricos comparativos. Avanços futuros na modelagem do crescimento em florestas de várzea dependem da incorporação de variáveis hidrológicas, edáficas e métricas de competição mais refinadas, bem como de ajustes por espécie, visando aumentar a capacidade explicativa e a aplicabilidade operacional dos modelos.

6 REFERÊNCIAS

- ANA, A. N. de Á. (2018). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: Informe anual* (p. 72). Ministério do Meio Ambiente. https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe_conjuntura_2018.pdf
- Artioli, U. F., Fernandez, J. R. C., Andrade, D., Lazaro, W. L., Nacanishi, E. C. M., & Ikeda-Castrillon, S. K. (2024). Emergência de Plântulas de *Pouteria glomerata* (Miq.) Radlk. Em Diferentes Tratamentos de Quebra de Dormência. *Cadernos de Agroecologia*, 19(1). <https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/10205>
- Ayres, J. márcio. (1993). *As matas de várzea do Mamirauá*: Sociedade civil Mamirauá.
- Binoti, D. H. B., Binoti, M. L. M. D. S., Leite, H. G., Silva, A. A. L. D., & Albuquerque, A. C. (2013). Modelagem da distribuição de diâmetros utilizando autômatos celulares e redes neurais artificiais. *CERNE*, 19(4), 677–685. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000400019>
- Bohn, F. J., & Huth, A. (2017). The importance of forest structure to biodiversity–productivity relationships. *Royal Society Open Science*, 4(1), 160521. <https://doi.org/10.1098/rsos.160521>
- Braz, E. M., Mattos, P. P. de, & Canetti, A. (2021). *Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: Critérios e procedimentos* (21º ed.). <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>
- Braz, E. M., Mattos, P. P. D., & Canetti, A. (2021). *Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: Critérios e procedimentos*. 1, 1–34. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>
- Burkhart, H. E., & Tomé, M. (2012). *Modeling Forest Trees and Stands*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9>
- Carim, M. de J. V. (2016). *ESTRUTURA, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE EM FLORESTAS ALAGÁVEIS DE VÁRZEA DE MARÉ E DE IGAPÓ E SUAS RELAÇÕES COM VARIÁVEIS EDÁFICAS E O PERÍODO DE INUNDAÇÃO NO AMAPÁ, AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL* [Tese].

- Carvalho, R. D. C. F., Santos, A. R. D., Dias, H. M., Peluzio, T. M. D. O., & Fiedler, N. C. (2022). *Fitofisionomias da Amazônia brasileira* (1º ed.). CAUFES. <https://doi.org/10.29327/563659>
- Ciceu, A., Bronisz, K., Garcia-Duro, J., & Badea, O. (2022). Age-independent diameter increment models for mixed mountain forests. *European Journal of Forest Research*, 141(5), 781–800. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01473-5>
- Colpini, C., Moraes E Silva, V. S., Soares, T. S., Higuchi, N., Travagin, D. P., & Assumpção, J. V. L. (2010). Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. *Acta Amazonica*, 40(3), 549–555. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000300014>
- Conde, M. L. G. (2022). *AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MANEJO DE ESPÉCIES MADEIREIRAS EM FLORESTAS DE IGAPÓ DE ÁGUA-CLARA NA AMAZÔNIA POR MEIO DE MODELOS DE CRESCIMENTO* [Dissertação, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia]. <https://ri-api.inpa.gov.br/server/api/core/bitstreams/624ea4f7-8e4f-44d4-ab79-2e3fc0115b4d/content>
- Conde, M. L. G., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Nascimento, R. G. M., & Schöngart, J. (2024). Evaluation of the management potential of timber resources in clearwater floodplain forests in the Amazon using growth models. *Journal of Environmental Management*, 351, 119781. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119781>
- Cunha, T. A., & Finger, C. A. G. (2013). Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Amazônia ocidental. *Acta Amazonica*, 43(1), 9–18. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100002>
- Cunha, T. A., Finger, C. A. G., & Hasenauer, H. (2016). Tree basal area increment models for *Cedrela*, *Amburana*, *Copaifera* and *Swietenia* growing in the Amazon rain forests. *Forest Ecology and Management*, 365, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.031>
- Cysneiros, V. C., Pelissari, A. L., Machado, S. D. A., Figueiredo Filho, A., & Souza, L. D. (2017). Modelos genéricos e específicos para estimativa do volume comercial em uma floresta sob concessão na Amazônia. *Scientia Forestalis*, 45(114). <https://doi.org/10.18671/scifor.v45n114.06>
- Da Silva Marinho, T. A., Piedade, M. T. F., & Wittmann, F. (2010). Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. *Wetlands Ecology and Management*, 18(6), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9186-y>
- Dinh, T. L. A., & Aires, F. (2022). Nested leave-two-out cross-validation for the optimal crop yield model selection. *Geoscientific Model Development*, 15(9), 3519–3535. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-3519-2022>
- Elzhov, T. V., Mullen, K. M., Spiess, A.-N., & Bolker, B. (2022). *minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm Found in MINPACK, Plus Support for Bounds* (p. 1.2-4) [Conjunto de dados]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.minpack.lm>
- Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O. L., Brien, R. J. W., Fauset, S., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Chao, K.-J., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Higuchi, N., Houwing-Duistermaat, J., Lloyd, J., Liu, H., Malhi, Y., Marimon, B., Marimon Junior, B. H., Monteagudo-Mendoza, A., Poorter, L., Silveira, M., ... Galbraith, D. (2020).

- Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*, 11(1), 5515. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>
- Ferreira, C. S., Piedade, M. T. F., Wittmann, A. D. O., & Franco, A. C. (2010). Plant reproduction in the Central Amazonian floodplains: Challenges and adaptations. *AoB PLANTS*, 2010. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plq009>
- Fortini, L. B., Cropper, W. P., & Zarin, D. J. (2015). Modeling the Complex Impacts of Timber Harvests to Find Optimal Management Regimes for Amazon Tidal Floodplain Forests. *PLOS ONE*, 10(8), e0136740. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136740>
- Fyllas, N. M., Gloor, E., Mercado, L. M., Sitch, S., Quesada, C. A., Domingues, T. F., Galbraith, D. R., Torre-Lezama, A., Vilanova, E., Ramírez-Angulo, H., Higuchi, N., Neill, D. A., Silveira, M., Ferreira, L., Aymard C., G. A., Malhi, Y., Phillips, O. L., & Lloyd, J. (2014). Analysing Amazonian forest productivity using a new individual and trait-based model (TFS v.1). *Geoscientific Model Development*, 7(4), 1251–1269. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1251-2014>
- Goes, F. de A. (2012). *Modelação do crescimento da árvore individual de Eucalyptus globulus Labill.* [Dissertação, Universidade Nova de Lisboa]. <https://run.unl.pt/bitstream/10362/10502/1/TEGI0337.pdf>
- Hammock, J. (2024). *Global Wood Density Database* [Conjunto de dados]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.13322440>
- Hassan, D. C., Carvalho, J. O. P., Pires, I. P., Santos, L. S., Barbosa, E. S., & Braga, N. S. (2019). A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. *Forest Ecology and Management*, 453, 117584. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117584>
- Higuchi, N. (1994). UTILIZAÇÃO E MANEJO DOS RECURSOS MADEIREIROS DAS FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS. *Acta Amazonica*, 24(3–4), 275–288. <https://doi.org/10.1590/1809-43921994243288>
- Homeier, J., Kurzatkowski, D., & Leuschner, C. (2017). Stand dynamics of the drought-affected floodplain forests of Araguaia River, Brazilian Amazon. *Forest Ecosystems*, 4(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0097-8>
- Householder, J. E., Wittmann, F., Schöngart, J., Piedade, M. T. F., Junk, W. J., Latrubesse, E. M., Quaresma, A. C., Demarchi, L. O., De S. Lobo, G., Aguiar, D. P. P. D., Assis, R. L., Lopes, A., Parolin, P., Leão Do Amaral, I., Coelho, L. D. S., De Almeida Matos, F. D., Lima Filho, D. D. A., Salomão, R. P., Castilho, C. V., ... Ter Steege, H. (2024). One sixth of Amazonian tree diversity is dependent on river floodplains. *Nature Ecology & Evolution*, 8(5), 901–911. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02364-1>
- Junk, W. J. (com Piedade, M. T. F., Wittmann, F., & Schöngart, J.). (2020). *Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Editora INPA.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Justiniano, M. J., & Fredericksen, T. S. (2000). *Ecología y Silvicultura de Especies Menos Conocidas—Ochoó Hura crepitans L. Euphorbiaceae* (6° ed.). Editora El País. file:///C:/Users/DELL/Downloads/ECOLOGIA_Y_SILVICULTURA_DE_ESPECIES_MENO.pdf
- Lana, M. D., Péllico Netto, S., Corte, A. P. D., Sanquetta, C. R., & Ebling, A. A. (2015). Prognose da Estrutura Diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. *Floresta e Ambiente*, 22(1), 71–78. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.072914>

- Lima, J. R. A., Santos, J. D., & Higuchi, N. (2005). Situação das indústrias madeireiras do Estado do Amazonas em 2000. *Acta Amazonica*, 35(2), 125–132. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200003>
- Magalhães, B. R. R., & Furtado, R. G. (2025). MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NA AMAZÔNIA: UMA REVISÃO NA LITERATURA. *Revista ft*, 29(147), 17–18. <https://doi.org/10.69849/revistaft/dt10202506181017>
- Mamirauá, I. de D. S. (2018). *Monitoramento de Dados de Clima na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá*. <https://mamiraua.org.br/fluviometrico-na-reserva>
- Marinho, T. A. da S., Piedade, M. T. F., & Wittmann, F. (2010). Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. *Wetlands Ecology and Management*, 18(6), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9186-y>
- Marinho, T. A. da S., & Wittmann, F. (2012). *DISTRIBUIÇÃO DE HURA CREPITANS L. E OCOTEA CYMBARUM KUNTHEM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA FLORESTA DE VÁRZEA ALTA DA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL MAMIRAUÁ, AMAZÔNIA CENTRAL*. 29–40.
- Martinez, G. B., Mourão, M., & Brienza Junior, S. (2011). Respostas morfofisiológicas de plantas de açacu (*Hura crepitans* L.) provenientes de várzeas do rio Amazonas: Efeito da anoxia do solo. *Revista Árvore*, 35(6), 1155–1164. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700001>
- Maurenza, D., Marenco, R. A., & Piedade, M. T. F. (2009). Efeito da inundação de longa duração sob o crescimento de *Pouteria glomerata* (Sapotaceae), uma arbórea da várzea da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 39(3), 519–526. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300005>
- Mazon, J. A. (2021). *Atributos e grupos funcionais de espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista no Paraná / Traits and functional groups of Araucaria Mixed Forest woody species in Paraná State, Brazil* [Tese, Universidade Estadual do Centro-Oeste]. <https://www.researchgate.net/doi/10.13140/RG.2.2.35379.96806>
- Miranda, K., Amaral Neto, M., Sousa, R., & Coelho, R. (2020). Manejo Florestal Sustentável em Unidades de Conservação de uso comunitário na Amazônia. *Sociedade & Natureza*, 32, 778–792. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-51621>
- Mori, G. B., Poorter, L., Schiatti, J., & Piedade, M. T. F. (2021). Edaphic characteristics drive functional traits distribution in Amazonian floodplain forests. *Plant Ecology*, 222(3), 349–360. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01110-4>
- Mullen, K., Ardia, D., Gil, D., Windover, D., & Cline, J. (2011). **DEoptim**: An R Package for Global Optimization by Differential Evolution. *Journal of Statistical Software*, 40(6). <https://doi.org/10.18637/jss.v040.i06>
- Orso, G. A., Mallmann, A. A., Pelissari, A. L., Behling, A., Figueiredo Filho, A., & Machado, S. D. A. (2020). HOW COMPETITION INDICES BEHAVE AT DIFFERENT NEIGHBORHOOD COVERAGES AND MODIFICATIONS IN A NATURAL ARAUCARIA FOREST IN SOUTHERN BRAZIL. *CERNE*, 26(2), 293–300. <https://doi.org/10.1590/01047760202026022706>
- Parolin, P. (2009). Submerged in darkness: Adaptations to prolonged submergence by woody species of the Amazonian floodplains. *Annals of Botany*, 103(2), 359–376. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn216>
- Parolin, P., Armbrüster, N., & Junk, W. J. (2006). *Two Amazonian floodplain trees react differently to periodical flooding*. 243–250.

- Peng, C. (2000). Growth and yield models for uneven-aged stands: Past, present and future. *Forest Ecology and Management*, 132(2–3), 259–279. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00229-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00229-7)
- Pezzutti, R. V., Fleig, F. D., Finger, C. A. G., & Schneider, P. R. (2016). ESTUDO E MODELAGEM DO CRESCIMENTO EM DIÂMETRO DE POVOAMENTOS DE *Pinus taeda* L. SUBMETIDOS A PODAS E DESBASTES NA ARGENTINA. *Ciência Florestal*, 26(4), 1225–1237. <https://doi.org/10.5902/1980509825113>
- Porro, R., Porro, N. S. M., Watrin, O. D. S., Assunção, H. D. N., & Santos Junior, C. F. D. (2018). Implicações Sociais, Econômicas e Ambientais de Uma Iniciativa de Manejo Florestal Comunitário em Assentamento na Amazônia Oriental. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 56(4), 623–644. <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560405>
- Porté, A., & Bartelink, H. H. (2002). Modelling mixed forest growth: A review of models for forest management. *Ecological Modelling*, 150(1–2), 141–188. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00476-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00476-8)
- Queiroz, H. L. (2005a). A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19(54), 183–203. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200011>
- Queiroz, H. L. (2005b). A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19(54), 183–203. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142005000200011>
- R Core Team. (2025). *R: Uma Linguagem e Ambiente para Computação Estatística* [R]. Fundação R para Computação Estatística. <https://www.R-project.org>
- Ramalho, E. E., Macedo, J., Vieira, T., Valsecchi, J., Calvimontes, J., & Queiroz, H. (2009). Ciclo Hidrológico Nos Ambientes De Várzea Da Reserva De Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – Médio Rio Solimões , Período De 1990 a 2008 . *Uakari*, 5(1), 61–87.
- Rau, E.-P., Fischer, F., Joetjzer, É., Maréchaux, I., Sun, I. F., & Chave, J. (2022). Transferability of an individual- and trait-based forest dynamics model: A test case across the tropics. *Ecological Modelling*, 463, 109801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109801>
- Reis, L. P., Ruschel, A. R., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. D., Carvalho, J. O. P. D., & Soares, M. H. M. (2014). Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. *Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 57(3), 234–243. <https://doi.org/10.4322/rca.ao1401>
- Reis, L. P., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. D., Carvalho, J. O. P. de, Queiroz, W. T. de, & Ruschel, A. R. (2013). EFEITO DA EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO EM ALGUMAS ESPÉCIES DE SAPOTACEAE NO LESTE DA AMAZÔNIA. *FLORESTA*, 43(3), 395. <https://doi.org/10.5380/rf.v43i3.30808>
- Rocha, K. J. da, Maluleque, I. F., De Souza, É. C., Favalessa, C. M. C., & Brondani, G. E. (2024). INFLUENCE OF EDAPHIC VARIABLES ON PREDOMINANCE OF FOREST SPECIES AFTER SELECTIVE LOGGING IN THE AMAZONIAN BIOME. *Nativa*, 12(2), 294–301. <https://doi.org/10.31413/nat.v12i2.17268>
- Rocha, M. D., Feitosa, Y. O., Wittmann, F., Piedade, M. T. F., Resende, A. F. D., & Assis, R. L. D. (2020). River damming affects seedling communities of a floodplain forest in the Central Amazon. *Acta Botanica Brasilica*, 34(1), 192–203. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0263>

