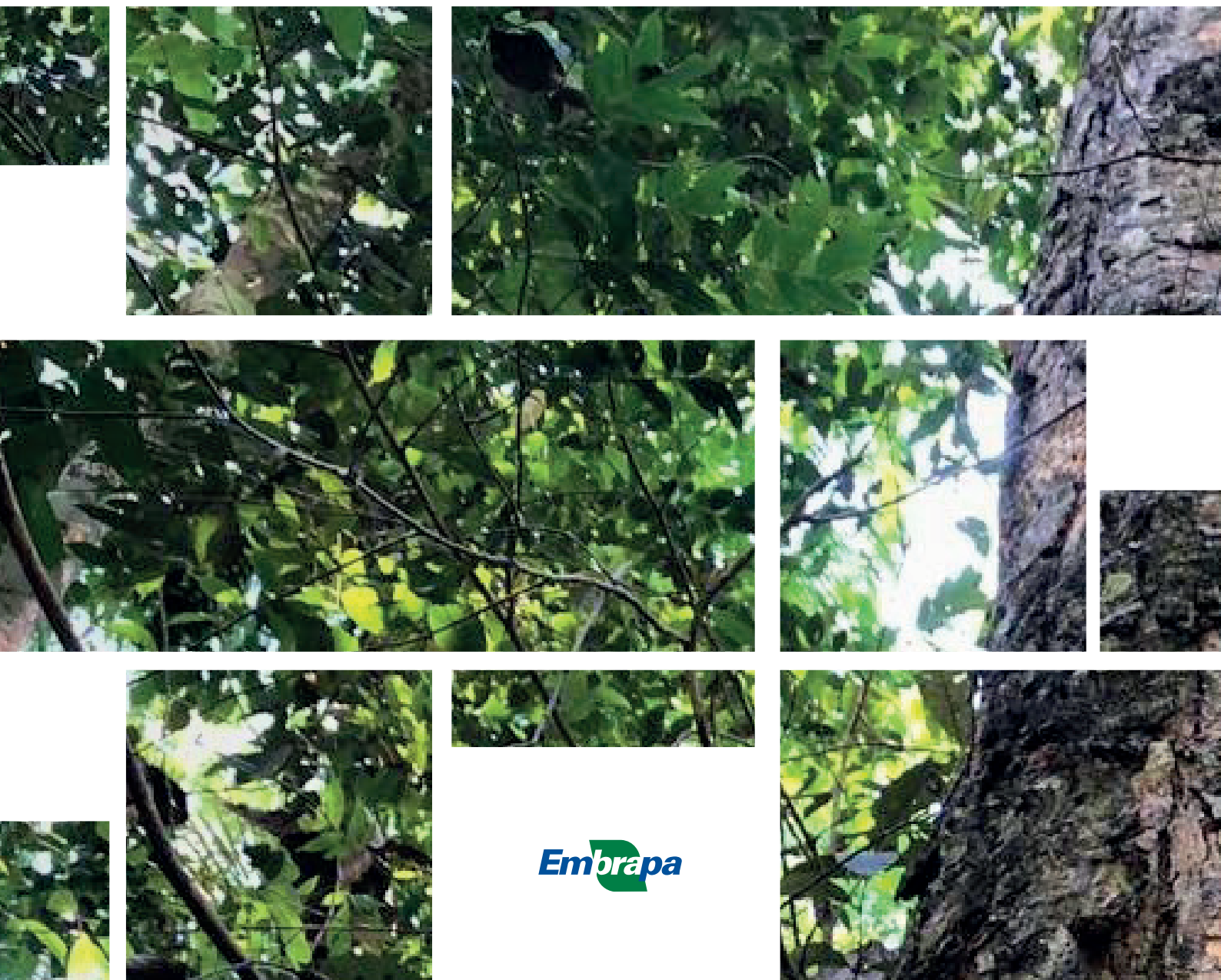




Ocorrência e crescimento de *Handroanthus* spp. na Amazônia, nos estados de Mato Grosso e Acre, como subsídio para a elaboração de normativas de manejo florestal e avaliação de risco de extinção





**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Florestas  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**

## **DOCUMENTOS 370**

Ocorrência e crescimento de *Handroanthus* spp. na Amazônia, nos estados de Mato Grosso e Acre, como subsídio para a elaboração de normativas de manejo florestal e avaliação de risco de extinção

*Evaldo Muñoz Braz  
Aline Canetti  
Patricia Póvoa de Mattos  
Marcus Vinicio Neves d'Oliveira  
Fabio Thaines  
Mariana Ferraz Oliveira  
Marilice Cordeiro Garrastazu*

**Embrapa Florestas**  
Estrada da Ribeira, km 111, Guaraituba,  
Caixa Postal 319  
83411-000, Colombo, PR, Brasil  
Fone: (41) 3675-5600  
www.embrapa.br/florestas  
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações da  
Embrapa Florestas

Presidente  
*Patrícia Póvoa de Mattos*

Vice-Presidente  
*José Elidney Pinto Júnior*

Secretária-Executiva  
*Neide Makiko Furukawa*

Membros  
*Annete Bonnet*  
*Cristiane Aparecida Fioravante Reis*  
*Elenice Fritzsos*  
*Krisle da Silva*  
*Marcelo Francia Arco Verde*  
*Marilice Cordeiro Garrastazu*  
*Susete do Rocio Chiarello Penteado*  
*Valderês Aparecida de Sousa*

Supervisão editorial e revisão de texto  
*José Elidney Pinto Júnior*

Normalização bibliográfica  
*Francisca Rasche*

Projeto gráfico da coleção  
*Carlos Eduardo Felice Barbeiro*

Editoração eletrônica  
*Neide Makiko Furukawa*

Foto capa  
*Fabio Thaines*

**1ª edição**  
Publicação digital (2022): PDF

#### **Todos os direitos reservados**

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,  
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
Embrapa Florestas

---

Ocorrência e crescimento de *Handroanthus* spp. na Amazônia, nos estados de Mato Grosso e Acre, como subsídio para a elaboração de normativas de manejo florestal e avaliação de risco de extinção. [recurso eletrônico] / Evaldo Muñoz Braz ... [et al.]. - Colombo : Embrapa Florestas, 2022.  
PDF (76 p.) : il. color. - (Documentos / Embrapa Florestas, ISSN 1980-3958 ; 370)

Modo de acesso: World Wide Web:  
<<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>>

1. *Handroanthus serratifolius*. 2. *Handroanthus impetiginosus*. 3. Ocorrência natural. 4. Fases de crescimento. 5. Preservação. 6. Manejo florestal. 7. Sustentabilidade ambiental. I. Braz, Evaldo Muñoz. II. Canetti, Aline. III. Mattos, Patricia Póvoa de. IV. d'Oliveira, Marcus Vinicio Neves. V. Thaines, Fabio. VI. Oliveira, Mariana Ferraz. VII. Garrastazu, Marilice Cordeiro. VIII. Série.

CDD (21. ed.) 634.95

# **Autores**

## **Evaldo Muñoz Braz**

Engenheiro florestal, doutor em Engenharia Florestal, pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

## **Aline Canetti**

Engenheira florestal, doutora em Engenharia Florestal, autônoma, Curitiba, PR

## **Patricia Póvoa de Mattos**

Engenheira-agrônoma, doutora em Engenharia Florestal, pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

## **Marcus Vinicio Neves d'Oliveira**

Engenheiro florestal, doutor em Manejo de Florestas Nativas, pesquisador da Embrapa Acre, Rio Branco, AC

## **Fabio Thaines**

Engenheiro florestal, Tecman Engenharia, Sinop, MT

## **Mariana Ferraz Oliveira**

Engenheira florestal, doutora em Engenharia Florestal na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

## **Marilice Cordeiro Garrastazu**

Engenheira florestal, mestre em Engenharia Agrícola, pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR



# Apresentação

É sempre uma grata satisfação poder contribuir com o avanço da pesquisa com espécies arbóreas nativas, disponibilizando os resultados à comunidade. O estudo da ocorrência das espécies madeireiras oriundas de florestas naturais tem importância estratégica para o Brasil, tanto no panorama ambiental como no econômico. Essa foi a motivação para a equipe da Embrapa Florestas e seus colaboradores desenvolverem este trabalho que aborda a situação de *Handroanthus* spp. em dois Estados da Federação.

É apresentada a área de ocorrência de espécies desse gênero, com considerações sobre a sua população, crescimento e estrutura, capacidade de suporte e estoque das florestas naturais sob manejo, dentre outras análises. São, também, apresentados resultados de avaliações de produção sob diferentes condições de manejo florestal. Estas informações são de extrema importância não apenas para os organismos ambientais, como também para o setor produtivo, academia, instituições de pesquisa e instituições governamentais, e técnicos envolvidos direta ou indiretamente com o manejo de florestas naturais.

O presente trabalho tem alinhamento com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6, 8, 12, 15 e 17, pois aborda o aumento da produtividade e a manutenção da cobertura florestal pelo manejo de floresta natural, envolvendo sistemas que contribuem para o aumento da eficiência do uso desses recursos naturais, além de promover a conservação dos ecossistemas e a manutenção da biodiversidade. Esse trabalho é resultado da colaboração de diferentes instituições e agentes que visam ao manejo sustentável de espécies madeireiras da Floresta Amazônica.

Espera-se que as informações aqui disponibilizadas possam cobrir várias lacunas sobre o tema em questão, com um novo enfoque de procedimento de análise sobre espécies arbóreas nativas.

*Erich Gomes Schaitza*  
Chefe Geral da Embrapa Florestas





# Sumário

Introdução.....	9
Metodologia.....	12
Banco de dados .....	12
Censos florestais (inventários a 100%).....	12
Inventários diagnósticos.....	13
Inventários amostrais .....	13
Parcelas permanentes no Acre .....	15
Coleta de amostras em Mato Grosso .....	15
Análise da ocorrência.....	15
Cálculo de florestas remanescentes e árvores de <i>Handroanthus</i> spp. ....	17
Levantamento da situação atual das florestas .....	17
Levantamento da situação atual das espécies de <i>Handroanthus</i> .....	17
Análise do crescimento diamétrico no Acre .....	17
Análise do crescimento diamétrico em Mato Grosso .....	17
Análise da estrutura diamétrica de <i>Handroanthus</i> spp. ....	19
Análise do crescimento da população de <i>Handroanthus</i> spp. no Acre .....	20
Análise do crescimento da população de <i>Handroanthus</i> spp. em Mato Grosso.....	21
Simulações de manejo de <i>Handroanthus</i> spp.....	22
Resultados e discussão.....	23
Ocorrência de <i>Handroanthus</i> spp. na Amazônia, nos estados do Acre e Mato Grosso .....	23
Densidade e ocorrência de <i>Handroanthus</i> spp. ....	23
Acre.....	24
Mato Grosso.....	26
Densidade e ocorrência de <i>Handroanthus</i> spp. nos PMFS .....	28
Representatividade de <i>Handroanthus</i> spp. na florística da Floresta Amazônica .....	30
Avaliação da distribuição diamétrica de árvores remanescentes e cortadas em UPAs após manejo florestal .....	31
Registros das espécies de <i>Handroanthus</i> em herbários versus sua real ocorrência .....	33
Árvores de <i>Handroanthus</i> spp. nas florestas remanescentes do Acre .....	35
Árvores de <i>Handroanthus</i> spp. nas florestas remanescentes da Amazônia mato-grossense .....	37

Confirmação botânica das espécies de <i>Handroanthus</i> nos inventários amostrais .....	40
Incremento em diâmetro por classe diamétrica .....	41
Equações de crescimento diamétrico de <i>Handroanthus</i> spp. em Mato Grosso.....	43
Curvas de produção diamétrica individual de <i>Handroanthus</i> spp. em Mato Grosso .....	44
Estrutura diamétrica .....	46
Estrutura diamétrica nos censos florestais (DAP $\geq$ 35 cm) .....	46
Distribuições diamétricas acumuladas .....	49
Comparação com inventários disponíveis na literatura .....	51
Estrutura diamétrica nos inventários amostrais em áreas preferencias de <i>Handroanthus</i> spp. em FOA.....	54
Comparação de área manejada com área não manejada .....	57
Curvas de produção de madeira das populações.....	58
Acre.....	58
Mato Grosso.....	60
Simulações de manejo de <i>Handroanthus</i> spp.....	61
Regeneração natural de <i>Handroanthus</i> spp. ....	64
Fatores reprodutivos associados à manutenção das espécies na floresta sob manejo .....	64
Considerações finais.....	66
Agradecimentos .....	67
Referências .....	68
Apêndices .....	75
Apêndice 1 - Parâmetros estatísticos e coeficientes das equações de crescimento ajustadas para as espécies e para os gênero <i>Handroanthus</i> , em Mato Grosso. ....	75
Apêndice 2 - Parâmetros estatísticos e coeficientes das funções densidade de probabilidade lognormal ajustadas para o gênero <i>Handroanthus</i> , por tipologia, em Mato Grosso. ....	76
Apêndice 3 - Parâmetros estatísticos e coeficientes das funções densidade de probabilidade Weibull de três parâmetros ajustadas para <i>Handroanthus</i> spp., por tipologia, no Acre. ....	76

## Introdução

Como alternativa para a manutenção dos remanescentes florestais, o manejo das florestas naturais é a única atividade econômica de uso e cobertura da terra que garante a cobertura contínua das áreas de florestas (Seydack, 2012; Lundqvist, 2017), permitindo compatibilizar o desenvolvimento econômico, social e ambiental (Timofeiczky Junior et al., 2005). Nesse sentido, as Nações Unidas consideram o manejo florestal como alternativa para o desenvolvimento sustentável e conservação da biodiversidade (Zimmerman; Kormos, 2012).

Existem iniciativas internacionais que incentivam o manejo florestal na Amazônia, com estímulo à atividade em contraposição às práticas que demandam a mudança do uso e cobertura da terra, como agricultura e pecuária. O Banco Mundial se enquadra nessas iniciativas internacionais, promovendo a certificação do manejo florestal, com o intuito de garantir a manutenção da biodiversidade e a sustentabilidade ambiental (World Bank Group, 2013). Ainda, a Convenção das Nações Unidas sobre Clima (UNFCCC) está empenhada em criar regras para o incentivo ao manejo florestal, como atividade que contribui para a redução de emissão de carbono (UNFCCC Secretariat, 2008).

Tendo em vista o potencial do manejo de florestas naturais na Amazônia como alternativa de atividade econômica sustentável, deveriam ser concentrados esforços para otimizar o desenvolvimento da atividade, garantindo a produção de madeira tropical de alta de qualidade, como produto de fonte renovável. Para isso, é necessário que a atividade seja planejada, tendo por base amplo conhecimento sobre as espécies comerciais e a dinâmica florestal como um todo.

A legislação brasileira adota, atualmente, o regime policíclico para o manejo da Floresta Amazônica, em território nacional. Nesse regime, apenas parte do estoque comercial é explorado, pois apenas árvores com diâmetro superior ao diâmetro mínimo de corte (DMC) podem ser manejadas, considerando cada ciclo de corte (Seydack, 2012). Com isso, mantém-se a cobertura do solo praticamente inalterada. Um dos principais requisitos para o manejo das florestas é a garantia de que exista um estoque mínimo de árvores nas classes diamétricas remanescentes para os futuros ciclos de corte (Carron, 1968; Braz et al., 2012; Seydack, 2012). Uma vez determinado o DMC ideal, as árvores das classes diamétricas remanescentes irão abastecer as classes comerciais para o próximo ciclo, havendo renovação periódica e perene das unidades de árvores, o que fortalece o entendimento de que a madeira é um bem renovável. Conhecimentos detalhados sobre a estrutura e a dinâmica de cada espécie são necessários para um planejamento efetivo da produção, que resulte em maior rendimento e garanta o abastecimento de madeira para os ciclos futuros.

Chazdon (2014) considera que, em contraste à conversão de florestas para a agricultura, a exploração madeireira mantém muito da biodiversidade e biomassa original. A pesquisadora conclui que as florestas sob manejo possuem alto valor de conservação, principalmente quando comparadas aos plantios de espécies exóticas, e que são mais diversas e semelhantes às florestas maduras em estrutura e composição. Entretanto, quando se menciona a redução e mesmo a destruição da Floresta Amazônica, a exploração madeireira, mesmo sob normas de manejo, é o principal uso e cobertura da terra a ser lembrado e criticado.

Dentre as espécies de maior valor econômico e com grande potencial de retorno para os produtores na Amazônia estão as do gênero *Handroanthus* (ipês). São plantas heliófilas que ocorrem em florestas primárias e em florestas secundárias, capoeiras etc. (Lorenzi, 1992). São abundantes em áreas abertas de pastagens, indicando fácil cultivo e necessidade de luz, pois, nesses locais, se desenvolvem sob pleno sol (Juárez Garcia et al., 2015).

A ocorrência de *Handroanthus* spp. é continental. Na rede SpeciesLink, material botânico da espécie *H. serratifolius* (Vahl) S.O. Grose foi registrado em todos os estados brasileiros (SpeciesLink Network, 2021), exceto no Rio Grande do Sul, enquanto *H. impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos não foi registrado apenas em dois estados do Norte do Brasil (Amapá e Rondônia). Na Amazônia, Schulze et al. (2008) enunciaram a ocorrência de *H. serratifolius* e *H. impetiginosus* nos estados do Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Rondônia e Roraima, em diferentes classes de densidade. No Acre, entre as espécies comerciais, *Tabebuia serratifolia* (atual *Handroanthus serratifolius*) estava entre as dez espécies com maior índice de valor de importância (IVI), em oito das nove subtipologias estudadas (Funtac, 1992). Neste mesmo trabalho foi reportada regeneração natural dessa espécie em sete subtipologias.

Embora essas espécies apresentem ampla distribuição geográfica e abundância, existem atualmente debates no setor florestal sobre a inserção de espécies de *Handroanthus* na lista de espécies da flora ameaçadas de extinção. Esse debate surge, principalmente, em função da publicação da Nota Técnica 004/2019 pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro, em 20 de março de 2019 (CNCFlora, 2019). Nesse documento, existem várias lacunas quanto à exploração madeireira e ameaça às espécies da flora e fauna. Nota-se confusão na abordagem sobre a exploração madeireira, agrupando, por exemplo, informações de árvores provenientes de supressão para mudança de floresta para agropecuária com árvores provenientes do manejo florestal, em que a floresta permanece como o uso e cobertura da terra original. Assim, os dados de exploração madeireira como um todo, que incluem eventualmente dados de manejo, são citados como fontes de desmatamento, desconsiderando que o manejo florestal mantém a cobertura florestal. Os trabalhos raramente incluem a perda ocasionada especificamente pelo desmatamento, para implantação de lavoura ou pecuária.

Na Nota Técnica 004/2019, os autores fazem considerações sobre o risco de o manejo florestal contribuir para a extinção dessas espécies, mas seus estudos são baseados, principalmente, no efeito de grandes desmatamentos realizados com destinação à implantação de lavouras ou pastagens. Ainda, as baixas densidades de cada espécie arbórea, que sempre foram comuns em florestas primárias da Amazônia (Heinsdijk, 1958; Pires; Prance, 1977; Martins, 1991), são associadas, equivocadamente, ao manejo. De acordo com o RAD 2021 (Azevedo et al., 2022), 98% das áreas desmatadas são decorrentes de atividades ligadas à agricultura ou à pecuária.

Avaliações de não especialistas mescladas com as de especialistas sobre o tema manejo, somadas às interpretações equivocadas das estruturas do gênero *Handroanthus*, têm colaborado para comprometer o entendimento de técnicos brasileiros relativo ao potencial do manejo florestal como instrumento de proteção ambiental, apesar de ser reconhecido mundialmente como forma de garantir a manutenção de áreas florestais, com suas riquezas e funcionalidades (Zimmerman; Kormos, 2012).

Como resultado da publicação da Nota Técnica 004/2019, em reunião realizada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), em 8 de setembro de 2019 (Brasil, 2019), foi sugerida a inclusão de espécies do gênero *Handroanthus* na lista da CITIES (Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção). Entretanto, os produtores madeireiros enfatizaram, em tal reunião, que a inclusão do gênero na lista CITIES ocasionará receio aos compradores internacionais em usar as espécies sob ameaça, uma vez que os próprios mercados já especulam suspender a compra de madeira de espécies incluídas nessa lista (Brasil, 2019). Na opinião dos produtores, isto seria devastador para a comercialização do setor.

Não há dúvidas sobre a devastação que o desmatamento causa na Amazônia. Quando uma área passa por conversão do uso e cobertura da terra, toda a floresta é desmatada. Ainda, muitas vezes a queimada precede ao desmatamento, ou seja, sequer há o aproveitamento da madeira. A inclusão de espécies em listas como a da Cities não parece uma alternativa para interromper ou minimizar os impactos da perda da biodiversidade pelo desmatamento. Quando há desmatamento, não há proteção de espécies, constando ou não na lista de espécies ameaçadas de extinção, enquanto o manejo mantém 88% das árvores (Braz; Mattos, 2015).

A exploração ilegal de madeira tampouco seria influenciada por tal inclusão na lista da Cities, uma vez que atividades ilícitas não passam por processo de licenciamento para derrubada ou comercialização. Exploração ilegal é um delito que ocorre independentemente da espécie que está sendo comercializada. O controle deveria ser realizado sobre toda a cadeia de custódia, a partir do registro da origem da madeira, como é feito no processo de certificação e com as ferramentas de fiscalização, tal como ocorre com o Documento de Origem Florestal (DOF).

Portanto, a verdadeira limitação que a inclusão de espécies na lista da Cities pode causar é para os produtores que comercializam legalmente a madeira de tais espécies, especialmente mediante manejo florestal. A legislação é bastante rigorosa no que diz respeito ao licenciamento para essa atividade, tendo sido desenvolvida justamente para garantir a sua sustentabilidade. Tais exigências acarretam gastos significativos como aqueles realizados com inventários florestais e honorários de profissionais habilitados. Portanto, para a atividade ser rentável, no mínimo, o produtor deveria buscar o máximo rendimento da floresta, de acordo com os critérios de sustentabilidade. As espécies de maior interesse para o mercado são aquelas que estão sendo alvo de notas técnicas para inclusão em listas de espécies ameaçadas ou, ainda, sendo categorizadas como vulneráveis em Portarias, como é o exemplo de *Handroanthus* spp. e outras espécies como *Amburana acreana* (Ducke) A.C. Sm. (cerejeira), *Aniba rosiodora* Ducke (pau-rosa), *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. (garapeira), *Cedrela odorata* L. (cedro-rosa), *Hymenaea parvifolia* Huber (jatobá), *Hymenolobium excelsum* Ducke (angelim-pedra); *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez (itauba) e *Virola surinamensis* (Meisn.) Taub. ex Mez (ucuúba) (Brasil, 2014; 2021). A única forma de avaliar a vulnerabilidade dessas espécies seria por meio de levantamentos (inventários amostrais), para conhecer seu real estoque e a cuidadosa interpretação destes dados. No entanto, não foi documentado esse tipo de estudo. O que se percebe é que o fato de a espécie ser atrativa economicamente tem bastado para ela ser considerada nas discussões sobre inclusão nas listas de espécies vulneráveis.

Esse estudo visa analisar a situação atual do estoque de árvores de *H. serratifolius* e *H. impetiginosus* na Amazônia, com ênfase nos estados do Acre e de Mato Grosso. Buscou-se compreender a distribuição geográfica das duas espécies e sua dinâmica, estudando as fases de crescimento (da juventude à senescência) e sua relação com as estruturas diamétricas encontradas, dentre outras análises. Os resultados permitirão avaliar o grau de sustentabilidade do manejo de populações naturais dessas espécies, de acordo com as estruturas atuais. Também servirão de base para as tomadas de decisão quanto à inclusão dessas espécies em listas de vulneráveis, bem como para nortear a regulamentação de seu manejo.

## Metodologia

### Banco de dados

Foram utilizados dados provenientes de inventários florestais e da literatura especializada, buscando-se abranger de forma representativa todas as tipologias presentes no Acre e em Mato Grosso. O conjunto de dados foi composto por inventários florestais de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) aprovados e fornecidos pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac-AC) e pela Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso (Sema-MT), inventários amostrais e de resultados ou relatórios publicados em literatura científica. Para estudo do crescimento no Acre, foram utilizados dados de parcelas permanentes e em Mato Grosso foram coletadas amostras de fustes de árvores de *Handroanthus impetiginosus* e *H. serratifolius* em áreas de PMFS aprovados pela Sema-MT. A seguir, são detalhadas as diferentes fontes que compuseram o banco de dados.

### Censos florestais (inventários a 100%)

Foram selecionados inventários de Unidades de Produção Anual (UPA) de PMFS autorizados e cedidos pelas instituições reguladoras responsáveis, para análise da distribuição de *Handroanthus* spp. nos referidos Estados (Tabela 1). No total, foram analisadas 24 UPAs no Acre e 55 em Mato Grosso. Nos inventários selecionados para a análise, não haviam registros de tocos de árvores abatidas recentemente, o que indica que a estrutura florestal se encontrava, no momento de medição, próxima a uma estrutura de floresta natural intacta. Todos os PMFS estavam localizados em Floresta Amazônica e distribuídos nas principais tipologias do bioma nos estados envolvidos.

**Tabela 1.** Características das áreas dos planos de manejo florestal dos quais foram obtidos os dados dos censos florestais pré-exploratórios (DAP  $\geq$  35 cm) em florestas do Acre e de Mato Grosso, por tipologia florestal.

	Número de inventários	Número total de árvores de <i>Handroanthus</i> spp.	Área total (ha)	Número de árvores de <i>Handroanthus</i> spp. (ha <sup>-1</sup> )
<b>Acre</b>				
FOA	15	7.905	24.770	0,320
FOD	9	2.956	16.571	0,180
<b>Total</b>	<b>24</b>	<b>10.861</b>	<b>41.340</b>	
<b>Mato Grosso</b>				
Fefo	3	206	3.584	0,057
Fesav	3	116	1.727	0,067
FESV	20	14	17.270	0,001
FOA	14	4.988	13.458	0,371
FOD	15	5.778	18.611	0,310
<b>Total</b>	<b>55</b>	<b>11.102</b>	<b>54.649</b>	

Sendo FOA = Floresta Ombrófila Aberta, FOD = Floresta Ombrófila Densa, FESV = Floresta Estacional Sempre-Verde, Fefo = zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila e Fesav = zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (IBGE, 2015).

Os inventários utilizados eram pré-comerciais, do tipo censo (inventários a 100%), que são requeridos para aprovação do PMFS (Brasil, 2006). Conforme exigências dos órgãos ambientais, são mensurados os diâmetros a 1,30 m do solo (DAP) de todas as árvores com DAP  $\geq$  35 cm, sendo

as alturas comerciais estimadas visualmente. Todas as árvores são identificadas, codificadas e georreferenciadas. Como se trata de inventários com fins comerciais, a identificação das espécies no campo se dá pelo nome comum utilizado na comercialização da madeira.

É importante destacar que a identificação no campo, muitas vezes, só é possível em nível de gênero. As campanhas de campo nem sempre ocorrem durante a época de floração da espécie, e as árvores não florescem todas ao mesmo tempo, muitas vezes inviabilizando a identificação em nível de espécie, uma vez que várias chaves de identificação analíticas se baseiam nessas estruturas (Alencar, 1998). Adicionalmente, muitas espécies presentes em PMFS pertencem a gêneros e famílias com complexidade taxonômica e elevada riqueza de espécies, o que dificulta sua identificação no campo (Cysneiros et al., 2018).

No caso das espécies do gênero *Handroanthus*, a identificação botânica nos inventários comerciais é, na maioria dos casos, limitada ao gênero, já que as estruturas reprodutivas não estão disponíveis durante o ano todo. Portanto, onde foram utilizados os dados provenientes dos censos pré-exploratórios, como não houve confirmação botânica, foi considerado nas análises o gênero *Handroanthus*. No total, foram registradas mais de 20 mil árvores de *Handroanthus* spp. em uma área de aproximadamente 100 mil ha inventariados.

## Inventários diagnósticos

Para o estado do Acre, foram cedidos pelo Imac-AC inventários diagnósticos protocolados junto aos PMFS (Tabela 2). Trata-se de inventários amostrais nos quais todas as árvores com DAP  $\geq 10$  cm são identificadas e têm seus diâmetros e alturas mensurados. Esses inventários foram utilizados para a análise da estrutura diamétrica do gênero *Handroanthus* e das espécies *H. impetiginosus* e *H. serratifolius* e permitiram a compreensão da estrutura das classes diamétricas inferiores, uma vez que o nível de inclusão (DAP  $\geq 10$  cm) era maior que a dos censos florestais (DAP  $\geq 35$  cm).

**Tabela 2.** Características das áreas dos planos de manejo florestal dos quais foram obtidos os dados dos inventários diagnósticos (DAP  $\geq 10$  cm) em florestas do Acre, por tipologia florestal.

	FOA	FOD	Total
Número de inventários	9,0	7,0	16,0
Número total de árvores de <i>Handroanthus</i> spp.	198,0	62,0	260,0
Área total	82,3	45,8	128,1
Número de árvores de <i>Handroanthus</i> spp., por ha	2,4	1,4	

Sendo FOA = Floresta Ombrófila Aberta, FOD = Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2015).

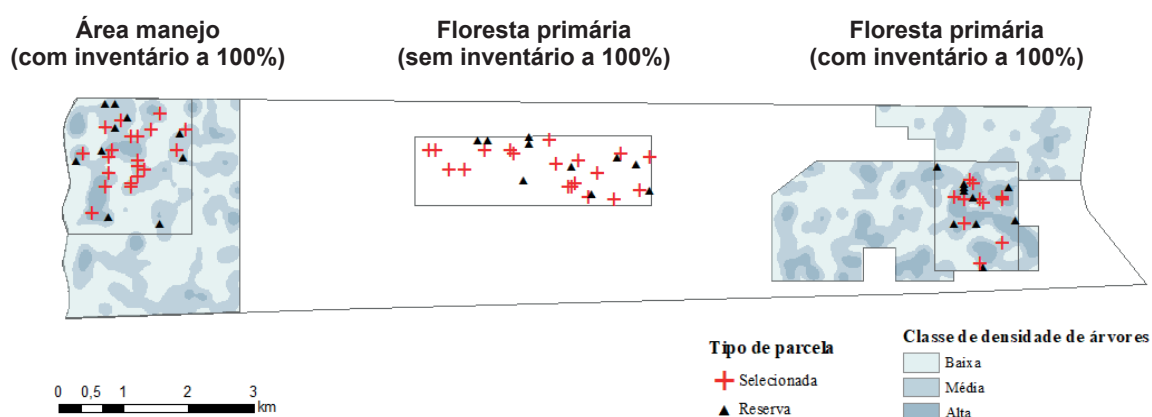
## Inventários amostrais

Foram realizados inventários amostrais nos dois Estados em questão, para melhor compreensão da estrutura das espécies de *Handroanthus* em áreas preferenciais. Os inventários foram realizados em FOA, que concentra maiores densidades dessas espécies (Tabela 1 e Tabela 2).

No Acre, o levantamento foi realizado no município de Acrelândia, em áreas de manejo florestal comunitário pertencentes à Associação dos Produtores da Agricultura Familiar do Projeto de Assentamento Agroextrativista Porto Dias – APFAPD. Os locais disponíveis para o estudo compõem 15 unidades de produção no Manejo Florestal Comunitário, com área total de 1.431 ha, explo-

radas em diversos anos, a partir de 2015 até 2021. Em Mato Grosso, as áreas selecionadas para a amostragem pertenciam a empresas florestais que autorizaram a coleta de dados.

A alocação de parcelas foi baseada nos censos florestais pré-exploratórios, a partir dos quais foram elaborados mapas de densidade de *Kernel* no programa ArcGis™ 10.5 Environmental Systems Research Institute (Esri) para o gênero *Handroanthus*, gerando três classes de densidade. O raio de busca utilizado foi o default indicado no software. Foram lançadas, aleatoriamente, parcelas dentro das classes 2 e 3 de densidade em uma intensidade amostral de 1% (Figura 1). O desenho amostral foi realizado dessa forma, visando direcionar a amostragem aos locais onde, de fato, haviam exemplares e que eram áreas preferenciais do gênero, para detectar seu potencial quando estivessem em condições mais favoráveis.



**Figura 1.** Desenho esquemático do lançamento de parcelas em uma das áreas de amostragem de *Handroanthus* spp. em Floresta Ombrófila Aberta, no município de Aripuanã, MT.

Em Mato Grosso foram alocadas 75 parcelas circulares de 50 m de diâmetro, ao longo das duas áreas, totalizando 15 ha inventariados. Aproximadamente, 8 ha foram inventariados em áreas sem manejo florestal, considerados como floresta primária e, na área complementar, o inventário foi realizado em áreas com manejo florestal efetuado entre 2009 e 2015. No Acre foram alocadas 34 parcelas circulares de 50 m de diâmetro, totalizando 6,8 ha inventariados em área de floresta manejada.