- Rocha, S. J. S. S. D., Romero, F. M. B., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Ribeiro, S. C., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Junior, V. T. M. D. M., Reis, L. P., Rufino, M. P. M. X., Comini, I. B., Tavares Júnior, I. D. S., & Viana, Á. B. T. (2023). Machine Learning: Volume and Biomass Estimates of Commercial Trees in the Amazon Forest. *Sustainability*, 15(12), 9452. <https://doi.org/10.3390/su15129452>
- Rosa, S. A. (2008). *MODELOS DE CRESCIMENTO DE QUATRO ESPÉCIES MADEIREIRAS DE FLORESTA DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA CENTRAL POR MEIO DE MÉTODOS DENDROCRONOLÓGICOS*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Santos, Canetti, A., Braz, E. M., Mattos, P. P. de, & Basso, R. O. (2021). *Estrutura diamétrica e padrão de crescimento de Cedrela odorata em floresta primária em Colniza, MT*. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1132399/1/EmbrapaFlorestas-2021-ComunicadoTecnico469.pdf>
- Santos, H. G. dos. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Embrapa.
- Schöngart, J. (2008). Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *Forest Ecology and Management*, 256(1–2), 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.037>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Krambeck, H.-J., & Junk, W. J. (2007a). Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64(6), 657–664. <https://doi.org/10.1051/forest:2007044>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Krambeck, H.-J., & Junk, W. J. (2007b). Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64(6), 657–664. <https://doi.org/10.1051/forest:2007044>
- Searle, E. B., & Chen, H. Y. H. (2017). Tree size thresholds produce biased estimates of forest biomass dynamics. *Forest Ecology and Management*, 400, 468–474. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.042>
- Silva, R. P. da, Dos Santos, J., Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S., & Higuchi, N. (2002). Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166(1–3), 295–301. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00678-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00678-8)
- Soboleski, V. F., Higuchi, P., Silva, A. C. D., Loebens, R., Souza, K., Buzzi Junior, F., Lima, C. L., Cruz, A. P., Silva, M. A. F. D., & Dallabrida, J. P. (2017). Variação de atributos funcionais do componente arbóreo em função de gradientes edáficos em uma floresta nebulosa no sul do Brasil. *Rodriguésia*, 68(2), 291–300. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768201>
- Strigul, N. (2012). Individual-Based Models and Scaling Methods for Ecological Forestry: Implications of Tree Phenotypic Plasticity. Em J. J. Diez (Org.), *Sustainable Forest Management—Current Research*. InTech. <https://doi.org/10.5772/29590>
- Tomé, M. M. (1988). *Modelação do crescimento da árvore individual de Eucalyptus globulus Labill. (1ª rotação)* [Tese, Universidade Técnica de Lisboa]. https://www.researchgate.net/publication/235004898_Modelacao_do_crescimento_da_arvore_individual_em_povoamentos_de_Eucalyptus_globulus_Labill_1_rotacao_na_Regiao_Centro_de_Portugal

- Tomé, Tomé, M., Barreiro, S., & Paulo, J. A. (2006). Age-independent difference equations for modelling tree and stand growth. *Canadian Journal of Forest Research*, *36*(7), 1621–1630. <https://doi.org/10.1139/x06-065>
- Veras, H. F. P., Cunha Neto, E. M. D., Brasil, I. D. S., Madi, J. P. S., Araujo, E. C. G., Camaño, J. D. Z., Figueiredo, E. O., Papa, D. D. A., Ferreira, M. P., Corte, A. P. D., & Sanquetta, C. R. (2023). Estimating tree volume based on crown mapping by UAV pictures in the Amazon Forest. *Scientific Electronic Archives*, *16*(7). <https://doi.org/10.36560/16720231742>
- Vieira, S., Trumbore, S., Camargo, P. B., Selhorst, D., Chambers, J. Q., Higuchi, N., & Martinelli, L. A. (2005). Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *102*(51), 18502–18507. <https://doi.org/10.1073/pnas.0505966102>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022a). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, *14*(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022b). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, *14*(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022c). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, *14*(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Junk, W. J., & Piedade, M. T. F. (2004). The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, *196*(2–3), 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.060>
- Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J. C., Motzer, T., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Queiroz, H. L., & Worbes, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, *33*(8), 1334–1347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x>
- Worbes, M., & Schöngart, J. (2019). Measures for sustainable forest management in the tropics – A tree-ring based case study on tree growth and forest dynamics in a Central Amazonian lowland moist forest. *PLoS ONE*, *14*(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219770>

CAPÍTULO 2 – Aplicação modelos independentes da idade para estimativa de crescimento em diâmetro de *Hura Crepitans* e *Pouteria glomerata* em várzea alta

RESUMO

A exploração madeireira nas várzeas amazônicas ainda é guiada por critérios padronizados de diâmetro mínimo de corte (DMC) e ciclo de corte (CC), desconsiderando diferenças nas taxas de crescimento entre espécies. O tempo não adequado entre os ciclos de corte para que as árvores atinjam o tamanho comercial torna-se uma lacuna crítica, especialmente para espécies muito exploradas. As equações obtidas ao ajustar os modelos Richards e Lundqvist foram utilizadas para estimar o DMC e o CC de *Hura crepitans* e *Pouteria glomerata*. Utilizaram-se dados de seis parcelas permanentes (1 ha cada) na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM), com medições entre 2013 e 2022. Os modelos foram ajustados por regressão não linear e avaliados pelos critérios de informação de Akaike (AIC), Bayesiano (BIC), coeficiente de determinação ajustado (R^2) e raiz do erro quadrático médio (RMSE) e apresentaram alto desempenho nos ajustes ($R^2 > 0,99$). *H. crepitans*, apresentou ciclos de corte (DMC=50 cm) de 40,0 a 68,8 anos no modelo Richards, com assíntotas de 220-230 cm, adequados ao manejo em ciclos curtos. *P. glomerata*, apresentou ciclos mais curtos (14,4 - 24,9 anos) apesar do crescimento mais lento, revelando paradoxo biológico onde densidade de madeira permite acúmulo volumétrico eficiente. Os resultados contrastam com regulamentações atuais padronizadas, oferecendo ciclos espécie-específicos para manejo sustentável em várzeas.

Palavras-chave: crescimento florestal, manejo sustentável comunitário, modelagem do crescimento diamétrico

CHAPTER 2 – Application of Two Age-Independent Models for Estimating Diameter Growth of *Hura crepitans* and *Pouteria glomerata* in High Floodplain Forests

ABSTRACT

Logging in the Amazonian floodplains is still guided by standardized criteria for minimum cutting diameter (MCD) and cutting cycle (CC), disregarding differences in growth rates between species. The inadequate time between cutting cycles for trees to reach commercial size becomes a critical gap, especially for heavily exploited species. This study applied age-independent Richards and Lundqvist models to estimate the MCD and CC of *Hura crepitans* and *Pouteria glomerata*. Data from six permanent plots (1 ha each) in the Mamirauá Sustainable Development Reserve (AM) were used, with precision between 2013 and 2022. The models were fitted by non-linear regression and evaluated using the Akaike Information Criteria (AIC), Bayesian Information Criteria (BIC), definite coefficient of determination (R^2), and root mean square error (RMSE), and showed high performance in the fits ($R^2 > 0.99$). *H. crepitans* showed cutting cycles (DMC=50 cm) of 10.0 to 17.2 years in the Richards model, with asymptotes of 220-230

cm, suitable for management in short cycles. *P. glomerata* showed shorter cycles (7.5-8.0 years) despite slower growth, revealing a biological paradox where wood density allows for efficient volumetric accumulation. The results contrast with current standardized regulations, which offer specific cycles for sustainable management in floodplains.

Keywords: forest growth, community-based sustainable management, diameter growth modeling

1 INTRODUÇÃO

O uso de recursos madeireiros é componente central da subsistência e da economia de populações tradicionais amazônicas, sendo amplamente empregado em construção, transporte e geração de renda local. Entretanto, a exploração florestal na Amazônia, inclusive em contextos comunitários, frequentemente ocorre com base em critérios generalizados e com limitada informação sobre crescimento, dinâmica populacional e capacidade de reposição dos estoques, o que pode comprometer a sustentabilidade da exploração ao longo do tempo (Junk, 2020; Magalhães & Furtado, 2025; Miranda et al., 2020; Porro et al., 2018; Reis et al., 2013).

No manejo florestal brasileiro, parâmetros regulatórios como diâmetro mínimo de corte (DMC) e ciclo de corte (CC) têm sido historicamente definidos de forma padronizada para múltiplas espécies, desconsiderando diferenças ecológicas, taxas de crescimento e densidade da madeira. Em florestas de várzea, esses critérios incluem DMC de 50 cm e ciclos entre 10 e 35 anos, a depender da tipologia florestal. No entanto, a aplicação de valores únicos para espécies com estratégias ecológicas contrastantes pode levar tanto à superexploração de espécies de crescimento lento quanto à subutilização de espécies de crescimento rápido (Braz, P. P. D. Mattos, et al., 2021; Conde et al., 2024; Magalhães & Furtado, 2025).

As florestas de várzea amazônicas apresentam elevada heterogeneidade ambiental e forte controle hidrológico sobre o crescimento arbóreo, o que influencia padrões de incremento, mortalidade e recrutamento. As adaptações morfológicas, fisiológicas e fenológicas das espécies à inundação periódica resultam em respostas de crescimento diferenciadas, tornando inadequada a aplicação de parâmetros médios generalistas de manejo (Parolin et al., 2006; Wittmann et al., 2004). Ademais, o tempo não adequado entre os ciclos de corte para que as árvores atinjam o tamanho comercial torna-se uma lacuna crítica, induzindo à, por exemplo, superexploração de espécies de alto valor comercial.

Nesse cenário, modelos de crescimento florestal tornam-se ferramentas fundamentais para estimar trajetórias de desenvolvimento, avaliar a reposição de estoques e subsidiar a definição técnica de DMC e CC (Worbes & Schöngart, 2019). Em florestas inequiâneas, onde a idade das árvores é dificilmente conhecida, os modelos de

crescimento independentes da idade podem ser úteis para projetar o crescimento (Burkhart & Tomé, 2012; Tomé et al., 2006; Tomé, 1988).

Uma abordagem particularmente relevante para a várzea amazônica é o conceito de *Growth-Oriented Logging* (GOL), que propõe a definição de critérios de manejo espécie-específicos com base em taxas de crescimento observadas, em substituição a parâmetros fixos generalizados (Schöngart, 2008). Essa abordagem requer modelagem quantitativa do crescimento por espécie, condição ainda pouco explorada para espécies madeireiras de várzea alta.

Diante disso, este estudo focaliza duas espécies de importância madeireira e com diferentes estratégias ecológicas de crescimento em várzea alta: *Hura crepitans* L., espécie pioneira de rápido crescimento e madeira de menor densidade (Da Silva Marinho et al., 2010; Justiniano & Fredericksen, 2000), e *Pouteria glomerata* (Miq.) Radlk., espécie tolerante à sombra, de crescimento mais lento e madeira mais densa (Artioli et al., 2024; Maurenza et al., 2009). A comparação entre espécies com perfis funcionais distintos permite avaliar a necessidade de critérios diferenciados de manejo.

Neste estudo, aplicou-se dois modelos de crescimento diamétrico independentes da idade, de Richards e de Lundqvist, ajustados com dados de parcelas permanentes da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, para estimar trajetórias de crescimento, diâmetro mínimo de corte e ciclos de corte espécie-específicos para *Hura crepitans* e *Pouteria glomerata*.

Para a modelagem, aplicou-se equações não lineares, nas quais o crescimento futuro é estimado em função do diâmetro atual e de um termo estrutural de competição local, representado pela área basal por parcela. Os modelos foram ajustados e avaliados por critérios estatísticos de desempenho e posteriormente empregados em simulações de crescimento de longo prazo, permitindo derivar estimativas quantitativas de DMC e ciclo de corte orientadas ao crescimento por espécie.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido com base em dados provenientes do setor Jarauá da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDS Mamirauá – 03°09'S, 64°45'W), no

estado do Amazonas, Brasil (Figura 1). A vegetação predominante é classificada como Floresta Ombrófila Densa Aluvial e demais tipologias sujeitas à inundação periódica, incluindo formações de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas associadas ao sistema de várzea (Ayres, 1993; Carvalho et al., 2022; Queiroz, 2005a).

Os solos da região são classificados como Gleissolo Háplico, com presenç a de horizonte gleico e alta atividade de argila (Ta), características associadas à elevada retenção hídrica e   dinâmica de ciclagem de nutrientes sob regime de inundação sazonal (Santos, 2018). O clima é do tipo Af (tropical úmido) pela classificação K ppen-Geiger, e o pulso sazonal de inundação altera fortemente a disponibilidade de água e sedimentos na reserva (Queiroz, 2005a; Ramalho et al., 2009).

As condições climáticas regionais são marcadas por elevada pluviosidade e pequenas variações térmicas sazonais. A estação meteorológica de Tefé, Amazonas, indicou que, no período de 2007-2017, a precipitação média anual foi de 2.529 mm (\pm 587 mm) (ANA, 2018). A temperatura média mensal registrada em 2010 nessa estação foi de 27,8  C (\pm 0,72  C), com média máxima mensal de 32,5  C (\pm 1,3  C) e mínima média mensal de 23,2  C (\pm 0,68  C); as maiores m dias ocorreram em fevereiro (29,6  C) e as menores em dezembro (26,8  C) (Mamirauá, 2018; Ramalho et al., 2009).

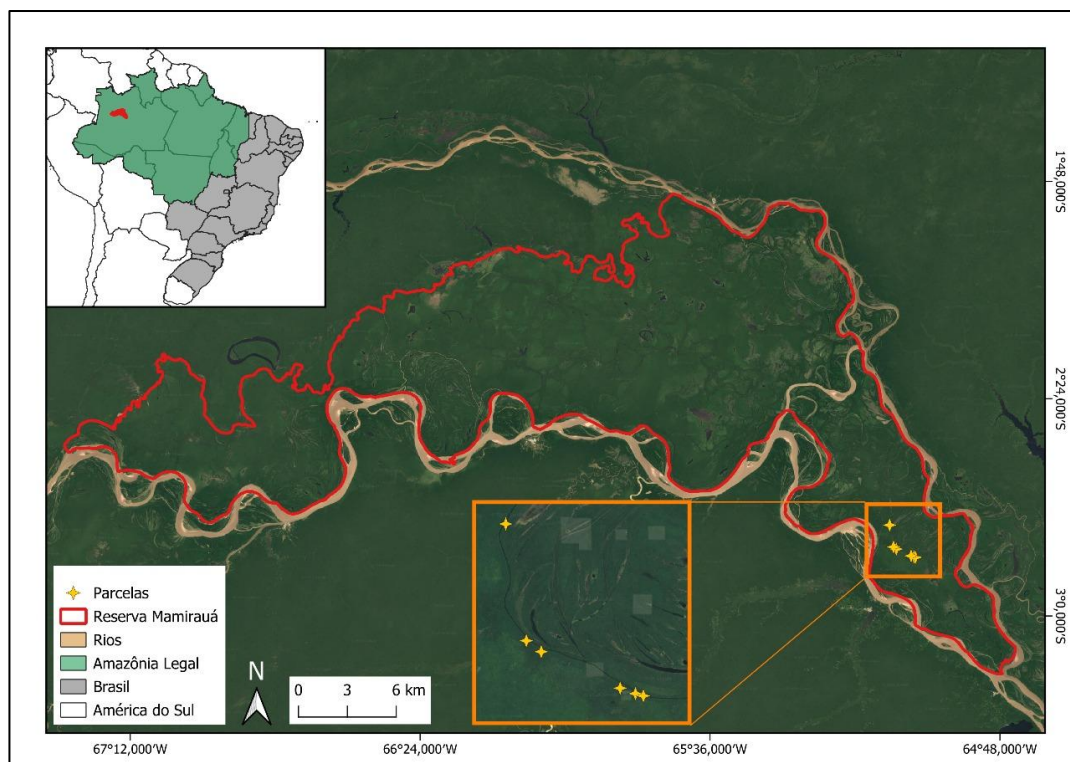


Figura 6. Localização da RDS Mamirauá, no Estado do Amazonas, Brasil. Fonte: Elaborado pela autora.

2.2 Coleta dos dados

Em 2013 foram instaladas seis parcelas permanentes de 1 hectare (50×200 m cada), totalizando seis hectares de área amostral, no setor Jarauá da RDS Mamirauá. As parcelas foram remedidas nos anos de 2016, 2017, 2018, 2021 e 2022, compondo uma série temporal de medições sucessivas de crescimento.

Em cada campanha de medição foram inventariadas todas as árvores com diâmetro à altura do peito (dap) ≥ 10 cm, medido a 1,3 m do solo, seguindo protocolo padronizado de inventário florestal. Todos os indivíduos foram etiquetados, georreferenciados em nível de parcela e identificados botanicamente ao menor nível taxonômico possível.

A instalação, medição e remedição das parcelas seguiram os protocolos metodológicos da rede RAINFOR (Amazon Forest Inventory Network), e os dados encontram-se disponibilizados na plataforma ForestPlots.net, assegurando padronização de procedimentos, controle de qualidade e rastreabilidade das medições.

2.3 Modelagem das espécies

A seleção das espécies foi realizada a partir da interseção entre a lista oficial de espécies madeireiras manejadas na RDS Mamirauá e as espécies registradas nas parcelas

permanentes do setor Jarauá, assegurando aderência entre a modelagem e a realidade operacional do manejo local. Adicionalmente, para garantir robustez amostral, foram consideradas apenas espécies manejadas com mais de 100 indivíduos registrados na amostragem. Com base nesses critérios, foram selecionadas *Hura crepitans* e *Pouteria glomerata*.

O crescimento diamétrico individual foi modelado por meio das funções não lineares de Richards e Lundqvist, em suas formas independentes da idade (Tabela 1). Os modelos foram expressos na forma recursiva, em que o diâmetro futuro (Y_{t+a}) é estimado em função do diâmetro atual (Y_t) e de parâmetros ajustados, sem exigir idade cronológica, podendo ser representados genericamente por:

$$Y_{t+a} = f(Y_t, \text{parâmetros}, S) + \varepsilon \quad \text{Equação 1}$$

Em que ε representa o erro aleatório associado ao ajuste.