No interior das parcelas amostradas, foram mensuradas todas as árvores do gênero *Handroanthus* com DAP  $\geq 10$  cm, com medição de diâmetro, estimativa de altura e qualidade do fuste de cada árvore. Foi realizada a coleta de material botânico (exsicatas) das árvores amostradas sempre que possível, para a validação da espécie por especialista. Registrou-se, visualmente e em fotografias, a ocorrência de regeneração natural da espécie (plântulas com DAP  $< 10$  cm).

Os espécimes foram identificados por especialista da Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat), com base em exsicatas inférteis (material vegetativo), utilizando a literatura do grupo (Gentry 1992; Ribeiro et al., 2021) Flora do Brasil 2020 (Lohmann et al., 2020) e comparação com materiais digitalizados, informatizados e disponíveis nos Herbários Virtuais (ex. Jabot, *Specieslink*, Re flora). A nomenclatura e os nomes aceitos seguiram a Flora do Brasil 2020 (Lohmann et al. 2020; BFG, 2021a, 2021b, 2021c).



## Parcelas permanentes no Acre

A Embrapa Acre cedeu os dados de incremento de *Handroanthus* spp. obtidos em 52 parcelas permanentes instaladas em 1992, nos municípios de Acrelândia, Bujari, Lábrea e Rio Branco. As parcelas permanentes seguem o modelo padrão da Embrapa (Oliveira et al., 2005, 2017), para dimensão e medições, tendo área de 1 ha (100 m x 100 m), subdivididas em 100 subparcelas de 10 m x 10 m.

## Coleta de amostras em Mato Grosso

Foram amostradas seções cilíndricas do fuste (discos) no sentido transversal, com espessura de aproximadamente 5 cm, de árvores de *H. impetiginosus* e *H. serratifolius* provenientes de Colniza, MT, derrubadas em área com PMFS autorizado pela Sema-MT. Estas amostras foram removidas da base da primeira tora comercial disponível, aproximadamente a 1 m acima do solo. Foram obtidas quatro amostras *H. impetiginosus* (62 cm a 89 cm de DAP) e cinco de *H. serratifolius* (69 cm a 81 cm de DAP).

O crescimento foi determinado pela medição dos anéis de crescimento. Para melhor visualizá-los, as amostras dos fustes foram secas naturalmente, sendo na sequência polidas com lixas de diferentes gramaturas. Foram traçados oito raios em cada amostra, separados por ângulos de aproximadamente 45° e, em todos os raios, os anéis foram marcados com auxílio de microscópio estereoscópico. Os anéis de crescimento foram mensurados com precisão de 0,01 mm em mesa de mensuração LINTAB™ (Frank Rinn, Heidelberg, Alemanha) e com software TSAP-Win (Rinn, 1996). As séries de crescimento geradas pela mensuração dos anéis foram datadas visualmente entre raios da mesma árvore e posteriormente entre árvores, para garantir a determinação do ano de formação de cada camada de crescimento.

## Análise da ocorrência

Para análise e visualização da densidade populacional de *Handroanthus* spp. nas diferentes tipologias, foram selecionadas, do conjunto de dados de censos florestais fornecidos pelo Imac-AC e Sema-MT (Tabela 1), as UPAs que continham árvores do gênero. Foi calculada a densidade média de árvores (DAP  $\geq$  35 cm) em cada UPA, considerando o número de árvores e área total. Os PMFS foram classificados de acordo com a tipologia florestal em que estavam inseridos.

Para representação, selecionou-se uma UPA de um PMFS por tipologia, em Mato Grosso, para gerar mapas de densidade de árvores. Os mapas foram desenvolvidos mediante uso do estimador de densidade *Kernel* no ArcGis™ 10.5 (Esri). O raio de busca utilizado foi o *default* indicado no software. Para cada área, foram geradas cinco classes de densidade, cada uma ocupando aproximadamente 20% da área total da UPA. Os mapas de densidade foram comparados visualmente aos modelos digitais de elevação nas áreas de estudo, obtidos a partir de dados do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (Weber et al., 2004), para verificação da influência da altitude na ocorrência natural da espécie.

Os dados dos censos florestais foram utilizados para o cálculo do índice de valor de importância (VI) das espécies encontradas. Nesse caso, consideraram-se nomes comuns (vernaculares), visto que nesses inventários as espécies são comumente identificadas dessa forma. Optou-se por não substituir os nomes comuns por nomes científicos no presente trabalho, por não se dispor da certificação da identificação botânica.

O VI é gerado utilizando os critérios de densidade, frequência e dominância das espécies em cada parcela, conforme equações 1 a 4 (Cottam; Curtis, 1956). Nos censos florestais de UPAs recebidos, havia a numeração da faixa (sequência de caminamento entre os limites do polígono) à qual pertencia cada árvore, sendo cada faixa considerada, nesse estudo, uma parcela para registro de frequência.

$$DR_i = \frac{n_i}{N} \times 100 \quad (1)$$

$$DoR = \frac{g_i}{G} \times 100 \quad (2)$$

$$FR_i = \frac{\frac{U_i}{U_i}}{\sum_{i=1}^s \frac{U_i}{U_i}} \times 100 \quad (3)$$

$$VI_i (\%) = \frac{DR_i + DoR_i + FR_i}{3} \quad (4)$$

na qual:

$DR_i$  = densidade relativa da *i*-ésima espécie (%)

$n_i$  = número total de indivíduos amostrados da *i*-ésima espécie ha<sup>-1</sup>

$N$  = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies ha<sup>-1</sup>

$DoR$  = dominância relativa (%)

$g_i$  = área transversal da *i*-ésima espécie (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>)

$G$  = somatório da área transversal de todas as espécies (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>)

$FR_i$  = frequência relativa da *i*-ésima espécie (%)

$U_i$  = número de parcelas com ocorrência da *i*-ésima espécie

$U_t$  = número total de parcelas

$VI_i$  (%) = índice de valor de importância da *i*-ésima espécie (%)

Com o objetivo de demonstrar a proporção e a distribuição das árvores de *Handroanthus* spp. que são categorizadas em “corte” ou “remanescente” dentro de uma UPA, foi selecionada uma UPA por tipologia florestal na Amazônia matogrossense, exceto para a Fefo, pois foram registrados poucos exemplares do gênero nessa tipologia. Utilizou-se a classificação apresentada pelos engenheiros que constava nos censos analisados.

Para complementar a análise de ocorrência das duas principais espécies de *Handroanthus* na Amazônia (*H. impetiginosus* e *H. serratifolius*), foram obtidos os registros botânicos catalogados na

rede SpeciesLink (SpeciesLink Network, 2021). Comparou-se a distribuição geográfica das espécies segundo a rede SpeciesLink à distribuição geográfica do gênero obtida a partir dos dados dos censos florestais previamente analisados.

## **Cálculo de florestas remanescentes e árvores de *Handroanthus* spp.**

### **Levantamento da situação atual das florestas**

Para quantificar o desflorestamento, foram utilizados os mosaicos de áreas com floresta do Projeto MapBiomas (MapBiomas, 2021) no Acre, nos anos de 1985 e 2020 e para o bioma Amazônia em Mato Grosso nos anos de 1988 e 2019. A área desflorestada no período foi calculada em Sistema de Informação Geográfica, utilizando-se as ferramentas calculadora de raster e cálculo de área no software ArcGis™ 10.5 (Esri). *Shapefiles* de terras indígenas (Funai, 2019) e de unidades de conservação (Brasil, 2018) foram utilizados para calcular a área total protegida de floresta natural e desflorestada desde 1985 no Acre e 1988 em Mato Grosso. Foram consideradas áreas protegidas aquelas que, atualmente, não são passíveis de manejo sustentável: terras indígenas e Unidades de Conservação de Proteção Integral. Áreas de florestas remanescentes, desflorestadas e protegidas, foram calculadas também para cada tipologia individualmente.

### **Levantamento da situação atual das espécies de *Handroanthus***

Foi calculado o número de árvores do gênero *Handroanthus* nos dois Estados, a partir da relação da área de florestas remanescentes e desmatadas e densidades médias em cada tipologia florestal. Para o Acre, foram utilizadas as densidades obtidas nos inventários diagnósticos (Tabela 2; DAP  $\geq$  10 cm). Em Mato Grosso, foram utilizadas as densidades médias provenientes dos censos florestais (Tabela 1; DAP  $\geq$  35 cm). Para Mato Grosso foi utilizada também a densidade média de árvores de *Handroanthus* spp. entre 10 cm e 35 cm de DAP, relatada por Schulze et al. (2008), para estimar o número de árvores dessas dimensões.

### **Análise do crescimento diamétrico no Acre**

A análise do crescimento de *Handroanthus* spp. no Acre foi realizada comparando-se o incremento médio anual por classe diamétrica entre espécies (dados das parcelas permanentes), pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $p \leq 0,05$ ).

### **Análise do crescimento diamétrico em Mato Grosso**

Utilizando as amostras de fustes coletadas em Mato Grosso, analisou-se o incremento médio por classe diamétrica pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $p \leq 0,05$ ), sendo ajustadas equações de crescimento para cada espécie e para o gênero *Handroanthus*. Previamente ao ajuste das equações de crescimento, foi aplicado o método *Bootstrap* não paramétrico com 100 iterações (Miller, 2004), criando trajetórias de crescimento pela combinação aleatória dos anéis de crescimento mensurados, aumentando a acuracidade da modelagem. Foram ajustados sete modelos de crescimento (equações 5 a 11) de origem biológica: Chapman-Richards, Gompertz, Hossfeld IV, Logístico, Lundqvist-Korf, Schumacher e Weibull de três parâmetros (Zeide et al., 1993; Burkhart; Tomé, 2012), utilizando regressão não linear pelo processo PROC NLIN no software SAS®.

$$\text{Chapman-Richards: } DAP = \beta_0(1 - e^{-\beta_1 t^{\beta_2}}) \quad (5)$$

$$\text{Gompertz: } DAP = \beta_0 e^{-\beta_1 e^{-\beta_2 t}} \quad (6)$$

$$\text{Hossfeld IV: } DAP = \frac{t^{\beta_2}}{\beta_1 + t^{\frac{\beta_2}{\beta_0}}} \quad (7)$$

$$\text{Logístico: } DAP = \frac{\beta_0}{(1 + \beta_1 e^{-\beta_2 t})} \quad (8)$$

$$\text{Lundqvist-Korf: } DAP = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{t^{\beta_2}}} \quad (9)$$

$$\text{Schumacher: } DAP = \beta_0 e^{-\frac{\beta_1}{t}} \quad (10)$$

$$\text{Weibull 3p: } DAP = \beta_0(1 - e^{-\beta_1 t^{\beta_2}}) \quad (11)$$

na qual:

$DAP$  = diâmetro a 1,3 m do solo

$t$  = tempo, em anos, decorrido até alcance do  $DAP$  considerado

$\beta_0, \beta_1, \beta_2$  = parâmetros das equações

$e$  = número de Euler

A seleção da melhor equação de crescimento foi feita com base no erro padrão da estimativa – Syx (%), critérios de informação de Akaike corrigido e Bayesiano (equações 12 e 13, respectivamente), ajuste aos dados reais e distribuição dos resíduos, considerando  $DAP \leq 10$  cm:

$$AICC = -2f(\hat{\theta}) + \frac{2(pn)}{n - p - 1} \quad (12)$$

$$BIC = -2 \log L(\hat{\theta}) + p \log n \quad (13)$$

na qual:

$p$  = número de parâmetros a serem estimados

$n$  = número de observações da amostra

$f(\hat{\theta})$  = função suporte maximizada

$L$  = valor máximo da função de verossimilhança

Curvas de crescimento em volume de árvore individual foram geradas utilizando-se as equações de crescimento diamétrico ajustadas a partir das séries de anéis de crescimento, da relação hipsométrica desenvolvida por Andrade et al. (2019) para *H. serratifolius* no Amazonas e equação de volume ajustada por Cysneiros et al. (2017) para *H. impetiginosus* na Floresta Nacional do Jamari (Rondônia). As mesmas relações hipsométricas e equações de volume foram utilizadas para as duas espécies e para o gênero *Handroanthus*, visto que eram as disponíveis na literatura.

Das curvas de crescimento em diâmetro e em volume de árvore individual, foram derivadas as curvas de incremento médio anual (IMA) e incremento corrente anual (ICA), conforme equações 14 e 15. Nessas curvas, foram identificados os diâmetros em que as espécies e o gênero *Handroanthus* atingem o máximo ICA e o ponto de encontro das curvas de IMA e ICA.

$$IMA_x = \frac{x_t}{t} \quad (14)$$

$$ICA_x = x_{t+1} - x_t \quad (15)$$

na qual:

$IMA_x$  = incremento médio anual em DAP ou em volume ( $m^3$ )

$ICA_x$  = incremento corrente anual em DAP ou em volume ( $m^3$ )

$x$  = DAP ou volume comercial acumulados em diferentes tempos “t” na curva de crescimento ( $m^3$ )

$t$  = tempo relativo à curva de crescimento

Foi utilizado o o ponto de encontro das curvas de ICA e IMA em valor diamétrico para compreender quais os momentos de maior vigor e início do declínio das árvores dessas espécies. Esse conceito foi baseado em Weiskittel et al. (2011), que informam que é o incremento em diâmetro da árvore que sinaliza seu vigor. A redução do incremento em diâmetro está relacionada com a maior probabilidade de mortalidade e início da fase de estagnação do crescimento e senescência (Kramer; Kozlowski, 1960; Nyland, 2007; Batista et al., 2014). Em contrapartida, o entendimento das maximizações em volume foi feito mediante cruzamento das curvas de IMA e ICA em volume.

## **Análise da estrutura diamétrica de *Handroanthus* spp.**

Para o Acre foram utilizados os dados dos inventários diagnósticos (Tabela 2; DAP  $\geq$  10 cm) para análise da estrutura diamétrica, enquanto em Mato Grosso foram utilizados os dados dos censos florestais (Tabela 1). Como nos censos florestais são mensuradas as árvores com DAP  $\geq$  35 cm, a classe diamétrica com Centro de Classe (CC) de 35 cm (30 cm a 40 cm) fica incompleta e, portanto, foi convencionado neste trabalho que o número de árvores dessa classe seria multiplicado por 2, visando minimizar a lacuna de dados.

Foram ajustadas funções densidade de probabilidade da estrutura diamétrica média em cada tipologia estudada, utilizando a função fitdistr no software R (RStudio Team, 2015). Para o Acre, visto que a distribuição diamétrica dos dados reais seguia a forma exponencial negativa, foi ajustada a função Weibull de três parâmetros (equação 16). Para o Mato Grosso a distribuição dos dados reais seguia a forma próxima à normal, e, portanto, foi ajustada a função log-normal (equação 17).

$$f(DAP) = \left(\frac{c}{b}\right) \left(\frac{DAP - \alpha}{b}\right)^{c-1} e \left[-\left(\frac{DAP - \alpha}{b}\right)^c\right] \quad (16)$$

$$f(DAP) = \frac{e^{\left(\frac{1}{2}\right) \left[\frac{(\ln DAP - \mu)}{\sigma}\right]^2}}{DAP \sigma \sqrt{2\pi}} \quad (17)$$

na qual:

$DAP$  = diâmetro a 1,30 m do solo (cm)

$f_{DAP}$  = função densidade da variável  $DAP$ ;  $DAP_{min}$

$\mu$  = média

$\sigma$  = desvio padrão

$a$ ,  $b$  e  $c$  = parâmetros estimados nos ajustes  $DAP_{min}$

A aderência das funções aos dados reais foi avaliada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha = 0,05$ ) e a acurácia pelo erro padrão da estimativa.

Também foram analisadas as estruturas diamétricas acumuladas, obtidas a partir das funções ajustadas. As estruturas diamétricas obtidas nas funções densidade probabilidade na FOA foram comparadas às registradas nas áreas de inventário amostral. Para o inventário amostral, também foram analisadas as distribuições diamétricas antes e após o manejo florestal.

## Análise do crescimento da população de *Handroanthus* spp. no Acre

As curvas de crescimento em volume de madeira da população de *Handroanthus* spp. no Acre foram geradas a partir da combinação dos dados de incremento médio em diâmetro, registrados nas parcelas permanentes, e das funções densidade de probabilidade da distribuição diamétrica para a FOA. Para o cálculo do volume individual de madeira em cada classe diamétrica, foram utilizadas a relação hipsométrica desenvolvida por Andrade et al. (2019) para *H. serratifolius* no Amazonas e a equação de volume comercial ajustada por Cysneiros et al. (2017) para *H. impetiginosus* na Floresta Nacional do Jamari (Rondônia). As mesmas relações hipsométricas e equações de volume foram utilizadas para as duas espécies e para o gênero *Handroanthus*, visto que eram as disponíveis na literatura. O tempo de passagem entre classes diamétricas foi calculado para estimar a idade aproximada da árvore em cada centro de classe.

A partir dos valores de volume acumulado individual multiplicado pelo número de árvores em cada classe diamétrica, foi calculado o volume comercial acumulado da população. Do volume da população por classe diamétrica e idade estimada, foram derivadas as curvas de incremento médio anual (IMA) e incremento corrente anual (ICA) em volume da população, conforme equações 18 e 19. Os volumes foram calculados para a população de 100 ha, para melhor visualização.

$$IMA_v = \frac{V_t}{t} \quad (18)$$

$$ICA_v = V_{t+1} - V_t \quad (19)$$

na qual:

$V$  = volume comercial acumulado da população ( $m^3$  100  $ha^{-1}$ )

$IMA_v$  = incremento médio anual em volume da população ( $m^3$  100  $ha^{-1}$ )

$ICA_v$  = incremento corrente anual em volume da população ( $m^3$  100  $ha^{-1}$ )

$t$  = idade estimada a partir do tempo de passagem entre classes diamétricas

Nessas curvas, foram identificados os diâmetros em que as espécies e o gênero *Handroanthus* atingem o máximo ICA e o ponto de encontro das curvas de IMA e ICA, visando compreender os momentos de maximização do crescimento em volume de madeira das espécies.

## **Análise do crescimento da população de *Handroanthus* spp. em Mato Grosso**

Para projetar o crescimento de *Handroanthus* spp. em nível de população, em Mato Grosso, onde haviam dados de crescimento provenientes de anéis de crescimento, foram combinados os dados de equações de crescimento e funções densidade de probabilidade ajustadas para o Estado e para a área amostral.

Para isso, assumiu-se que a distribuição diamétrica de uma espécie reproduz o mesmo padrão de formação ocorrido no passado, servindo de base para o direcionamento do manejo futuro (Gotelli, 2008; Lundqvist, 2017). Foram realizados os seguintes procedimentos, conforme Canetti et al. (2021):

- A saída das funções densidade de probabilidade é o número de árvores e a entrada é o diâmetro das árvores. Por esse motivo, é possível trabalhar diretamente com o diâmetro, e não apenas com classes diamétricas. Utilizando-se as equações de crescimento, para gerar os valores de diâmetro, estimou-se o número de árvores em cada tempo “ $t$ ”, referente à curva de crescimento das espécies. Com este procedimento, foi possível estimar a distribuição diamétrica por espécie, no tempo (tempo x número de árvores  $ha^{-1}$ ). Como as distribuições diamétricas reais foram estabelecidas com dados a partir de  $DAP \geq 20$  cm, os cálculos foram realizados a partir desta dimensão diamétrica.
- O número de árvores em cada tempo “ $t$ ” foi multiplicado pelo volume da árvore individual em cada tempo, resultando na curva de produção da população ( $m^3$   $ha^{-1}$ ) em cada tempo relativo à equação de crescimento.
- Da curva de produção em volume da população, foram derivados os incrementos médios anual (IMA) e corrente anual (ICA), conforme as equações 14 e 15.

### Simulações de manejo de *Handroanthus* spp.

Foram testadas combinações de ciclos de corte e diâmetros mínimos de corte para *Handroanthus* spp., considerando as diferentes estruturas diamétricas e incrementos obtidos no presente trabalho, para o Acre e Mato Grosso.

Foi utilizado o método de projeção por classe diamétrica (Alder, 1995), para comparação e seleção dos incrementos volumétricos obtidos a partir das diferentes combinações de ciclo de corte e DMC, com os seguintes cenários:

- DMC definido pelo ponto de encontro das curvas de ICA e IMA da população e ciclo de corte calculado a partir do tempo de passagem na DMC, conforme Canetti et al. (2021).
- DMC = 50 cm e ciclo de corte = 35 anos, conforme legislação atual (Brasil, 2006).
- DMC definido pelo ponto de encontro das curvas de ICA e IMA da população (Canetti et al., 2021) e o ciclo de corte da legislação atual.
- DMC definido pelos pontos de máximo ICA e de encontro das curvas de ICA e IMA da população e ciclo de corte de 70 anos.
- DMC de 60 cm e ciclo de corte de 70 anos.

O processo matemático para as simulações no método de projeção por classe diamétrica foi definido pela equação (20).

$$N_{k,t+1} = N_{k,t} + I_k - O_k - M_k - H_k \quad (20)$$

na qual:

$N_{k,t+1}$  = número de árvores na classe  $k$  no período  $t + 1$

$N_{k,t}$  = número de árvores na classe  $k$  no período  $t$

$I_k$  = recrutamento na classe  $k$  durante o período

$O_k$  = número de árvores que migraram da classe  $k$  para classes subsequentes durante o período

$M_k$  = mortalidade na classe  $k$  durante o período

$H_k$  = árvores extraídas durante o período

As matrizes foram construídas a partir da classe diamétrica de 15 cm, para períodos de 5 anos ( $k$ ), até alcançar o ciclo de corte desejado. Quando não haviam dados das classes diamétricas iniciais, os mesmos foram estimados a partir dos dados de estrutura disponível, até a obtenção do estado estável da estrutura diamétrica baseado em procedimento utilizado por Lacerda et al. (2013). O volume de colheita ( $H_k$ ) considerado foi o disponível em árvores com DAP superior ao DMC.

Foram utilizados os seguintes dados:

**Incremento médio por classe diamétrica:** dados brutos provenientes das parcelas permanentes do Acre e das equações de crescimento desenvolvidas para o Mato Grosso. O número de árvores



que migraram para as classes subsequentes ( $O_k$ ) foi calculado a partir do tempo de passagem entre classes diamétricas, conforme equação (21), descrita por Alder (1995).

$$O_k = \frac{t \cdot i}{w} \quad (21)$$

na qual:

$O_k$  = número de árvores que migraram da classe  $k$  para classes subsequentes, durante o período

considerando:

$i$  = incremento médio da classe diamétrica  $k$  (obtido da equação de crescimento)

$w$  = intervalo entre classes diamétricas (10 cm no presente trabalho)

$t$  = período considerado

**Estrutura diamétrica inicial ( $N_{k,t}$ ):** obtida a partir das funções densidade probabilidade para o Acre e para o Mato Grosso e para os inventários amostrais em áreas preferenciais de *Handroanthus* spp..

**Recrutamento ( $I_k$ ):** foi considerado como recrutamento 2,5% do número total de árvores da estrutura diamétrica considerada (baseado em Oliveira; Braz, 1998).

**Mortalidade ( $M_k$ ):** foram usadas informações de mortalidade de Schulze et al. (2008), atingindo uma média de 2,0% ao ano.

Após a obtenção da estrutura diamétrica final da matriz de projeção por classe diamétrica, converteu-se o número de árvores em volume, utilizando a relação hipsométrica desenvolvida por Andrade et al. (2019), para *H. serratifolius* no Amazonas e equação de volume ajustada por Cysneiros et al. (2017) para *H. impetiginosus* na Floresta Nacional do Jamari (Rondônia), para obtenção da produção total no período considerado. Esta produção foi dividida pelos ciclos de corte estabelecidos no cálculo do incremento anual da população, visando comparar proporcionalmente as produções dos diferentes DMC e ciclos de corte testados.

## Resultados e discussão

### Ocorrência de *Handroanthus* spp. na Amazônia, nos estados do Acre e Mato Grosso

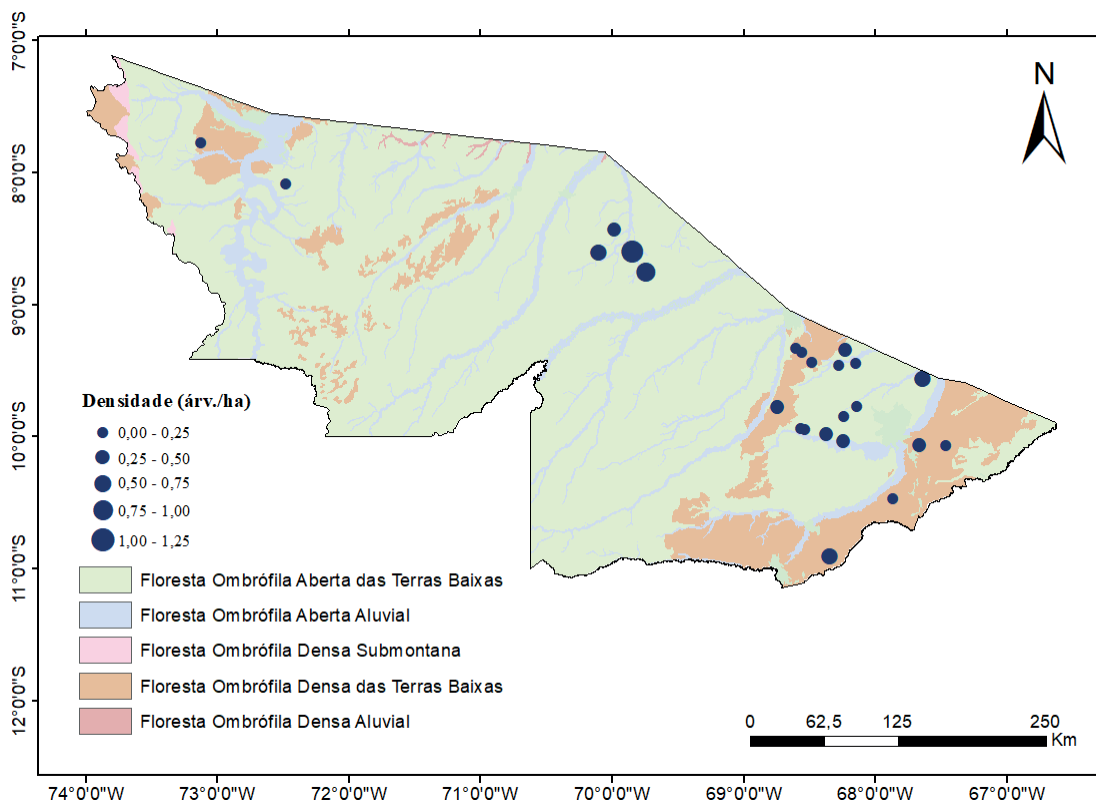
#### Densidade e ocorrência de *Handroanthus* spp.

Foi possível observar que as densidades de *Handroanthus* spp., considerando os censos florestais (DAP  $\geq$  35 cm, Tabela 1), foram diferentes entre estados, PMFS e tipologias (Figura 2 e Figura 4).

A tipologia Floresta Ombrófila Aberta (FOA) é a que concentra maiores densidades de *Handroanthus* spp. no Acre e em Mato Grosso. Isso mostra o grande potencial desses estados na produção madeireira de *Handroanthus* spp., uma vez que são compostos de ampla cobertura de FOA.

## Acre

No Acre, observou-se maior número de árvores de *Handroanthus* spp. entre os rios Envira e Purus, região central do estado, na FOA (Figura 2). Isso indica que fatores ambientais como microclima, disponibilidade hídrica e tipo de solo podem ser determinantes para locais preferenciais das espécies (Alvarez-Buylla et al., 1996; Ivanauskas; Assis, 2009).

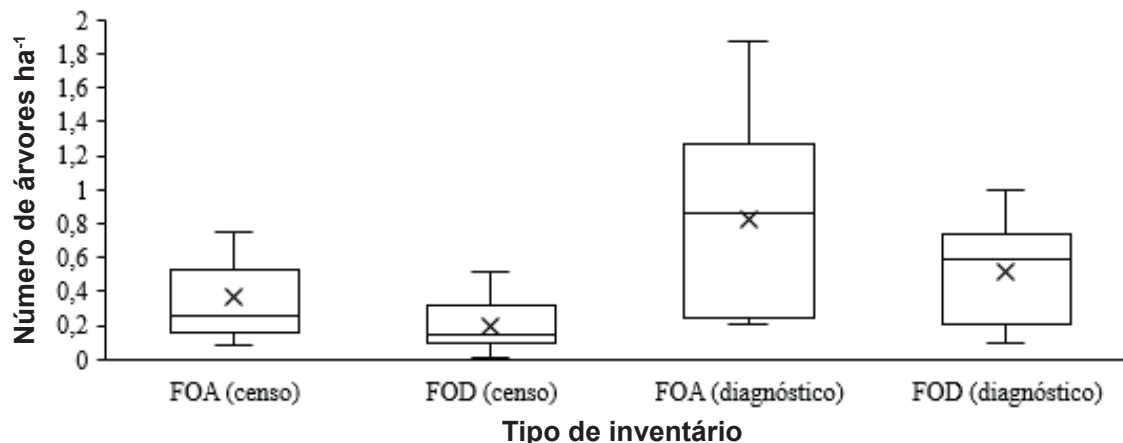


**Figura 2.** Densidade média de árvores (DAP  $\geq$  35 cm) de 24 Planos de Manejo Florestal Sustentável autorizados pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac-AC) que continham *Handroanthus* spp..

A região centro-sul do estado do Acre é composta por Unidades de Conservação (Brasil, 2018) e Terras Indígenas (Funai, 2019), não tendo dados disponíveis de censos realizados, uma vez que PMFS não são permitidos nessas áreas. Entretanto, considerando o elevado estado de conservação desses sítios compostos de FOA, pode-se inferir que são encontradas densidades substanciais de árvores das espécies de *Handroanthus*, que formam uma reserva significativa para a conservação dessas espécies.

A proporção média do número de árvores identificadas como ipê-amarelo, comparada com aquelas identificadas como ipê-roxo, esteve entre 55% e 65% nos censos e nos inventários diagnósticos, tanto na FOA quanto na FOD. Amaro (1996) registrou uma proporção semelhante de árvores de ipê-amarelo no Acre (70%). Essa proporção de árvores de ipê-amarelo, possivelmente, pode ser observada ao longo das tipologias, havendo variações de acordo com sítios preferenciais. No entanto, como não houve confirmação botânica dos dados referentes aos inventários diagnósticos e censos, optou-se por trabalhar com *Handroanthus*, em nível de gênero.

As densidades populacionais de *Handroanthus* spp. foram superiores nos inventários diagnósticos, quando comparadas aos censos (Figura 3), chegando a ser mais de duas vezes maior na FOD.



**Figura 3.** Comparação entre as densidades populacionais de *Handroanthus* spp. registradas em censos florestais e em inventários diagnósticos (DAP  $\geq$  35 cm) no Acre.

No entanto, as densidades das espécies de *Handroanthus* registradas nos inventários amostrais (Figura 3) foram semelhantes àquelas da folha SC-19 (Rio Branco) do Projeto Radambrasil (1980) (Tabela 3), também amostral, realizado há mais de quatro décadas. Também foram compatíveis com as densidades registradas por Amaro (1996) no Acre, considerando DAP  $\geq$  35 cm, de 0,46 árvores ha<sup>-1</sup> de ipê-roxo e 0,83 árvores ha<sup>-1</sup> de ipê-amarelo.

**Tabela 3.** Número de árvores ha<sup>-1</sup> (DAP  $\geq$  30 cm) oriundo da folha SC-19 (Rio Branco) do Projeto Radambrasil (1980), considerando as principais espécies madeireiras do Acre.

Tipologia	FOAa	FOAb	FODb	Média
Abiurana	2,678	2,560	3,572	2,937
Matamatá	1,130	1,100	1,886	1,372
Guariúba	0,581	0,780	1,286	0,882
Açacu	1,129	0,660	0,314	0,701
Caucho	0,258	0,900	0,820	0,659
Ipê	0,457	1,020	0,500	0,659
Tauari	0,226	0,360	0,600	0,395
Sumaúma	0,194	0,820	0,171	0,395
Cumaru-ferro	0,452	0,400	0,286	0,379
Cedro	0,129	0,460	0,171	0,253
Manitê (Murure)	0,290	0,140	0,171	0,200
Jatobá	0,000	0,000	0,457	0,152
Copaíba	0,097	0,200	0,143	0,147
Garapeira (amarelinho)	0,000	0,180	0,143	0,108
Faveira	0,065	0,020	0,029	0,038

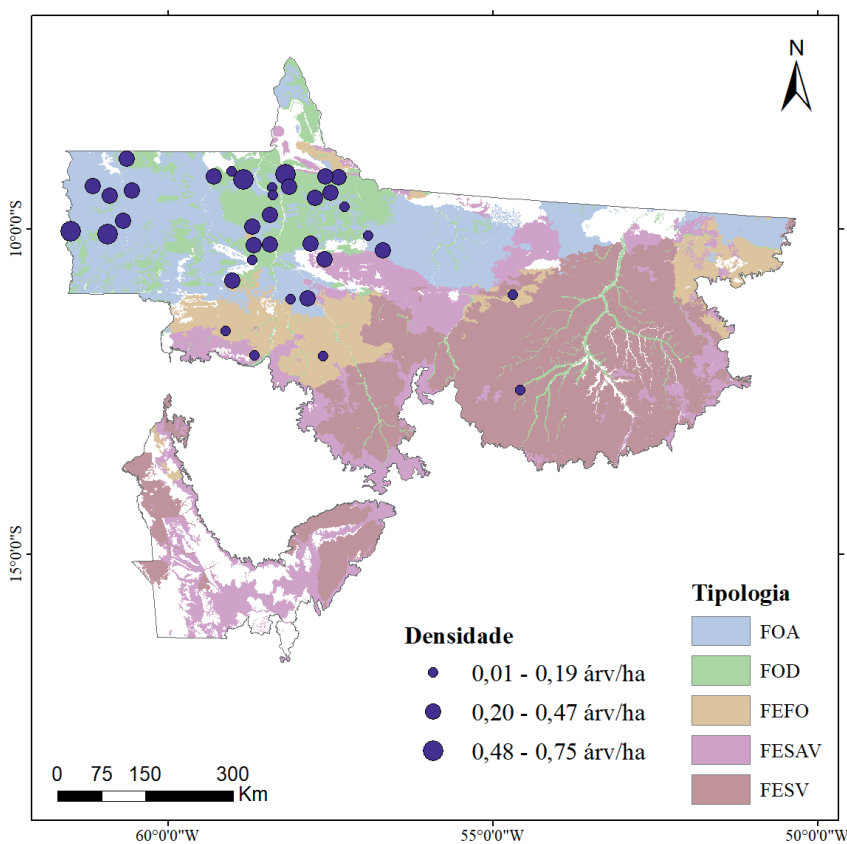
Sendo: FOAa = Floresta Ombrófila Aberta Aluvial; FOAb = Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas; FODb = Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas.

Fonte: Projeto Radambrasil (1980).

Nos censos florestais, a área total considerada inclui espaços sem árvores, tais como áreas com rios ou alagadas que, no estado do Acre, são áreas muito extensas e que são contabilizadas na área total da UPA. Os inventários diagnósticos e o inventário do Projeto Radambrasil (1980) são amostrais, e as amostras geralmente são alocadas em áreas sem esses espaços vazios, resultando em médias maiores de densidade.

## Mato Grosso

Em Mato Grosso, as regiões com maiores densidades populacionais de *Handroanthus* spp. estavam distribuídas de maneira homogênea nas tipologias de Floresta Ombrófila. No entanto, na Floresta Sempre-Verde (FESV), o número de árvores das espécies foi pouco representativo (Figura 4).



**Figura 4.** Densidade média de árvores (DAP  $\geq$  35 cm) de 36 Planos de Manejo Florestal Sustentável autorizados pela Sema-MT que continham *Handroanthus* spp., distribuídos na Floresta Ombrófila Aberta (FOA), Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Estacional Sempre-Verde (FESV), zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (Fefo) e zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (Fesav) em Mato Grosso.

Fonte: IBGE (2015).

As densidades populacionais de *Handroanthus* spp. (Tabela 1; Figura 4) foram compatíveis com aquelas relatadas na folha SC-21 (Rondônia e Mato Grosso) do Projeto Radambrasil (1980), para todas as tipologias florestais (Tabela 2). Também foram similares às densidades relatadas por Schulze et al. (2008), em diferentes estados da Amazônia brasileira, variando entre 0,10 árvores  $ha^{-1}$  a 0,45 árvores  $ha^{-1}$  (DAP  $\geq$  30 cm) para *H. serratifolius* e de 0,08 árvores  $ha^{-1}$  a 0,19 árvores  $ha^{-1}$  (DAP  $\geq$  30 cm) para *H. impetiginosus*.

Na análise dos dados do Projeto Radambrasil (1980) para as principais espécies arbóreas comercializadas em Mato Grosso, nota-se que as espécies de ipês (*Handroanthus* spp.) estavam entre as quinze com maior densidade, ocupando o quarto lugar (Tabela 4). Notou-se, a partir desses dados, que há mais de 40 anos as densidades populacionais da maioria das espécies madeireiras já eram menores ou iguais a uma árvore  $ha^{-1}$ .

**Tabela 4.** Número de árvores ha<sup>-1</sup> (DAP ≥ 30 cm) oriundo da folha SC-21 - Juruena do Projeto Radambrasil (1980), considerando as principais espécies madeireiras da Amazônia.

Tipologia	FOA-SbC	FOA-SbP	FOD-AI	FOD-Sb	Fefo	Fesav	Fosav	Média
Cupiúba	0,17	0,42	0,20	1,91	0,84	0,36	4,25	1,16
Cambará	0,84	0,18	0,40	1,17	0,76	0,94	3,25	1,08
Amescla	0,56	0,23	1,60	0,30	0,98	0,79	0,25	0,67
<b>Ipê</b>	<b>0,39</b>	<b>1,09</b>	<b>0,40</b>	<b>1,09</b>	<b>0,58</b>	<b>0,79</b>	<b>0,00</b>	<b>0,62</b>
Cedrinho	0,54	0,08	1,00	0,64	0,44	0,58	0,75	0,58
Garapeira	0,29	0,35	1,40	0,38	0,67	0,70	0,00	0,54
Cumarú	0,47	0,35	0,80	0,59	0,40	0,42	0,25	0,47
Itaúba	0,29	0,43	0,20	0,47	0,76	0,91	0,00	0,44
Jatobá	0,15	0,19	1,00	0,42	0,31	0,43	0,00	0,36
Tauari	0,18	0,61	0,00	0,25	0,22	0,30	0,00	0,22
Maçaranduba	0,14	0,13	0,00	0,42	0,00	0,12	0,00	0,12
Cedro-rosa	0,12	0,13	0,00	0,15	0,07	0,09	0,25	0,11
Muiracatiara	0,02	0,04	0,00	0,00	0,02	0,30	0,00	0,05
Angelim-pedra	0,13	0,03	0,00	0,02	0,00	0,09	0,00	0,04
Freijó	0,00	0,02	0,00	0,11	0,07	0,00	0,00	0,03

Sendo: FOA-SbC = Floresta Ombrófila Aberta Submontana com cipós; FOA-SbP = Floresta Ombrófila Aberta Submontana com palmeiras; FOD-AI = Floresta Ombrófila Densa Aluvial; FOD-Sb = Floresta Ombrófila Densa Submontana; Fefo = zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila e Fesav = zona de transição entre Floresta Estacional e Savana; Fosav = zona de transição entre Floresta Ombrófila e Savana.

Fonte: Projeto Radambrasil (1980).

Nota-se, com relação aos resultados do Acre e de Mato Grosso, que menos de uma árvore ha<sup>-1</sup> é o padrão de densidade populacional da maioria das espécies da região Amazônica (Pitman et al., 1999) e em outras florestas tropicais (Pires; Prance, 1977). Schulze et al. (2008) afirmaram que as densidades populacionais das espécies de *Handroanthus* são baixas, e isso serviu de base, segundo a Nota Técnica 004/2019 emitida pelo Jardim Botânico (CNCFlora, 2019), para a sugestão da classificação das espécies como vulneráveis e sua inclusão na lista da Cites (Convenção sobre Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção). Entretanto, a preocupação com a unidade hectare é um equívoco, quando se avalia a densidade populacional de espécies na Amazônia. Para Durigan (2009), considerar “raras” espécies amostradas com menos de um indivíduo por hectare é uma simplificação grosseira. Segundo essa autora, isso serviria apenas para comparações entre espécies dentro da mesma comunidade. A maior parte dos inventários de florestas naturais, realizados por instituições de pesquisa e universidades no passado, já usavam 100 hectares como unidade mínima de referência (UFSM, 1979; Funtac, 1992, 1999).

O gênero *Handroanthus*: a) apresenta ampla ocorrência no Brasil (SpeciesLink Network, 2021) e no estado de Mato Grosso (Figura 2); b) ocorre em mais de um hábitat, tais como aqueles em diferentes tipologias florestais; c) apresenta densidade populacional que pode ser considerada normal, uma vez que menos de uma árvore ha<sup>-1</sup> é o padrão esperado para a Amazônia (Pitman et al., 1999), mas também ocorre em alguns locais cujas densidades podem ser consideradas elevadas (mais de uma árvore ha<sup>-1</sup>, ex. Figura 3). Os três critérios mencionados descaracterizam a inclusão das espécies do gênero *Handroanthus* na categoria “raras”, segundo Rabinowitz (1981).

### Densidade e ocorrência de *Handroanthus* spp. nos PMFS

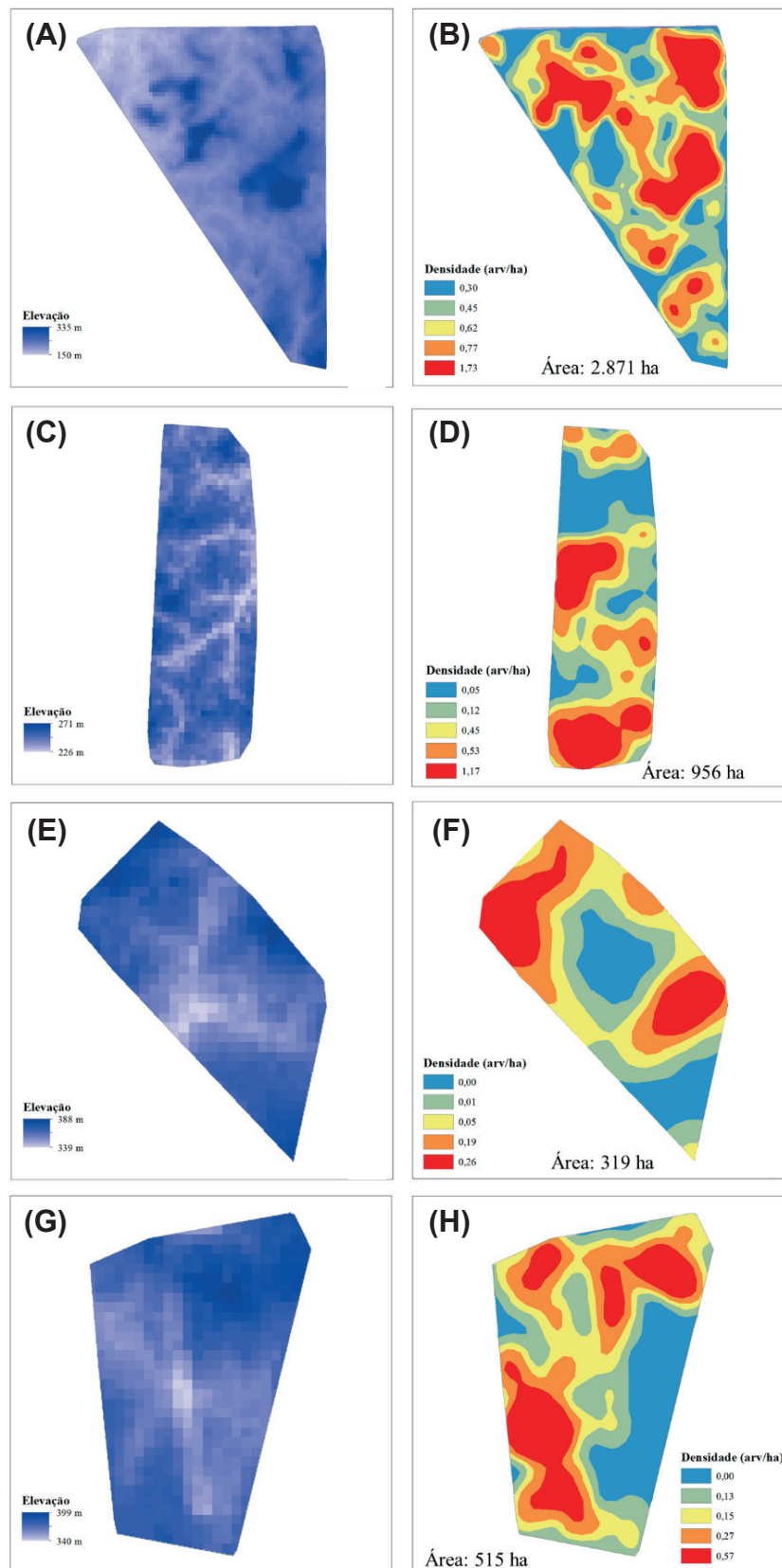
Focos de áreas com maiores e menores números de árvores estavam distribuídas ao longo das Unidades de Produção Anual (UPAs) selecionadas, a partir dos censos florestais de Mato Grosso, para a análise de densidade (Figura 5). Nas áreas das UPAs localizadas na FOA (Figuras 5A e 5B) e na zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (Fesav) (Figuras 5G e 5H), a maior densidade de árvores está relacionada, aparentemente, à maior elevação do terreno.

Variações substanciais de densidade populacional puderam ser observadas em cada UPA. Por exemplo, na área localizada na Floresta Ombrófila Densa (FOD) (Figuras 5C e 5D), a classe de menor densidade (azul) apresentou 22 vezes menos árvores que a classe de maior densidade (vermelha). Nas tipologias Fefo e Fesav (Figuras 5F, 5G, 5H e 5I), a classe de menor densidade era de ausência de árvores. Ou seja, considerando que cada classe de densidade ocupa aproximadamente 20% da área total da UPA, em 20% das áreas dessas duas UPAs não foram encontrados indivíduos das espécies (DAP  $\geq$  30 cm). A área total de uma UPA pode englobar regiões não preferenciais da espécie, resultando em subestimativas do número real de árvores por hectare.

A variação de densidade populacional de *Handroanthus* spp. em cada tipologia (Figuras 2 e 4) e dentro de cada UPA (Figura 5) indica que fatores ambientais e microclimáticos podem estar associados à ocorrência da espécie (Alvarez-Buylla et al., 1996). Por exemplo, a maior elevação do terreno, que aparentemente tem relação com a maior ocorrência da espécie (Figura 3), é associada a outras variáveis, como disponibilidade hídrica e tipo de solo (Ivanauskas; Assis, 2009), sendo um indicativo de locais preferenciais da espécie.

As espécies florestais não são distribuídas ao acaso no terreno, podendo ser encontradas em zonas climáticas e tipos de solos específicos ou em amplas zonas geográficas (Oliver; Larson, 1990). Ainda, segundo esses autores, podem ocorrer apenas em alguns estratos do dossel ou associadas a outras espécies, sendo que a mesma área pode ser ocupada em tempos diferentes por grupos totalmente diferentes de espécies arbóreas. Essa variação reforça a importância de analisar separadamente cada área sob manejo, e não determinar um protocolo geral para os Estados, tipologias ou biomas.

Percebe-se, portanto, a importância de uma amostragem abrangente para compreensão da real distribuição da espécie (Durigan, 2009). Caso a amostragem seja restrita a uma área onde existem aglomerados com maiores densidades de árvores ou em locais onde a espécie é naturalmente pouco frequente, os resultados podem induzir a falsas inferências. Havendo uma superestimativa de árvores em decorrência de uma amostragem inadequada em locais de alta densidade, os volumes disponíveis calculados seriam muito superiores aos reais. Se a espécie for amostrada em locais com baixa ocorrência natural, pode ser equivocadamente diagnosticada como rara, com consequências que podem refletir negativamente no setor produtivo.



**Figura 5.** Elevação do terreno (primeira coluna) e padrão de densidade de árvores (DAP  $\geq$  35 cm; segunda coluna) em Planos de Manejo Florestal Sustentável autorizados pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (MT) na Floresta Ombrófila Aberta (A, B), Floresta Ombrófila Densa (C, D), zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (E, F) e zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (G, H). Fonte dos modelos de elevação: Weber et al. (2004).

## Representatividade de *Handroanthus* spp. na florística da Floresta Amazônica

As espécies de ipê estiveram entre as 20 com maior índice de valor de importância (VI) médio nas duas principais tipologias do Acre (Tabela 5). Em Mato Grosso, em três das cinco tipologias do bioma Amazônia, as espécies de ipê estiveram entre as 15 de maior VI médio (Tabela 6). Amaro (1996), estudando valores de importância ao longo da BR-364 no Acre, relatou que o ipê-amarelo esteve entre as dez espécies de maior VI em oito das nove subtipologias estudadas. Schulze et al. (2008) relataram ocorrências dessas espécies ao longo de toda a Amazônia, e em maiores densidades populacionais em porções dos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima. Isso mostra a ampla ocorrência e importância das espécies de ipê no bioma Amazônia.

**Tabela 5.** Vinte espécies (nome comum) com maior índice de valor de importância (IVI) médio por tipologia no Acre, com base nos censos florestais apresentados ao Imac (AC).

Colocação VI médio	FOA	FOD
1º	Caucho	Guariúba
2º	Ucuúba-vermelha	Pau-garrote
3º	Cumarú-cetim	Abiu
4º	Cajá	Cedromara
5º	Samaúma-barriguda	Tauari
6º	Abiu	Caucho
7º	Samaúma-preta	Amarelão
8º	Branquilho	Tamarina
9º	Cedro	Cumarú-cetim
10º	Cumarú-ferro	Breu-vermelho
11º	Xixuá	Castanheira
12º	Guariúba	Cumarú-ferro
13º	<b>Ipê</b>	Bajão
14º	Muiracatiara	Jacareúba
15º	Matamatá	Caxeta
16º	Mirindiba	Cedro
17º	Matamatá-branco	Muiracatiara
18º	Cinzeiro	Mirindiba
19º	Manitê	Ingá
20º	Amarelão	<b>Ipê</b>
Número médio de espécies encontradas	59	67

Sendo FOA = Floresta Ombrófila Aberta, FOD = Floresta Ombrófila Densa.



**Tabela 6.** Quinze espécies (nome vernacular) com maior índice de valor de importância (VI) médio por tipologia na Amazônia mato-grossense.

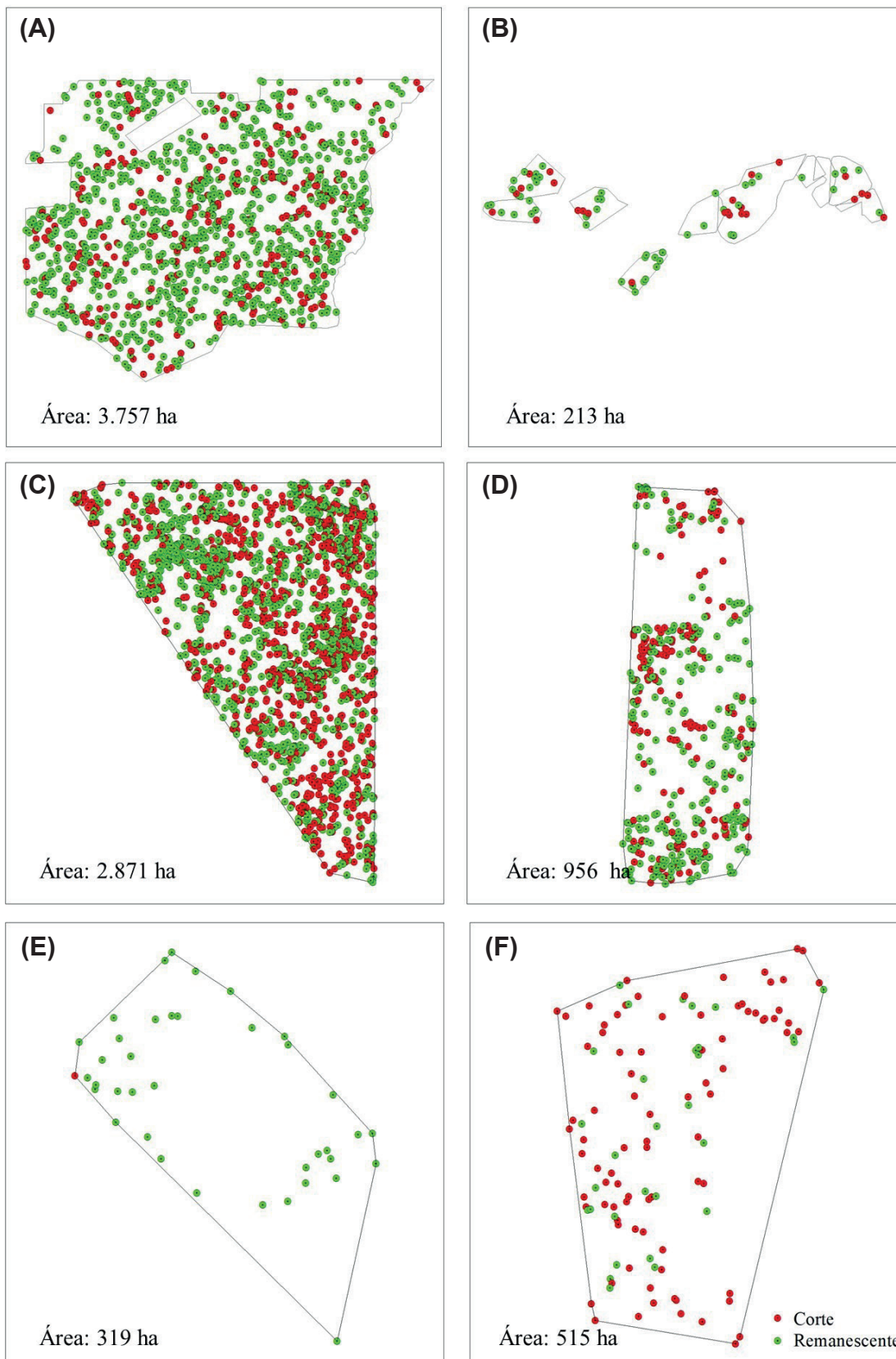
Colocação VI médio	FOA	FOD	Fefo	Fesav	FESV
1º	Burra-leiteira	Amescla-aroeira	Cambará	Cambará	Cambará
2º	Matamatá	Cega-machado	Angelim-pedra	Angelim-pedra	Amescla
3º	Tuari	Angelim-pedra	Angelim-falso	Tachi	Canela
4º	Tachi	Tachi	Canela	Cumarú	Cupiúba
5º	Jatobá	Cupiúba	Jatobá	Cedrinho	Cedrinho
6º	Angelim-pedra	Jatobá	Farinha-seca	Currupicha	Cumarú
7º	Guariúba	Fava-orelha-de-macaco	Tachi	Cupiúba	Itaúba
8º	Amescla-aroeira	Cambará	Itaúba	Canela	Faveira
9º	Muiracatiara	Tuari	Uchi	Angelim-amargoso	Garrote
10º	Angico-branco	Caixeta	Cumarú	Jatobá	Angelim-pedra
11º	Abiu	<b>Ipê</b>	Cedrinho	Faveira-dura	Maçaranduba-falsa
12º	<b>Ipê</b>	Goiabão	Muiracatiara	Bacuri	Quaruba
13º	Caixeta	Garapeira	Angelim-amargoso	Sucupira	Caroba
14º	Mirindiba	Jutaí	Caju-da-mata	<b>Ipê</b>	Farinha-seca
15º	Roxinho	Maçaranduba	Mirindiba	Caixeta	Perobinha
Número médio de espécies encontradas	41	48	26	33	27

Sendo FOA = Floresta Ombrófila Aberta, FOD = Floresta Ombrófila Densa, FESV = Floresta Estacional Sempre-Verde, Fefo = zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila e Fesav = zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (IBGE, 2015).

## Avaliação da distribuição diamétrica de árvores remanescentes e cortadas em UPAs após manejo florestal

Considerando as UPAs selecionadas para demonstração das categorias em que são classificadas as árvores de *Handroanthus* spp., ao menos 25% das árvores com DAP  $\geq$  35 cm são mantidas como remanescentes, como é o caso da UPA localizada na Fesav (Figura 6D). Em áreas onde a espécie é mais escassa, como na Fefo, apenas uma árvore foi selecionada para o corte (Figura 6C). Nas áreas de Floresta Ombrófila (Figuras 6A, 6B, 6C e 6D), onde há maior densidade de árvores de *Handroanthus*, foram selecionadas para corte menos de 40% das árvores com diâmetro superior ao diâmetro mínimo de corte de 50 cm (Brasil, 2006). Em média, com base nos dados de PMFS fornecidos pelo Imac-AC e pela Sema-MT, foram autorizadas para corte cerca de 0,1 árvores ha<sup>-1</sup> de *Handroanthus* spp. em PMFS.

Quando observada a proporção de árvores mantidas na floresta após a exploração (Figura 6), nota-se a manutenção de um estoque de árvores remanescentes distribuídas por toda a área sob manejo. Essas árvores indicam que o manejo é uma estratégia válida para a conservação das espécies (Braz et al., 2015), que complementam a preservação exercida pelas áreas florestais protegidas, como Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação de Proteção Integral e terras indígenas. Ainda, em locais onde há menor número de árvores da espécie, tal como a Fesav (Figura 6C), praticamente todas as árvores permanecem como remanescentes na UPA.

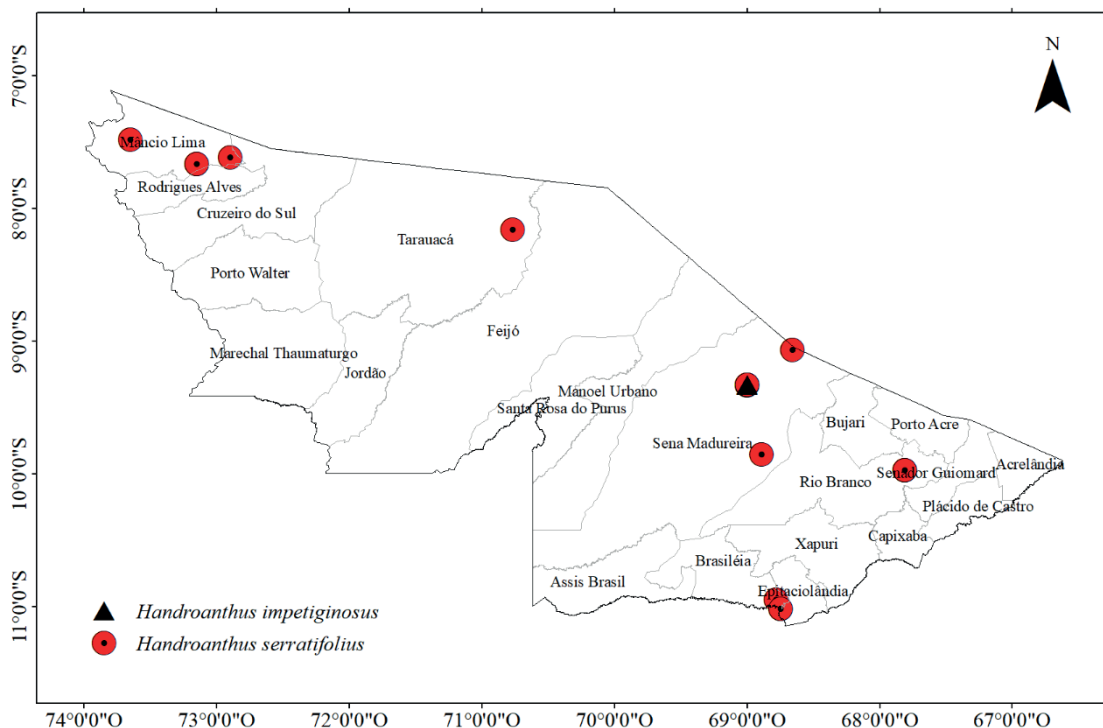


**Figura 6.** Proporção de árvores (DAP  $\geq$  35 cm) autorizadas para corte e remanescentes (abaixo do diâmetro mínimo de corte e porta-sementes) em Planos de Manejo Florestal Sustentável autorizados pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac-AC) na Floresta Ombrófila Aberta (A) e na Floresta Ombrófila Densa (B) e pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Sema-MT) na Floresta Ombrófila Aberta (C), Floresta Ombrófila Densa (D), zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (E) e zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (F). As árvores com DAP inferior a 35 cm não são inventariadas nos censos, mas cabe ressaltar que todas são mantidas como remanescentes.

Nos PMFS, conforme determinado em instrução normativa (Brasil, 2006), são derrubadas árvores com DAP superior a 50 cm (diâmetro mínimo de corte – DMC), sendo mantidas no mínimo 10% delas como porta-sementes. Sendo assim, árvores com DAP inferior ao DMC e porta-sementes são categorizadas como “remanescentes” dentro de uma UPA. Essas árvores remanescentes, especialmente as das classes diamétricas inferiores ao DMC, são as que estão em pleno vigor (Braz et al., 2021), contribuindo com acúmulo em volume de madeira para o próximo ciclo, o que garantirá a sustentabilidade do manejo.

### Registros das espécies de *Handroanthus* em herbários versus sua real ocorrência

No Acre estavam catalogadas na rede SpeciesLink (2021) 19 amostras botânicas de *H. serratifolius*, nos municípios de Mâncio Lima, Tarauacá, Sena Madureira, Senador Guiomard e Brasileia, e três de *H. impetiginosus*, no município de Sena Madureira (Figura 7). Nos municípios onde foram registradas altas densidades de *Handroanthus* spp., tal como Feijó (Figura 2), não haviam registros de nenhuma das espécies na rede SpeciesLink. Em regiões mais remotas desse estado, mais afastadas da BR-346 e compostas principalmente por Unidades de Conservação (Brasil, 2018) e terras indígenas (Funai, 2019), também não haviam registros de amostras botânicas de *Handroanthus* spp.



**Figura 7.** Distribuição das amostras botânicas de *Handroanthus impetiginosus* e *H. serratifolius* catalogadas na rede SpeciesLink, nos municípios do estado do Acre.

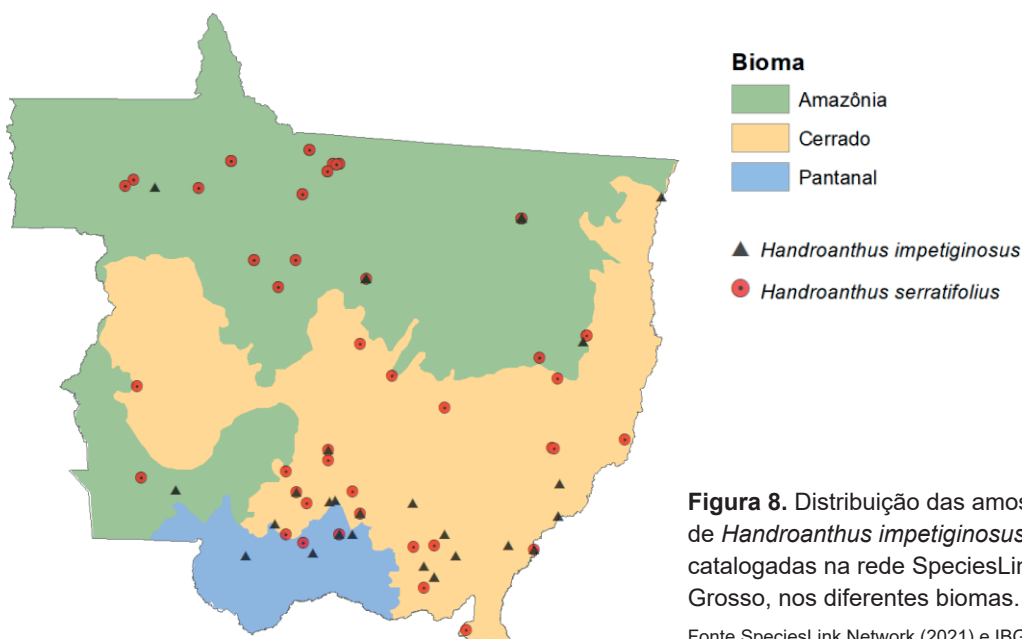
Fonte SpeciesLink Network (2021).

As amostras de *H. impetiginosus* registradas para o Acre na rede SpeciesLink (2021) foram coletadas em 1933 e estavam concentradas em apenas um local no município de Sena Madureira, estando cadastradas com as mesmas coordenadas geográficas. No mapa de ocorrência de *H. impetiginosus*, publicado pelo Centro Nacional de Conservação da Flora do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (CNCFlora, 2012), que serviu de base para a classificação da

espécie como vulnerável pela instituição, é possível observar que só foram considerados os três pontos cadastrados na rede SpeciesLink, como ocorrência da espécie.

Em consulta aos diferentes herbários de instituições de pesquisa e, ou de ensino no Brasil sobre os motivos de existirem poucos registros de espécies de *Handroanthus*, obteve-se a informação que novos registros de espécies desse ou de outros gêneros são tombados apenas em casos muito específicos, pois, dispondo-se de um exemplar com qualidade para garantir a representação e identificação de outras amostras, dificilmente haverá novos tombamentos. Segundo os curadores consultados, são registrados apenas os novos exemplares que entram na coleção (tombados) em programas semelhantes ao Brams, Re flora, Jabot, que alimentam o Specieslink. Não são documentados aqueles exemplares coletados para diferentes trabalhos de pesquisa, que apresentam confirmação de identificação em herbários. Com isso, pouquíssimos registros são recuperados, sendo a maioria deles muito antigos. Como exemplo de que as espécies não estão sendo encaminhadas para tombamento em herbários, apesar de identificadas por especialistas, pode-se enumerar as publicações científicas que incluem essas espécies em levantamentos florísticos, utilizados em trabalhos com objetivos diversos, conduzidos por equipes de especialistas de diferentes instituições de ensino e, ou pesquisa (Freitas et al., 2017; Gama, 2017; Andrade et al., 2019; Vieira et al., 2021).