Para incorporar o efeito da competição local, a taxa de crescimento (k) foi parametrizada como função da área basal por parcela no início do intervalo de medição (S , $m^2 \text{ ha}^{-1}$), utilizada como proxy estrutural de competição por sintetizar a densidade do povoamento e a ocupação de espaço, fatores associados à limitação de recursos para o crescimento. Assim, o termo $(k_0 + k_1S)$ permite representar variação espacial na taxa de crescimento entre parcelas.

Tabela 1. Modelos de Lundqvist e Richards em suas versões na literatura e versão modificada. Em que: Y_{t+a} = valor de *dap* no tempo $t + a$ em cm, onde t é o tempo atual e a é um deslocamento temporal; Y_t = *dap* inicial no período em cm; A = é uma assíntota quando $t \rightarrow \infty$; m = é um parâmetro de forma; k = é um parâmetro relacionado com a taxa de crescimento; e c = é um parâmetro relacionado à condição inicial utilizada. Fonte: Elaborado pela autora.

Modelo	Modelo original	Modelo independentemente da idade	Modelo independentemente da idade modificado
Lundqvist	$Y_t = Ae^{-k \frac{1}{t^m}}$	$Y_{t+a} = Ae^{-k \frac{1}{\left(\left[\frac{-k}{\ln \left(\frac{Y_t}{A} \right)} \right]^{\frac{1}{m}} + a \right)^m}}$	$Y_{t+a} = Ae^{-(k_0+k_1S) \frac{1}{\left(\left[\frac{-k}{\ln \left(\frac{Y_t}{A} \right)} \right]^{\frac{1}{m}} + a \right)^m}}$

	Y_{t+a}		Y_{t+a}
Richards	Y_i	$= A \left(1 - e^{-ka} \left(1 - \left(\frac{Y_t}{A} \right)^{1-m} \right) \right)^{\frac{1}{1-m}}$	$= A \left(1 - e^{-(k_0+k_1S)a} \left(1 - \left(\frac{Y_t}{A} \right)^{1-m} \right) \right)^{\frac{1}{1-m}}$
	$= A(1 - ce^{-kti})^{\frac{1}{1-m}}$		

Os parâmetros foram estimados por regressão não-linear (nls) no software R (R Core Team, 2025), foi realizado a otimização global evolutiva nos parâmetros usando o pacote DEoptim (Mullen et al., 2011), para o ajuste dos modelos não-lineares foi utilizado o pacote minpack.lm (Elzhov et al., 2022), pelo método de Levenberg-Marquardt e critério de convergência padrão.

O desempenho dos modelos foi avaliado por métricas globais de ajuste e parcimônia, incluindo: (i) correlação entre valores observados e preditos (r), (ii) erro quadrático médio da raiz (RMSE), (iii) erro percentual (RMSE%), e (iv) critérios de informação AIC e BIC. A adequação também foi verificada por inspeção gráfica de valores observados versus estimados e análise de resíduos. Testes de significância individual de coeficientes (erro-padrão, t e p-valor) não foram utilizados como critério principal de seleção, por se tratar de modelos não lineares de base biológica, nos quais o desempenho global e a coerência do ajuste são mais informativos para fins preditivos.

A partir dessas projeções, calcularam-se os incrementos correntes de *dap* e volume para cada ano e espécie. O incremento em volume (*ICV*) foi usado para derivar o diâmetro mínimo de corte (DMC). Quando o *ICV* for máximo o diâmetro relacionado com esse valor é o DMC da espécie O volume foi estimado com base na equação:

$$IC_{DAP,V} = CAC_{(t+1)} - CAC_{(t)} \quad \text{Equação 2}$$

Em que IC representa o incremento corrente e CAC(t) corresponde ao valor acumulado projetado da variável no tempo t.

O ciclo de corte (CC) não foi estimado a partir de idade cronológica, mas sim com base no tempo médio de passagem entre classes diamétricas, conforme método proposto para florestas de várzea (Schöngart, 2008; Schöngart et al., 2007b). Para cada espécie, estimou-se o tempo necessário para que um indivíduo cresça de uma classe de diâmetro

para a seguinte, considerando classes de 10 cm de amplitude e os incrementos projetados pelos modelos independentes da idade.

A estimativa final do CC foi obtida pela expressão:

$$CC = \left(\frac{Idade_{DMC}}{DMC} \right) \times \sum_{i=1}^n C_i$$

Em que: CC = ciclo de corte para uma espécie em anos; Idade_{DMC} = idade da árvore no diâmetro mínimo de corte, em anos; DMC = diâmetro mínimo de corte das espécies, em cm; C_i = valor referente a cada classe diamétrica; e, n = número total de classes entre o *dap_{inicial}* e DMC.

Para o cálculo do volume das árvores, que foi utilizado nas estimativas de diâmetro mínimo e ciclo de corte, foi necessário estimar a altura total das árvores na floresta de várzea alta. Para a estimativa da altura das árvores foi modelada uma equação hipsométrica, relação diâmetro altura das árvores, usando o modelo lin-log:

$$ht = \beta_0 + \beta_1 \ln(dap) + \varepsilon_i$$

em que *ht* = Altura total, em m; *dap* = diâmetro a 1,3 m do solo, em cm; β = parâmetros dos modelos; ε = erro aleatório; ln = logaritmo natural.

A partir da modelagem da altura, foi estimado volume das árvores utilizando a equação do volume do cilindro multiplicado pelo fator de forma 0.7. Essa medida foi tomada por não existirem dados de cubagem rigorosa para modelar uma equação de volume específico para a área de estudo.

3 RESULTADOS

3.1 Análise exploratória dos dados

A espécie *Hura crepitans* apresentou maiores valores de *dap* em ambas as medições (*dap₁* e *dap₂*), com maior amplitude nas parcelas 6, 7 e 10, onde indivíduos atingiram valores próximos a 185 cm (P6) e 210 cm (P7) (Figura 2A-B). Em contraste, *Pouteria glomerata* apresentou distribuição diamétrica mais restrita em todas as parcelas, com valores predominantemente entre 15 e 35 cm.

A área basal individual de *H. crepitans* foi superior nas parcelas com presença de indivíduos de grande porte (P6, P7, P9 e P10), alcançando valores próximos de 0,4 m² por árvore, enquanto P8 e P11 apresentaram valores menores (Figura 2C). A parcela P7 destacou-se pela presença de um indivíduo com área basal individual superior a 2,5 m². Para *P. glomerata*, a área basal individual manteve-se baixa, em geral próxima de 0,1 m², com menor variabilidade entre parcelas, refletindo estrutura diamétrica mais uniforme.

O incremento periódico anual em diâmetro (IPA) de *H. crepitans* variou aproximadamente entre 0,5 e 1,5 cm·ano⁻¹, com maiores amplitudes nas parcelas P6 e P8 (Figura 2D). Foi observado um valor extremo na parcela P7, com IPA superior a 9 cm·ano⁻¹, tratado como outlier na distribuição. Para *P. glomerata*, o IPA apresentou valores mais baixos e homogêneos entre parcelas, em torno de 0,5 cm·ano⁻¹, com menor dispersão, indicando crescimento diamétrico mais estável.

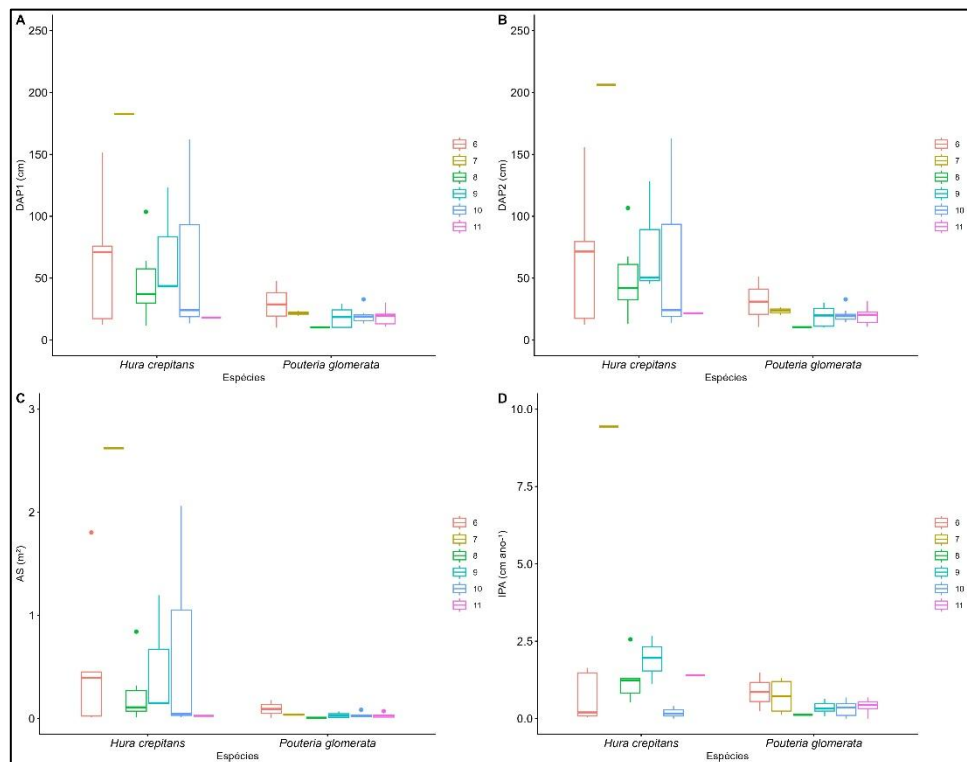


Figura 7. Distribuição por parcela dos atributos dendrométricos de *Hura crepitans* e *Pouteria glomerata* nas parcelas 6 a 11 da RDS Mamirauá, setor Jarauá. Painéis: (A) dap no primeiro inventário (dap₁, cm); (B) dap no último inventário (dap₂, cm); (C) área basal individual (g, m²); (D) incremento periódico anual (IPA, cm·ano⁻¹). Boxplots mostram mediana, quartis e outliers; as cores identificam as parcelas. Fonte: Elaborado pela autora.

3.2 Desempenho dos modelos para *Hura crepitans*

As estimativas dos parâmetros e respectivas estatísticas do ajuste não linear são apresentadas na Tabela 2 para fins de transparência do processo de calibração. A comparação entre modelos foi baseada principalmente em métricas globais de desempenho preditivo (AIC, BIC e correlação observado–predito), em vez da significância individual de parâmetros, dado o comportamento conhecido desses testes em modelos não lineares.

O modelo de Richards apresentou melhor desempenho relativo, com AIC 2,3% inferior ao modelo de Lundqvist (505,544 vs. 517,495) e menor valor de BIC (518,469 vs. 530,42), indicando adequabilidade de ajuste. A correlação entre valores observados e preditos foi elevada em ambos os modelos, com valores próximos de 1, evidenciando alta concordância entre dados e projeções.

As equações ajustadas mantiveram comportamento funcional coerente com curvas de crescimento biológico, com parâmetros assintóticos compatíveis com os maiores diâmetros observados nas parcelas. Os coeficientes estimados são apresentados na Tabela 2, juntamente com as métricas globais de desempenho utilizadas na comparação entre modelos.

Tabela 2. Coeficientes estimados e métricas globais de desempenho dos modelos de Lundqvist e Richards ajustados para *Hura crepitans*. Os parâmetros representam: assíntota (primeira linha), taxa de crescimento k_0 e k_1 (segunda e terceira linhas) e forma m (quarta linha). Valores de $p < 0,05$ indicam significância estatística. Fonte: Elaborado pela autora.

Modelo		Coeficientes	Erro-padrão	t-valor	p-valor	AIC	BIC
Lundqvist	A	230	76,761	2,996	0,003	517,495	530,42
	k_0	1,49942E+15	1,68258E+17	0,009	0,993	517,495	530,42
	k_1	-4,5777E+13	5,15245E+15	-0,009	0,993	517,495	530,42
	m	5,771	16,772	0,344	0,732	517,495	530,42
Richards	A	220,473	3,482	63,327	0,000	505,544	518,469
	k_0	4,455	12,060	0,369	0,713	505,544	518,469
	k_1	-0,122	0,331	-0,368	0,714	505,544	518,469
	m	59,996	160,609	0,374	0,710	505,544	518,469

3.3 Projeções de crescimento para *Hura crepitans*

No modelo de Richards (Figura 3), as trajetórias projetadas apresentaram padrão sigmoide, com fase inicial de aceleração (aproximadamente 0-50 anos projetados), seguida de região de inflexão entre cerca de 60 e 100 anos e posterior desaceleração, com aproximação progressiva do limite assintótico. Nas parcelas P6, P7, P8 e P9, as curvas tenderam à

estabilização em torno de 220–230 cm entre aproximadamente 120 e 140 anos. Para a parcela P10, o crescimento projetado foi mais lento, não atingindo a assíntota dentro do horizonte de 200 anos, enquanto a parcela P11 apresentou aproximação gradual ao limite assintótico em idades projetadas mais avançadas, próximas a 180 anos.

No modelo de Lundqvist (Figura 4), as trajetórias projetadas exibiram incremento mais gradual e menos acentuadamente sigmoide, com redução progressiva da taxa de crescimento ao longo do tempo. As curvas das parcelas P6, P8 e P9 mostraram comportamento semelhante, com forte sobreposição das trajetórias, enquanto P7 e P11 apresentaram incrementos iniciais relativamente superiores. De modo geral, as projeções tenderam a valores entre aproximadamente 210 e 220 cm apenas nas idades projetadas mais elevadas (≈ 180 -200 anos), e a parcela P10 novamente apresentou a menor taxa de aproximação ao limite superior.

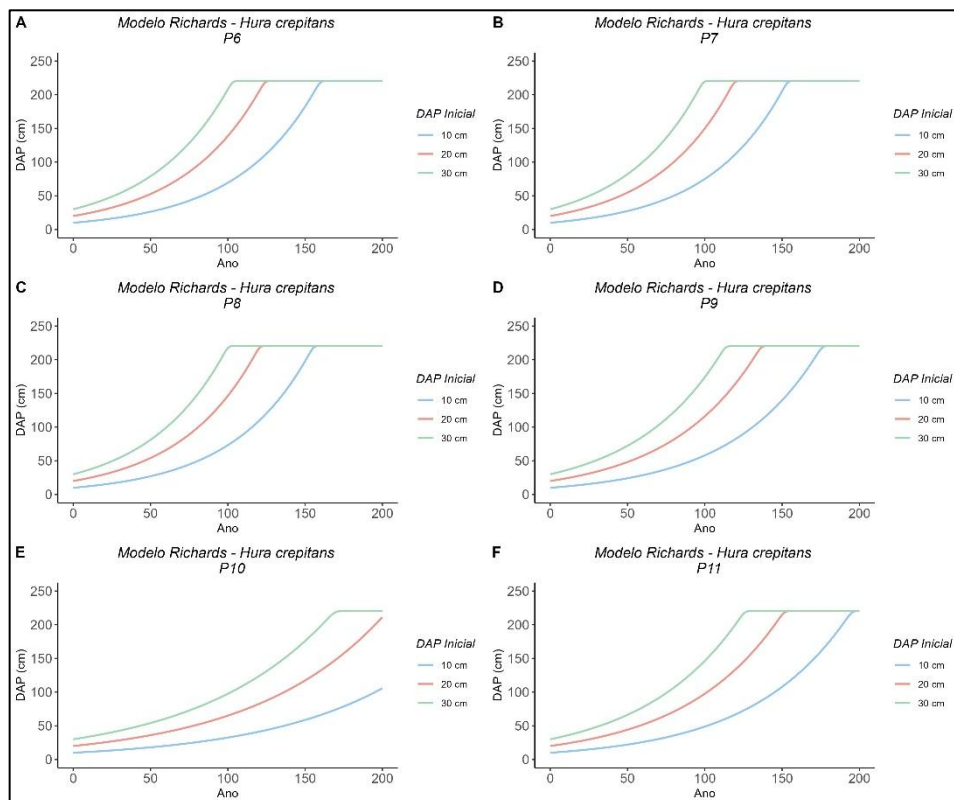


Figura 8 - Projeções de crescimento diamétrico de *Hura crepitans* ao longo de 200 anos usando o modelo de Richards. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11,

respectivamente. As linhas representam trajetórias de crescimento para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Fonte: Elaborado pela autora.

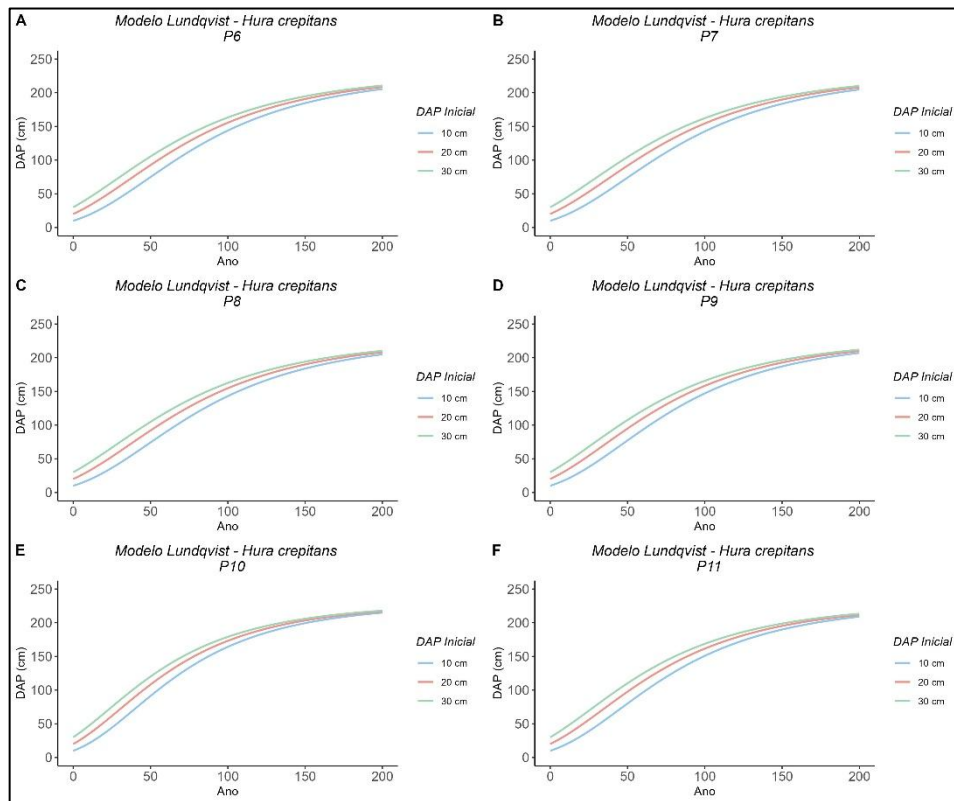


Figura 9 - Projeções de crescimento diamétrico de *Hura crepitans* ao longo de 200 anos usando o modelo de Lundqvist. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias de crescimento para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Fonte: Elaborado pela autora.

3.4 Incremento Corrente Anual em volume (CAIv) para *Hura crepitans*

Nas parcelas P6, P7 e P8, pelo modelo Richards, os máximos de incremento ocorreram entre 110-130 anos, com valores máximos aproximados de 3,0-3,3 $\text{m}^3\text{ano}^{-1}$. A parcela P9 apresentou pico também entre 110-150 anos, com incrementos máximos próximos a 2,8-3,0 $\text{m}^3\text{ano}^{-1}$. A parcela P10 destacou-se pela curva de incremento mais baixa, com máximos entre 1,5-2,0 $\text{m}^3\text{ano}^{-1}$ ocorrendo entre 140-180 anos. A parcela P11 apresentou picos intermediários (2,5-3,0 $\text{m}^3\text{ano}^{-1}$) entre 120-160 anos. Observou-se que os picos de incremento ocorreram de forma gradual conforme o *dap* inicial: árvores com *dap* inicial de 30 cm atingem o máximo primeiro, seguidas por 20 cm e por fim 10 cm (Figura 5).

Para o modelo Lundqvist, as projeções do incremento corrente anual em volume se mostraram uniformes entre as parcelas (Figura 6). Nas parcelas P6, P7 e P8, o pico de incremento ocorreu aproximadamente aos 100 anos, com valores máximos entre 0,56-0,57 $\text{m}^3\text{ano}^{-1}$. A parcela P9 mostrou pico similar aos 90-95 anos, com máximos próximos a 0,58

$\text{m}^3\text{ano}^{-1}$. A parcela P10 apresentou pico aos 80 anos, com incrementos máximos de aproximadamente $0,68 \text{ m}^3\text{ano}^{-1}$. A parcela P11 exibiu padrão intermediário, com pico aos 90 anos e valores máximos próximos a $0,60 \text{ m}^3\text{ano}^{-1}$. Independentemente do *dap* inicial (10, 20 ou 30 cm), as três trajetórias tenderam a convergir para o mesmo ponto de máximo incremento em cada parcela.

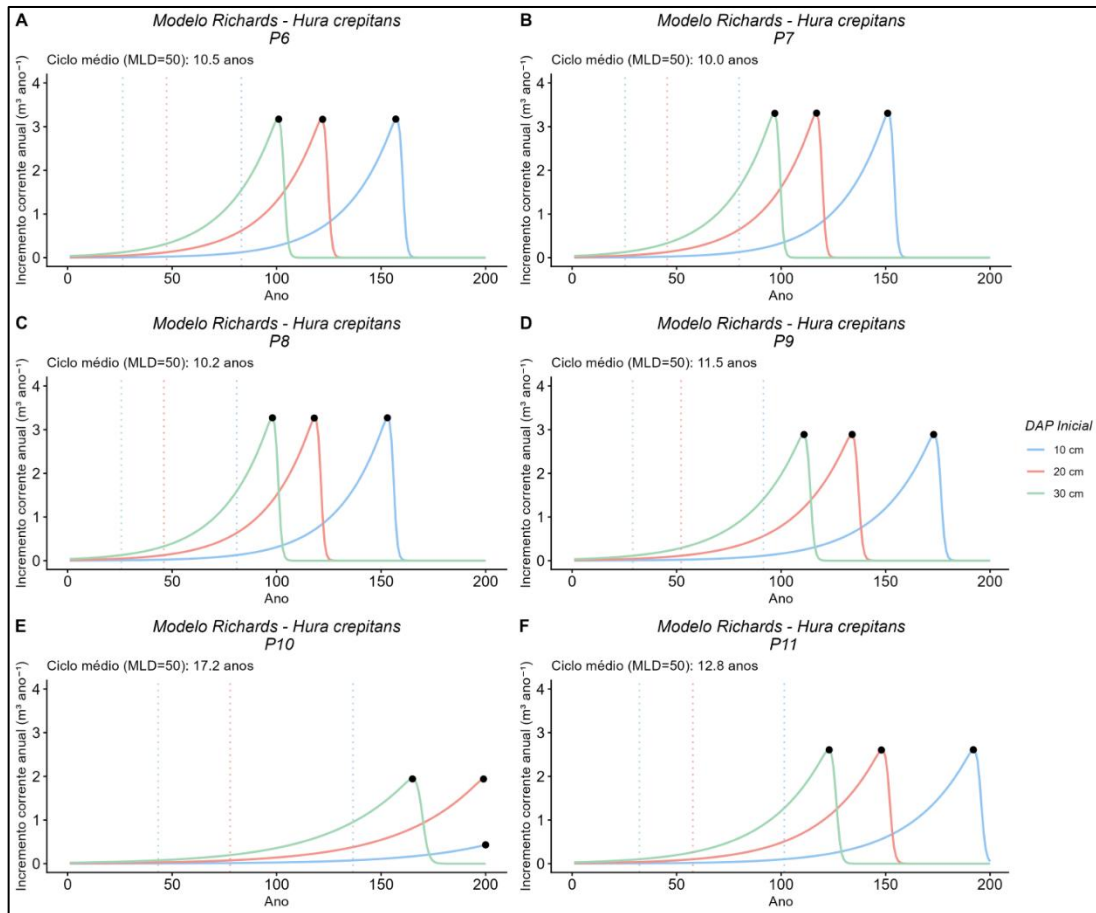


Figura 05 - Incremento corrente anual em volume (CAIv, $\text{m}^3\cdot\text{ano}^{-1}$) ao longo de 200 anos para *Hura crepitans* usando o modelo de Richards. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Os pontos pretos marcam os momentos de máximo incremento para cada *dap* inicial, ocorrendo de forma escalonada. Os ciclos de corte para atingir DMC=50 cm variam de 10,0 anos (P7) a 17,2 anos (P10). Fonte: Elaborado pela autora.

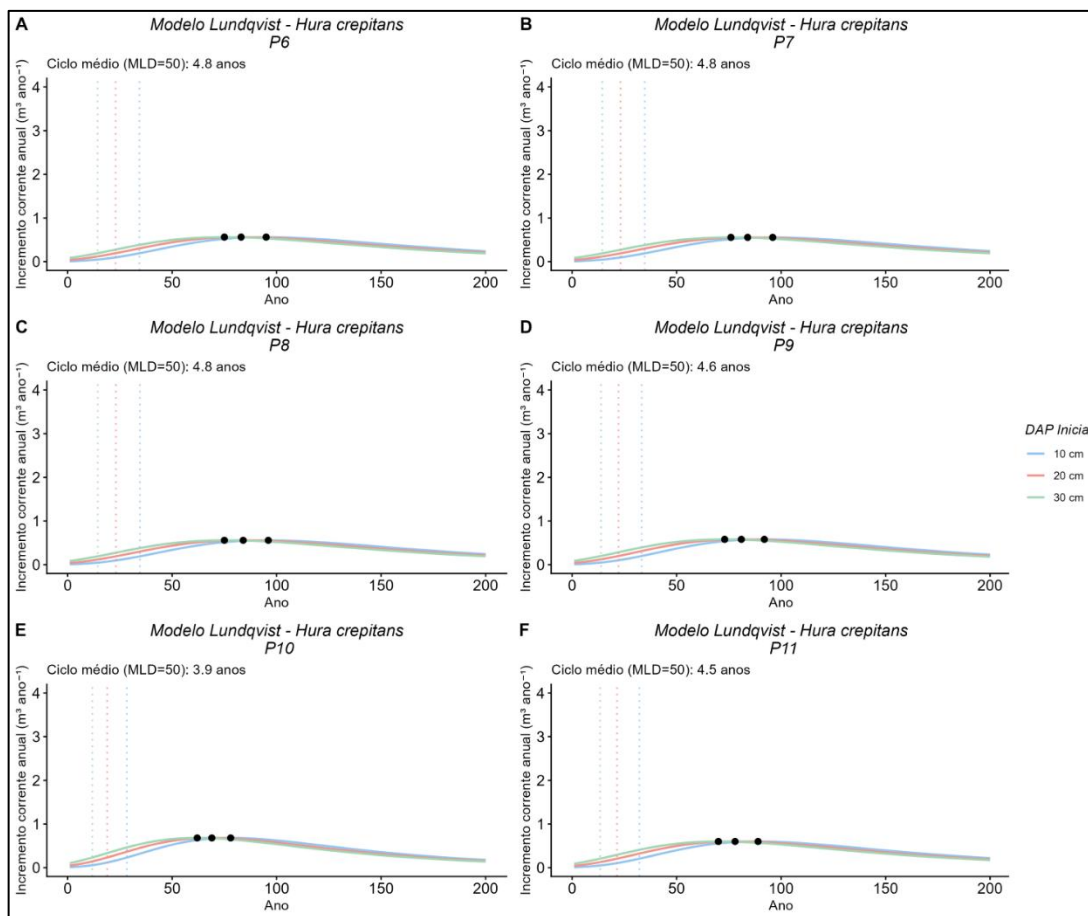


Figura 06 - Incremento corrente anual em volume ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) ao longo de 200 anos para *Hura crepitans* usando o modelo de Lundqvist. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). A linha vertical tracejada indica o momento de máximo incremento corrente, e os três pontos pretos sobrepostos confirmam a convergência das trajetórias neste ponto. Os ciclos de corte para atingir DMC=50 cm variam de 3,9 anos (P10) a 4,8 anos (P6, P7, P8). Fonte: Elaborado pela autora.

3.5 Volume acumulado para *Hura crepitans*

Os ciclos de corte (CC) para *H. crepitans* foram estimados pelo método de tempo médio de passagem entre classes diamétricas de 10 cm de amplitude. Dessa forma, foi calculado o tempo necessário para uma árvore progredir de uma classe diamétrica para a seguinte usando os incrementos projetados pelos modelos. O CC final foi obtido multiplicando o tempo médio de passagem pelo número de classes necessárias para atingir o DMC de 50 cm (Tabela 3). Ressalta-se que os ciclos derivam dos tempos de passagem entre as várias classes.

Para o modelo Richards (Figura 7), nas parcelas P6, P7 e P8, observou-se crescimento acelerado inicial, seguido por ponto de inflexão evidente (entre 100-130 anos) e posterior estabilização próxima a 80 m^3 aos 200 anos. Os ciclos de corte (DMC=50 cm) para estas parcelas apresentaram média entre 10,0 e 10,5 anos, com variabilidade entre 5,1-5,3 anos

(mínimo) e 16,0-16,6 anos (máximo). A parcela P9 atinge aproximadamente 80 m³ aos 200 anos, com ciclo médio de 11,5 anos (min=5,8; máx=18,3 anos). A parcela P10 diferenciou-se expressivamente, apresentando crescimento mais lento, não atingindo estabilização completa aos 200 anos, com volume final de aproximadamente 75 m³ e ciclo médio de 17,2 anos (min=8,7; máx=27,3 anos), o mais longo entre todas as parcelas. A parcela P11 exibiu padrão intermediário, com volume final próximo a 80 m³ e ciclo de 12,8 anos (min=6,4; máx=20,3 anos).

Os tempos de passagem estimados pelo modelo Lundqvist (3,9-4,8 anos) foram substancialmente mais curtos que os do modelo Richards (10,0-17,2 anos) (Tabela 3). Ademais, todas as parcelas apresentaram crescimento volumétrico praticamente idêntico, e curvas convergindo para aproximadamente 75 m³ aos 200 anos (Figura 8). Os ciclos de corte (DMC=50 cm) foram uniformes: parcelas P6, P7 e P8 com média de 4,8 anos (min=2,9; máx=6,9); P9 com 4,6 anos (min=2,8; máx=6,7); P10 com 3,9 anos (min=2,4; máx=5,7); e P11 com 4,5 anos (min=2,7; máx=6,4). Independentemente do dap inicial, as trajetórias convergiram para volumes e ciclos praticamente idênticos aos 200 anos, evidenciando homogeneidade nas projeções com este modelo.

Tabela 3 - Valores mínimos, médios e máximos de ciclos de corte em anos (CC) estimados para *Hura crepitans* por parcela. Tempo médio de passagem (TP Méd.), ciclo de Corte Médio (CC Méd.), tempo mínimo de passagem (TP Mín.), ciclo de corte mínimo (CC Mín.), tempo máximo de passagem (TP Máx.) e ciclo de corte máximo (CC Máx.).
Fonte: Elaborado pela autora.

Modelo	Parcela	<i>Hura crepitans</i>					
		TP Méd.	CC Méd.	TP Mín.	CC Min.	TP Máx.	CC Máx.
Richards	6	10,5	42,0	5,3	21,2	16,6	66,4
	7	10,0	40,0	5,1	20,4	16,0	64,0
	8	10,2	40,8	5,1	20,4	16,2	64,8
	9	11,5	46,0	5,8	23,2	18,3	73,2
	10	17,2	68,8	8,7	34,8	27,3	109,2
	11	12,8	51,2	6,4	25,6	20,3	81,2
Lundqvist	6	4,8	19,2	2,9	11,6	6,9	27,6
	7	4,8	19,2	2,9	11,6	6,9	27,6
	8	4,8	19,2	2,9	11,6	6,9	27,6
	9	4,6	18,4	2,8	11,2	6,7	26,8
	10	3,9	15,6	2,4	9,6	5,7	22,8
	11	4,5	18,0	2,7	10,8	6,4	25,6

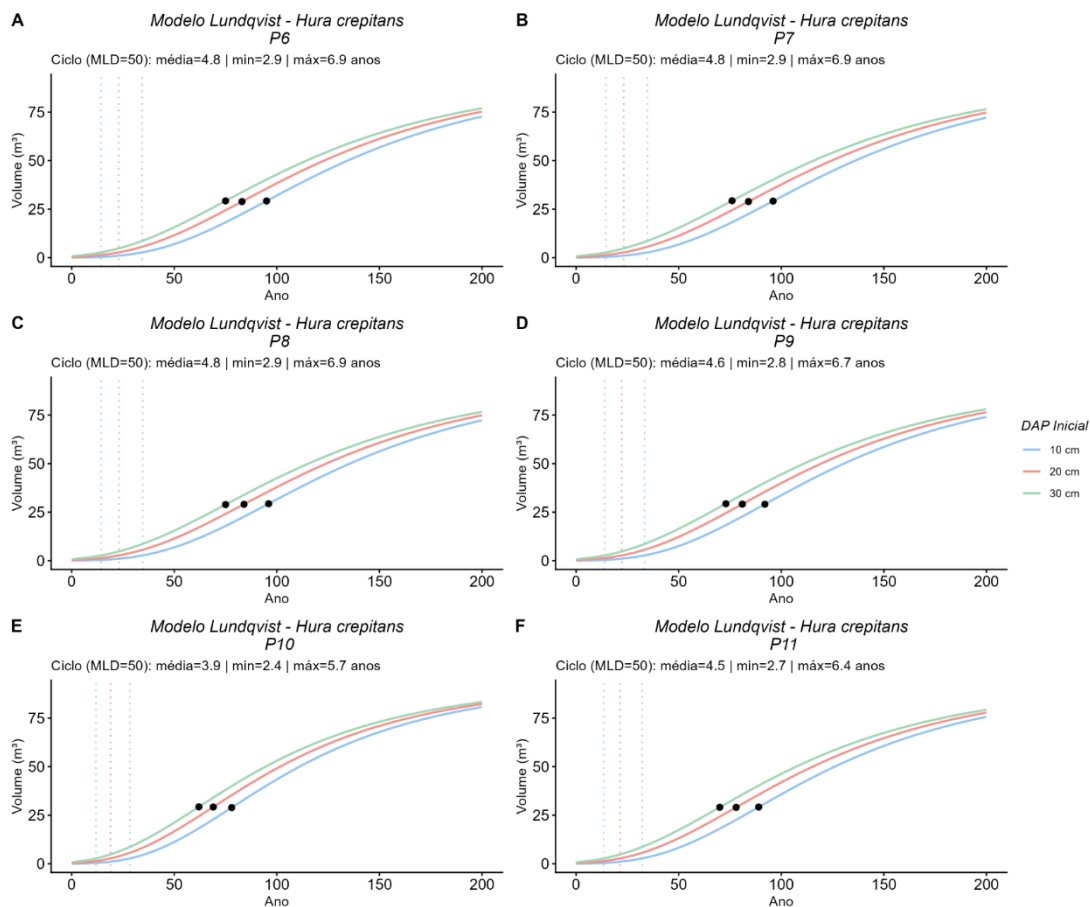


Figura 07 - Projeção de volume acumulado (m^3) ao longo de 200 anos para *Hura crepitans* usando o modelo de Lundqvist. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Os três pontos pretos marcam momentos críticos no crescimento volumétrico, correspondentes aos períodos de máximo incremento corrente. A linha vertical tracejada indica o ponto de referência temporal. Fonte: Elaborado pela autora.