Os registros das espécies *H. impetiginosus* e *H. serratifolius* na rede SpeciesLink (SpeciesLink, 2021) para Mato Grosso demonstrou ocorrência das espécies em todos os biomas do estado, sendo que, aproximadamente, metade das amostras estavam na Amazônia (Figura 8).



**Figura 8.** Distribuição das amostras botânicas de *Handroanthus impetiginosus* e *H. serratifolius* catalogadas na rede SpeciesLink, no estado de Mato Grosso, nos diferentes biomas.

Fonte SpeciesLink Network (2021) e IBGE (2015).

Comparando-se com o mapa de densidade do gênero *Handroanthus* gerado a partir de censos florestais de Planos de Manejo Florestal (Figura 4), notou-se que alguns locais com alta densidade de árvores não continham registros das espécies em herbários (Figura 8), tais como aqueles na região noroeste de Mato Grosso. A microrregião de Aripuanã que, de acordo com os censos florestais, apresenta altas densidades de *Handroanthus* spp. tem apenas um indivíduo de *H. impetiginosus* e três de *H. serratifolius* catalogados em herbários.

Do total de amostras catalogadas em herbários no estado de Mato Grosso, 47% de *H. impetiginosus* e 33% de *H. serratifolius* estão na microrregião do norte do Araguaia, especialmente no município de São José do Xingu (SpeciesLink, 2021). A maioria dessas amostras estava registrada com as mesmas coordenadas geográficas, indicando que todas pertencem ao mesmo inventário florestal. A alta representatividade das espécies de *Handroanthus* nessa microrregião claramente não indica maior ocorrência, mas apenas uma maior amostragem realizada.

As microrregiões de Alta Floresta, Alto Pantanal, Cuiabá e Sinop, onde estão localizados os principais cursos de engenharia florestal de Mato Grosso, representaram 24% das amostras catalogadas de *H. impetiginosus* e 35% de *H. serratifolius*. O maior número de árvores catalogado nessas microrregiões provavelmente está associado às pesquisas científicas das universidades que, muitas vezes, concentram seus estudos em locais próximos às suas sedes, devido à logística e limitações orçamentárias para campanhas de campo.

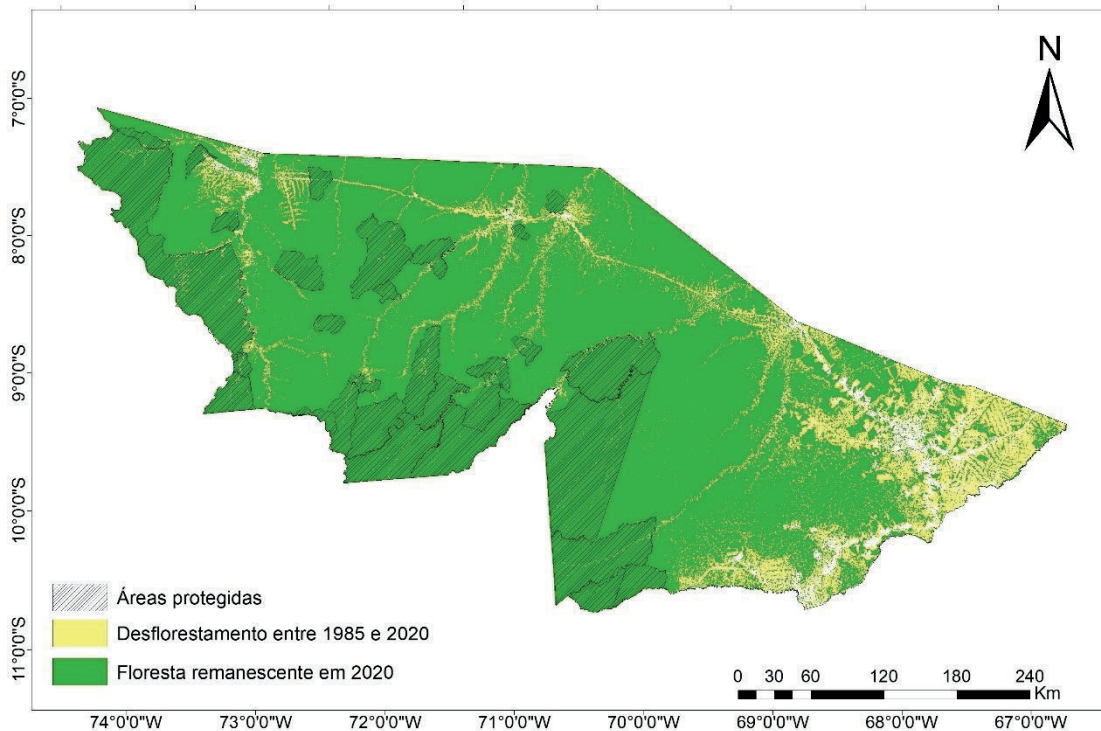
Nota-se, com isso, que há certa tendenciosidade nos locais de coleta das amostras botânicas das espécies, o que poderia acarretar erros quando se estima a distribuição da espécie baseando-se nesses registros.

A rede SpeciesLink integra informações obtidas de vários herbários do mundo e os registros servem de base para a modelagem da ocorrência das espécies. A modelagem da ocorrência das espécies, por sua vez, é utilizada em classificações das espécies em classes de vulnerabilidade (CNCFlora, 2012; Brasil, 2014, 2021). No entanto, observa-se um déficit de amostragem das espécies catalogadas nos herbários, ao se comparar os dados de censos florestais de Planos de Manejo Florestal com os registros da rede SpeciesLink. Essa lacuna de informações pode resultar em conclusões equivocadas sobre a vulnerabilidade dessas espécies, uma vez que não representa a realidade quanto à sua real ocorrência.

O registro de espécies em herbários é uma poderosa ferramenta que pode auxiliar na identificação de espécies nos inventários florestais, informando quais espécies ocorrem na região em estudo. No entanto, a utilização desses dados para modelagem da ocorrência das espécies depende de uma maior coleta de material botânico que abranja o Estado como um todo, representando todas as áreas em que as espécies realmente ocorrem. Enquanto não houver uma amostragem eficiente, sugere-se que esses dados sejam utilizados com muita cautela, uma vez que apresentam restrições.

### **Árvores de *Handroanthus* spp. nas florestas remanescentes do Acre**

Em 2020, a área total de florestas remanescentes no Acre era 124 mil km<sup>2</sup>, representando 75% do território (Figura 9). Entre 1985 e 2020 foi desflorestada uma área maior que 14 mil km<sup>2</sup> (aproximadamente 10% da área total). O estado do Acre, no entanto, desmatou muito menos nas últimas décadas, em comparação ao estado de Mato Grosso, onde houve desflorestamento maior que 40% da Floresta Amazônica mato-grossense, pela expansão da fronteira agrícola (Figura 10). Possivelmente, as menores taxas de desmatamento no estado do Acre estão relacionadas à gestão do estado baseada fortemente em questões ambientais, à proteção de extensas áreas de florestas pela criação de unidades de conservação e da delimitação das terras indígenas, à expansão do manejo florestal em propriedades privadas e florestas públicas e à criação de projetos de assentamento diferenciados (Franke, 2012).



**Figura 9.** Supressão da Floresta Amazônica no Acre entre 1985 e 2020 considerando áreas com florestas, áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral e Terras Indígenas).

Fonte: MapBiomass (2021), Funai (2019), Brasil (2018).

As subtipologias mais afetadas pelo desflorestamento foram aquelas da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, concentrada nas regiões de Rio Branco e Brasileia, e da Floresta Ombrófila Aberta Aluvial, ao redor dos grandes rios. A causa da concentração da mudança de uso de solo nesses locais pode ser associada à expansão da fronteira agrícola, pela proximidade de municípios com maior densidade populacional e à maior acessibilidade aos meios de transporte, tanto rodoviário quanto hidroviário.

Considerando a densidade média de árvores de *Handroanthus* spp. registradas em inventários diagnósticos no Acre (Figura 2) e a área desflorestada entre 1985 e 2020, inferiu-se que foram derribadas, em decorrência do desflorestamento (mudança do uso de solo), cerca de 2,7 milhões de árvores de espécies de *Handroanthus* (DAP  $\geq$  10 cm).

Da área desflorestada, 99% estavam fora das áreas protegidas, que são Unidades de Conservação de proteção integral e terras indígenas. Fica evidente a relevância dessas áreas para a garantia da conservação das espécies em seu hábitat natural. No Acre, 20% do território total são compostos de florestas integralmente protegidas, que ocupam cerca de 35 mil km<sup>2</sup>, área superior ao território total da Bélgica. A maior parte dessas florestas é composta de FOA, local de maior ocorrência de *Handroanthus* spp., mantendo protegido um enorme estoque dessas espécies.

Com base nos dados dos censos florestais e na área de florestas remanescentes no Acre, em 2020, estimou-se que haviam cerca de 35 milhões de árvores de *Handroanthus* spp. (DAP  $\geq$  10 cm), sendo que 31,7 milhões de árvores possuíam DAP inferior ao DMC de 50 cm (Brasil, 2006) e, ou estavam em áreas integralmente protegidas, não sendo passíveis de manejo (Tabela 7). Quanto às árvores de *Handroanthus* spp. com DAP  $\geq$  50 cm e fora de áreas integralmente protegidas (cerca de 4 milhões de árvores), há a obrigatoriedade de manutenção de 10% das árvores como matrizes nos PMFS. Ou seja, apenas 3,6 milhões de árvores de *Handroanthus* spp. no Acre seriam passíveis de manejo, representando aproximadamente 10% do total de árvores dessas espécies.

**Tabela 7.** Áreas de florestas remanescentes e número estimado de árvores de *Handroanthus* spp. em 2020, nas principais tipologias florestais do Acre.

Categoria		Tipologia		Total
		FOA	FOD	
Área de floresta remanescente no ano de 2020 (km <sup>2</sup> )	Total	109.646	13.922	123.569
	Passível de manejo	77.148	11.372	88.519
	Protegida	32.499	2.551	35.049
Árvores de <i>Handroanthus</i> spp. no ano de 2020	Total (DAP $\geq$ 10 cm)	34.372.707	1.886.758	36.259.464
	Total manejável (DAP > 50 cm)	4.218.281	347.983	4.566.264
	Total não manejável (10 $\leq$ DAP < 50 cm e, ou em áreas protegidas)	30.154.426	1.538.775	31.693.201

Sendo FOA = Floresta Ombrófila Aberta, FOD = Floresta Ombrófila Densa.

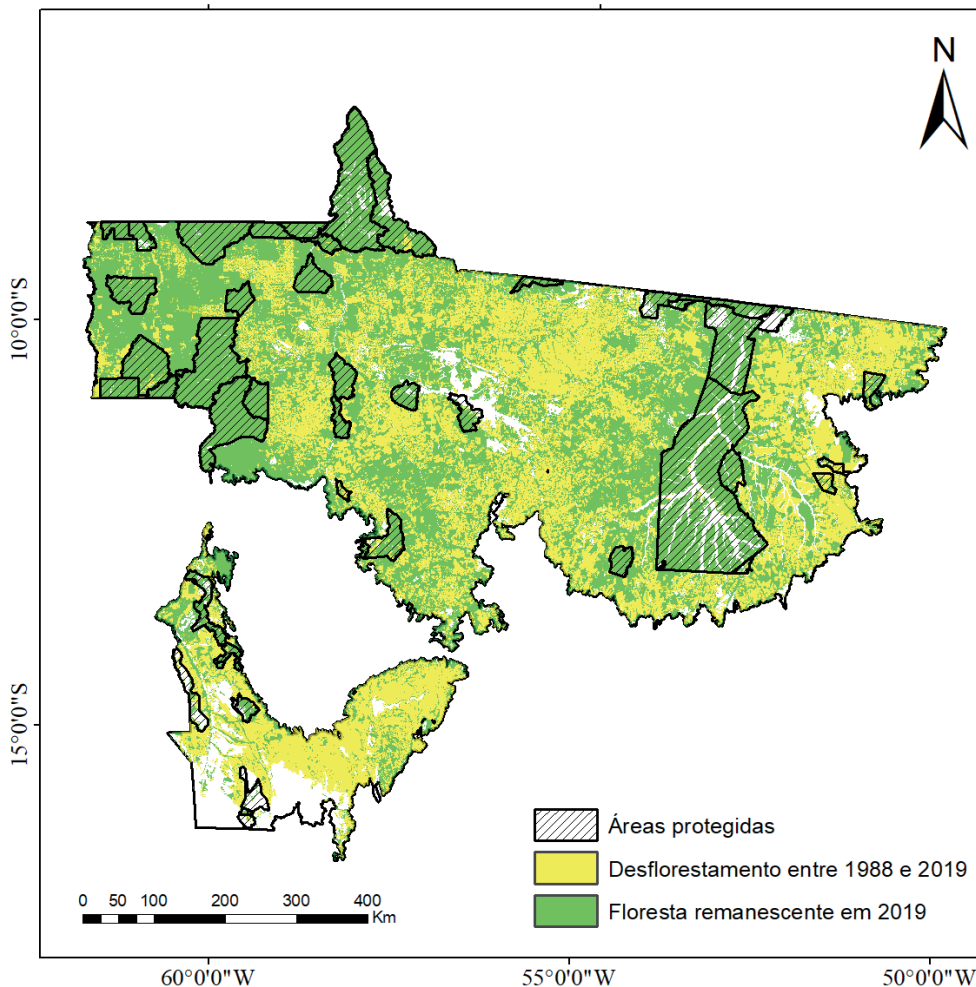
Fonte: MapBiomias (2021), Funai (2019) e Brasil (2018).

### Árvores de *Handroanthus* spp. nas florestas remanescentes da Amazônia mato-grossense

Em 2019, a Amazônia Legal em Mato Grosso apresentava uma área de florestas de tipologias do bioma Amazônia de 252.790 km<sup>2</sup> (Figura 10), sendo 76.066 km<sup>2</sup> compostos por áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral e terras indígenas). Desde 1988 até 2019, 41% da Floresta Amazônica nesse estado foi convertida em outros usos do solo, totalizando 175.396 km<sup>2</sup>.

Nesse cenário, as áreas protegidas, tais como as Unidades de Conservação e terras indígenas, e as áreas sob manejo florestal são de grande importância para a manutenção e conservação das espécies e da Floresta Amazônica como um todo. Essas áreas formam corredores ecológicos, apresentando médias de áreas desmatadas 70% inferiores àquelas de terras não protegidas (Schwartzman et al., 2013).

Ficou evidente a importância das áreas florestais mantidas sem alteração do uso e cobertura da terra, quando observada a proporção de áreas florestais remanescentes com relação à área desflorestada em cada tipologia (Figura 10). As tipologias de Floresta Ombrófila (FOA e FOD), no norte do estado de Mato Grosso, são as que apresentam maior proporção de áreas protegidas e de remanescentes florestais, e as que sofreram menor desflorestamento no período analisado. Possivelmente, além da presença de grandes áreas protegidas, a acessibilidade também dificultou o desflorestamento dessas tipologias, uma vez que estão mais afastadas de grandes centros urbanos (IBGE, 2012).



**Figura 10.** Amazônia mato-grossense em 2019, considerando áreas com florestas, áreas protegidas (Unidades de Conservação de Proteção Integral e Terras Indígenas) e áreas desflorestadas desde 1988.

Fonte: MapBiomias (2021), Funai (2019), Brasil (2018).

A tipologia com maior área de remanescentes florestais proporcionalmente à sua área total é a FOD, no noroeste do Mato Grosso (Tabela 8), sendo também a menos desflorestada no período entre 1988 e 2019 (Figura 10). Em 2019 na FOD, 40.417 km<sup>2</sup> eram compostos por floresta, sendo 34% desta área constituída por Unidades de Conservação de Proteção Integral e terras indígenas. As tipologias Fefo e Fesav, distribuídas principalmente na região Centro-Sul, em Mato Grosso, foram as mais desmatadas proporcionalmente, representando 49% da área total, sendo 2% das áreas desflorestadas inseridas em áreas protegidas. Essas tipologias também são as que proporcionalmente possuem menor área protegida, aproximadamente 21% da área total, 12.072 km<sup>2</sup> em um total de 58.344 km<sup>2</sup> de Floresta Amazônica remanescente.

Com base nas áreas remanescentes de florestas naturais em Mato Grosso (Figura 10; Tabela 8), estimou-se que existiam cerca de 4,5 milhões de árvores de *Handroanthus* spp. com DAP  $\geq$  35 cm em 2019. Dessas, aproximadamente 1,5 milhão de árvores estavam em áreas protegidas. Dos 3 milhões de árvores em áreas passíveis de manejo, cerca de 400 mil estavam com DAPs entre 35 cm e 50 cm, não sendo passíveis de manejo, por apresentarem valores inferiores ao diâmetro mínimo de corte (DMC) estabelecido em lei (Brasil, 2006). Ou seja, dos 4,5 milhões de árvores de *Handroanthus* spp. na Amazônia mato-grossense (com DAP superior a 35 cm), aproximadamente 2 milhões de árvores não eram passíveis de manejo, por apresentarem valores de DAP inferior ao DMC e, ou em áreas protegidas, formando um substancial estoque de árvores para conservação das espécies.



**Tabela 8.** Áreas de florestas remanescentes e número estimado de árvores de *Handroanthus* spp. (DAP  $\geq$  35 cm) presentes nas florestas remanescentes em 2019, na Amazônia mato-grossense, por tipologia florestal.

	Categoria	Tipologia					Total
		FESV	FOA	FOD	Fesav	Fefo	
Área de floresta remanescente no ano de 2019 (km <sup>2</sup> )	Total	87.642	66.387	40.417	35.192	23.152	252.791
	Passível de manejo	61.499	42.288	26.666	29.380	16.892	176.725
	Protegida	26.143	24.099	13.752	5.813	6.259	76.066
Árvores de <i>Handroanthus</i> spp. no ano de 2019	Total (DAP $\geq$ 35 cm)	0	2.298.514	1.173.330	925.892	96.285	4.494.022
	Total manejável (DAP $\geq$ 50 cm)	0	979.048	624.268	708.528	51.593	2.363.437
	Total não manejável (35 $\leq$ DAP < 50 cm e, ou em áreas protegidas)	0	1.319.466	549.063	217.364	44.692	2.130.584

Sendo FOA = Floresta Ombrófila Aberta, FOD = Floresta Ombrófila Densa, FESV = Floresta Estacional Sempre-Verde, Fefo = zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila e Fesav = zona de transição entre Floresta Estacional e Savana.

Fonte: MapBiomias (2021), Funai (2019) e Brasil (2018).

Ainda, considerando árvores com valores entre  $10 \leq \text{DAP} < 35$  cm densidade populacional média de 0,30 árvores ha<sup>-1</sup> (Schulze et al., 2008), estima-se que existam na Amazônia mato-grossense mais de 7 milhões de árvores de *Handroanthus* spp., o que pode ser considerado um estoque expressivo.

A densidade média de árvores de *Handroanthus* spp. na Floresta Amazônica mato-grossense em 2019 era 0,48 árvores ha<sup>-1</sup> (DAP  $\geq$  10 cm), considerando a densidade média estimada por Schulze et al. (2008), para árvores com DAP entre 10 cm e 35 cm e a densidade de árvores com DAP  $\geq$  35 cm, calculada com base nas médias do número de árvores por tipologia (Tabela 8).

Com base na área de florestas remanescentes de Mato Grosso (Tabela 8), 14 milhões de hectares permanecerão como floresta na forma de áreas de reserva legal, neles sendo permitido apenas o manejo florestal, o que mostra o grande potencial de proteção e conservação do gênero *Handroanthus*. Além disso, são 7,6 milhões de hectares em áreas de preservação, por serem áreas em reservas indígenas e Unidades de Conservação de Proteção Integral.

O elevado número de árvores de ipê nas florestas remanescentes no Acre (Tabela 7) e em Mato Grosso (Tabela 8), especialmente com DAP inferior a 50 cm, atual DMC (Brasil, 2006) e dentro de áreas protegidas, é o estoque que garante a conservação da espécie. Mesmo considerando o corte das árvores com DAP superior ao DMC e em áreas autorizadas para o manejo florestal, o estoque remanescente ainda é substancial, indicando que a espécie não apresenta indicativos de risco de extinção. Deve-se destacar, assim, como técnica de manejo, a exploração de baixo impacto (EIR) que deve cumprir os seguintes critérios: (a) mínimo dano ambiental; (b) mínimo custo operacional e aumento da eficiência do trabalho; e (c) mínimo desperdício operacional (Dionisio et al., 2018).

O manejo florestal, quando as técnicas da EIR são respeitadas, também favorece o desenvolvimento da regeneração natural, devido à abertura de clareiras e conseqüente diminuição da competição com árvores maiores (Bentos et al., 2017; Schwartz et al., 2017). Portanto, tanto as árvores de *Handroanthus* spp. mantidas em áreas totalmente protegidas quanto aquelas existentes em áreas destinadas ao manejo florestal formam uma reserva expressiva da espécie, que segue em constante dinâmica, se reproduzindo e mantendo sua diversidade (Martins et al., 2012).

A conversão de uso e cobertura da terra no Acre e Mato Grosso resulta especialmente da instalação de terras para a agropecuária (Projeto MapBiomass, 2021). Cabe ressaltar, novamente, que a conversão de uso e cobertura da terra não pode ser enquadrada como manejo de florestas naturais. Em áreas sob manejo florestal, as árvores remanescentes formam estoques renováveis comerciais para os futuros ciclos de corte (Braz et al., 2012; Seydack, 2012), sendo que a cobertura do solo permanece com floresta.

Portanto, o que oferece risco à sobrevivência da espécie é a conversão do uso e cobertura da terra em outros usos, como agropecuária e urbanização, e não o manejo florestal. Isso fica claro quando se calcula o número de árvores por hectare de *Handroanthus* spp. cortadas em razão de conversão do uso e cobertura da terra (0,48 árvores ha<sup>-1</sup>) para o Mato Grosso (Figura 10), que foi cerca de 340% maior que o número de árvores autorizadas para o corte em uma UPA (0,14 árvores ha<sup>-1</sup>), calculado com base nas informações da Tabela 7.

### **Confirmação botânica das espécies de *Handroanthus* nos inventários amostrais**

Foram identificadas no inventário amostral do Acre, as espécies *H. serratifolius*, *H. capitatus* (Bureau & K. Schum.) Mattos, *H. impetiginosus* e *H. cf. incanus* (A.H. Gentry) S.O. Grose, sendo que essa última necessita confirmação a partir de material fértil, podendo representar uma nova espécie ao estado do Acre, uma vez que não havia sido documentada anteriormente. Devido à época de realização do inventário amostral (agosto), não haviam árvores com estruturas reprodutivas e, portanto, para confirmação definitiva da identificação botânica, uma nova coleta de amostras que incluam material fértil será necessária.

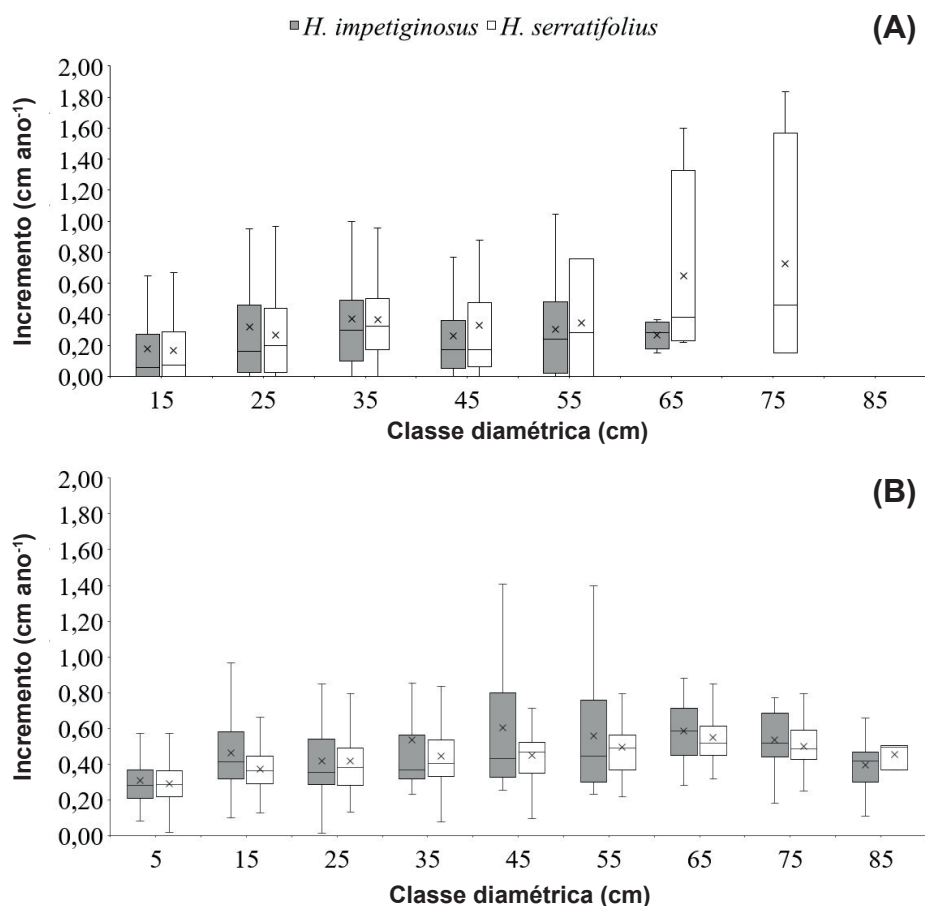
Em Mato Grosso foram identificadas três espécies diferentes para as árvores identificadas anteriormente como ipê. As árvores identificadas no campo como ipê-amarelo referiam-se às espécies *H. serratifolius* e *H. ochraceus* (Cham.) Mattos e como ipê-roxo à espécie *H. impetiginosus*. Não foi possível a coleta de material fértil, devido à época do ano em que foi realizado o inventário. Duas amostras classificadas apenas até gênero são aparentemente similares a *H. impetiginosus*, segundo o especialista em botânica consultado. Outra amostra identificada, também em nível de gênero, pode pertencer a táxon ainda não descrito ou é ampliação de algum outro táxon. Para identificação definitiva dessas amostras, tanto as que foram classificadas em nível de gênero como as demais, será necessária a coleta de material fértil.

Apesar de haver diferentes espécies do gênero *Handroanthus* em ambos Estados, todas são comercializadas com o nome vernacular “ipê”, frequentemente não havendo diferenciação entre ipê-amarelo ou ipê-roxo para comercialização. Vê-se que uma grande limitação dos inventários florestais é a identificação botânica das espécies, já que muitas vezes não é possível distingui-las pelo fuste e nem sempre há material fértil e, ou acesso à copa para coleta de amostras.

Considerando a dificuldade mencionada, seria interessante que, em cada inventário pré-comercial, fossem coletados amostralmente alguns exemplares das espécies presentes, para gerar maior conhecimento sobre a ocorrência do gênero *Handroanthus* e seus espécimes.

### Incremento em diâmetro por classe diamétrica

Os incrementos médios em diâmetro de *H. impetiginosus* e *H. serratifolius* não diferiram estatisticamente entre espécies no Acre (Figura 11A) e em Mato Grosso (Figura 11B). Nas classes diamétricas inferiores o crescimento foi mais lento quando comparado às classes maiores. Os incrementos médios anuais de árvores com diâmetro entre 25 cm e 60 cm permaneceram relativamente constantes, sem diferenças estatísticas para ambas as espécies. O máximo incremento médio anual de *H. serratifolius* nos dois Estados ocorreu para árvores entre os Centros de Classe (CC) de 65 cm e 75 cm de DAP, com crescimento médio de 0,69 cm ano<sup>-1</sup> no Acre e 0,55 cm ano<sup>-1</sup> em Mato Grosso. O máximo incremento diamétrico médio anual de *H. impetiginosus* ocorreu no Acre, com 0,37 cm ano<sup>-1</sup> para árvores do CC 35 cm e no Mato Grosso, com 0,60 cm ano<sup>-1</sup>, para árvores do CC 45 cm. Em Mato Grosso, maior variabilidade de crescimento diamétrico foi observada para *H. impetiginosus*, especialmente para árvores do CC de 45 cm e 55 cm.



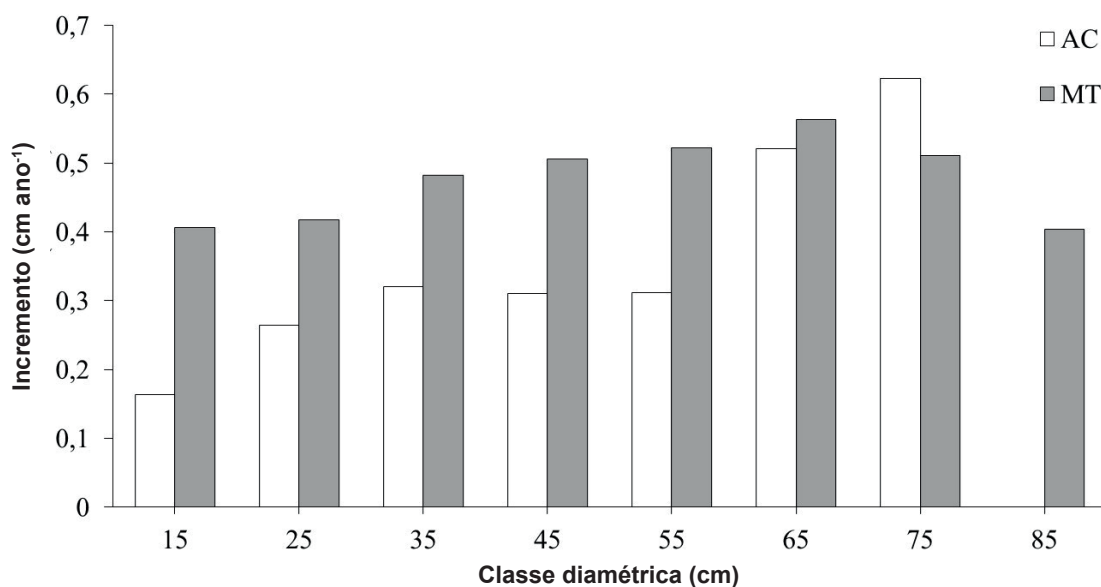
**Figura 11.** Boxplot do incremento médio anual por classe diamétrica de *Handroanthus impetiginosus* e *H. serratifolius* no Acre (A), proveniente de parcelas permanentes, e em Mato Grosso (B), proveniente de dendrocronologia. Letras distintas indicam diferença estatística significativa entre medianas pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ( $p \leq 0,05$ ).

Em condições de floresta natural sem manejo, os incrementos diamétricos tendem a ser menores que aqueles em florestas manejadas. Em Mato Grosso, por exemplo, considerando os incrementos brutos de *H. serratifolius*, pode-se notar que 20% de seu incremento anual estavam acima de 0,6 cm ano<sup>-1</sup>. Para *H. impetiginosus*, 27% do incremento estavam acima de 0,6 cm ano<sup>-1</sup>. A variabilidade do incremento diamétrico da espécie mostra o potencial para ganhos de produtividade de

madeira, por meio do manejo adequado. Maiores incrementos diamétricos podem ser obtidos após intervenções silviculturais na floresta, abrindo espaço (clareiras) que favoreçam o maior crescimento da espécie. Ganho em crescimento foi obtido por Keefe et al. (2009) em Paragominas (PA) que, removendo a vegetação concorrente (exceto a regeneração natural de espécies comerciais) da floresta anualmente, obtiveram incrementos médios de  $0,75 \text{ cm ano}^{-1}$  e máximo de  $1,90 \text{ cm ano}^{-1}$  para *H. serratifolius*. Incrementos diamétricos dessa magnitude já foram observados para essa espécie em condições de plantio com diferentes espaçamentos entre plantas (Yared et al., 1988; Pimentel et al., 2018).

O incremento médio por classe diamétrica de *Handroanthus* em ambos os Estados estudados mostrou que *H. impetiginosus* alcança maiores valores de média de crescimento em menores diâmetros (Figuras 11A e 11B). Espécies oportunistas de luz costumam atingir máximos incrementos em DAP inferiores às espécies clímax, pois o crescimento é direcionado à busca por luz até atingirem o dossel da floresta. A partir do momento em que alcançam o objetivo, elas tendem a estabilizar seu crescimento (Whitmore, 1990). Por outro lado, espécies secundárias tardias e clímax são caracterizadas por apresentarem menores incrementos e mais constantes, pois sobrevivem abaixo do dossel da floresta em um lento processo de espera, buscando melhores condições de luminosidade (Lamprecht, 1990). Portanto, as tendências de incremento por classe diamétrica observadas indicam que *H. impetiginosus* é uma espécie com características mais oportunistas que *H. serratifolius*. Esse indicativo deve ser tema de estudo, visando entender a dinâmica de crescimento dessas espécies florestais.