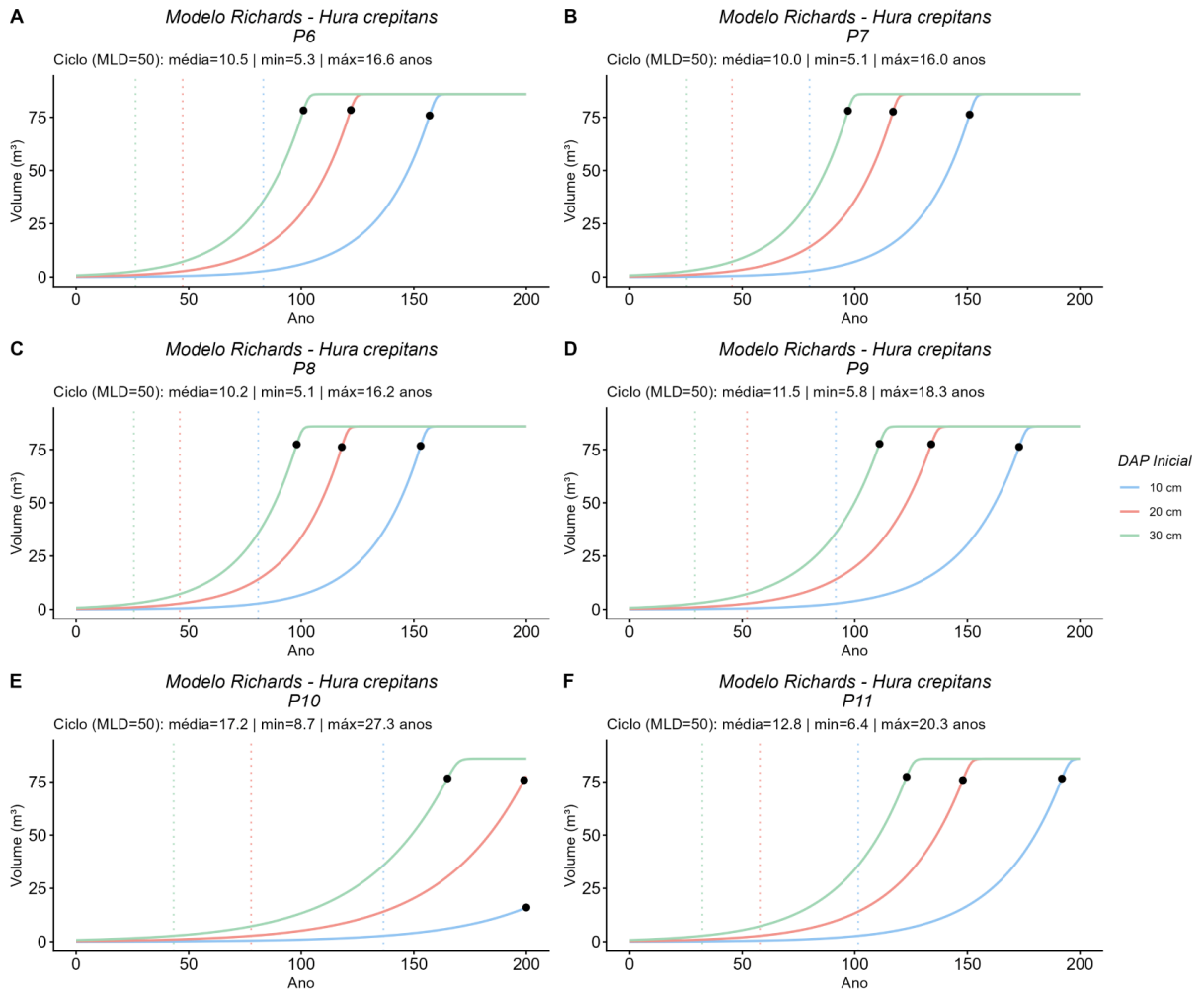


Figura 08: Projeção de volume acumulado (m^3) ao longo de 200 anos para *Hura crepitans* usando o modelo de Richards. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Os três pontos pretos marcam os pontos de inflexão das curvas, correspondentes aos períodos de máximo incremento corrente. O ciclo médio de corte (DMC=50), valores mínimos e máximos estão indicados em cada painel. Fonte: Elaborado pela autora.

3.6 Desempenho dos modelos para *Pouteria glomerata*

Para *Pouteria glomerata*, os modelos de Richards e Lundqvist apresentaram desempenho global semelhante segundo os critérios de informação. O modelo de Richards apresentou AIC ligeiramente inferior ao modelo de Lundqvist (525,235 vs. 525,777), diferença inferior a 1 unidade, indicando equivalência prática entre os modelos quanto ao ajuste relativo. Os valores de BIC também foram muito próximos (541,574 vs. 542,116), reforçando a similaridade de desempenho (Tabela 4).

As estimativas individuais de parâmetros apresentaram erros-padrão elevados e baixa significância estatística dos coeficientes. Esse comportamento é consistente com a menor amplitude diamétrica e menor variabilidade de crescimento observada para a espécie no conjunto de dados, o que reduz a informação disponível para identificar separadamente parâmetros de forma e taxa em modelos não lineares assintóticos.

A significância individual de parâmetros pode ser limitada pela correlação entre coeficientes e pela estrutura dos dados, não sendo critério suficiente para julgar a qualidade preditiva do modelo. Nesse contexto, a avaliação comparativa foi baseada prioritariamente em critérios de informação (AIC e BIC), aderência gráfica e coerência biológica das curvas projetadas.

A baixa significância individual dos coeficientes não implica inadequação do modelo, pois, em regressões não lineares com parâmetros correlacionados, o desempenho deve ser avaliado preferencialmente por métricas globais de ajuste e comportamento preditivo, e não apenas por testes individuais de parâmetros.

Tabela 4. Parâmetros estimados e estatísticas de ajuste dos modelos de Lundqvist e Richards para *Pouteria glomerata*. São apresentadas as estimativas dos parâmetros, erros-padrão, valores de t, p-valor critérios de informação (AIC e BIC). Os parâmetros representam: assíntota (primeira linha), taxa de crescimento k_0 e k_1 (segunda e terceira linhas) e forma m (quarta linha). Valores de $p < 0,05$ indicam significância estatística. Fonte: Elaborado pela autora.

Modelo	Coefficientes	Erro-padrão	t-valor	p-valor	AIC	BIC	
Lundqvist	A	230	1220,182	0,188	0,851	525,777	542,116
	k_0	-6,7E+09	1,85E+12	-0,004	0,997	525,777	542,116
	k_1	3,63E+08	9,86E+10	0,004	0,997	525,777	542,116
	m	3,683769	40,143	0,092	0,927	525,777	542,116
Richards	A	230	97198299	2,37E-06	1,000	525,235	541,574
	k_0	0,487	168089,8	2,9E-06	1,000	525,235	541,574
	k_1	-0,005	1732,625	-2,9E-06	1,000	525,235	541,574
	m	14,058	4506486	3,12E-06	1,000	525,235	541,574

3.7 Projeções de crescimento para *Pouteria glomerata*

O modelo de Richards (Figura 9) produziu trajetórias sigmóides de crescimento diamétrico para *Pouteria glomerata*, com fase inicial de aceleração nas primeiras décadas do horizonte projetado (aproximadamente 0-50 anos), seguida por região de inflexão entre cerca de 80 e 120 anos e posterior desaceleração em direção ao limite assintótico. As curvas simuladas para as parcelas P6 a P11 apresentaram comportamento semelhante, com baixa divergência

entre parcelas e convergência para valores assintóticos próximos de 230 cm entre aproximadamente 150 e 180 anos projetados.

No modelo de Lundqvist (Figura 10), as trajetórias de dap apresentaram crescimento com desaceleração gradual, sem ponto de inflexão pronunciado. As curvas projetadas para todas as parcelas mostraram forte sobreposição ao longo do horizonte de simulação, indicando resposta semelhante entre parcelas sob a parametrização adotada. Os diâmetros projetados aproximaram-se de valores entre cerca de 160 e 180 cm ao final do horizonte de 200 anos. Em comparação com *Hura crepitans*, as projeções de *P. glomerata* indicaram menor variação entre parcelas e menor dispersão entre trajetórias associadas aos diferentes dap iniciais.

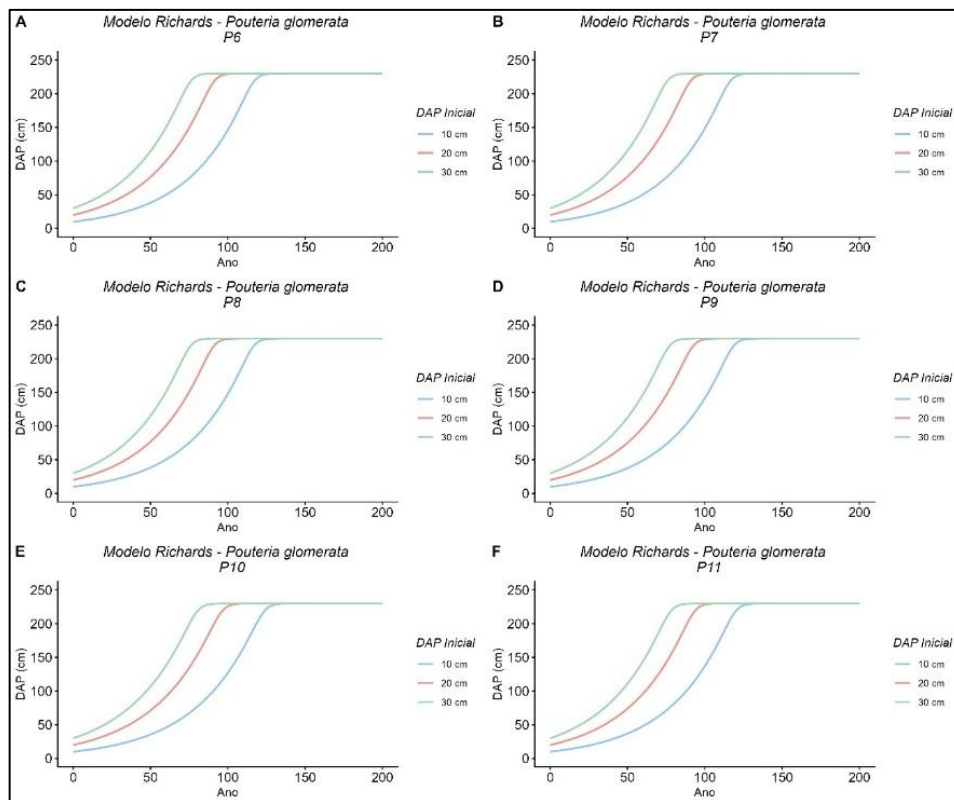


Figura 09. Projeções de crescimento diamétrico de *Pouteria glomerata* ao longo de 200 anos usando o modelo de Richards. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias de crescimento para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Fonte: Elaborado pela autora.

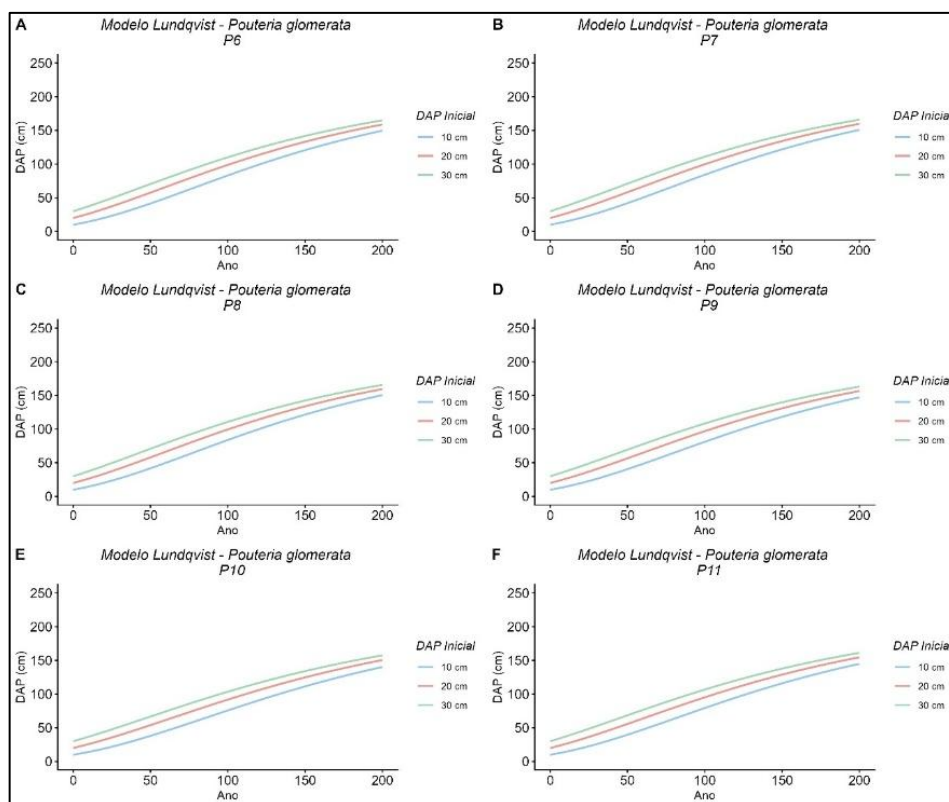


Figura 10. Projeções de crescimento diamétrico de *Pouteria glomerata* ao longo de 200 anos usando o modelo de Lundqvist. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias de crescimento para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Fonte: Elaborado pela autora.

3.8 Incremento Corrente Anual em volume (CAIv) para *Pouteria glomerata*

Para o modelo de Richards (Figura 11), as projeções do incremento corrente anual em volume (CAIv) para *Pouteria glomerata* indicaram picos de incremento concentrados, em geral, entre aproximadamente 110 e 140 anos no horizonte simulado. Nas parcelas P6, P7 e P8, os máximos de incremento ocorreram entre cerca de 110 e 130 anos, com valores projetados próximos de $5,2\text{--}5,3 \text{ m}^3\cdot\text{ano}^{-1}$. A parcela P9 apresentou magnitude e intervalo de pico semelhantes, enquanto P10 apresentou máximo ligeiramente inferior ($\approx 5,0 \text{ m}^3\cdot\text{ano}^{-1}$) entre aproximadamente 120 e 140 anos. Na parcela P11, os valores máximos estimados situaram-se próximos de $5,1 \text{ m}^3\cdot\text{ano}^{-1}$ entre cerca de 110 e 130 anos. Observou-se padrão escalonado entre trajetórias segundo o *dap* inicial, no qual as simulações iniciadas em 30 cm atingiram o máximo incremento antes das de 20 cm e 10 cm.

No modelo de Lundqvist (Figura 12), os picos de CAIv ocorreram em intervalos mais concentrados entre parcelas, situando-se predominantemente entre aproximadamente 100 e 110 anos projetados. Nas parcelas P6, P7 e P8, os valores máximos estimados variaram entre cerca de $0,56$ e $0,58 \text{ m}^3\cdot\text{ano}^{-1}$, enquanto P9 apresentou magnitude semelhante. A parcela P10

apresentou máximo próximo de $0,68 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$, e P11 valores em torno de $0,60 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ no mesmo intervalo etário projetado. Para cada parcela, as trajetórias associadas aos diferentes dap iniciais convergiram para o mesmo ponto de máximo incremento, refletindo o comportamento funcional do modelo sob a parametrização adotada.

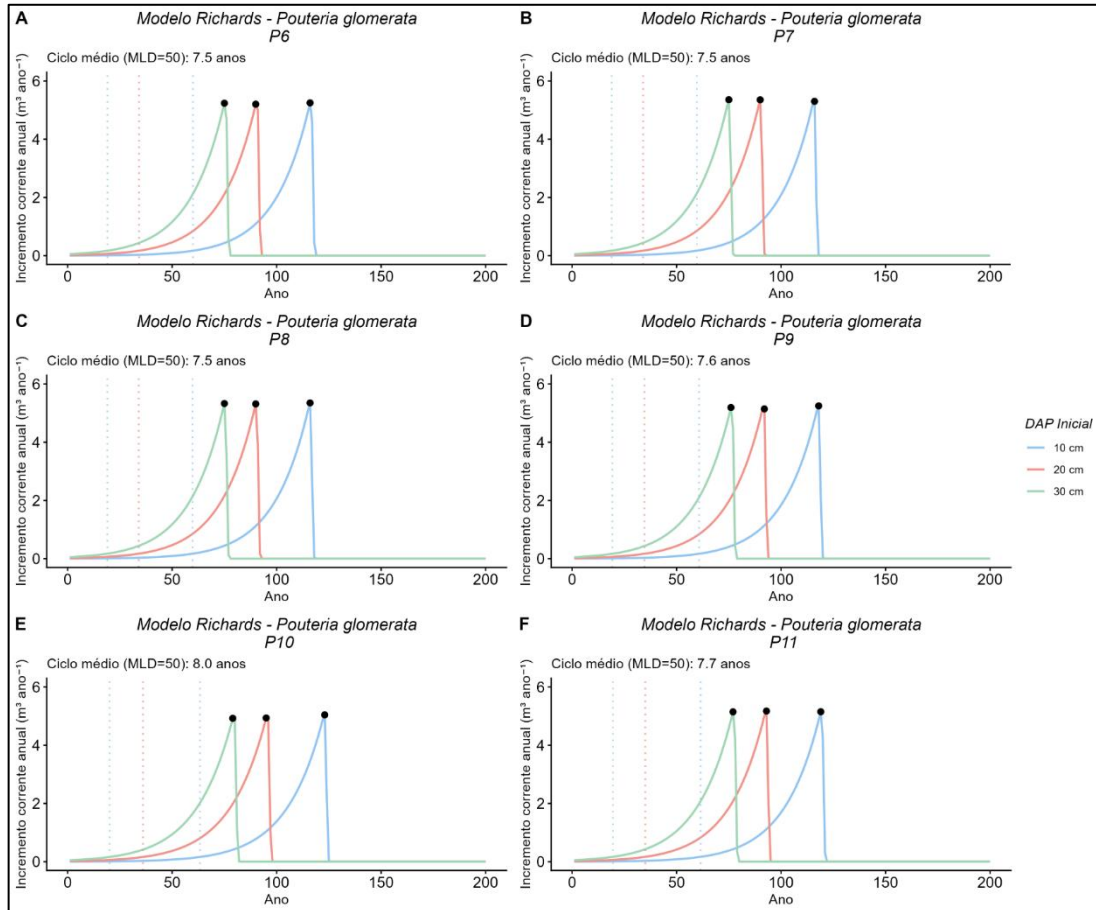


Figura 11. Incremento corrente anual em volume (CAIv, $\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) ao longo de 200 anos para *Pouteria glomerata* usando o modelo de Richards. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Os pontos pretos marcam os momentos de máximo incremento para cada *DAP* inicial, ocorrendo de forma escalonada. Os ciclos de corte para atingir DMC=50 cm variam de 7,5 anos (P6, P7) a 8,0 anos (P10). Fonte: Elaborado pela autora.

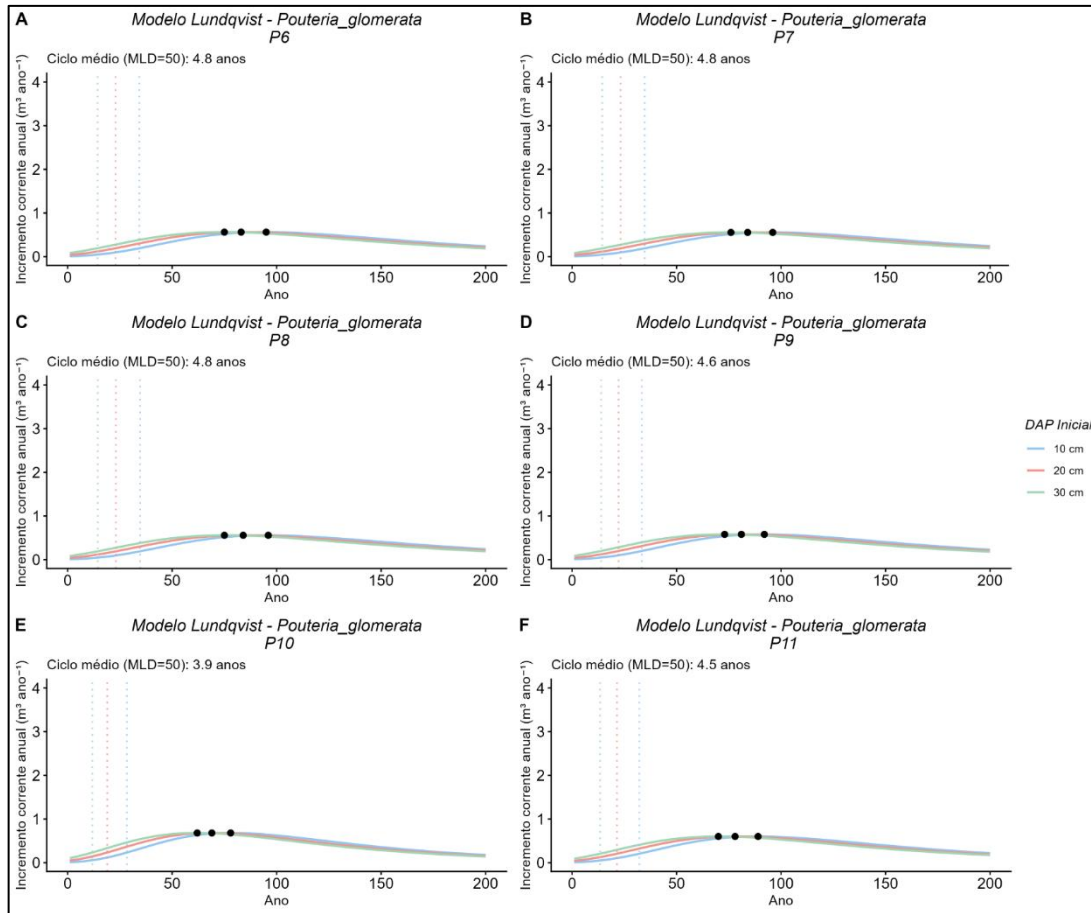


Figura 12. Incremento corrente anual em volume ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) ao longo de 200 anos para *Pouteria glomerata* usando o modelo de Lundqvist. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). A linha vertical tracejada indica o momento de máximo incremento corrente, e os três pontos pretos sobrepostos confirmam a convergência das trajetórias. Os ciclos de corte para atingir $\text{DMC}=50$ cm variam de 3,9 anos (P10) a 4,8 anos (P6, P7, P8). Fonte: Elaborado pela autora.

3.9 Volume acumulado para *Pouteria glomerata*

Os ciclos de corte (CC) para *Pouteria glomerata* foram estimados com base no método do tempo médio de passagem entre classes diamétricas de 10 cm de amplitude. Para cada parcela e modelo, estimou-se o tempo necessário para que um indivíduo progredisse de uma classe de diâmetro para a seguinte, a partir dos incrementos projetados pelas equações independentes da idade. O ciclo de corte para o diâmetro mínimo de corte ($\text{DMC} = 50$ cm) foi obtido pela multiplicação do tempo médio de passagem pelo número de classes necessárias até atingir esse diâmetro (Tabela 5). Assim, os valores de CC derivam diretamente dos tempos de passagem projetados entre classes sucessivas.

No modelo de Richards (Figura 13), as projeções de volume acumulado apresentaram trajetória sigmoide, com fase inicial de aceleração, ponto de inflexão entre aproximadamente

110 e 130 anos e posterior desaceleração. Nas parcelas P6, P7 e P8, os volumes acumulados projetados aos 200 anos situaram-se em torno de 80-85 m³, com ciclos de corte médios próximos de 7,5 anos. A parcela P9 apresentou magnitude final semelhante, com CC médio de 7,6 anos, enquanto P10 apresentou ciclo médio ligeiramente superior (8,0 anos). A parcela P11 apresentou valor intermediário (7,7 anos). As trajetórias simuladas para diferentes dap iniciais permaneceram distintas ao longo da maior parte do horizonte projetado, com aproximação apenas nas fases finais de estabilização.

No modelo de Lundqvist (Figura 14), os tempos de passagem estimados foram menores, variando aproximadamente entre 3,9 e 4,8 anos entre parcelas. As projeções de volume acumulado apresentaram trajetórias próximas entre parcelas, com volumes finais projetados da ordem de 75-80 m³ aos 200 anos. Os ciclos médios estimados variaram de 3,9 anos (P10) a 4,8 anos (P6-P8), com intervalos mínimo-máximo mais curtos que os obtidos com o modelo de Richards. Para cada parcela, as trajetórias associadas aos diferentes dap iniciais convergiram para valores finais semelhantes, refletindo a forma funcional da equação sob os parâmetros ajustados.

Tabela 5 - Valores mínimos, médios e máximos de ciclos de corte em anos (CC) estimados para *Pouteria glomerata* por parcela. Tempo médio de passagem (TP Méd.), ciclo de Corte Médio (CC Méd.), tempo mínimo de passagem (TP Mín.), ciclo de corte mínimo (CC Mín.), tempo máximo de passagem (TP Máx.) e ciclo de corte máximo (CC Máx.).

Modelo	Parcela	<i>Pouteria glomerata</i>					
		TP Méd.	CC Méd.	TP Mín.	CC Min.	TP Máx.	CC Máx.
Richards	6	7,5	23,3	3,8	13,2	12,0	34,8
	7	7,5	24,9	3,8	14,1	11,9	37,1
	8	7,5	24,4	3,8	13,8	12,0	36,4
	9	7,6	20,4	3,9	11,5	12,2	30,4
	10	8,0	14,4	4,0	8,2	12,7	21,5
	11	7,7	18,1	3,9	10,3	12,3	27,0
Lundqvist	6	4,8	23,3	2,9	13,2	6,9	34,8
	7	4,8	24,9	2,9	14,1	6,9	37,1
	8	4,8	24,4	2,9	13,8	6,9	36,4
	9	4,6	20,4	2,8	11,5	6,7	30,4
	10	3,9	14,4	2,4	8,2	5,7	21,5
	11	4,5	18,1	2,7	10,3	6,4	27,0

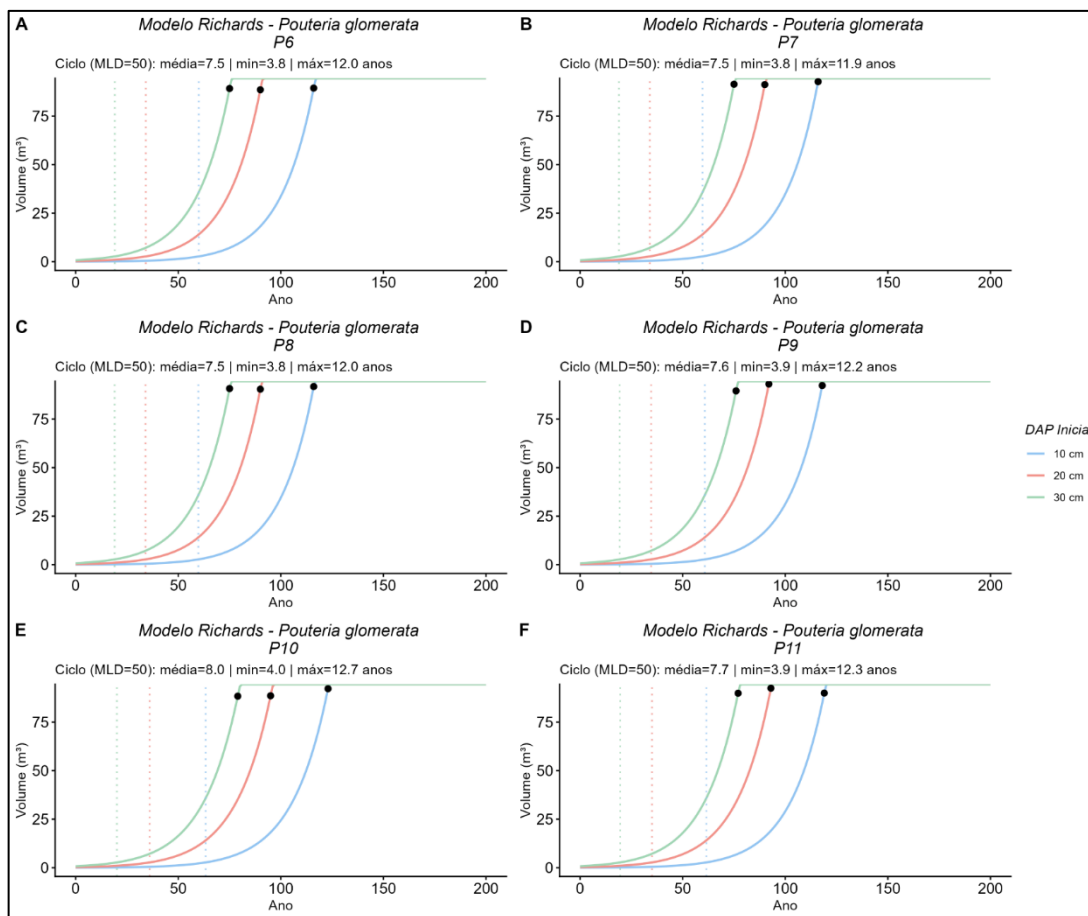


Figura 10 -: Projeção de volume acumulado (m³) ao longo de 200 anos para *Pouteria glomerata* usando o modelo de Richards. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias sigmoidais para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Os três pontos pretos marcam os pontos de inflexão das curvas, correspondentes aos períodos de máximo incremento corrente.

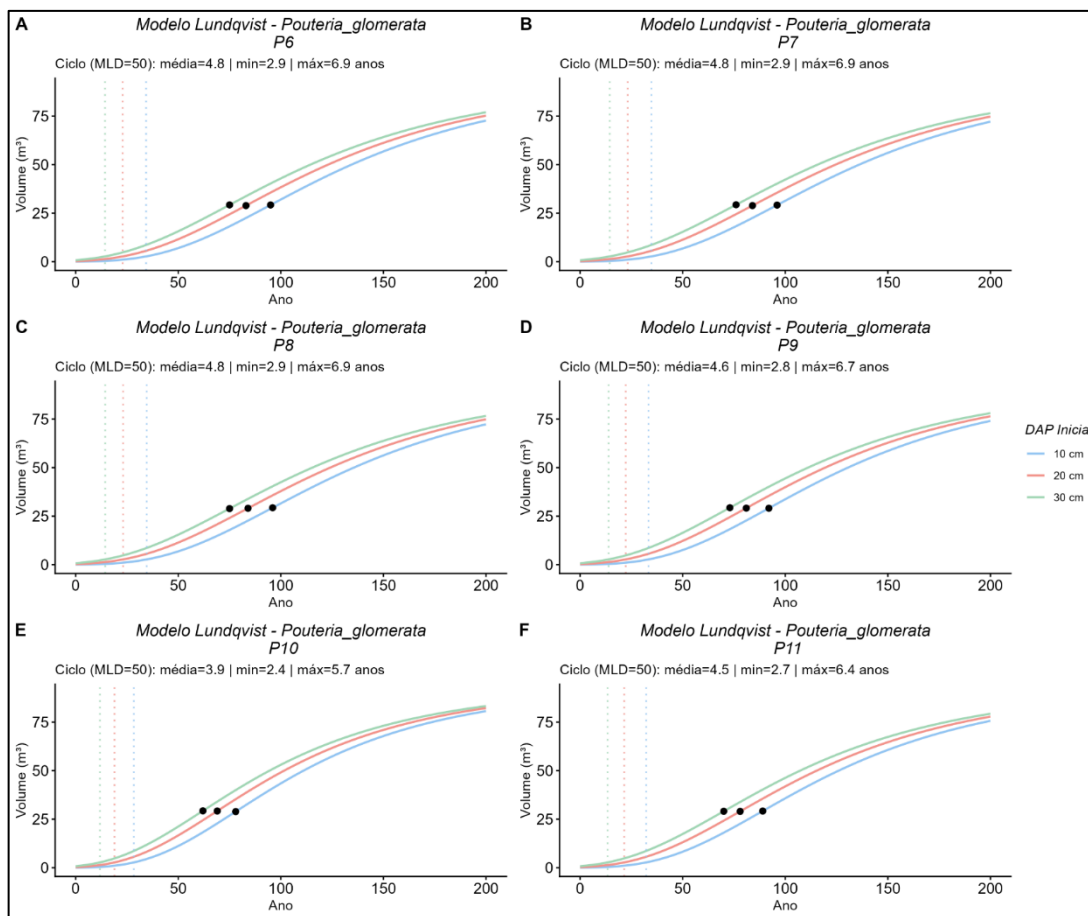


Figura 14 - Projeção de volume acumulado (m^3) ao longo de 200 anos para *Pouteria glomerata* usando o modelo de Lundqvist. Painéis A-F representam as parcelas P6 a P11, respectivamente. As linhas representam trajetórias para *dap* inicial de 10 cm (azul), 20 cm (laranja) e 30 cm (verde). Os três pontos pretos marcam momentos críticos no crescimento volumétrico, correspondentes aos períodos de máximo incremento corrente.