Entretanto, mesmo com as diferenças intrínsecas às espécies, o incremento diamétrico não diferiu entre espécies para a maioria das classes diamétricas comerciais (DAP > 50 cm) em ambos os Estados (Figuras 11A e 11B). Essa similaridade forneceu segurança para que as estimativas da dinâmica das duas espécies mais importantes de *Handroanthus* na Amazônia sejam realizadas em nível de gênero (Figura 12). Isso é importante, visto que, na maioria dos inventários florestais pré-exploratórios protocolados nos órgãos ambientais, não há identificação em nível de espécie, devido à dificuldade de diferenciá-las no campo, quando não há presença de estruturas reprodutivas, conforme mencionado anteriormente.



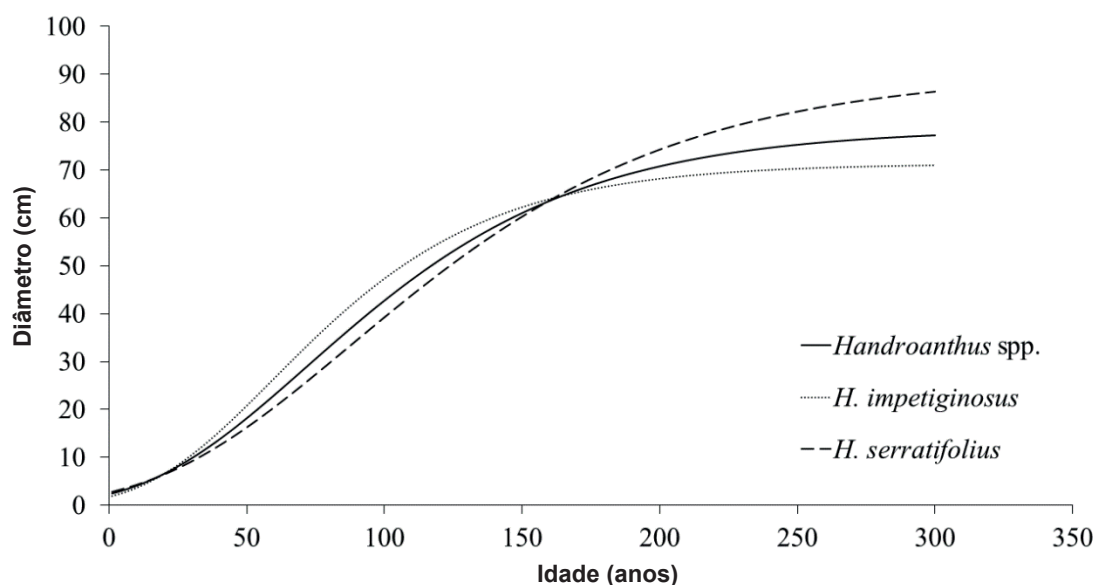
**Figura 12.** Incremento médio anual por classe diamétrica de *Handroanthus* spp. no Acre (proveniente de parcelas permanentes) e em Mato Grosso (proveniente de dendrocronologia).

Nas parcelas permanentes do Acre foi mensurado o crescimento de, no mínimo, 15 árvores de *H. serratifolius* para as classes diamétricas com CC < 55 cm, enquanto para as classes diamétricas com CC de 65 cm e CC de 75 cm foi mensurado o crescimento de menos de cinco árvores. É importante destacar que, quando se obtém dados de parcelas permanentes, são também incluídas árvores em condições de supressão, mascarando o potencial de crescimento da espécie. Em Mato Grosso, onde a coleta de dados de crescimento se deu por anéis de crescimento, em árvores que expressaram seu potencial de crescimento, notou-se que, para ambas as espécies de *Handroanthus*, o crescimento permaneceu constante até a classe diamétrica com CC de 65 cm, reduzindo a partir do CC de 75 cm.

O incremento médio para *Handroanthus* spp. no Acre ( $DAP \geq 10$  cm) foi  $0,36 \pm 0,29$  cm ano<sup>-1</sup> e em Mato Grosso foi  $0,47 \pm 0,23$  cm ano<sup>-1</sup> (Figura 12). Araújo (2016) encontrou incremento médio semelhante em área manejada no estado do Acre em FOD ( $0,42$  cm ano<sup>-1</sup>), assim como Andrade et al. (2019) no Amazonas ( $0,45 \pm 0,17$  cm ano<sup>-1</sup>). No entanto, esses incrementos médios foram superiores aos registrados por Schulze et al. (2008), em parcelas permanentes no Pará, cujos valores foram  $0,19 \pm 0,22$  cm ano<sup>-1</sup> e  $0,31 \pm 0,28$  cm ano<sup>-1</sup>, para florestas primárias e manejadas, respectivamente. As causas dessas diferenças podem estar relacionadas às condições edafoclimáticas dos locais de estudo, tais como disponibilidade de luz, solo, competição entre árvores, umidade, disponibilidade hídrica entre outros (Alvarez-Buylla et al., 1996), ou às árvores suprimidas presentes no conjunto de árvores avaliadas.

### Equações de crescimento diamétrico de *Handroanthus* spp. em Mato Grosso

O modelo de Gompertz foi o que melhor representou o ciclo de crescimento para as espécies e o gênero de *Handroanthus* spp. (Figura 13). Observou-se que o ritmo de crescimento de *H. impetiginosus* apresentou uma fase superior entre 20 cm e 60 cm, alcançando uma assíntota e tendendo à estabilização mais precocemente que *H. serratifolius*. No entanto, *H. serratifolius*, por sua vez, tende a alcançar maiores diâmetros. A equação ajustada pelo gênero apresentou tendência intermediária às duas espécies.



**Figura 13.** Equações de crescimento ajustadas para *Handroanthus* spp., *H. impetiginosus* e *H. serratifolius* em Colniza, MT, utilizando o modelo de Gompertz (parâmetros e estatísticas das equações encontram-se nos Apêndices).

O parâmetro  $\beta_0$  das equações de crescimento ajustadas representa a assíntota, ou seja, a estagnação do crescimento da espécie (Burkhardt; Tomé, 2012). Foi possível identificar que o valor assintótico de *Handroanthus* spp. não ultrapassa 90 cm de diâmetro (Apêndice 1), o que significa que, em que pese a tendência geral de crescimento, a produção de madeira é baixa a partir desse diâmetro, e poucas árvores irão ultrapassar esse crescimento.

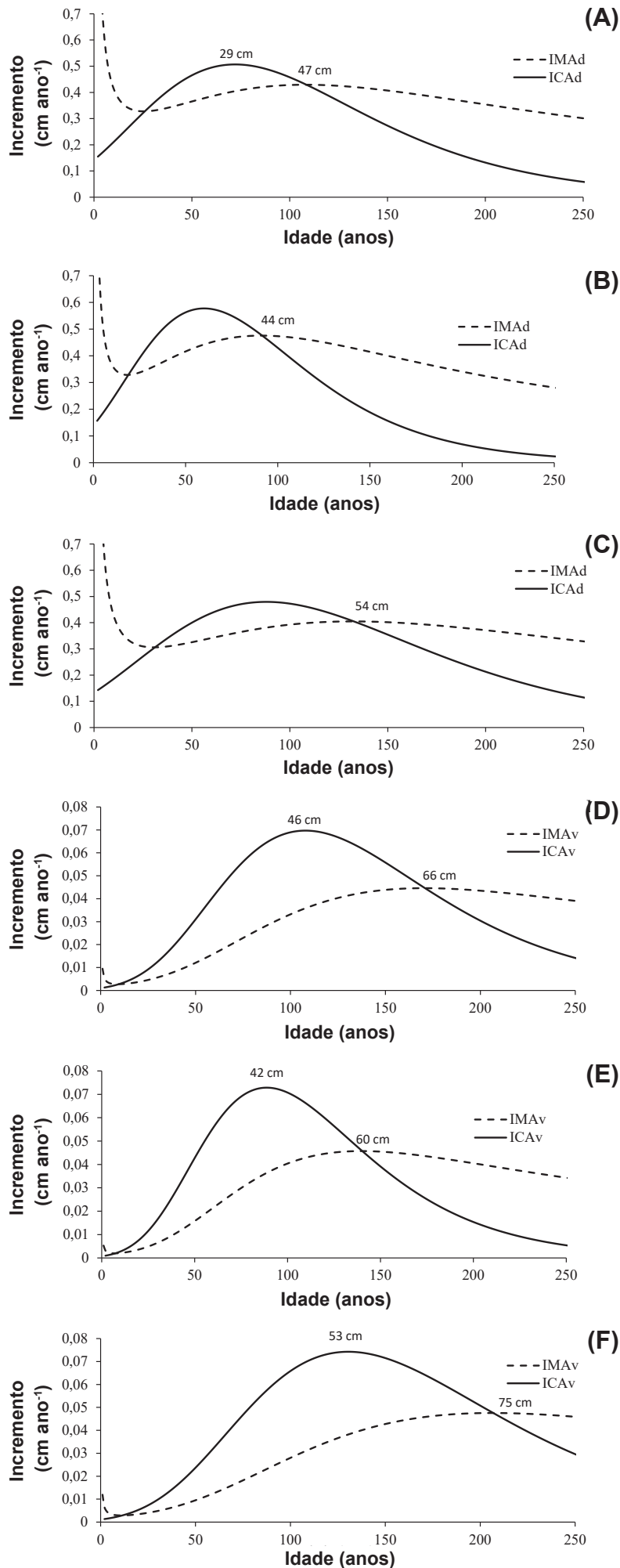
### **Curvas de produção diamétrica individual de *Handroanthus* spp. em Mato Grosso**

Para o gênero *Handroanthus* em Mato Grosso, o máximo incremento corrente anual (ICA) ocorre quando as árvores atingem os diâmetros de 29 cm e 46 cm, considerando as curvas de incremento em DAP e em volume, respectivamente (Figuras 14A e 14D). Os valores em que ocorre o início da estagnação de crescimento diamétrico para o gênero (ponto de intersecção das curvas de ICA e incremento médio anual - IMA) são 47 cm e 66 cm, considerando as curvas de incremento em DAP e em volume, respectivamente. Para *H. impetiginosus* a estagnação diamétrica ocorre com valores menores para o diâmetro (Figuras 14B e 14E) e para *H. serratifolius* com valores maiores (Figuras 14C e 14F).

A análise das curvas de IMA e ICA fornece informações cruciais para o planejamento do manejo florestal sustentável (Assmann, 1970). A identificação dos pontos de máximo ICA e o ponto de intersecção das curvas de incremento informa o intervalo de máximo potencial produtivo (pleno vigor) das espécies (Miranda et al., 2018), sendo as curvas de incremento em DAP as melhores sinalizadoras desse potencial (Nyland, 2007; Weiskittel et al., 2011). Se a intervenção na floresta ocorrer antes do máximo ICA ou após o máximo IMA, a produção volumétrica das espécies será utilizada de forma ineficiente do ponto de vista do manejo florestal, pois as árvores ainda não terão atingido ou já terão ultrapassado sua fase ótima de crescimento (Schöngart, 2008; Braz; Mattos, 2015).

Andrade et al. (2019) derivaram as curvas de incremento em volume de equações de crescimento ajustadas para *H. serratifolius* no Amazonas e o máximo ICA ocorreu aproximadamente aos 70 cm, valor superior ao encontrado para a espécie no Mato Grosso (54 cm). Como mencionado anteriormente, os incrementos médios da espécie no Amazonas são inferiores aos de Mato Grosso, o que poderia ser uma das causas de tal diferença. Isso reforça a importância de se analisar cada ambiente individualmente (Canetti et al., 2021).

Ao serem confrontadas com os dados reais da média de incremento por classe diamétrica (Figura 11B), nota-se que, nas curvas de incremento geradas a partir das equações de crescimento da árvore individual (Figura 14), o auge produtivo da espécie ocorre em diâmetros menores. Essa diferença se dá porque, ao serem consideradas apenas as médias de incremento das classes diamétricas, há maior peso para médias mais altas, que são as das árvores que se destacam. Quando são considerados dados da equação de crescimento ao invés de dados reais, é representada uma tendência da espécie dando peso igual às árvores que têm menor e maior crescimento.

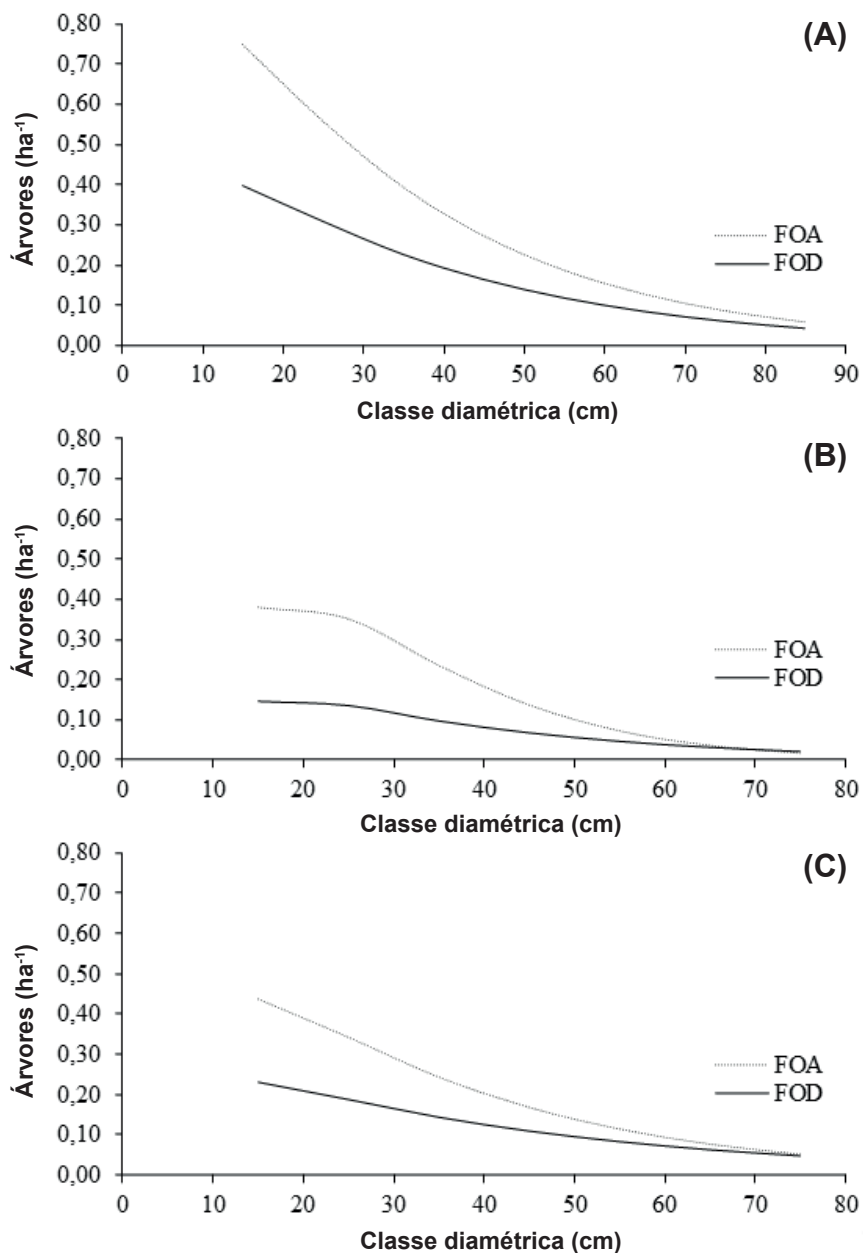


**Figura 14.** Curvas de maximização individual em diâmetro para *Handroanthus* spp. (A), *H. impetiginosus* (B) e *H. serratifolius* (C) e em volume para *Handroanthus* spp. (D), *H. impetiginosus* (E) e *H. serratifolius* (F) em Colniza, MT. IMA<sub>d</sub> = incremento médio anual em diâmetro (cm ano<sup>-1</sup>); ICA<sub>d</sub> = incremento corrente anual em diâmetro (cm ano<sup>-1</sup>). IMA<sub>v</sub> = incremento médio anual volume (m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>); ICA<sub>v</sub> = incremento corrente anual em diâmetro (m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>). Os valores em cm são referentes aos diâmetros em que ocorrem os pontos de máximo ICA e de intersecção das curvas de ICA e IMA.

## Estrutura diamétrica

### Estrutura diamétrica nos censos florestais (DAP $\geq$ 35 cm)

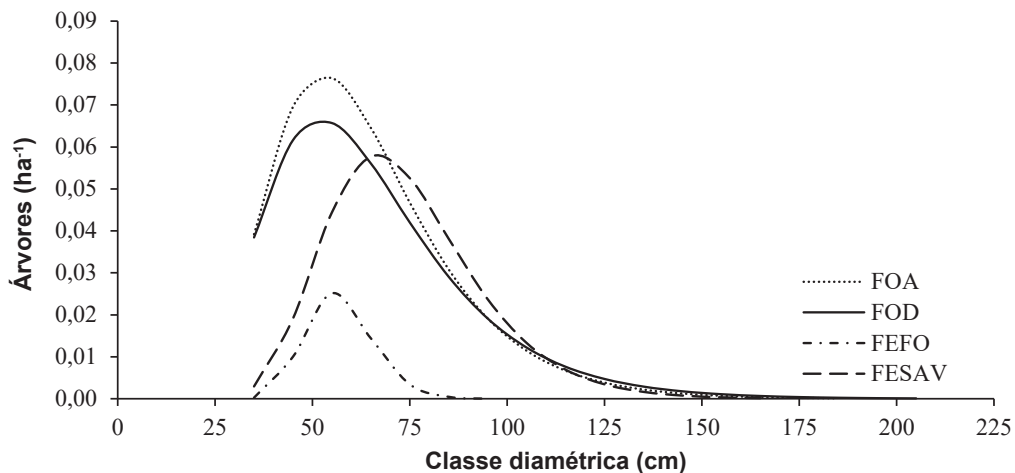
O ajuste das funções densidade de probabilidade a partir dos inventários diagnósticos do Acre (DAP  $\geq$  10 cm) indicou que, para *Handroanthus* spp. (Figura 15A) e *H. serratifolius* (Figura 15C), a estrutura diamétrica foi decrescente desde as menores classes de DAP, enquanto que, para *H. impetiginosus* (Figura 15B), as classes diamétricas com CC de 15 cm e de 25 cm apresentaram aproximadamente o mesmo número de árvores, com decréscimo gradual a partir do CC de 35 cm.



**Figura 15.** Funções densidade de probabilidade Weibull de três parâmetros ajustadas para *Handroanthus* spp. (A), *H. impetiginosus* (B) e *H. serratifolius* (C), nas tipologias Floresta Ombrófila Aberta (FOA) e Floresta Ombrófila Densa (FOD), a partir de inventários diagnósticos no Acre. Os parâmetros e estatísticas dos ajustes encontram-se no Apêndice 2.



Considerando os censos florestais em Mato Grosso (DAP  $\geq$  35 cm), notou-se diferença nas distribuições diamétricas médias de *Handroanthus* spp. entre tipologias (Figura 16), como já havia sido observado nas densidades populacionais (Tabela 1; Figura 4). As Florestas Ombrófilas apresentam maior densidade populacional, com queda mais abrupta do número de árvores a partir da classe diamétrica com maior número de árvores (CC de 55 cm). O maior número de árvores ocorreu na classe diamétrica com CC de 55 cm, para todas as tipologias, exceto para Fesav, onde ocorreu aos 65 cm de DAP.



**Figura 16.** Funções densidade de probabilidade lognormal ajustadas para *Handroanthus* spp., nas tipologias Floresta Ombrófila Aberta (FOA), Floresta Ombrófila Densa (FOD), zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (Fefo) e zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (Fesav) no Mato Grosso. Os parâmetros e estatísticas dos ajustes encontram-se no Apêndice 3.

Observou-se em ambos os Estados que as distribuições diamétricas são variáveis entre tipologias. Portanto, dependendo da tipologia amostrada, a expectativa do número de árvores de *Handroanthus* spp. é distinta, evidenciando que a comparação direta de inventários pode gerar interpretação equivocada.

As informações que os maiores incrementos ocorreram na classe diamétrica com CC de 65 cm (Figura 12) e que o maior número de árvores ocorreu entre 55 cm e 65 cm de DAP em todas as tipologias no Mato Grosso (Figura 16) concorrem para a conclusão que o manejador deve estar atento ao potencial de produção dessas classes, uma vez que são as mais importantes em termos de estoque e produção de madeira. A partir dessas classes diamétricas, há o início do declínio da espécie (Kramer; Kozlowski, 1960; Nyland, 2007; Weiskittel et al., 2011), sinalizado pela queda nas taxas de sobrevivência e crescimento (Braz et al., 2021).

A estrutura diamétrica em formato J-invertido registrada para as espécies de *Handroanthus* no Acre (Figura 15), com maior número de árvores de menor tamanho, indica estabilidade estrutural da espécie, pelo estoque para reabastecimento das classes de tamanho superiores (Kohyama, 1986; Muller-Landau et al., 2006; Wang et al., 2009). Estas considerações têm origem nas teorias de De Liocourt (1898) e Meyer (1952) sobre floresta balanceada, que segue o padrão exponencial negativo, representando a sustentabilidade da estrutura no decorrer do tempo.

Cabe ressaltar, no entanto, que não é apenas essa forma de estrutura diamétrica que representa a estabilidade de uma espécie na floresta, uma vez que diversos fatores intrínsecos das espécies e de sua dinâmica podem resultar em distribuições diamétricas distintas (Pascal, 2003).

De Liocourt (1898) e Meyer (1952) descreveram o padrão J-invertido para o conjunto total de espécies da floresta, e não para cada espécie individualmente. Contudo, em nível de comunidade, o formato J-invertido é normalmente consequência da prevalência de espécies pioneiras e outras espécies madeireiras que atingem pequenos diâmetros sobre espécies clímax (Teketay et al., 2010; Canetti et al., 2019). É comum, porém, que especialistas equivocadamente apliquem essa mesma teoria para as espécies individualmente, colocando como pré-requisito que apresentem o formato J-invertido para a manutenção da espécie na floresta (Rubin et al., 2006; Horn et al., 2012; Vieira et al., 2017).

As árvores em florestas naturais não manejadas estão sob forte competição e, com o decorrer do tempo, a floresta atinge seu clímax, caracterizado por um equilíbrio estático, produzindo apenas volume bruto de madeira e não líquido (Osmaston, 2010). Classes diamétricas menores, sem clareiras para a entrada de luz, podem ter seu crescimento e sua regeneração prejudicados (Clark, 1990; Nyland, 2007). Ainda, em uma floresta primária, as espécies apresentam uma maior distribuição diamétrica, devido ao maior estoque de árvores estagnadas e senescentes acumuladas há várias décadas (Dawkins; Philip, 1998). Dessa forma, a tendência das espécies em uma floresta primária sem intervenções é atingir a estagnação devido ao atingimento da fase de senescência e à alta competição entre árvores e ao pouco acesso à luz, necessária para o crescimento das árvores de menor porte.

Segundo O'Hara (2014), em florestas multiâneas existe grande diversidade de formatos de distribuições diamétricas. Lorimer e Halpin (2014) identificaram oito estágios de desenvolvimento de populações para um determinado grupo de espécies. Alternância entre formas unimodais ou exponencial negativa são passíveis de ocorrer (Lorimer; Halpin, 2014; Holeska et al., 2017), mesmo que as espécies tenham tendência a repetir determinada estrutura (Gotelli, 2008), mostrando que as estruturas diamétricas não são estáveis. Segundo Holeska et al. (2017), a distribuição diamétrica com formato J-invertido provavelmente é apenas uma condição temporária de florestas, que pode ser formada por distúrbios que abrem o dossel, favorecendo a regeneração natural e o recrutamento contínuo para as classes de menores diâmetros.

Distribuições unimodais em espécies de florestas tropicais primárias já foram registradas por diversos autores (Condit et al., 1998; Dawkins; Philip, 1998; Pascal, 2003; Nyland, 2007; Braz, 2010; Braz et al., 2014; Hossain et al., 2015; Canetti et al., 2021), assim como encontrado para *Handroanthus* spp. no Mato Grosso (Figura 16). Características ecológicas das espécies podem ser uma das causas de uma distribuição unimodal.

Wright et al. (2003) descreveram dois fatores principais que justificam a distribuição unimodal em espécies heliófilas: primeiro, em condições de sombra, essas espécies têm vida efêmera, com drástica redução de sua sobrevivência, especialmente nas classes diamétricas menores, que estão sob o dossel; segundo, as árvores com melhores condições de luminosidade crescem mais rapidamente e atingem as classes diamétricas intermediárias, havendo reduzido número de árvores nas classes menores.

Pascal (2003) mencionou que o acúmulo de árvores nas classes diamétricas intermediárias pode resultar em competição, que acarreta a redução de incremento e conseqüente redução de passagem de árvores para classes diamétricas maiores. Ainda, as classes intermediárias, quando providas de maior vitalidade e sobrevivência, podem acumular maior número de árvores, gerando uma estrutura unimodal (Pascal, 2003; O'Hara, 2014).

A variação de incrementos nas classes diamétricas pode gerar diferentes padrões de distribuição diamétrica, como o unimodal (Leak, 2002). Ritmos lentos de crescimento no início do ciclo de vida devido à falta de luz podem perturbar a distribuição diamétrica das classes de menor diâmetro (Leak, 2002; Pascal, 2003).

É importante lembrar que, apesar da diversidade encontrada nas florestas tropicais, as distribuições diamétricas são regradas por características demográficas da população, tais como o crescimento e a mortalidade e outras características intrínsecas de cada espécie (Coomes; Allen, 2007; Wang et al., 2009). Portanto, a estrutura diamétrica não é a única variável que representa a saúde da floresta (Canetti et al., 2021) e a tendência unimodal não configura impedimento para a sustentabilidade do manejo, sendo necessário considerar também fatores como o crescimento das espécies em diferentes classes diamétricas (Condit et al., 1998), características relacionadas ao grupo ecológico e disponibilidade de luz na floresta (Pascal, 2003; Capretz, 2004; Wang et al., 2009; O'Hara, 2014).

Em florestas direcionadas ao manejo florestal, é possível garantir a sustentabilidade da produção a partir das diferentes estruturas diamétricas originais (Nyland, 2007; O'Hara, 2014). Portanto, populações com diferentes formas estruturais, produtividade e aparência podem igualmente alcançar os critérios de sustentabilidade (O'Hara, 1998).

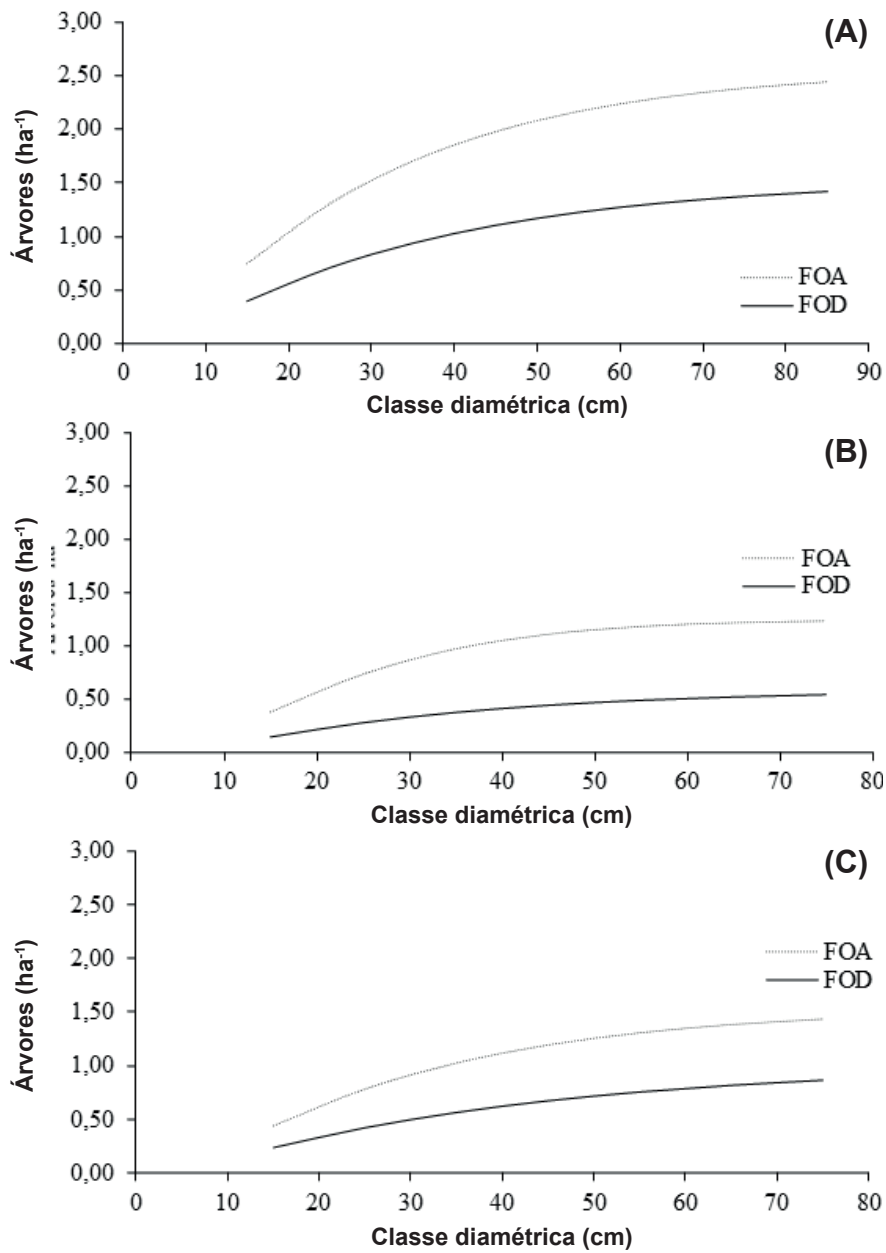
Por fim, deve-se considerar que, independentemente da estrutura inicial, mesmo que o tempo de passagem entre as classes diamétricas seja lento até atingirem o DMC estipulado em lei, o corte será autorizado somente após atingidas as dimensões superiores a ele. Apenas as árvores com DAP superiores ao DMC poderão ser cortadas e todas as classes menores sempre estarão protegidas.

### **Distribuições diamétricas acumuladas**

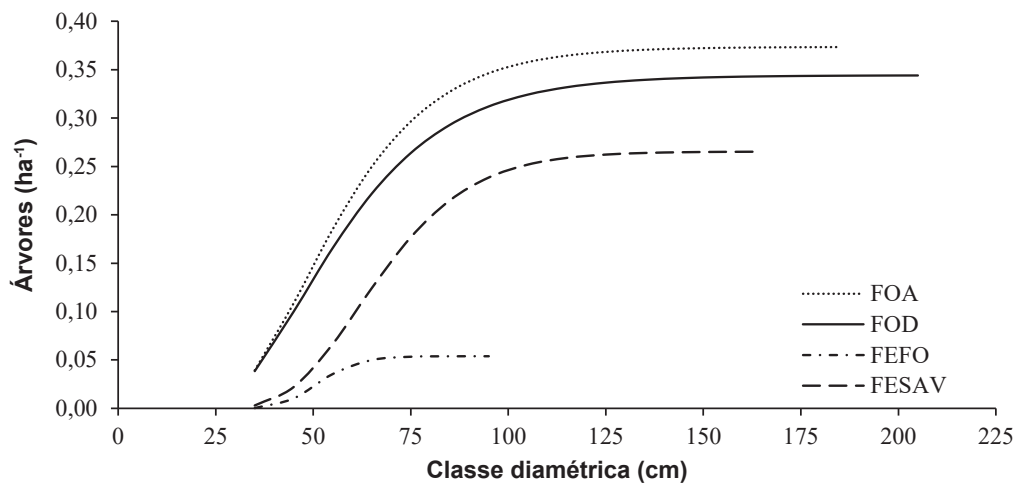
Na FOA, onde havia maior densidade de árvores nos dois Estados (Tabelas 1 e 2), o declínio da curva de distribuição diamétrica acumulada no Acre ocorreu aos 45 cm em todos os casos, havendo início da estabilização aproximadamente aos 65 cm de diâmetro (Figura 17). Na FOD o declínio inicia aos 35 cm, mas a estabilização também tem início próximo aos 65 cm.

No Mato Grosso, a curva acumulada do número de árvores por classe diamétrica (Figura 18) iniciou o declínio a partir dos 70 cm e estabilizou a partir dos 100 cm de diâmetro.

A distribuição diamétrica reflete a sobrevivência e a dinâmica da espécie como um todo (Braz, 2010). Entre 65 cm e 70 cm, nota-se um limite estrutural das espécies de *Handroanthus* spp. em ambos Estados, ocorrendo apenas árvores isoladas. Tal limite estrutural representa a sua capacidade de suporte (Whittaker, 1975). No caso de *H. impetiginosus* e *H. serratifolius*, Santos (2020) relatou 40% de árvores com ocos que comprometem o aproveitamento econômico na classe de 90 cm, com aumento crescente de árvores com podridões em classes diamétricas maiores.