4 DISCUSSÃO

Os modelos Richards e Lundqvist apresentaram diferenças nas curvas das projeções de tempo médio de passagem (TP) entre classes diamétricas e, conseqüentemente, nos ciclos de corte (CC) derivados. É importante ressaltar que, neste trabalho, TP e CC são tratados como conceitos distintos: o TP representa o tempo necessário para uma árvore progredir entre classes de 10 cm de amplitude, enquanto o CC é o produto da multiplicação do TP pelo número de classes necessárias para atingir o DMC de 50 cm (Tabelas 3 e 5). Esta distinção metodológica é essencial para compreender as dinâmicas de crescimento e suas implicações operacionais para o manejo.

O modelo Lundqvist produziu TP mais curtos e uniformes: 3,9-4,8 anos para *H. crepitans* e 3,9-4,8 anos para *P. glomerata*, resultando em ciclos de corte de 15,6-19,2 anos para *H.*

crepitans e 14,4-24,9 anos para *P. glomerata*. O modelo Richards, por sua vez, apresentou tempos de passagem variáveis e mais longos: 10,0-17,2 anos para *H. crepitans* e 7,5-8,0 anos para *P. glomerata*, originando ciclos de corte de 40,0-68,8 anos para *H. crepitans* e 18,1-24,9 anos para *P. glomerata*. Esta discrepância entre os modelos levanta questões importantes sobre a biologia real das espécies e a adequação de cada modelo para fins de manejo, como qual DMC de partida mais correto a se adotar.

H. crepitans, caracteriza-se como uma espécie pioneira de várzea alta com baixa densidade de madeira (0,36-0,42 g/cm³) (Rosa, 2008), apresentando padrão de rápido crescimento. Neste estudo, a espécie obteve alto incremento médio anual, e assíntotas elevadas de 210 a 230 cm alcançadas entre 120 e 200 anos (Figuras 5 e 6). O modelo Richards conseguiu capturar melhor a estratégia de crescimento da espécie nos dados, caracterizada por rápida expansão inicial (0-50 anos) e desaceleração pronunciada posterior (60-100 anos), convergindo para platô assintótico. No modelo Richards, os tempos de passagem para *H. crepitans* entre parcelas foram: P6-P8 com 10,0-10,5 anos, P9 com 11,5 anos, P11 com 12,8 anos e P10 com 17,2 anos (Tabela 3).

Essa variabilidade refletiu-se nos ciclos de corte (CC): as parcelas P6-P8 apresentaram ciclos médios entre 40,0-42,0 anos, P9 com 46,0 anos, P11 com 51,2 anos e P10 com 68,8 anos, cerca de 64% superior à média das demais parcelas. A variabilidade entre parcelas observada para *H. crepitans*, especialmente na parcela P10, refletiu-se tanto nas projeções de TP e CC quanto nas curvas de incremento corrente anual em volume. Essa parcela apresentou valores inferiores de incremento ($\approx 1,5-2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) em comparação às demais ($\approx 3,0-3,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$), sugerindo influência de fatores ambientais locais, como variação hidrológica, estrutura de vizinhança ou histórico de perturbação, fatores reconhecidos como condicionantes do crescimento em florestas de várzea (Marinho & Wittmann, 2012; Wittmann et al., 2004).

Em contraste, o modelo Lundqvist projetou tempos de passagem uniformes entre parcelas (3,9-4,8 anos), resultando em ciclos de corte igualmente uniformes (15,6-19,2 anos), e mais curtos que pelo modelo Richards. Para fins de manejo, os CC derivados pelo modelo Richards (40,0-51,2 anos, excluindo P10) alinham-se melhor com recomendações do conceito GOL (*Growth-Oriented Logging*) para espécies de rápido crescimento em várzea, que propõem ciclos de 3-32. A diferenciação entre TP e CC permite compreender que estes ciclos mais longos refletem não apenas a duração de cada passagem de classe, mas a soma de múltiplas passagens necessárias para atingir tamanho comercial.

Diferente de *H. crepitans*, *P. glomerata* caracteriza-se como espécie de sub-dossel a dossel intermediário, tolerante à sombra, com moderada a alta densidade de madeira ($0,72 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) (Hammock, 2024), apresentando crescimento lento, o que pode ter causado a uniformidade entre parcelas. As assíntotas de 160-230 cm alcançadas entre 150-200 anos, é típico de espécies clímax cujo crescimento prolongado de baixa variabilidade confere maior longevidade e estabilidade à comunidade (Hassan et al., 2019; Parolin, 2009; Schöngart, 2008). E, diferentemente de *H. crepitans*, *P. glomerata* não apresentou parcelas divergentes (como P10), sugerindo maior homogeneidade ambiental para lidar com variações entre microssítios (Maurenza et al., 2009).

Enquanto *H. crepitans* acumulou volume lentamente (incremento corrente anual em volume máximo de $3,0\text{-}3,3 \text{ m}^3\text{ano}^{-1}$), *P. glomerata*, apesar de crescer mais lentamente em diâmetro, acumulou volume mais eficientemente (máximo de $5,2\text{-}5,3 \text{ m}^3\text{ano}^{-1}$). Portanto, uma árvore de *P. glomerata* com 45 cm de diâmetro pode ter volume comercial equivalente a uma árvore de *H. crepitans* com 60 cm, permitindo ciclos mais curtos. E, os tempos de passagem para *P. glomerata* no modelo Richards foram mais uniformes entre as parcelas (7,5-8,0 anos, Tabela 4), com ciclos de corte igualmente uniformes (18,1-24,9 anos).

Porém, o modelo Lundqvist projetou tempos de passagem de 3,9-4,8 anos para *P. glomerata*, similares aos de *H. crepitans*, o que é biologicamente implausível dado o ritmo de crescimento de cada espécie. Portanto, é possível ter havido subestimação do modelo Lundqvist, reforçando que o modelo Richards melhor diferenciou as dinâmicas entre espécie de crescimento mais rápido e de crescimento mais lento.

Fazer uma relação entre densidade de madeira, incremento volumétrico e ciclos de corte é complexo em ambientes de várzea (Conde et al., 2024; Schöngart, 2008). Espécies com baixa densidade de madeira (*H. crepitans*: $0,36\text{-}0,42 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) aloca menos massa para formar tecidos xilemáticos, resultando em maior incremento diamétrico e ciclos de corte moderadamente longos (10,0-17,2 anos no Richards) (Conde, 2022; Marinho & Wittmann, 2012; Martinez et al., 2011). Espécies com alta densidade de madeira (*P. glomerata*: $0,72 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) aloca biomassa de forma mais concentrada, resultando em incremento diamétrico lento, mas incremento volumétrico elevado, permitindo ciclos de corte mais curtos (7,5-8,0 anos). (Carim, 2016; Conde, 2022, 2022; Martinez et al., 2011; Rosa, 2008; Schöngart, 2008).

A parcela P10 merece atenção especial. O fator resultante nessa parcela pode ser uma combinação de: (i) variação hidrológica e topográfica que altera disponibilidade de recursos (Mori et al., 2021; Queiroz, 2005b; Rocha et al., 2024); (ii) competição local intensificada que reduz acesso a luz e nutrientes (Cunha & Finger, 2013; Orso et al., 2020); ou, (iii) possível história de perturbação com recuperação mais lenta (Wittmann et al., 2022c). Além de que, percebeu-se que o modelo Lundqvist subestima ciclos de corte, projetando rotações que podem ser biologicamente insuficientes para regeneração adequada em ambientes heterogêneos como as várzeas.

A ausência de significância do índice de competição local (G) em ambos os modelos reforça que métricas de vizinhança mais refinadas, como índices de competição assimétrica tridimensional ou distância-dependentes, seriam necessárias para capturar estas dinâmicas complexas. Modelos baseados em indivíduos (IBMs) que incorporam atributos de cada árvore (altura, posição espacial, dimensões de copa) demonstraram potencial para superar esta limitação em florestas naturais (Rau et al., 2022; Strigul, 2012).

Portanto, nossos resultados podem ser úteis em implicações diretas para políticas de manejo em várzeas. A regulamentação brasileira atual estabelece DMC de 50 cm para todas as espécies com ciclos de 10-35 anos (ou 10 anos em várzea), tratando florestas heterogêneas como unidades (Braz, P. P. D. Mattos, et al., 2021; Conde et al., 2024; Junk, 2020; Schöngart, 2008; Tomé et al., 2006), e ignora essas diferenças essenciais, podendo levar à sobre-exploração de espécies de crescimento lentas e subaproveitamento de espécies de rápido crescimento.

Modelos não-lineares calibrados em sítio único tendem a capturar bem padrões médios mas podem falhar em extremos ambientais (Burkhart & Tomé, 2012; Tomé et al., 2006). Além disso, as projeções de longo prazo (200 anos) extrapolam substancialmente o intervalo de dados (2013-2022, 9 anos), demandando cautela na interpretação de ciclos de corte em horizontes tão distantes. Metodologias de validação por reamostragem (bootstrap) ou validação cruzada (k-fold) seriam desejáveis para estimar confiabilidade das projeções.

5 CONCLUSÕES

Os modelos independentes da idade (Richards e Lundqvist) são indicados para gerar ciclos de corte espécie-específicos em várzeas amazônicas: 10,0-17,2 anos para *H. crepitans* e 7,5-8,0 anos para *P. glomerata* (modelo Richards). Estes ciclos contrastam com

regulamentações atuais padronizadas (10-35 anos), oferecendo alternativa técnica fundamentada.

A heterogeneidade ambiental observada em uma das parcelas (P10), evidencia que modelos regionais precisam integrar caracterização de microssítios, dados edáficos, dinâmica de inundação e composição florística para maior precisão. A variabilidade entre parcelas demonstra que regulações padronizadas correm risco de sobre-exploração de espécies sensíveis.

6 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se a aplicação desta abordagem de modelagem independente da idade a outras espécies madeireiras de várzea, ampliando a base de parâmetros espécie-específicos para definição de DMC e CC. Também é recomendável a adoção de estratégias de manejo adaptativo, com ajustes locais baseados em indicadores estruturais e ambientais, incluindo variáveis hidrológicas, edáficas e métricas de competição mais refinadas.

De modo geral, a metodologia baseada em modelos independentes da idade mostra-se replicável e escalável, podendo acelerar a geração de informações técnicas essenciais para o manejo florestal sustentável em florestas de várzea amazônicas.

7 REFERÊNCIAS

- ANA, A. N. de Á. (2018). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: Informe anual* (p. 72). Ministério do Meio Ambiente. https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe_conjuntura_2018.pdf
- Artioli, U. F., Fernandez, J. R. C., Andrade, D., Lazaro, W. L., Nacanishi, E. C. M., & Ikeda-Castrillon, S. K. (2024). Emergência de Plântulas de *Pouteria glomerata* (Miq.) Radlk. Em Diferentes Tratamentos de Quebra de Dormência. *Cadernos de Agroecologia*, 19(1). <https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/10205>
- Ayres, J. márcio. (1993). *As matas de várzea do Mamirauá*: Sociedade civil Mamirauá.
- Binoti, D. H. B., Binoti, M. L. M. D. S., Leite, H. G., Silva, A. A. L. D., & Albuquerque, A. C. (2013). Modelagem da distribuição de diâmetros utilizando autômatos celulares e redes neurais artificiais. *CERNE*, 19(4), 677–685. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000400019>
- Bohn, F. J., & Huth, A. (2017). The importance of forest structure to biodiversity–productivity relationships. *Royal Society Open Science*, 4(1), 160521. <https://doi.org/10.1098/rsos.160521>
- Braz, E. M., Mattos, P. P. de, & Canetti, A. (2021). *Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: Critérios e procedimentos* (21º ed.). <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>
- Braz, E. M., Mattos, P. P. D., & Canetti, A. (2021). *Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: Critérios e procedimentos*. 1, 1–34. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>

- Burkhardt, H. E., & Tomé, M. (2012). *Modeling Forest Trees and Stands*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9>
- Carim, M. de J. V. (2016). *ESTRUTURA, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE EM FLORESTAS ALAGÁVEIS DE VÁRZEA DE MARÉ E DE IGAPÓ E SUAS RELAÇÕES COM VARIÁVEIS EDÁFICAS E O PERÍODO DE INUNDAÇÃO NO AMAPÁ, AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL* [Tese].
- Carvalho, R. D. C. F., Santos, A. R. D., Dias, H. M., Peluzio, T. M. D. O., & Fiedler, N. C. (2022). *Fitofisionomias da Amazônia brasileira* (1º ed.). CAUFES. <https://doi.org/10.29327/563659>
- Ciceu, A., Bronisz, K., Garcia-Duro, J., & Badea, O. (2022). Age-independent diameter increment models for mixed mountain forests. *European Journal of Forest Research*, *141*(5), 781–800. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01473-5>
- Colpini, C., Moraes E Silva, V. S., Soares, T. S., Higuchi, N., Travagin, D. P., & Assumpção, J. V. L. (2010). Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Estado do Mato Grosso. *Acta Amazonica*, *40*(3), 549–555. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000300014>
- Conde, M. L. G. (2022). *AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MANEJO DE ESPÉCIES MADEIREIRAS EM FLORESTAS DE IGAPÓ DE ÁGUA-CLARA NA AMAZÔNIA POR MEIO DE MODELOS DE CRESCIMENTO* [Dissertação, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia]. <https://ri-api.inpa.gov.br/server/api/core/bitstreams/624ea4f7-8e4f-44d4-ab79-2e3fc0115b4d/content>
- Conde, M. L. G., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Nascimento, R. G. M., & Schöngart, J. (2024). Evaluation of the management potential of timber resources in clearwater floodplain forests in the Amazon using growth models. *Journal of Environmental Management*, *351*, 119781. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119781>
- Cunha, T. A., & Finger, C. A. G. (2013). Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Amazônia ocidental. *Acta Amazonica*, *43*(1), 9–18. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100002>
- Cunha, T. A., Finger, C. A. G., & Hasenauer, H. (2016). Tree basal area increment models for *Cedrela*, *Amburana*, *Copaifera* and *Swietenia* growing in the Amazon rain forests. *Forest Ecology and Management*, *365*, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.031>
- Cysneiros, V. C., Pelissari, A. L., Machado, S. D. A., Figueiredo Filho, A., & Souza, L. D. (2017). Modelos genéricos e específicos para estimativa do volume comercial em uma floresta sob concessão na Amazônia. *Scientia Forestalis*, *45*(114). <https://doi.org/10.18671/scifor.v45n114.06>
- Da Silva Marinho, T. A., Piedade, M. T. F., & Wittmann, F. (2010). Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. *Wetlands Ecology and Management*, *18*(6), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9186-y>
- Dinh, T. L. A., & Aires, F. (2022). Nested leave-two-out cross-validation for the optimal crop yield model selection. *Geoscientific Model Development*, *15*(9), 3519–3535. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-3519-2022>
- Elzhov, T. V., Mullen, K. M., Spiess, A.-N., & Bolker, B. (2022). *minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm Found in MINPACK, Plus Support for Bounds* (p. 1.2-4) [Conjunto de dados]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.minpack.lm>
- Esquivel-Muelbert, A., Phillips, O. L., Brienen, R. J. W., Fauset, S., Sullivan, M. J. P., Baker, T. R., Chao, K.-J., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Higuchi, N., Houwing-Duistermaat, J., Lloyd, J., Liu, H., Malhi, Y., Marimon, B., Marimon Junior, B. H., Monteagudo-Mendoza, A., Poorter, L., Silveira, M., ... Galbraith, D. (2020). Tree mode of death and

- mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*, 11(1), 5515. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>
- Ferreira, C. S., Piedade, M. T. F., Wittmann, A. D. O., & Franco, A. C. (2010). Plant reproduction in the Central Amazonian floodplains: Challenges and adaptations. *AoB PLANTS*, 2010. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plq009>
- Fortini, L. B., Cropper, W. P., & Zarin, D. J. (2015). Modeling the Complex Impacts of Timber Harvests to Find Optimal Management Regimes for Amazon Tidal Floodplain Forests. *PLOS ONE*, 10(8), e0136740. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136740>
- Fyllas, N. M., Gloor, E., Mercado, L. M., Sitch, S., Quesada, C. A., Domingues, T. F., Galbraith, D. R., Torre-Lezama, A., Vilanova, E., Ramírez-Angulo, H., Higuchi, N., Neill, D. A., Silveira, M., Ferreira, L., Aymard C., G. A., Malhi, Y., Phillips, O. L., & Lloyd, J. (2014). Analysing Amazonian forest productivity using a new individual and trait-based model (TFS v.1). *Geoscientific Model Development*, 7(4), 1251–1269. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1251-2014>
- Goes, F. de A. (2012). *Modelação do crescimento da árvore individual de Eucalyptus globulus Labill.* [Dissertação, Universidade Nova de Lisboa]. <https://run.unl.pt/bitstream/10362/10502/1/TEGI0337.pdf>
- Hammock, J. (2024). *Global Wood Density Database* [Conjunto de dados]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.13322440>
- Hassan, D. C., Carvalho, J. O. P., Pires, I. P., Santos, L. S., Barbosa, E. S., & Braga, N. S. (2019). A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. *Forest Ecology and Management*, 453, 117584. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117584>
- Higuchi, N. (1994). UTILIZAÇÃO E MANEJO DOS RECURSOS MADEIREIROS DAS FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS. *Acta Amazonica*, 24(3–4), 275–288. <https://doi.org/10.1590/1809-43921994243288>
- Homeier, J., Kurzatkowski, D., & Leuschner, C. (2017). Stand dynamics of the drought-affected floodplain forests of Araguaia River, Brazilian Amazon. *Forest Ecosystems*, 4(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0097-8>
- Householder, J. E., Wittmann, F., Schöngart, J., Piedade, M. T. F., Junk, W. J., Latrubesse, E. M., Quaresma, A. C., Demarchi, L. O., De S. Lobo, G., Aguiar, D. P. P. D., Assis, R. L., Lopes, A., Parolin, P., Leão Do Amaral, I., Coelho, L. D. S., De Almeida Matos, F. D., Lima Filho, D. D. A., Salomão, R. P., Castilho, C. V., ... Ter Steege, H. (2024). One sixth of Amazonian tree diversity is dependent on river floodplains. *Nature Ecology & Evolution*, 8(5), 901–911. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02364-1>
- Junk, W. J. (com Piedade, M. T. F., Wittmann, F., & Schöngart, J.). (2020). *Várzeas Amazônicas: Desafios para um Manejo Sustentável*. Editora INPA.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623–640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Justiniano, M. J., & Fredericksen, T. S. (2000). *Ecología y Silvicultura de Especies Menos Conocidas—Ochoó Hura crepitans L. Euphorbiaceae* (6° ed.). Editora El País. file:///C:/Users/DELL/Downloads/ECOLOGIA_Y_SILVICULTURA_DE_ESPECIE_S_MENO.pdf
- Lana, M. D., Péllico Netto, S., Corte, A. P. D., Sanquetta, C. R., & Ebling, A. A. (2015). Prognose da Estrutura Diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. *Floresta e Ambiente*, 22(1), 71–78. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.072914>
- Lima, J. R. A., Santos, J. D., & Higuchi, N. (2005). Situação das indústrias madeireiras do Estado do Amazonas em 2000. *Acta Amazonica*, 35(2), 125–132. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200003>

- Magalhães, B. R. R., & Furtado, R. G. (2025). MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NA AMAZÔNIA: UMA REVISÃO NA LITERATURA. *Revista ft*, 29(147), 17–18. <https://doi.org/10.69849/revistaft/dt10202506181017>
- Mamirauá, I. de D. S. (2018). *Monitoramento de Dados de Clima na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá*. <https://mamiraua.org.br/fluviometrico-na-reserva>
- Marinho, T. A. da S., Piedade, M. T. F., & Wittmann, F. (2010). Distribution and population structure of four Central Amazonian high-várzea timber species. *Wetlands Ecology and Management*, 18(6), 665–677. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9186-y>
- Marinho, T. A. da S., & Wittmann, F. (2012). *DISTRIBUIÇÃO DE HURA CREPITANS L. E OCOTEA CYMBARUM KUNTH EM UM GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA FLORESTA DE VÁRZEA ALTA DA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL MAMIRAUÁ, AMAZÔNIA CENTRAL*. 29–40.
- Martinez, G. B., Mourão, M., & Brienza Junior, S. (2011). Respostas morfofisiológicas de plantas de açacu (*Hura crepitans* L.) provenientes de várzeas do rio Amazonas: Efeito da anoxia do solo. *Revista Árvore*, 35(6), 1155–1164. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000700001>
- Maurenza, D., Marengo, R. A., & Piedade, M. T. F. (2009). Efeito da inundação de longa duração sob o crescimento de *Pouteria glomerata* (Sapotaceae), uma arbórea da várzea da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 39(3), 519–526. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300005>
- Mazon, J. A. (2021). *Atributos e grupos funcionais de espécies arbóreas em áreas de Floresta Ombrófila Mista no Paraná / Traits and functional groups of Araucaria Mixed Forest woody species in Paraná State, Brazil* [Tese, Universidade Estadual do Centro-Oeste]. <https://www.researchgate.net/doi/10.13140/RG.2.2.35379.96806>
- Miranda, K., Amaral Neto, M., Sousa, R., & Coelho, R. (2020). Manejo Florestal Sustentável em Unidades de Conservação de uso comunitário na Amazônia. *Sociedade & Natureza*, 32, 778–792. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-51621>
- Mori, G. B., Poorter, L., Schiatti, J., & Piedade, M. T. F. (2021). Edaphic characteristics drive functional traits distribution in Amazonian floodplain forests. *Plant Ecology*, 222(3), 349–360. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01110-4>
- Mullen, K., Ardia, D., Gil, D., Windover, D., & Cline, J. (2011). **DEoptim**: An R Package for Global Optimization by Differential Evolution. *Journal of Statistical Software*, 40(6). <https://doi.org/10.18637/jss.v040.i06>
- Orso, G. A., Mallmann, A. A., Pelissari, A. L., Behling, A., Figueiredo Filho, A., & Machado, S. D. A. (2020). HOW COMPETITION INDICES BEHAVE AT DIFFERENT NEIGHBORHOOD COVERAGES AND MODIFICATIONS IN A NATURAL ARAUCARIA FOREST IN SOUTHERN BRAZIL. *CERNE*, 26(2), 293–300. <https://doi.org/10.1590/01047760202026022706>
- Parolin, P. (2009). Submerged in darkness: Adaptations to prolonged submergence by woody species of the Amazonian floodplains. *Annals of Botany*, 103(2), 359–376. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn216>
- Parolin, P., Armbrüster, N., & Junk, W. J. (2006). *Two Amazonian floodplain trees react differently to periodical flooding*. 243–250.
- Peng, C. (2000). Growth and yield models for uneven-aged stands: Past, present and future. *Forest Ecology and Management*, 132(2–3), 259–279. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00229-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00229-7)
- Pezzutti, R. V., Fleig, F. D., Finger, C. A. G., & Schneider, P. R. (2016). ESTUDO E MODELAGEM DO CRESCIMENTO EM DIÂMETRO DE POVOAMENTOS DE

- Pinus taeda* L. SUBMETIDOS A PODAS E DESBASTES NA ARGENTINA. *Ciência Florestal*, 26(4), 1225–1237. <https://doi.org/10.5902/1980509825113>
- Porro, R., Porro, N. S. M., Watrin, O. D. S., Assunção, H. D. N., & Santos Junior, C. F. D. (2018). Implicações Sociais, Econômicas e Ambientais de Uma Iniciativa de Manejo Florestal Comunitário em Assentamento na Amazônia Oriental. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 56(4), 623–644. <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560405>
- Porté, A., & Bartelink, H. H. (2002). Modelling mixed forest growth: A review of models for forest management. *Ecological Modelling*, 150(1–2), 141–188. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00476-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00476-8)
- Queiroz, H. L. (2005a). A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19(54), 183–203. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200011>
- Queiroz, H. L. (2005b). A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19(54), 183–203. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142005000200011>
- R Core Team. (2025). *R: Uma Linguagem e Ambiente para Computação Estatística* [R]. Fundação R para Computação Estatística. <https://www.R-project.org>
- Ramalho, E. E., Macedo, J., Vieira, T., Valsecchi, J., Calvimontes, J., & Queiroz, H. (2009). Ciclo Hidrológico Nos Ambientes De Várzea Da Reserva De Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – Médio Rio Solimões , Período De 1990 a 2008 . *Uakari*, 5(1), 61–87.
- Rau, E.-P., Fischer, F., Joetzier, É., Maréchaux, I., Sun, I. F., & Chave, J. (2022). Transferability of an individual- and trait-based forest dynamics model: A test case across the tropics. *Ecological Modelling*, 463, 109801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109801>
- Reis, L. P., Ruschel, A. R., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. D., Carvalho, J. O. P. D., & Soares, M. H. M. (2014). Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. *Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 57(3), 234–243. <https://doi.org/10.4322/rca.ao1401>
- Reis, L. P., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. D., Carvalho, J. O. P. de, Queiroz, W. T. de, & Ruschel, A. R. (2013). EFEITO DA EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO EM ALGUMAS ESPÉCIES DE SAPOTACEAE NO LESTE DA AMAZÔNIA. *FLORESTA*, 43(3), 395. <https://doi.org/10.5380/ufv.v43i3.30808>
- Rocha, K. J. da, Maluleque, I. F., De Souza, É. C., Favalessa, C. M. C., & Brondani, G. E. (2024). INFLUENCE OF EDAPHIC VARIABLES ON PREDOMINANCE OF FOREST SPECIES AFTER SELECTIVE LOGGING IN THE AMAZONIAN BIOME. *Nativa*, 12(2), 294–301. <https://doi.org/10.31413/nat.v12i2.17268>
- Rocha, M. D., Feitosa, Y. O., Wittmann, F., Piedade, M. T. F., Resende, A. F. D., & Assis, R. L. D. (2020). River damming affects seedling communities of a floodplain forest in the Central Amazon. *Acta Botanica Brasilica*, 34(1), 192–203. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0263>
- Rocha, S. J. S. S. D., Romero, F. M. B., Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Ribeiro, S. C., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Junior, V. T. M. D. M., Reis, L. P., Rufino, M. P. M. X., Comini, I. B., Tavares Júnior, I. D. S., & Viana, Á. B. T. (2023). Machine Learning: Volume and Biomass Estimates of Commercial Trees in the Amazon Forest. *Sustainability*, 15(12), 9452. <https://doi.org/10.3390/su15129452>
- Rosa, S. A. (2008). *MODELOS DE CRESCIMENTO DE QUATRO ESPÉCIES MADEIREIRAS DE FLORESTA DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA CENTRAL POR MEIO DE MÉTODOS DENDROCRONOLÓGICOS*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Santos, Canetti, A., Braz, E. M., Mattos, P. P. de, & Basso, R. O. (2021). *Estrutura diamétrica e padrão de crescimento de Cedrela odorata em floresta primária em Colniza, MT*.

- <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1132399/1/EmbrapaFlorestas-2021-ComunicadoTecnico469.pdf>
- Santos, H. G. dos. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Embrapa.
- Schöngart, J. (2008). Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *Forest Ecology and Management*, 256(1–2), 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.037>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Krambeck, H.-J., & Junk, W. J. (2007a). Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64(6), 657–664. <https://doi.org/10.1051/forest:2007044>
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Krambeck, H.-J., & Junk, W. J. (2007b). Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64(6), 657–664. <https://doi.org/10.1051/forest:2007044>
- Searle, E. B., & Chen, H. Y. H. (2017). Tree size thresholds produce biased estimates of forest biomass dynamics. *Forest Ecology and Management*, 400, 468–474. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.042>
- Silva, R. P. da, Dos Santos, J., Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S., & Higuchi, N. (2002). Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166(1–3), 295–301. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00678-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00678-8)
- Soboleski, V. F., Higuchi, P., Silva, A. C. D., Loebens, R., Souza, K., Buzzi Junior, F., Lima, C. L., Cruz, A. P., Silva, M. A. F. D., & Dallabrida, J. P. (2017). Variação de atributos funcionais do componente arbóreo em função de gradientes edáficos em uma floresta nebulosa no sul do Brasil. *Rodriguésia*, 68(2), 291–300. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768201>
- Strigul, N. (2012). Individual-Based Models and Scaling Methods for Ecological Forestry: Implications of Tree Phenotypic Plasticity. Em J. J. Diez (Org.), *Sustainable Forest Management—Current Research*. InTech. <https://doi.org/10.5772/29590>
- Tomé, M. M. (1988). *Modelação do crescimento da árvore individual de Eucalyptus globulus Labill. (1ª rotação)* [Tese, Universidade Técnica de Lisboa]. https://www.researchgate.net/publication/235004898_Modelacao_do_crescimento_da_arvore_individual_em_povoamentos_de_Eucalyptus_globulus_Labill_1_rotacao_na_Regiao_Centro_de_Portugal
- Tomé, M., Barreiro, S., & Paulo, J. A. (2006). Age-independent difference equations for modelling tree and stand growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(7), 1621–1630. <https://doi.org/10.1139/x06-065>
- Veras, H. F. P., Cunha Neto, E. M. D., Brasil, I. D. S., Madi, J. P. S., Araujo, E. C. G., Camaño, J. D. Z., Figueiredo, E. O., Papa, D. D. A., Ferreira, M. P., Corte, A. P. D., & Sanquetta, C. R. (2023). Estimating tree volume based on crown mapping by UAV pictures in the Amazon Forest. *Scientific Electronic Archives*, 16(7). <https://doi.org/10.36560/16720231742>
- Vieira, S., Trumbore, S., Camargo, P. B., Selhorst, D., Chambers, J. Q., Higuchi, N., & Martinelli, L. A. (2005). Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(51), 18502–18507. <https://doi.org/10.1073/pnas.0505966102>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022a). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, 14(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>

- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022b). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, 14(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Householder, J. E., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Demarchi, L. O., Quaresma, A. C., & Junk, W. J. (2022c). A Review of the Ecological and Biogeographic Differences of Amazonian Floodplain Forests. *Water*, 14(21), 3360. <https://doi.org/10.3390/w14213360>
- Wittmann, F., Junk, W. J., & Piedade, M. T. F. (2004). The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196(2–3), 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.060>
- Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J. C., Motzer, T., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Queiroz, H. L., & Worbes, M. (2006). Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33(8), 1334–1347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01495.x>
- Worbes, M., & Schöngart, J. (2019). Measures for sustainable forest management in the tropics – A tree-ring based case study on tree growth and forest dynamics in a Central Amazonian lowland moist forest. *PLoS ONE*, 14(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219770>

8 CONCLUSÕES GERAIS

Os modelos de crescimento independentes da idade são essenciais para superar uma de muitas lacunas no manejo florestal de várzeas amazônicas: a ausência de critérios de corte espécie-específicos e a ausência da idade cronológica. Nesse estudo, a metodologia aplicada permitiu gerar ciclos de corte adaptados à biologia do crescimento de cada uma das espécies analisadas (*H. crepitans* e *P. glomerata*) para evitar o uso de ciclos padronizados, que causam tanto subaproveitamento de espécies de rápido crescimento quanto sobre-exploração de espécies lentas.

Nossos resultados são novos principalmente para a espécie *P. glomerata*, que apesar do crescimento diamétrico lento, sua densidade elevada permite acúmulo volumétrico tão eficiente quanto espécies de crescimento rápido, como demonstrado em nossos resultados. Isto evidencia que regulamentações baseadas apenas em diâmetro (DMC) ignoram a realidade da madeira, e esta metodologia permite considerar essa característica no manejo.

Além disso, nossos resultados validam o conceito *GOL* para várzeas. Em vez de fixar ciclos padronizados, a metodologia permite derivar ciclos baseados em taxas reais de crescimento e em indicadores biofísicos (incremento volumétrico máximo, estrutura diamétrica). Isso confere legitimidade técnica às práticas de manejo comunitário sustentável.

A metodologia desenvolvida pode ser replicada para outras espécies, de forma a enriquecer tanto a literatura científica quanto o conhecimento acerca do manejo de espécies de várzea. Por fim, a transferência desses conhecimentos para comunidades tradicionais, órgãos gestores de unidades de conservação e agências reguladoras constituem o próximo desafio. Não basta desenvolver metodologias; é necessário que elas se traduzam em políticas públicas e práticas concretas que permitam às populações amazônicas utilizarem seus recursos de forma sustentável e culturalmente apropriada.