**Figura 17.** Distribuições diamétricas acumuladas de *Handroanthus* spp. (A), *H. impetiginosus* (B) e *H. serratifolius* (C) nas tipologias Floresta Ombrófila Aberta (FOA) e Floresta Ombrófila Densa (FOD) no Acre.



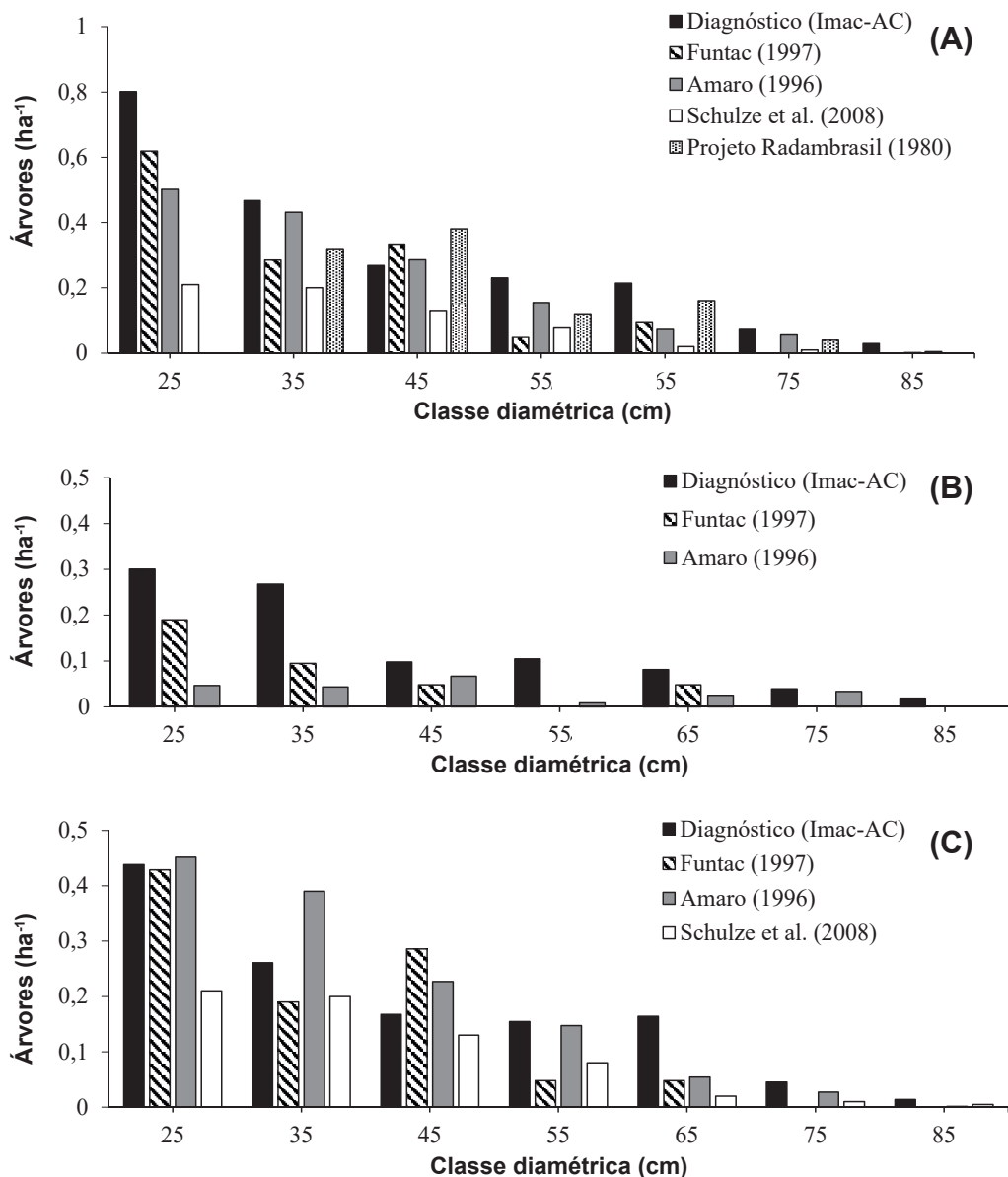
**Figura 18.** Distribuições diamétricas acumuladas de *Handroanthus* spp. nas tipologias Floresta Ombrófila Aberta (FOA), Floresta Ombrófila Densa (FOD), zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (Fefo) e zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (Fesav) no Mato Grosso.

### Comparação com inventários disponíveis na literatura

As distribuições diamétricas obtidas nos inventários diagnósticos foram semelhantes àquelas de inventários anteriores no estado do Acre (Projeto Radambrasil, 1980; Amaro, 1996; Funtac, 1997; Schulze et al., 2008), como pode ser observado na Figura 19. O inventário do Projeto Radambrasil (1980) foi realizado há mais de 40 anos, e a distribuição diamétrica registrada foi uma das mais semelhantes para *Handroanthus* spp., nos inventários diagnósticos de PMFS protocolados no Imac-AC (Figura 19A), mostrando constância na estrutura florestal ao longo dos anos. Para *H. impetiginosus* (Figura 19B), notou-se maior abundância nos inventários diagnósticos quando comparados aos de Amaro (1996) e Funtac (1997), mais uma vez indicando sensibilidade às características ambientais. As distribuições diamétricas registradas por Schulze et al. (2008), apesar de apresentarem semelhanças àquelas dos inventários diagnósticos, foram as que mais diferiram em algumas classes diamétricas, com menor número de árvores. Possivelmente, essas diferenças podem ser explicadas pelas características ambientais, especialmente porque, apesar de terem sido realizados nas mesmas tipologias, os inventários florestais foram realizados em áreas muito distantes, em outros Estados.

Ao comparar a distribuição diamétrica por tipologia obtida a partir dos censos florestais aos inventários do Projeto Radambrasil (1980), no noroeste de Mato Grosso, e aos inventários realizados por Schulze et al. (2008) em diferentes estados da Amazônia, observaram-se semelhanças e diferenças (Figura 20).

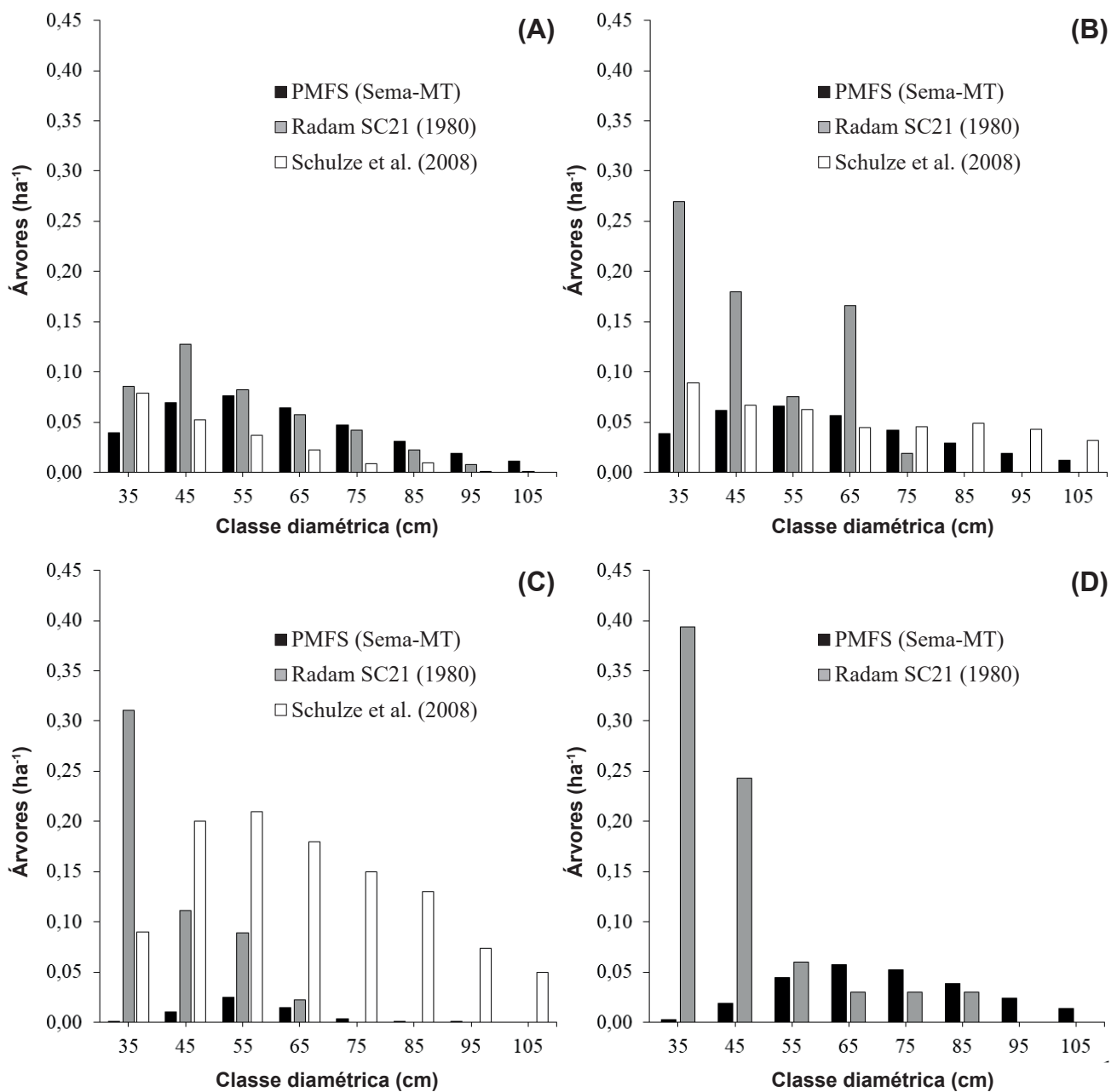
O número de árvores nos censos florestais das classes diamétricas com CC de 35 cm e CC de 45 cm foi menor em todas as tipologias. Entretanto, o número de árvores das classes diamétricas com CC de 35 cm nos censos está subestimado, uma vez que são amostradas apenas árvores com DAP acima de 35 cm, conforme exigido para os PMFS na Amazônia (Brasil, 2006), ficando a classe diamétrica com CC de 35 cm incompleta. Em informação técnica emitida pelo Ibama (Teixeira, 2021), o déficit nas classes diamétricas com CC inferiores a 50 cm pode indicar que o esforço de amostragem de indivíduos está aquém do que deveria, pois existe uma Norma de Execução (Brasil, 2007) que, de forma diferente do determinado na Instrução Normativa nº 5 (Brasil, 2006), estabelece que o diâmetro mínimo de coleta é 40 cm para censos florestais pré-exploratórios.



**Figura 19.** Comparações das distribuições diamétricas de *Handroanthus* spp. (A), *H. impetiginosus* (B) e *H. serratifolius* (C) obtidas de inventários diagnósticos de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) cedidos pelo Imac-AC às constantes em Funtac (1997), Amaro (1996), Schulze et al. (2008) e Projeto Radambrasil (1980), todos no Acre.

Ainda, é possível que, durante os inventários, as classes diamétricas com CC inferiores ao DMC sejam negligenciadas, já que as árvores dessas dimensões não têm valor comercial, pois não poderão ser cortadas no ciclo em questão.

Em geral, para DAP  $\geq 50$  cm, as distribuições diamétricas dos PMFS em Mato Grosso foram semelhantes àquelas dos outros inventários na maioria das classes diamétricas, exceto na Fefo (Figura 20). Pode-se inferir pela semelhança entre inventários recentes e o do Projeto Radambrasil (1980) que, assim como ocorreu no Acre (Figura 19), as estruturas diamétricas atuais pouco diferiram das estruturas diamétricas de mais de quatro décadas atrás, indicando que as espécies do gênero *Handroanthus* não passaram por alterações de estrutura nas florestas naturais, nos últimos anos (Schulze et al., 2008).



**Figura 20.** Comparações das distribuições diamétricas de *Handroanthus* spp. obtidas de inventários de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) cedidos pela Sema-MT às constantes em Projeto Radambrasil (1980) e Schulze et al. (2008), nas tipologias Floresta Ombrófila Aberta (A), Floresta Ombrófila Densa (B), zona de transição entre Floresta Estacional e Floresta Ombrófila (C) e zona de transição entre Floresta Estacional e Savana (D).

Fonte: Projeto Radambrasil (1980) e Schulze et al. (2008).

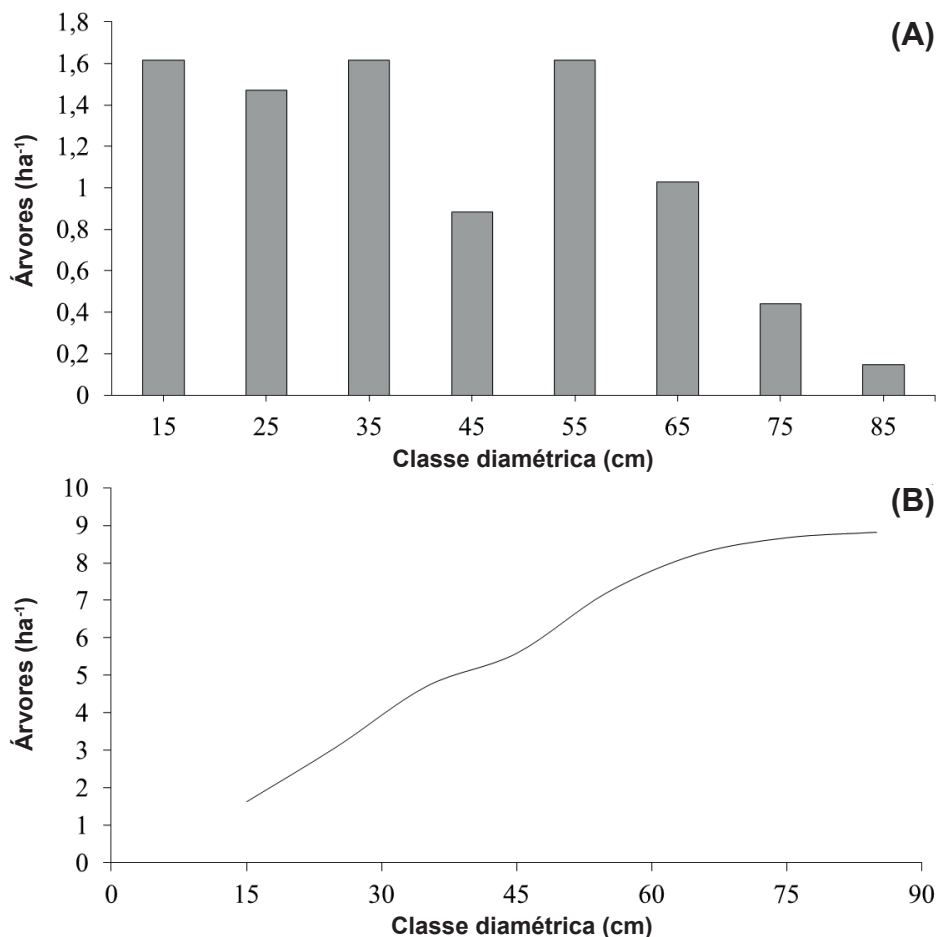
A diferença na distribuição diamétrica na Fefo nos PMFS em Mato Grosso, quando comparada aos dados de outros trabalhos, pode ser devida às características locais dessa tipologia, especialmente porque se trata de um ecótono onde há contato entre diferentes tipologias florestais. Os dados da Fefo em Mato Grosso foram coletados essencialmente no oeste desse estado, em uma região muito próxima ao Cerrado (Figura 4), apesar de a tipologia ser considerada uma transição entre Florestas Ombrófilas e Estacionais. Os dados de Schulze et al. (2008) para a Fefo foram coletados no sul de Rondônia, em local mais distante do Cerrado brasileiro. Os dados do projeto Radambrasil (1980) foram obtidos da folha SC.21 – Juruena, que abrange a parte noroeste de Mato Grosso, também mais

afastado do Cerrado brasileiro. A influência do Cerrado nos dados dos PMFS constantes na Fefo pode ser o motivo do menor número de árvores das espécies amazônicas do gênero *Handroanthus*, nessa tipologia.

As diferenças entre estruturas diamétricas observadas nos diferentes Estados, tipologias ou sítios, reforçam a importância de o planejamento do manejo ser particularizado por PMFS.

### Estrutura diamétrica nos inventários amostrais em áreas preferencias de *Handroanthus* spp. em FOA

Nas áreas preferenciais selecionadas para o inventário amostral no município de Acrelândia, AC (Figura 21), a densidade de árvores foi muito maior que aquelas registradas nos inventários diagnósticos e censos florestais protocolados no Imac-AC (Figuras 2 e 3, Tabelas 1 e 2). Enquanto nos inventários diagnósticos e censos não foram encontradas densidades superiores a 2 árvores ha<sup>-1</sup> (DAP ≥ 35 cm), no inventário amostral foram registradas, em média, 8 árvores ha<sup>-1</sup> com DAP ≥ 10 cm e 6 árvores ha<sup>-1</sup> com DAP ≥ 35 cm.

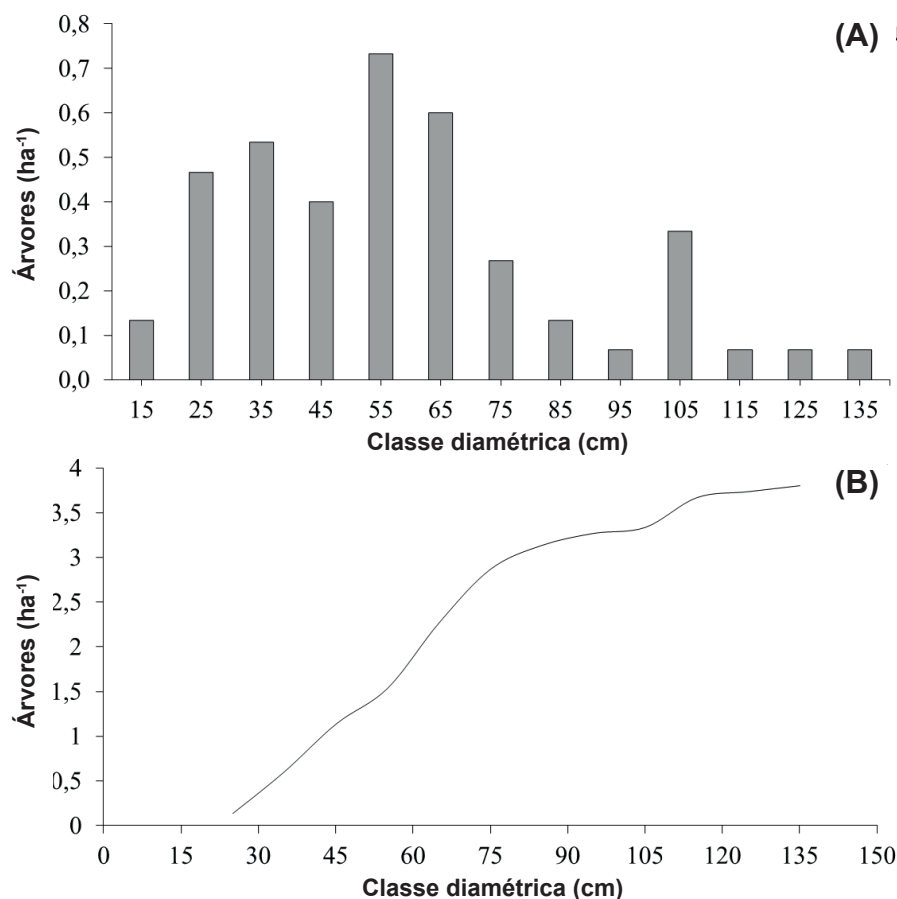


**Figura 21.** Distribuição diamétrica (A) e distribuição diamétrica acumulada (B) de *Handroanthus* spp. em Floresta Ombrófila Aberta obtidas por inventário amostral (DAP ≥ 10 cm), em áreas preferenciais das espécies no município de Acrelândia (AC).



A distribuição diamétrica registrada no inventário amostral da floresta manejada em Acrelândia (Figura 21A) seguiu o mesmo padrão J-invertido das distribuições dos inventários diagnósticos fornecidos pelo Imac-AC e inventários registrados na literatura (Figura 19) realizados em florestas não manejadas. A distribuição diamétrica acumulada indica acúmulo constante até a classe diamétrica com CC de 55 cm, reduzindo-se a partir desse diâmetro (Figura 21B).

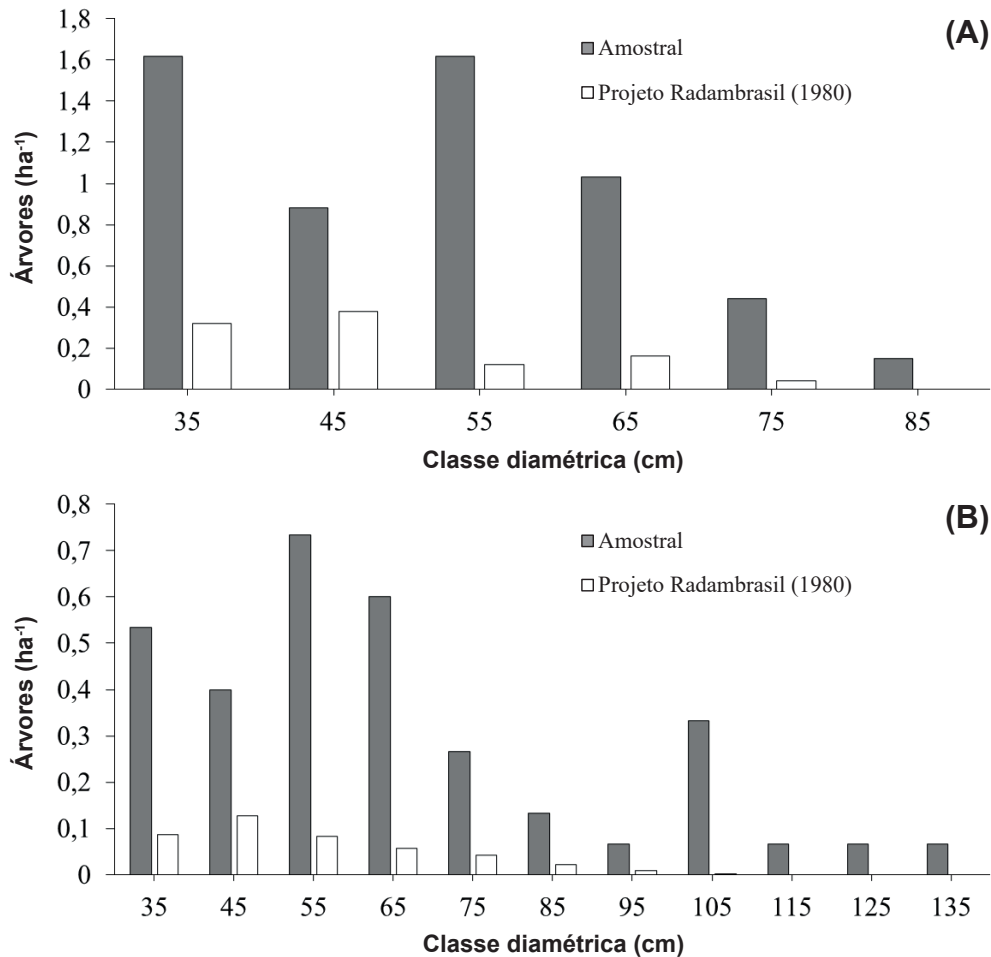
Em Mato Grosso, considerando ambas as áreas amostradas, a densidade de árvores foi superior àquela dos demais inventários analisados, semelhante ao observado no Acre, com 3,8 árvores ha<sup>-1</sup>, considerando árvores com DAP ≥ 10 cm. Para DAP ≥ 35 cm, registrou-se 3,1 árvores ha<sup>-1</sup>. A distribuição diamétrica seguiu padrão unimodal, com maior número de árvores na classe diamétrica com CC de 55 cm (Figura 22A), assim como havia sido registrado nos censos florestais desse estado (Figura 17). Quanto à distribuição diamétrica acumulada (Figura 22B), houve tendência à estabilização da curva após a classe diamétrica com CC de 65 cm. O resultado do inventário amostral corroborou o que foi analisado anteriormente, podendo-se inferir que a maior sobrevivência das espécies ocorreu até a classe diamétrica com CC de 55 cm, havendo um forte declínio a partir da classe diamétrica com CC de 75 cm.



**Figura 22.** Distribuição diamétrica (A) e distribuição diamétrica acumulada (B) de *Handroanthus* spp. em Floresta Ombrófila Aberta obtidas por inventário amostral em áreas preferenciais das espécies (DAP ≥ 10 cm), em Mato Grosso.

Fica evidente que existem grandes variações na densidade populacional das espécies, mesmo em uma mesma tipologia. Os inventários amostrais foram planejados almejando registrar a ocorrência das espécies em áreas preferenciais e, conforme esperado, isso resultou em uma densidade muito maior de árvores que as médias encontradas em outros inventários (Figuras 19 e 20), como

ocorrido no Projeto Radambrasil (1980) (Figura 23). Isso demonstra, conforme abordado no tópico “Comparação com inventários disponíveis na literatura”, a importância de se analisar cada PMFS individualmente, de acordo com as particularidades de cada sítio.



**Figura 23.** Comparação das distribuições diamétricas encontradas nos inventários amostrais realizados em áreas preferenciais de *Handroanthus* spp. e registradas no Projeto Radambrasil (1980) no Acre (A) e em Mato Grosso (B).

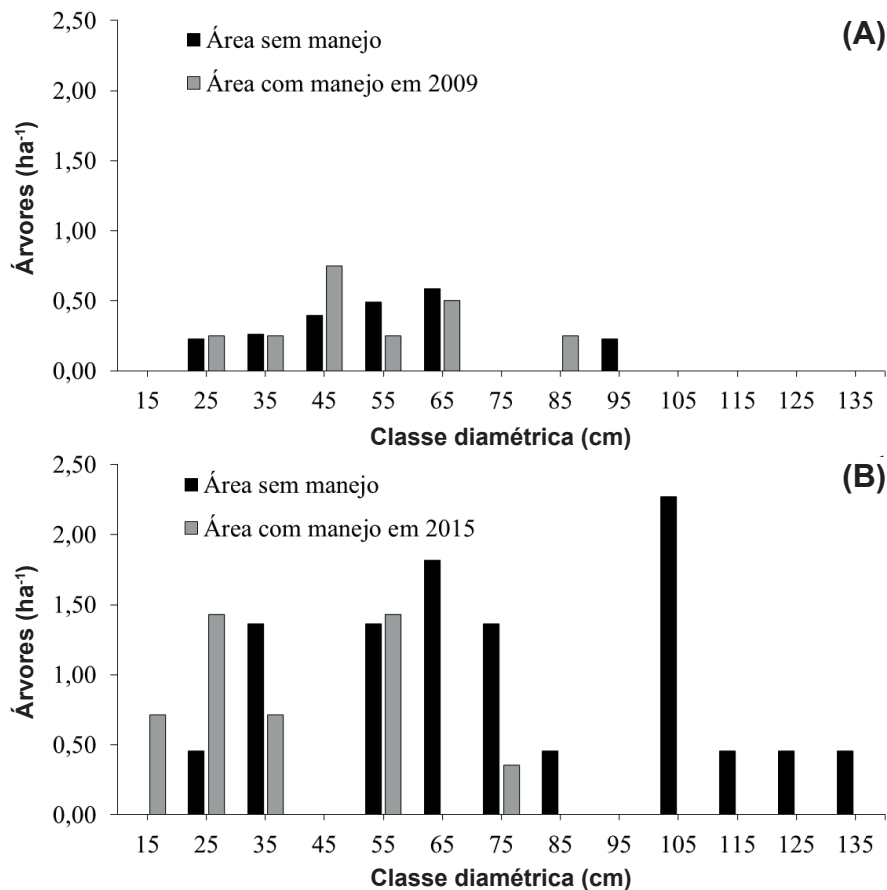
Ao serem analisados os inventários amostrais nesses dois estados (Figuras 21 e 22), notou-se o potencial das espécies de *Handroanthus* para atingir densidades populacionais muito maiores em áreas com características favoráveis ao seu desenvolvimento. Esta variabilidade da densidade populacional sugere que os sítios podem ser gerenciados para favorecer a ocorrência dessas espécies. Por exemplo, como são espécies heliófilas (Lorenzi, 1992) e necessitam luz para o seu regular desenvolvimento (Justiniano; Fredericksen, 2000), ampliar a disponibilidade de luz mediante técnicas silviculturais, provavelmente resultaria em uma maior densidade de indivíduos e com maiores taxas de crescimento. A abertura de clareiras é fundamental para a regeneração natural das espécies demandantes de luz (Martins et al., 2012), como é o caso de *Handroanthus* spp., e pode ocorrer de forma natural ou com intervenções silviculturais por manejo florestal.

Schulze et al. (2008) observaram que o recrutamento de plântulas dessas espécies é fortemente restrito às clareiras geradas pelo manejo florestal e outras zonas de distúrbio. Segundo os autores, as árvores recrutadas nessas clareiras serão as responsáveis pelo abastecimento de madeira para os próximos ciclos de corte. O manejo florestal pode proporcionar a abertura de clareiras de

maneira planejada, e pode ser utilizado estrategicamente para favorecer determinadas espécies de interesse, sendo um aliado em sua conservação.

### Comparação de área manejada com área não manejada

Na área amostrada no município de Aripuanã, MT, a densidade média foi 2,2 árvores ha<sup>-1</sup> e em Colniza (MT) foi 7,5 árvores ha<sup>-1</sup> (Figura 24). Em Aripuanã, as distribuições diamétricas das áreas com manejo em 2009 e sem manejo permaneceram semelhantes (Figura 24A), com maiores diferenças nas classes diamétricas com CC de 45 cm (mais árvores na área com manejo) e CC de 55 cm (mais árvores na área sem manejo). Em Colniza, o número de árvores foi maior na área sem manejo (10,4 árvores ha<sup>-1</sup>) quando comparado ao da área com manejo (4,6 árvores ha<sup>-1</sup>) (Figura 24B). Entretanto, tal diferença se deu principalmente nas classes diamétricas superiores ao diâmetro mínimo de corte (50 cm).



**Figura 24.** Distribuição diamétrica de *Handroanthus* spp. nas áreas inventariadas amostralmente, considerando áreas com manejo e sem manejo em Aripuanã, MT (A) e em Colniza, MT (B).

A grande variação de densidade de árvores entre Aripuanã e Colniza (Figura 24) reforçou o fato de que características específicas de sítio podem resultar em diferentes estruturas das espécies, como já havia sido registrado quando analisadas as densidades populacionais e distribuições diamétricas nos censos florestais entre tipologias florestais (Figuras 4 e 16 e Tabela 1) e entre PMFS (Figura 4). Entretanto, mesmo com diferentes densidades, notou-se que, como observado nos censos florestais (Figura 16), não houve acréscimo substancial de árvores a partir da classe diamétrica com CC

de 60 cm (Figura 21B) nas áreas de estudo dos inventários amostrais antes do manejo, definindo a capacidade de suporte que deve ser esperada para as espécies de *Handroanthus*.

Observa-se que, em Aripuanã (Figura 24A), a área manejada em 2009 apresentou distribuição semelhante àquela área vizinha não manejada com menos árvores na classe comercial (50 cm). Entretanto, o maior número de árvores com DAP de 45 cm na floresta manejada é um sinal positivo do grande potencial de transferência para as classes diamétricas superiores ao DMC, nos próximos 23 anos, considerando que o ciclo de corte previsto na legislação é 35 anos. Além disso, as classes diamétricas com CC de 55 cm e CC de 65 cm, que haviam sido exploradas, já mostravam recuperação bem avançada mesmo para o curto espaço de 13 anos (faltando 22 anos para completar o ciclo).

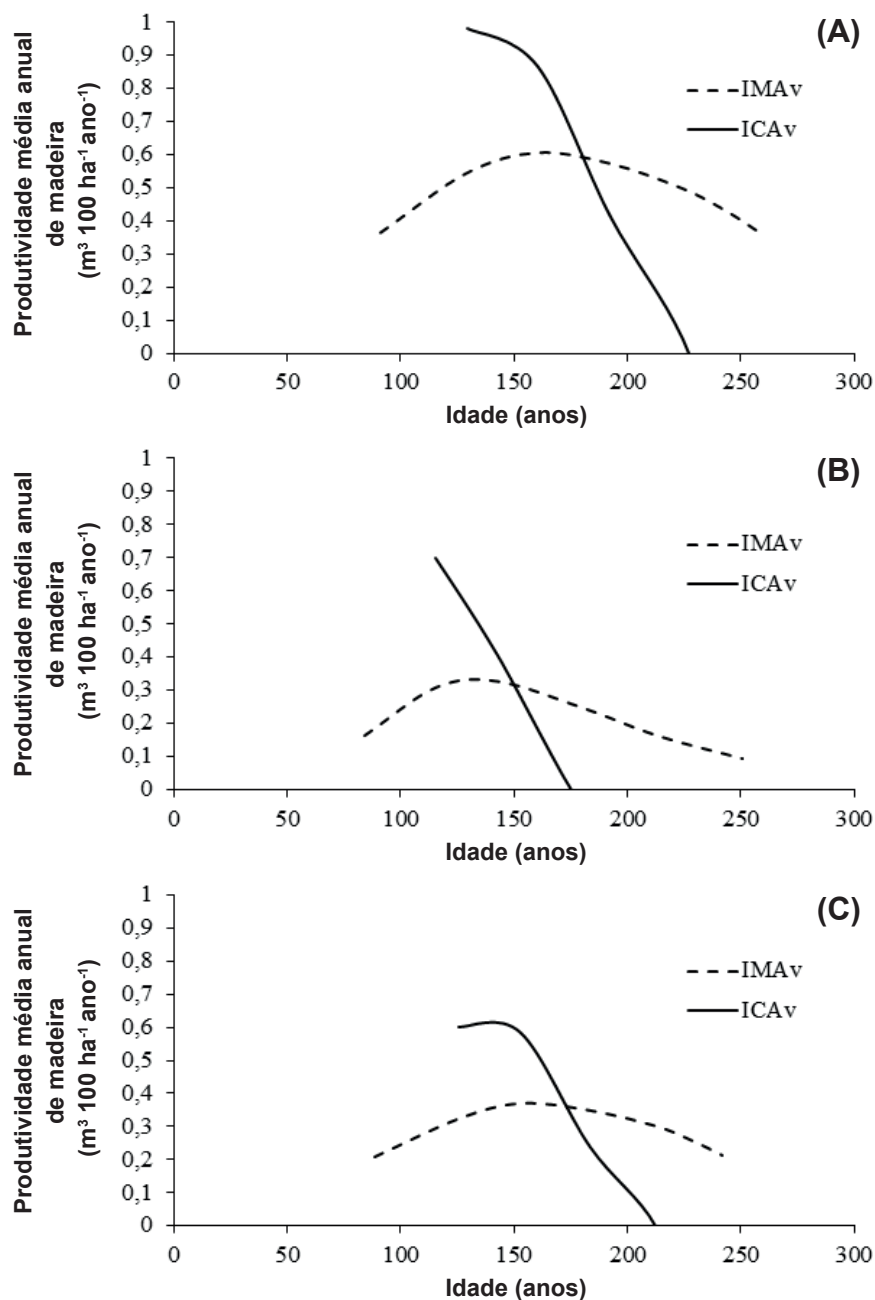
Em Colniza, há seis anos, notou-se maior diferença entre as áreas manejada e não manejada (Figura 24B). Destaque especial se deu às classes diamétricas com CC superiores a 80 cm de DAP, que não estavam presentes na área manejada, o que era esperado. Essas classes diamétricas podem ser consideradas um excedente, não sendo alvo de interesse em áreas sob manejo, uma vez que, conforme visto anteriormente, são árvores mais velhas e menos produtivas em termos de acúmulo de volume de madeira (Braz et al., 2021), estando acima da capacidade de suporte para a espécie na área. Entretanto, a classe diamétrica com CC de 50 cm (DMC) apresentava mais árvores que a floresta primária, indicando que houve recuperação total da classe comercial. Esse resultado pode ser interpretado juntamente com a falta de registros de árvores na classe diamétrica com CC de 45 cm, como indicativo do rápido tempo de passagem das árvores dessa classe diamétrica, abastecendo rapidamente a classe seguinte (55 cm) após abertura do dossel promovido pelo manejo florestal. Estes excelentes resultados obtidos para Colniza devem ser considerados como informação importante e positiva sobre o potencial de manejo da espécie, uma vez que o período transcorrido pós-corte foi de apenas sete anos, faltando 28 anos para completar o ciclo.

## Curvas de produção de madeira das populações

### Acre

O ponto de intersecção das curvas de ICA e IMA do volume de madeira da população de *Handroanthus* spp., *H. impetiginosus* e *H. serratifolius* ocorreu aos 45 cm de DAP (Figura 25) no Acre, indicando que árvores com diâmetros inferiores a esse valor devem permanecer na floresta, uma vez que as espécies ainda estão em pleno vigor, com maiores crescimentos e maior número de árvores. Portanto, deve-se atentar ao potencial de produção das classes imediatamente inferiores ao CC de 45 cm, que são as mais importantes em termos de estoque e produção de madeira para o ciclo seguinte. O declínio das espécies arbóreas inicia após a fase de pleno vigor ser ultrapassada (Kramer; Kozłowski, 1960; Nyland, 2007; Weiskittel et al., 2011), e é sinalizado pela queda nas taxas de sobrevivência e crescimento (Braz et al., 2021).

Segundo Miranda et al. (2018), nos sistemas de manejo policíclico, devem ser selecionadas as árvores que já ultrapassaram o valor do diâmetro ao qual elas expressam seu maior potencial de crescimento em volume de madeira, representado pelo DMC. Por esse motivo, deve-se determinar, para cada espécie, o valor do diâmetro em que ocorre a maior produção de madeira, considerando o padrão de crescimento individual e as características demográficas da população.

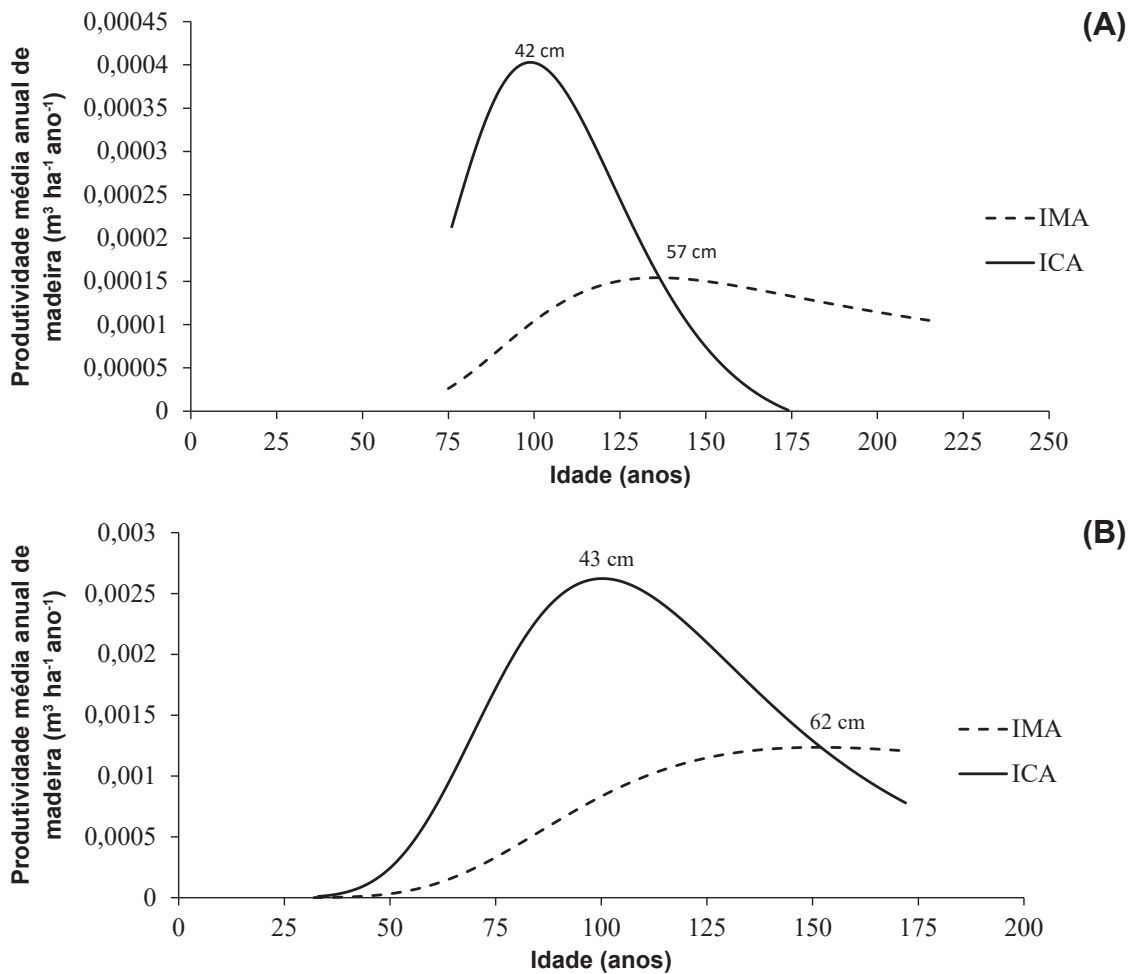


**Figura 25.** Curvas de maximização da produtividade madeireira para ipê (*Handroanthus* sp.) (A), *H. impetiginosus* (B) e *H. serratifolius* (C) no Acre. IMAv = incremento médio anual da população em volume; ICAv = incremento corrente anual da população em volume. A intersecção das curvas de ICAv e IMAv ocorreu próximo ao valor de DAP de 45 cm, em todos os casos.

Segundo Seydack (2000), os fatores demográficos da população das espécies comerciais são essenciais para a determinação dos parâmetros ótimos do manejo. Na estrutura da floresta natural, o estoque disponível de árvores por classe diamétrica é o fator chave para as projeções de rendimento de madeira, em termos de número de árvores, área basal e volume de madeira (Ong; Kleine, 1996), pois indicam a sobrevivência por classe diamétrica. Ou seja, o tempo de recuperação do volume de madeira manejado em um ciclo de corte é função não apenas das taxas de crescimento específicas da espécie, mas também depende do número de árvores presentes nas classes diamétricas com CC inferiores ao DMC (Brienen; Zuidema, 2006).

## Mato Grosso

Os valores de diâmetros em que ocorreram o máximo ICA e a intersecção das curvas de ICA e IMA em volume de madeira (Figura 26) foram inferiores aos registrados para as árvores individuais (Figura 14D). Isso está de acordo as explicações fornecidas por Assmann (1970), quando se considera um conjunto de árvores: a antecipação da maximização volumétrica de madeira da população ocorre devido à inclusão taxa de mortalidade e redução do incremento volumétrico.



**Figura 26.** Curvas de produtividade madeireira de *Handroanthus* spp. na Floresta Ombrófila Aberta (FOA), considerando funções densidade de probabilidade ajustadas para dados de censos fornecidos pela Sema-MT (A) e obtidos em inventário amostral realizado em áreas preferenciais das espécies (B). IMA = incremento médio anual em volume de madeira ( $m^3 \text{ ano}^{-1}$ ); ICA = incremento corrente anual em volume de madeira ( $m^3 \text{ ano}^{-1}$ ). Os valores em cm são referentes aos diâmetros em que ocorrem os pontos de máximo ICA e a intersecção das curvas de ICA e IMA.

Os pontos das curvas de produção de madeira analisados foram alcançados em valores de diâmetros similares, considerando as distribuições dos censos florestais e do inventário amostral, evidenciando um padrão para o gênero *Handroanthus* no estado de Mato Grosso.

No entanto, o ponto de intersecção das curvas de ICA e IMA para a população ocorreu em diâmetros com valores superiores aos do Acre (Figura 25). Isso era esperado, baseado na diferença de incrementos (Figura 12) e de distribuições diamétricas ocorridas entre os Estados (Figuras 15 e 16).

## Simulações de manejo de *Handroanthus* spp.

Em ambos os Estados, a combinação de ciclo de corte e DMC resultou em um maior incremento volumétrico de madeira para todas as estruturas diamétricas avaliadas nas simulações (Canetti et al., 2021), considerando o DMC definido pelo ponto de intersecção das curvas de ICA e IMA da população (rotação da população) e ciclo de corte calculado a partir do tempo de passagem no DMC (Tabela 9). Considerando ainda o estado estável da produção, o método de seleção de critérios de manejo estabelecido por esses autores também figurou entre as combinações de DMC e ciclo de corte que resultaram em maiores incrementos volumétricos de madeira. A combinação de ciclo de corte longo (70 anos) e DMC alto (60 cm) foi, em todas as simulações, a que resultou em menores produções volumétricas de madeira.

**Tabela 9.** Incremento volumétrico e volume de madeira produzido no primeiro ciclo de corte e no estado estável para *Handroanthus* spp., com diferentes combinações de ciclos de corte e diâmetros mínimos de corte (DMC) e diferentes distribuições diamétricas.

Inventários de origem		Métodos para seleção dos critérios de manejo					
		DMC	Rot. <sub>pop.</sub>	Legisl.	Rot. <sub>pop.</sub>	Rot. <sub>pop.</sub>	Alto
		Ciclo	TP	Legisl.	Legisl.	Longo	Longo
AC Inventários diagnósticos (Imac-AC)	Parâmetro	DMC (cm)	45	50	45	45	70
		Ciclo (anos)	25	35	35	70	60
	Primeiro ciclo	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,054	0,045	0,050	0,034	0,013
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	135,60	156,36	173,94	234,89	78,73
	Estado estável	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,013	0,013	0,013	0,011	0,004
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	33,04	46,67	46,65	79,04	24,93
Inventário amostral (AC)	Parâmetro	DMC (cm)	55	50	55	55	70
		Ciclo (anos)	25	35	35	70	60
	Primeiro ciclo	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,180	0,163	0,150	0,077	0,050
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	448,89	569,05	523,75	537,75	300,05
	Estado estável	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,036	0,040	0,035	0,024	0,012
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	91,08	139,49	121,01	168,11	73,94
MT censos (Sema-MT)	Parâmetro	DMC (cm)	57	50	57	57	70
		Ciclo (anos)	25	35	35	70	60
	Primeiro ciclo	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,017	0,011	0,012	0,005	0,004
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	41,48	39,59	43,38	35,38	26,08
	Estado estável	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,007	0,007	0,006	0,004	0,003
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	17,00	25,90	22,71	30,11	16,80
Inventário amostral (MT)	Parâmetro	DMC (cm)	62	50	62	62	70
		Ciclo (anos)	25	35	35	70	60
	Primeiro ciclo	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,131	0,078	0,091	0,024	0,029
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	326,73	272,88	319,53	171,31	174,86
	Estado estável	Inc. (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	0,035	0,042	0,032	0,020	0,016
		Vol. (m <sup>3</sup> 100 ha <sup>-1</sup> )	86,51	147,76	112,97	141,37	94,58

Sendo: Legisl. = critérios utilizados na legislação brasileira (Brasil, 2006); Rot.<sub>pop.</sub> = valor do diâmetro no ponto de intersecção das curvas de produção para a população; TP = tempo de passagem (o ciclo de corte foi calculado de acordo com o tempo de passagem das árvores da classe diamétrica do DMC). Sema-MT = dados de distribuição diamétrica das matrizes foram obtidos de censos florestais de PMFS fornecidos pela Sema-MT; Imac-AC = dados de distribuição diamétrica das matrizes foram obtidos de inventários diagnósticos de PMFS fornecidos pelo Imac-AC; Inventário amostral (AC e MT): dados de distribuição diamétrica das matrizes foram obtidos dos inventários amostrais realizados em áreas preferenciais de *Handroanthus* spp.

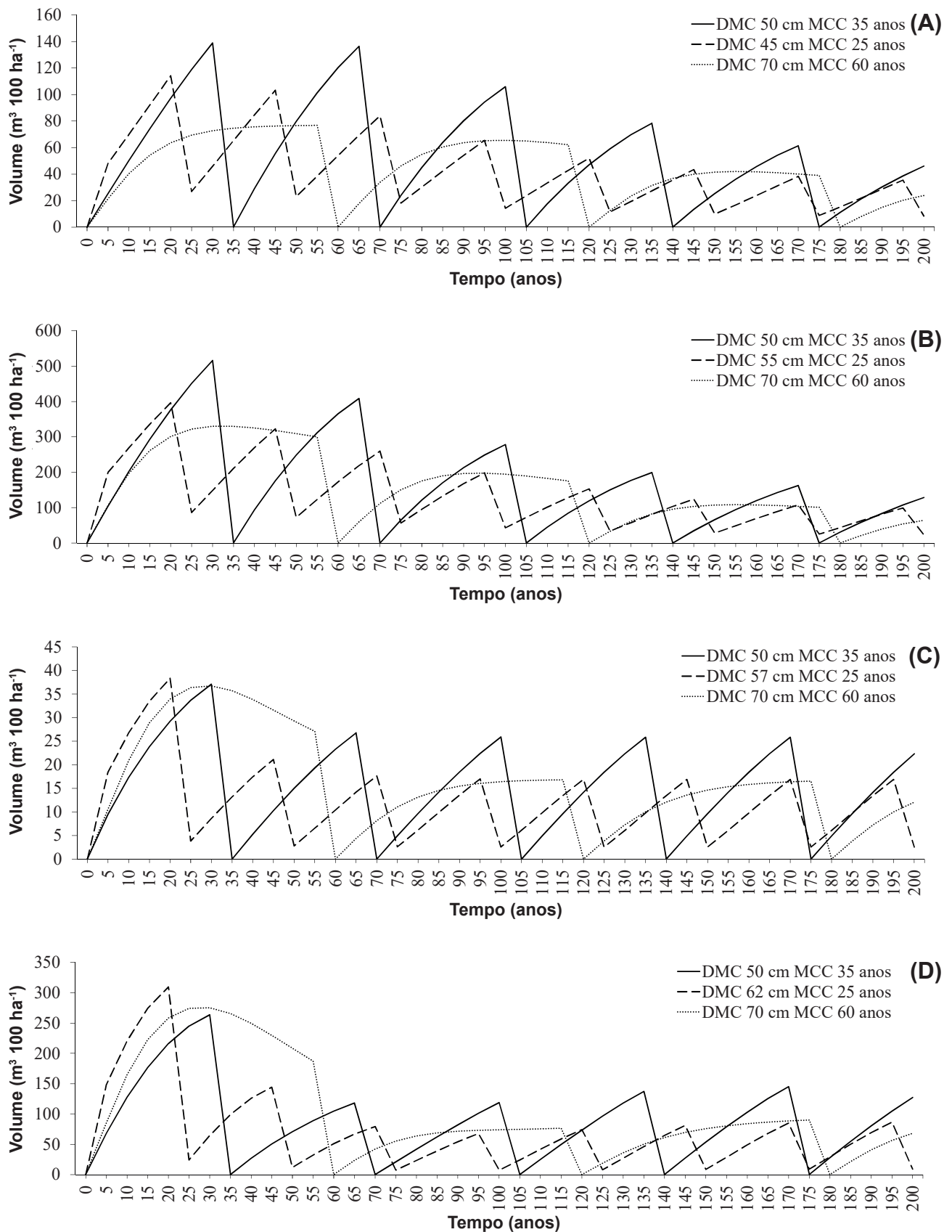
Conforme observado por Canetti et al. (2021), notou-se que foi possível maximizar a produção de madeira ao se considerar parâmetros específicos da população. A combinação de ciclos de corte e DMC baseada no crescimento e na distribuição diamétrica produziu maior incremento em volume de madeira, quando comparado aos parâmetros estabelecidos de maneira generalizada para todas as espécies.

O aumento do DMC e do ciclo de corte resultou nos piores cenários simulados, com incrementos volumétricos de madeira inferiores aos demais critérios testados. O aumento indiscriminado do DMC e do ciclo de corte gera a manutenção de árvores que já ultrapassaram a fase de pleno vigor e estão em declínio, crescendo sob taxas moderadas e com níveis de mortalidade relativamente altos. A perda de produtividade decorrente da estagnação do crescimento poderia ser evitada por meio da colheita seletiva de árvores maduras em declínio de vigor, antes da mortalidade (Seydack, 2012).

Em todos os cenários, o volume de madeira dos sucessivos ciclos de corte foi decrescendo até estabilizar-se no patamar em que a produção de madeira em cada ciclo era similar àquela do ciclo anterior, representando a sustentabilidade da produção de madeira (Figura 27).

O princípio subjacente do manejo é melhorar a condição da floresta, convertendo seu estoque até que um nível ótimo das espécies comerciais possa ser obtido, em um máximo incremento (Glauner et al., 2003). Notou-se que, em nenhum cenário de manejo simulado, o segundo ciclo produziu o mesmo volume de madeira que havia antes de iniciar a atividade na área. Isso era esperado, pois a floresta sem intervenções acumula um número maior de árvores com idade avançada, estagnadas no seu crescimento, resultando em um estoque acima da capacidade de suporte da floresta (Dawkins; Philip, 1998; Brien; Zuidema, 2007; Osmaston, 2010). Segundo Braz et al. (2015), cerca de 20% do acúmulo de área basal em uma floresta não manejada pertence ao estrato médio, que garantirá a produção para o próximo ciclo de corte. Classes diamétricas de maior valor, que já ultrapassaram a fase de pleno vigor, não produzem mais volume de madeira bruto, apenas líquido (Osmaston, 2010; Braz et al., 2021). Isso ocorre porque seu lento crescimento não compensa a perda gerada pela maior mortalidade. Portanto, não faz sentido almejar a recuperação do volume de madeira gerado por essas classes diamétricas nos próximos ciclos de corte. Espera-se, nas florestas manejadas, produzir um fluxo constante de madeira, obtendo-se o maior incremento anual possível.





**Figura 27.** Múltiplos ciclos de corte (MCC) e diâmetros mínimos de corte (DMC) simulados para o manejo de *Handroanthus* spp. na Floresta Ombrófila Aberta Amazônica, com distribuições diamétricas provenientes de inventários diagnósticos de PMFS fornecidos pelo Imac-AC (A), inventários amostrais realizados em áreas preferenciais no Acre (B), censos florestais de PMFS fornecidos pela Sema-MT (C) e inventários amostrais realizados em áreas preferenciais em Mato Grosso (D).

## Regeneração natural de *Handroanthus* spp.

Na regeneração natural de *Handroanthus* spp. nas áreas amostradas no Acre e Mato Grosso foi observado um número abundante de clareiras (Figura 28), com a presença significativa de plântulas da espécie. Amaro (1996) relatou que foi encontrada regeneração de ipê-amarelo em sete de nove subtipologias estudadas.



Fotos: Fabio Thaines

**Figura 28.** Regeneração natural de *Handroanthus* spp. nas áreas de inventário amostral em Colniza (MT) e Aripuanã (MT).

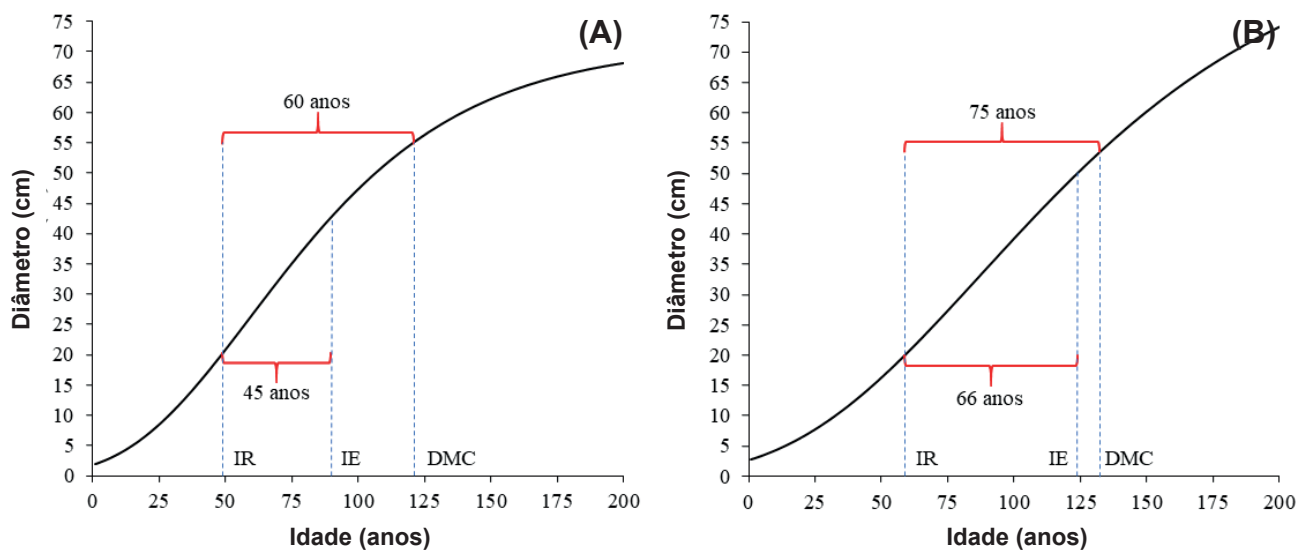
A preocupação com o monitoramento da regeneração é importante, para a garantia do suprimento das classes diamétricas de maior valor. Essa regeneração representa o abastecimento de árvores nas classes diamétricas iniciais para os próximos ciclos de corte, mostrando a capacidade da área de sustentar a estrutura das classes comerciais da espécie sob regime de manejo.

## Fatores reprodutivos associados à manutenção das espécies na floresta sob manejo

A fecundidade das árvores tem relação direta com o seu tamanho, sendo o declínio na produção de sementes associado à idade avançada da planta e à diminuição de sua atividade fisiológica (Qiu et al., 2021). Depreende-se que as árvores com diâmetros entre o início do ciclo reprodutivo e o fim da fase de pleno vigor (limiar reprodutivo) são as que têm maior potencial para garantir a manutenção da espécie na floresta, uma vez que são as que mais contribuem com o banco de sementes. Portanto, destaca-se novamente a importância da consideração do ciclo de vida das espécies para a definição do DMC. As árvores que estão em pleno vigor devem ser mantidas na floresta, garantindo, assim, não apenas maior produção de volume de madeira, mas também a sua reprodução para abastecimento da regeneração natural e conservação genética.

Para as espécies de *Handroanthus* na Amazônia brasileira não foram encontrados, até o momento, registros do DAP em que ocorre o início da fase reprodutiva. Entretanto, em área urbana no Cerrado de Minas Gerais foi registrada a ocorrência de árvores de *H. serratifolius* com DAP de 15 cm com floração (Melo et al., 2009). Na floresta tropical no Panamá foi registrado o início do potencial reprodutivo para *Handroanthus guayacan* (Seem.) S.O. Grose e *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. em indivíduos apresentando DAP de 20 cm (Muller-Landau et al., 2008; Marchand et al., 2020). Para *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don, também da família Bignoniaceae e dependente de luz (Wright et al., 2003), o diâmetro mínimo para garantir o potencial reprodutivo foi 16 cm (Wright et al., 2005).

Considerando que o início da estagnação do crescimento da árvore individual de *H. impetiginosus* e de *H. serratifolius* ocorre quando o DAP alcança 44 cm e 54 cm, respectivamente (Figura 13), e pressupondo que o início da fase reprodutiva ocorre proximamente quando o DAP atinge 20 cm, semelhante ao que ocorre às espécies da mesma família e, ou gênero (Wright et al., 2005; Muller-Landau et al., 2008; Melo et al., 2009; Marchand et al., 2020), o intervalo reprodutivo de *H. impetiginosus* é 24 cm (DAP entre 20 cm e 44 cm) e de *H. serratifolius* é 34 cm (DAP entre 20 cm e 54 cm), conforme representado na Figura 29. Isso significa que, de acordo com as equações de crescimento (Figura 13), as árvores de *H. impetiginosus* se reproduziram por aproximadamente 45 anos (de 49 a 93 anos) ou 47% do tempo de vida até o início da estagnação do crescimento e as árvores de *H. serratifolius* por 75 anos (de 59 a 134 anos) ou 56% do tempo de vida (Figura 18), lembrando que o ciclo reprodutivo dessas espécies é anual (Calixto et al., 2007; Martins et al., 2008). Ainda, considerando o intervalo entre o início do período reprodutivo e o DMC de 50 cm aplicado atualmente (Brasil, 2006), *H. impetiginosus* se reproduz por 60 anos e *H. serratifolius* por 66 anos. Esse longo intervalo de reprodução garante a manutenção da regeneração natural das espécies para os próximos ciclos de corte. O tempo em que as árvores se reproduzem antes de atingir o DMC no manejo florestal irá contribuir substancialmente com o fluxo gênico e a variabilidade genética da população.



**Figura 29.** Período reprodutivo de *Handroanthus impetiginosus* (A) e *H. serratifolius* (B) considerando as equações de crescimento das espécies. Calculou-se o período entre a idade de início da fase reprodutiva (IR) e a idade de estagnação de crescimento (IE), em que as curvas de incremento médio anual e incremento corrente anual se encontram, e a idade do diâmetro mínimo de corte (DMC), aplicado na legislação atual (Brasil, 2006).

Vinson et al. (2015) realizaram estudos com *J. copaia* e concluíram que a maioria das árvores reprodutivas seriam mantidas na floresta após o manejo (DMC = 50 cm). Para *Handroanthus* spp. 44% das árvores reprodutivas da espécie seriam mantidas na floresta após corte de 90% das árvores com DAP acima de 50 cm (DMC previsto na legislação vigente), considerando o inventário amostral realizado em Floresta Ombrófila Aberta (Figura 24). Portanto, a regeneração natural será mantida, após cortadas as árvores que atingiram o DMC, pelas árvores remanescentes, que estão em fase de pleno vigor fisiológico.

Do ponto de vista reprodutivo, ainda deve-se considerar que a abertura de clareiras no manejo florestal favorece o desenvolvimento das plântulas e abre espaço para as árvores terem mais acesso à luz, ampliando seu potencial fisiológico e, conseqüentemente, sua capacidade reprodutiva

(Clark, 1990). Portanto, o manejo florestal é uma ferramenta aliada positivamente à conservação das espécies, desde que realizado de forma a atender os critérios de baixo impacto à vegetação remanescente e que sejam estipulados critérios que garantam a manutenção das árvores em pleno vigor fisiológico, que irão produzir madeira e abastecer a regeneração natural e o fluxo gênico para os próximos ciclos de corte.

## Considerações finais

Computar as áreas de mudança de uso e cobertura da terra de áreas originais de florestas para usos agrícolas, como efeito negativo do manejo florestal, é um equívoco que se espera ter esclarecido com esse trabalho. Cabe-nos reiterar a importância do manejo florestal, o qual garante a presença da floresta e seus serviços ambientais, de forma perene. Análises e tomadas de decisões sem essa consideração podem resultar em premissas falsas para a interpretação da ameaça a que as espécies madeireiras estão sujeitas, quando mal manejadas.

As espécies de *Handroanthus* ocorrem na Amazônia em densidades populacionais que podem variar de acordo com as condições ambientais e da estrutura da floresta. Áreas preferenciais foram detectadas, onde há maiores densidades das espécies. Há também variação de densidade de árvores entre tipologias, podendo ocorrer gradientes em uma mesma tipologia ou até dentro de uma Unidade de Produção Anual (UPA). Portanto, locais com menores densidades das espécies não necessariamente representam declínio da população, mas podem refletir especificidades locais. O planejamento de inventários florestais para identificar ocorrência das espécies deve considerar esses fatores.

As densidades abaixo de uma árvore ha<sup>-1</sup>, encontradas em Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) para *Handroanthus* spp. (DAP  $\geq$  35 cm) no Acre e em Mato Grosso, são compatíveis com as densidades da maioria das espécies madeireiras da Amazônia, sendo características típicas das florestas naturais do bioma Amazônia.

As espécies do gênero *Handroanthus* ocorrem com ampla distribuição geográfica na Amazônia e em todos os biomas. Somente no Acre, em 2020, foram registrados aproximadamente 12,5 milhões ha de Floresta Amazônica, sendo 3,5 milhões ha em reservas indígenas e Unidades de Conservação de Proteção Integral, sem contar as áreas de preservação permanente. No Mato Grosso, em 2019, foram registrados aproximadamente 25 milhões de ha de Floresta Amazônica, com 8 milhões de ha de reservas indígenas e Unidades de Conservação de Proteção Integral. O estoque de árvores de *Handroanthus* spp. nesses remanescentes florestais complementa o papel das áreas sob manejo florestal, para a conservação dessas espécies.

As análises realizadas e a literatura consultada indicam a grande variabilidade de incremento volumétrico entre as espécies do gênero *Handroanthus*. É possível aumentar substancialmente o incremento médio em diâmetro sob condições adequadas de manejo. As áreas amostradas mostraram resultados excelentes de recuperação sob normas de manejo apropriado.

Os incrementos das espécies analisadas obedeceram a um padrão ao longo do ciclo de vida, iniciando o crescimento lentamente, passando por uma aceleração na fase de pleno vigor das árvores e atingindo uma estabilização do crescimento a partir de determinado diâmetro. Portanto, valores

diamétricos maiores que os da estabilização de crescimento não devem ser definidos como diâmetro mínimo de corte (DMC) para o manejo florestal.

A ocorrência dessas espécies, quando manejadas de acordo com os critérios estabelecidos em lei, não apresentou fragilidades nas áreas sob manejo florestal. O declínio de crescimento em diâmetro para as espécies do gênero *Handroanthus* iniciou a partir das classes diamétricas com CC de 45 cm e CC de 55 cm. A curva acumulada do número de árvores por classe diamétrica tendeu à redução, a partir dos 70 cm, não apresentando mais valor estrutural, e estabilizando a partir de diâmetros com 100 cm. Isso é um indicativo de que existe um limite estrutural para essas espécies, ou seja, uma capacidade de suporte.

As estruturas diamétricas e densidades populacionais apresentam forte semelhança com as estruturas registradas em florestas primárias há mais de 40 anos, no projeto Radambrasil (1980), sendo possível inferir que não houve descaracterização ao longo desse período. Considerando a composição florística atual, não houve alteração de classificação de importância com relação às outras espécies, quando comparada aos dados do projeto Radambrasil (1980).

O longo intervalo de reprodução que ocorre entre o início da fase reprodutiva de *Handroanthus* spp. e o DMC, ou entre o início da fase reprodutiva e o final da fase de pleno vigor, garante a manutenção da regeneração natural das espécies para os próximos ciclos de corte, não deixando dúvidas sobre a contribuição das árvores para a diversidade genética das espécies.

Por ser dependente de luz, a literatura ressalta que o gênero *Handroanthus* necessita de distúrbios no dossel e aberturas de clareiras para melhor estabelecimento e crescimento dos indivíduos sob regeneração. Por suas características, o estímulo mediante políticas públicas que incentivem o manejo florestal sustentável poderá contribuir para a conservação da espécie.

Considerando a população, área de ocorrência, crescimento e estrutura (pretérita e atual), capacidade de suporte e estoque das florestas naturais sob manejo, maturidade reprodutiva, dentre outros fatores, entendemos que as duas espécies em questão não se encontram em condição vulnerável.

Recomenda-se que inferências sobre riscos que as espécies arbóreas possam estar sofrendo tenham, por base, trabalhos técnicos científicos, inventários florestais, bem como o uso de imagens de satélite, georreferenciamento, processos de análise, avaliações estatísticas, dentre outras, visando evitar conclusões sem suporte científico.

Adicionalmente, recomenda-se a formação de rede de pesquisa sobre o tema, com a participação de instituições de pesquisa e a academia, direcionando atividades de inventário florestal e expedições para a coleta de amostras, visando complementar estudos sobre espécies de interesse.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Sema-MT e Imac-AC) pelo fornecimento dos dados de planos florestais de manejo; ao Centro das Indústrias Produtoras e Exportadoras de Madeira do Estado de Mato Grosso (Cipem) pelo custeio do inventário florestal amostral e da coleta de amostras para a análise de crescimento; ao Sindusmad; à UFMT, Campus de Sinop, MT; à Universidade do Estado de Mato Grosso, Alta Floresta; à Elabore Projetos e Consultoria Florestal;

à Embrapa Amazônia Oriental; à S. M. Agroflorestal Ltda. e à Tecman Ltda. pelo suporte na organização, coleta dos dados de campo.

## Referências

- ALDER, D. D. **Growth modelling for mixed tropical forests**. 30. ed. Oxford: Oxford Forestry Institute, 1995. (ODA Forestry Research programme project R4676).
- ALENCAR, J. da C. Identificação botânica de árvores de floresta tropical úmida da Amazônia por meio de computador. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 1, p. 3-30, 1998.
- ALVAREZ-BUYLLA, E. R.; GARCIA-BARRIOS, R.; LARA-MORENO, C.; MARTINEZ-RAMOS, M. Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 387-421, 1996.
- AMARO, M. **Análise da participação da seringueira (*Hevea brasiliensis*), castanheira (*Bertholletia excelsa*) e das principais espécies madeireiras na estrutura da floresta, no trecho Rio Branco-Cruzeiro do sul (AC) da BR-364**. 1996. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, Manaus, AM.
- ANDRADE, V. H. F.; MACHADO, S. do A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; BOTOSSO, P. C.; MIRANDA, B. P.; SCHONGART, J. Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 215-223, 2019.
- ARAÚJO, H. J. B. de. Crescimento de espécies madeireiras em uma floresta acreana e compatibilidade com a legislação florestal. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 59, n. 2, p. 113-123, 2016.
- ASSMANN, E. **The principles of forest yield study**. New York: Elsevier, 1970.
- AZEVEDO, T.; ROSA, M. R.; SHIMBO, J. Z.; OLIVEIRA, M. G. de; VALDIONES, A. P.; DEL LAMA, C.; TEIXEIRA, L. M. S. **RAD 2021: relatório anual do desmatamento no Brasil**. São Paulo: MapBiomas, 2022. 126 p.
- BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. Z. do; SILVA FILHO, D. F. da. **Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.
- BENTOS, T. V.; NASCIMENTO, H. E. M.; VIZCARRA, M. dos A.; WILLIAMSON, G. B. Effects of lightgaps and topography on Amazon secondary forest: Changes in species richness and community composition. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 124-131, 2017.
- BFG. The Brazil Flora Group. Brazilian Flora 2020: Leveraging the power of a collaborative scientific network. **Taxon**, p. 1-21, 2021a.
- BFG. The Brazil Flora Group. **Coleção flora do Brasil 2020**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2021b.
- BFG. The Brazil Flora Group. **Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2021c.
- BRASIL. **Instrução Normativa MMA 5 de 11 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável - PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- BRASIL. **I3Geo: áreas especiais: unidades de conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>. Acesso em: 7 jul. 2018.
- BRASIL. **Norma Administrativa 1, de 24 de abril de 2007**. Institui, no âmbito desta autarquia, as diretrizes técnicas para elaboração dos planos de manejo florestal sustentável - PMFS de que trata o art. 19 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Brasília, DF: IBAMA, 2007.
- BRASIL. **Portaria 561, de 15 de dezembro de 2021**. Institui a lista de espécies nativas ameaçadas de extinção, como incentivo ao uso em métodos de recomposição de vegetação nativa em áreas degradadas ou alteradas. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2021.
- BRASIL. **Portaria MMA no 443, de 17 de dezembro de 2014**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2014.

- BRASIL. **Reunião sobre a inclusão do ipê (*Handroanthus* sp.) no Anexo II da CITES**. Brasília, DF: IBAMA, 2019. Memória de reunião.
- BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de; CANETTI, A. **Manejo de espécies madeiras da Floresta Amazônica**: critérios e procedimentos. Colombo: Embrapa Florestas, 2021. 31 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 361).
- BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de; OLIVEIRA, M. F.; BASSO, R. O. Strategies for achieving sustainable logging rate in the Brazilian Amazon Forest. **Open Journal of Forestry**, v. 4, n. 2, p. 100-105, 2014.
- BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. **Manejo de produção em florestas naturais da Amazônia**: mitos e verdades. *Nativa*, v. 3, n. 4, p. 292-295, 2015.
- BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P.; THAINES, F.; MADRON, L. D. de; GARRASTAZU, M. C.; CANETTI, A.; OLIVEIRA, M. V. N. D'. Criteria to be considered to achieve a sustainable second cycle in Amazon Forest. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 83, p. 209, 2015.
- BRAZ, E. M.; SCHNEIDER, P. R.; MATTOS, P. P. de; THAINES, F.; SELLE, G. L.; OLIVEIRA, M. F. de; OLIVEIRA, L. C. Manejo da estrutura diamétrica remanescente de florestas tropicais. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 4, p. 787-794, 2012.
- BRAZ, E. M. **Subsídios para o planejamento do manejo de florestas tropicais da Amazônia**. 2010. 236 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.
- BRIENEN, R. J. W. W.; ZUIDEMA, P. A. Incorporating persistent tree growth differences increases estimates of tropical timber yield. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 6, p. 302-306, 2007.
- BRIENEN, R. J. W. W.; ZUIDEMA, P. A. Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain forest trees obtained by tree ring analysis. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 481-493, 2006.
- BURKHART, H. E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012.
- CALIXTO, J.; OBERLAENDER, E. R.; GOBATO, A. A. Estudo fenológico de quatro espécies de Tabebuia (Bignoniaceae) do arboreto do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Ecologia no tempo de mudanças globais**: programas e anais. Caxambu: SEB, 2007. p. 1-2.
- CANETTI, A.; BRAZ, E. M.; DE MATTOS, P. P.; BASSO, R. O.; FILHO, A. F. A new approach to maximize the wood production in the sustainable management of Amazon forest. **Annals of Forest Science**, v. 78, n. 3, 2021.
- CANETTI, A.; BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de; FIGUEIREDO FILHO, A.; BASSO, R. O. Tree strata structure in an ecotone among the Amazon Forest types: a comparative study. **Forest Science**, v. 65, n. 6, p. 693-702, 2019.
- CAPRETZ, R. **Análise dos padrões espaciais de árvores em quatro formações florestais do estado de São Paulo, através de análises de segunda ordem, como a função K de Ripley**. 2004. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.
- CARRON, L. T. **An outline of forest mensuration with special reference to Australia**. Camberra: Australian National University Press, 1968.
- CHAZDON, R. L. **Second growth**: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.
- CLARK, D. B. The role of disturbance in the regeneration of Neotropical moist forest. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (org.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. New Jersey: Unesco Paris & The Parthenon Publishing Group, 1990. p. 291-315.
- CNCFLOA. Centro Nacional de Conservação da Flora. ***Handroanthus impetiginosus* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012**. Disponível em: [http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Handroanthus impetiginosus](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Handroanthus%20impetiginosus). Acesso em: 15 dez. 2021.
- CNCFLOA. Centro Nacional de Conservação da Flora. **Nota Técnica 004/2019, 2019**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2019.
- CONDIT, R.; SUKUMAR, R.; HUBBELL, S. S. P.; FOSTER, R. R. B. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, v. 152, n. 4, p. 495-509, 1998.
- COOMES, D. A.; ALLEN, R. B. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 1, p. 27-40, 2007.
- COTTAM, G.; CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451-460, 1956.

- CYSNEIROS, V. C.; MENDONÇA JÚNIOR, J. O.; LANZA, T. R.; MORAES, J. C. R.; SAMOR, O. J. M. Espécies madeireiras da Amazônia: riqueza, nomes populares e suas peculiaridades. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, p. 1-14, 2018.
- CYSNEIROS, V. C.; PELISSARI, A. L.; MACHADO, S. A.; FIGUEIREDO-FILHO, A.; DAVID, H. C. Cluster and discriminant analyses for stem volume modelling of tree species groups in an amazon rainforest. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 29, n. 3, p. 325-333, 2017.
- DAWKINS, H. C.; PHILIP, M. S. **Tropical moist forest silviculture and management: a history of success and failure**. Wallingford: CAB International, 1998.
- DE LIOCOURT, F. De l'aménagement des sapinières. **Bulletin trimestriel de la Société forestière de Franche-Comté et Belfort**, p. 396-409, 1898.
- DIONISIO, L. F. S.; SCHWARTZ, G.; LOPES, J. do C.; OLIVEIRA, F. de A. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150-156, 2018.
- DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: MARTINS, S. V. (org.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2009. p. 185-215,
- FRANKE, I. L. **Governança e gestão florestal no Acre: instituições e atores em busca do desenvolvimento sustentável**. 2012. 264 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- FREITAS, J. L.; SILVA, R. B. L.; SANTOS, A. C.; CRUZ JÚNIOR, F. O.; SANTOS, E. S.; SARDINHA, M. A. Análise fitossociológica de fragmentos florestais da reserva extrativista do Rio Cajari, norte da Amazônia. **Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1875-1888, 2017.
- FUNAI. Fundação Nacional do Índio. **Terra indígena** (Regularizada, Homologada, Declarada, Delimitada e Área em Estudo). Disponível em: <http://www.funai.gov.br/index.php/shape>. Acesso em: 9 abr. 2019.
- FUNTAC. Fundação de Tecnologia do Estado do Acre. **Inventário do potencial florestal: zoneamento econômico-ecológico**. Rio Branco, AC, 1999.
- FUNTAC. Fundação de Tecnologia do Estado do Acre. **Inventário florestal da área de influência direta da BR-364 no trecho Rio Branco - Cruzeiro do Sul - Fronteira com o Peru**. Rio Branco, AC, 1992.
- FUNTAC. Fundação de Tecnologia do Estado do Acre. **Manejo florestal sustentável da produção de uso múltiplo da reserva São Luiz do Remanso**. Rio Branco, AC, 1997.
- GAMA, L. E. S. **Equações monoespecíficas de incremento em área basal de *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose (ipê amarelo) e *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê roxo) da floresta tropical pluvial do Acre**. 2017. 67 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.
- GENTRY, A. H. Bignoniaceae. Part II (Tribe Tecomeae). **Flora Neotropica Monographs**, v. 25, n. 2, p. 1-370, 1992.
- GLAUNER, R.; DITZER, T.; HUTH, A. Growth and yield of tropical moist forest for forest planning: an inquiry through modeling. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 33, n. 3, p. 521-535, 2003.
- GOTELLI, N. J. **A Primer of ecology**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates Inc., 2008.
- HEINSDIJK, D. **Report to the Government of Brazil on a forest inventory in the Amazon Valley (Part Four) (Region between Rio Tocantins and Rios Guamá and Capim)**. Roma: FAO, 1958. (FAO Report, 992, Project, BRA/FO).
- HOLESKA, J.; JALOVIAR, P.; KUCBEL, S.; SANIGA, M.; SVOBODA, M.; SZEWCZYK, D.; SZWAGRZYK, J.; ZIELONKA, T.; ZYWIEC, M. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. **Forest Ecology and Management**, v. 388, p. 79-89, 2017.
- HORN, C. M.; GILMORE, M. P.; ENDRESS, B. A. Ecological and socio-economic factors influencing aguaje (*Mauritia flexuosa*) resource management in two indigenous communities in the Peruvian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 93-103, 2012.
- HOSSAIN, M. A.; HOSSAIN, M. K. ; ALAM, M. S.; UDDIN, M. M. Composition and diversity of tree species in Kamalachari Natural Forest of Chittagong South Forest Division, Bangladesh. **Journal of Forest and Environmental Science**, v. 31, n. 3, p. 192-201, 2015. <https://doi.org/10.7747/JFES.2015.31.3.192>.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012.



- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Recuperação e compatibilização do projeto RADAMBRASIL, tema Vegetação (escala 1:1 000 000)**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://www.visualizador.inde.gov.br>. Acesso em: 31 maio 2021.
- IVANAUSKAS, N. M.; ASSIS, M. C. de. Formações florestais brasileiras. In: Martins, S. V. (org.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2009. p. 74-108
- JUÁREZ GARCÍA, A.; SARAGOS MÉNDEZ, J. Estructura diamétrica de árboles en potreros de la región Bajo Mixe, Oaxaca. **Teoría y Praxis**, v. 11, n. 18, p. 131-151, 2015.
- JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S. Phenology of tree species in Bolivian Dry Forests. **Biotropica**, v. 32, n. 2, p. 276-281, 2000.
- KEEFE, K.; SCHULZE, M. D.; PINHEIRO, C.; ZWEEDE, J. C.; ZARIN, D. Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: case study of Fazenda Cauaxi. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1950-1959, 2009.
- KOHYAMA, T. Tree size structure of stands and each species in primary warm-temperate rain forests of Southern Japan. **The Botanical Magazine Tokyo**, v. 99, n. 3, p. 267-279, 1986.
- KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1960.
- LACERDA, A. E. B.; ROBERTA NIMMO, E.; SEBBENN, A. M. Modeling the long-term impacts of logging on genetic diversity and demography of *Hymenaea courbaril*. **Forest Science**, v. 59, n. 1, p. 15-26, 2013.
- LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: GTZ, 1990.
- LEAK, W. **Origin of sigmoid diameter distributions**. Radnor: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, 2002.
- LOHMANN, L. G.; KAEHLER, M.; FONSECA, L. H. M.; FARIAS-SINGER, R.; FIRETTI, F.; SILVA-CASTRO, M. M.; GOMES, B. M.; FRAZÃO, A.; FRANCISCO, J. N. C.; THODE, V. A.; ZUNTINI, A. R.; MEDEIROS, M. C. M. P.; KATAOKA, E. Y.; BEYER, M. Bignoniaceae Juss. In: FLORA do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, [2020]. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB112305>. Acesso em: 17 dez. 2021.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1992.
- LORIMER, C. G.; HALPIN, C. R. Classification and dynamics of developmental stages in late-successional temperate forests. **Forest Ecology and Management**, v. 334, p. 344-357, 2014.
- LUNDQVIST, L. Tamm review: selection system reduces long-term volume growth in Fennoscandic uneven-aged Norway spruce forests. **Forest Ecology and Management**, v. 391, p. 362-375, 2017.
- MAPBIOMAS. **Mosaicos landsat**. Coleção 5: Mosaicos acessados pelo Google Earth Engine coleção pública (asset): projects/mapbiomas-workspace/MOSAICOS/workspace-c3. Disponível em: [https://mapbiomas.org/mosaicos-landsat?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/mosaicos-landsat?cama_set_language=pt-BR). Acesso em: 23 dez. 2021.
- MARCHAND, P.; COMITA, L. S.; WRIGHT, S. J.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; BECKMAN, N. G. Seed-to-seedling transitions exhibit distance-dependent mortality but no strong spacing effects in a Neotropical forest. **Ecology**, v. 101, n. 2, 2020.
- MARTINS, F. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Unicamp, 1991.
- MARTINS, K.; RIBAS, L. A.; MORENO, M. A.; WADT, L. H. D. O. Conseqüências genéticas da regeneração natural de espécies arbóreas em área antrópica, AC, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 897-904, 2008.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (org.). **Ecologia de florestas tropicais**. Viçosa, MG: UFV, 2012. p. 371.
- MELO, C.; OLIVEIRA, A. D.; BORGES, C. A.; RIBEIRO, G.; TAVARES, J. Impacto de *Forpus xanthopterygius* (Aves, Psittacidae) em flores de *Handroanthus serratifolius* (Bignoniaceae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 4, p. 1149-1151, 2009.
- MEYER, H. A. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. **Journal of Forestry**, v. 50, n. 2, p. 85-92, 1952.

MILLER, D. P. Bootstrap 101: Obtain robust confidence intervals for any statistic. In: ANNUAL SAS USERS GROUP INTERNATIONAL CONFERENCE, 29, 2004. **SUGI 29 proceedings** [...]. Cary, NC: SAS Institute, 2004. 7 p.

MIRANDA, D. L. C.; HIGUCHI, N.; TRUMBORE, S. E.; LATORRACA, J. V. F.; CARMO, J. F. do; LIMA, A. J. N. Using radiocarbon-calibrated dendrochronology to improve tree-cutting cycle estimates for timber management in southern Amazon forests. **Trees: Structure and Function**, v. 32, n. 2, p. 587-602, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1658-3>.

MULLER-LANDAU, H. C.; CONDIT, R. S.; HARMS, K. E.; MARKS, C. O.; THOMAS, S. C.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CHUYONG, G.; CO, L.; DAVIS, S.; FOSTER, R.; GUNATILLEKE, S.; GUNATILLEKE, N.; HART, T.; HUBBELL, S. P.; ITOH, A.; KASSIM, A. R.; KENFACK, D.; LAFRANKE, J. V.; LAGUNZAD, D.; LEE, H. S.; LOSOS, E.; MAKANA, J. R.; OHKUBO, T.; SAMPER, C.; SUKUMAR, R.; SUN, I. F.; SUPARDI, M. N. N.; TAN, S.; THOMAS, D.; THOMPSON, J.; VALENCIA, R.; VALLEJO, M. I.; MUÑOZ, G. V.; YAMAKURA, T.; ZIMMERMAN, J. K.; DATTARAJA, H. S.; ESUFALI, S.; HALL, P.; HE, F.; HERNANDEZ, C.; KIRATIPRAYOON, S.; SURESH, H. S.; WILLS, C.; ASHTON, P. Comparing tropical forest tree size distributions with the predictions of metabolic ecology and equilibrium models. **Ecology Letters**, v. 9, n. 5, p. 589-602, 2006.

MULLER-LANDAU, H. C.; WRIGHT, S. J.; CALDERÓN, O.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. P. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 4, p. 653-667, 2008.

NYLAND, R. D. **Silviculture: concepts and applications**. 3. ed. Long Grove: Waveland Press, 2007.

O'HARA, K. L. Silviculture for structural diversity: a new look at multiaged systems. **Journal of Forestry**, v. 96, n. 7, p. 4-10, 1998.

O'HARA, K. L. Transformations to multiaged stand structures. **Multiaged Silviculture**. p. 107-115, 2014.

OLIVEIRA, M. V. N. d'; BRAZ, E. M. **Manejo florestal em regime de rendimento sustentado, aplicado à floresta do Campo Experimental da Embrapa-CPAF/AC**. Rio Branco: Embrapa-CPAF/AC, 1998. 46 p. (Embrapa -CPAF/AC. Boletim de Pesquisa, 21).

OLIVEIRA, M. V. N. d'; OLIVEIRA, L. C.; ACUÑA, M. H. A.; BRAZ, E. M. Twenty years monitoring growth dynamics of a logged tropical forest in Western Amazon. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 92, p. 493-502, 2017.

OLIVEIRA, Y. M. M. de; ROSOT, M. A. D.; LUZ, N. B. da; MATTOS, P. P. de; GUIMARÃES, D. P.; OLIVEIRA, E. B. de; GOMIDE, G. L. A.; SÁ, I. B. de; FREITAS, J. V. de; SILVA, J. N. M.; GARRASTAZU, M. C.; HIGUCHI, N.; COSTA, T. C. e C. da. **Sistema Nacional de Parcelas Permanentes: proposta de modelo metodológico**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. 67 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 106).

OLIVER, C. D.; LARSON, B. C. **Forest stand dynamics**. New York: McGraw-Hill, 1990. 467 p.

ONG, R. C.; KLEINE, M. DIPSIM: Dipterocarp forest growth simulation model, a tool for forest-level management planning. **Dipterocarp Forest Ecosystems: Towards Sustainable Management**, World Scientific, p. 228-246, 1996.

OSMASTON, F. C. **The management of forests**. Dehra Dun: Natraj Publishers, 2010.

PASCAL, J. P. Notions sur les structure et dynamique des forêts tropicales humides. **Revue Forestière Française**, n. 55, p. 118-130, 2003.

PIMENTEL, C. R.; CARVALHO, C. D. S. D. S.; PAULETTO, D.; LOPES, L. S. de S.; RODE, R. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema agroflorestal experimental em Santarém, Pará. **Revista Agroecossistemas**, v. 10, n. 2, p. 195, 2018.

PIRES, J. M.; PRANCE, G. T. The amazon forest: a natural heritage to be preserved. In: PRANCE, G. T.; ELIAS, T. S. (org.). **Extinction is forever**. New York: New York Botanical Garden, 1977. p. 158-194.

PITMAN, N. C. A.; TERBORGH, J.; SILMAN, M. R.; V., P. N. Tree species distributions in an Upper Amazonian Forest. **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2651, 1999.

PROJETO RADAMBRASIL. Folha SC. 21 Juruena: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1980.

QIU, T.; ARAVENA, M. C.; ANDRUS, R.; CLARK, J. S. Is there tree senescence? The fecundity evidence. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 34, p. 1-10, 2021.

RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. In: Synge, H. (org.). **Biological aspects of rare plant conservation**. Chichester, UK: John Wiley, 1981. p. 205-217,

RIBEIRO, R. DA S.; LOHMANN, L. G.; SOARES-LOPES, C. R. A. **Flora of the State of Mato Grosso, Brazil: Bignoniaceae of Mato Grosso**. Chicago: Field Museum, 2021.

- RINN, F. **TSAP Win v. 3.6**: Reference Manual: Computer Program for Tree-Ring Analysis and Presentation. Heidelberg: RINNTECH, 1996.
- RSTUDIO team. RStudio: Integrated Development for R. Disponível em: <http://www.rstudio.co>. Acesso em: 7 maio 2018.
- RUBIN, B. D.; MANION, P. D.; FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 1-3, p. 427-438, 2006.
- SANTOS, M. F. **Modelagem da ocorrência de ocos e de equações de volume genéricas e específicas para espécies manejadas na Amazônia**. 2020. 155 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati.
- SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): a new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 1-2, p. 46-58, 2008.
- SCHULZE, M.; GROGAN, J.; UHL, C.; LENTINI, M.; VIDAL, E. Evaluating ipê (*Tabebuia*, *Bignoniaceae*) logging in Amazonia: sustainable management or catalyst for forest degradation? **Biological Conservation**, v. 141, n. 8, p. 2071-2085, 2008.
- SCHWARTZ, G.; FALKOWSKI, V.; PEÑA-CLAROS, M. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: short-term responses after reduced-impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 97-103, 2017.
- SCHWARTZMAN, S.; BOAS, A. V.; ONO, K. Y.; FONSECA, M. G.; DOBLAS, J.; ZIMMERMAN, B.; JUNQUEIRA, P.; JEROZOLIMSKI, A.; SALAZAR, M.; JUNQUEIRA, R. P.; TORRES, M. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120164, 2013.
- SEYDACK, A. H. W. Regulation of timber yield sustainability for tropical and subtropical moist forests: ecosilvicultural paradigms and economic constraints. In: PUKKALA, T.; GADOW, K. von (org.). **Continuous cover forestry**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. v. 23, p.129-165. (Managing Forest Ecosystems).
- SEYDACK, A. H. W. Theory and practice of yield regulation systems for sustainable management of tropical and subtropical moist natural forests. In: VON GADOW, K., PUKKALA, T.; TOMÉ, M. (ed.). **Sustainable forest management**. Kluwer Academic Publisher, 2000. p. 257-318.
- SPECIESLINK NETWORK. Genus: *Handroanthus*. Disponível em: <https://specieslink.net/search/>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- TEIXEIRA, A. S. de A. **Informação Técnica nº 60/2021 - COUSF/CGBio/DBFLO**. 2021. Brasília, DF: IBAMA, 2021.
- TIMOFEICZYK JUNIOR, R.; GRAÇA, L. R.; BERGER, R.; de MELO E SOUSA, R. A. T.; HOSOKAWA, R. T. Estrutura de custos do manejo de baixo impacto em florestas tropicais: um estudo de caso. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 189-196, 2005.
- UFMS. Universidade Federal de Santa Maria. **Inventário florestal da área de influência do Rio Branco entre as corredeiras do Bem Querer e Boa Vista - Roraima - RR**. Santa Maria, RS, 1979.
- UNFCCC SECRETARIAT. **Estimation, reporting and accounting of harvested wood products**: technical report. Geneva, 2008.
- VIEIRA, D. dos S.; GOMES, K. M. A.; SANTOS, L. E.; OLIVEIRA, M. L. R.; GAMA, J. R. V.; MENDONÇA, E. L. M.; LAFETÁ, B. O.; MOURA, C. C.; FIGUEIREDO, A. E. S. Estrutura diamétrica e espacial de espécies madeiras de importância econômica na Amazônia. **Scientia Forestalis**, v. 49, n. e3438, 2021. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n129.21>.
- VIEIRA, D. dos S.; OLIVEIRA, M. L. R. de; GAMA, J. R. V.; MACHADO, E. L.; GORGENS, E. B.; LAFETÁ, B.; GARCIA, J. S. Phytosociology of a natural fragment of the floodplain forest in the Lower Tapajós River, Brazil. **Bosque** (Valdivia), v. 38, n. 2, p. 357-369, 2017.
- VINSON, C. C.; KANASHIRO, M.; HARRIS, S. A.; BOSHIER, D. H. Impacts of selective logging on inbreeding and gene flow in two Amazonian timber species with contrasting ecological and reproductive characteristics. **Molecular Ecology**, v. 24, n. 1, p. 38-53, 2015.
- WANG, X.; HAO, Z.; ZHANG, J.; LIAN, J.; LI, B.; YE, J.; YAO, X. Tree size distributions in an old-growth temperate forest. **Oikos**, v. 118, n. 2009, p. 25-36, 2009.
- WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C. J. S. **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação**. Porto Alegre: UFRGS Centro de Ecologia, 2004.

WEISKITTEL, A. R.; HANN, D. W.; KERSHAW JUNIOR., J. A.; VANCLAY, J. K. **Forest growth and yield modeling**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2011.

WORLD BANK GROUP. **Managing forest resources for sustainable development**: an evaluation of the World Bank Group's experience approach paper. 2013.

WHITTAKER, R. H. **Communities and ecosystems**. 2. ed. New York: Macmillan, 1975.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford: Clarendon, 1990.

WRIGHT, S. J.; JARAMILLO, M. A.; PAVON, J.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Reproductive size thresholds in tropical trees: variation among individuals, species and forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 3, p. 307-315, 2005.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. P. Shade tolerance, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, 2003.

YARED, J. A. G.; KANASHIRO, M.; CONCEIÇÃO, J. G. L. da. **Espécies florestais nativas e exóticas**: comportamento silvicultural no planalto do Tapajós - Pará. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU, 1988. 29 p. (EMBRAPA-CPATU. Documentos, 49).

ZEIDE, B. Analysis of growth equations. **Forest Science**, v. 39, n. 3, p. 594-616, 1993.

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for sustainable logging in tropical forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479-487, 2012.

## Apêndices

**Apêndice 1 - Parâmetros estatísticos e coeficientes das equações de crescimento ajustadas para as espécies e para os gênero *Handroanthus*, em Mato Grosso.**

	Modelo	AICc	BIC	Syx (%)	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$
<i>Handroanthus</i> spp.	Chapman-Richards	5820	5841	21,82	97,5191	0,0092	1,6357
	Gompertz	5796	5817	21,64	78,7250	3,5042	0,0175
	Hossfeld IV	5820	5842	21,82	120,3000	18,3363	1,5400
	Logística	5817	5838	21,80	68,7823	0,0318	14,5144
	Lundqvist	5835	5856	21,93	669,4000	13,8881	0,3502
	Schumacher	5959	5975	22,89	110,6000	92,1490	
	Weibull	5819	5845	21,80	82,9991	0,0008	1,4901
<i>Handroanthus</i> <i>impetiginosus</i>	Chapman-Richards	2776	2794	30,95	76,6726	0,0156	2,0696
	Gompertz	2761	2778	30,54	71,3537	3,7001	0,0220
	Hossfeld IV	2778	2795	30,99	88,1623	45,8882	1,8317
	Logística	2749	2767	30,24	65,3092	0,0378	15,6204
	Lundqvist	2794	2811	31,41	181,1000	23,0597	0,6136
	Schumacher	2801	2814	31,63	104,2000	79,0221	
	Weibull	2770	2791	30,74	68,1577	0,0004	1,7174
<i>Handroanthus</i> <i>serratifolius</i>	Chapman-Richards	3094	3113	17,64	149,1000	0,0050	1,4421
	Gompertz	3075	3094	17,45	90,4774	3,5246	0,0144
	Hossfeld IV	3093	3112	17,63	193,2000	12,5347	1,3945
	Logística	3099	3118	17,69	74,4986	0,0281	15,1087
	Lundqvist	3104	3123	17,74	18.396,1000	13,8969	0,1767
	Schumacher	3262	3276	19,45	121,2000	107,4000	
	Weibull	3093	3117	17,62	117,1000	0,0007	1,3839

AICc = critério de informação de Akaike corrigido; BIC = critério de informação Bayesiano; Syx (%) = erro padrão da estimativa relativo;  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  = parâmetros das equações ajustados por regressão não linear. Em negrito estão destacadas as equações com melhores ajustes para cada espécie.

**Apêndice 2 - Parâmetros estatísticos e coeficientes das funções densidade de probabilidade lognormal ajustadas para o gênero *Handroanthus*, por tipologia, em Mato Grosso.**

	Tipologia	FOA	FOD	Fefo	Fesav
Coeficientes	$\alpha$	4,09	4,10	4,04	4,27
	$\beta$	0,35	0,38	0,15	0,26
Estatísticas	Syx (%)	2,94	2,76	3,33	1,39
	Dcalc.	0,03	0,03	0,06	0,03
	Dtab.	2,20	2,28	5,86	2,64

$\alpha$  e  $\beta$  = parâmetros estimados nos ajustes; Dcalc. = máxima diferença absoluta entre a função densidade de probabilidade ajustada e os valores observados no campo; Dtab. é o valor tabelado de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha = 0,05$ ).

**Apêndice 3 - Parâmetros estatísticos e coeficientes das funções densidade de probabilidade Weibull de três parâmetros ajustadas para *Handroanthus* spp., por tipologia, no Acre.**

	Espécie Tipologia	<i>Handroanthus</i> sp.		<i>H. impetiginosus</i>		<i>H. serratifolius</i>	
		FOA	FOD	FOA	FOD	FOA	FOD
Coeficientes	a	11,87	14,06	9,99	14,9	12,43	14,96
	b	27,39	31,08	22,38	27,58	26,95	36,28
	c	1,05	1,03	1,34	1,06	1,07	1,01
Estatísticas	Syx (%)	6,29	3,76	3,62	7,69	3,86	102,51
	Dcalc.	0,06	0,04	0,02	0,04	0,02	0,4
	Dtab.	0,09	0,12	0,11	0,14	0,12	0,19

**Embrapa**

---

**Florestas**

MINISTÉRIO DA  
AGRICULTURA, PECUÁRIA  
E ABASTECIMENTO



CGPE 017736