

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO AMAZONAS – UEA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E AMBIENTE

**Aspectos dendroecológicos e dendroclimatológicos de *Calophyllum
brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) ocorrendo em diferentes tipologias
de áreas úmidas no Brasil.**

Sejana Artiaga Rosa

Manaus, Amazonas

2013

Sejana Artiaga Rosa

**Aspectos dendroecológicos e dendroclimatológicos de *Calophyllum
brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) ocorrendo em diferentes tipologias
de áreas úmidas no Brasil.**

Orientador: Jochen Schöngart

Co-orientador: Gregório Cardoso Tápias Ceccantini

Tese apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Clima e Ambiente.

Manaus, Amazonas

2013

ii

R789 Rosa, Sejana Artiaga
Aspectos dendroecológicos e dendroclimatológicos de
Calophyllum brasiliense Cambess. (Calophyllaceae) ocorrendo em
diferentes tipologias de áreas úmidas no Brasil. / Sejana Artiaga
Rosa --- Manaus : [s.n], 2013.

xvi, 145 f. : il. color.

Tese (doutorado) --- INPA, Manaus, 2013.

Orientador : Jochen Schöngart.

Coorientador : Gregório Cardoso Tápias Ceccantini.

Área de concentração : Interações Clima-Biosfera na Amazônia.

1. Dendroecologia. 2. Dendroclimatologia. 3. Manejo florestal.
4. *Calophyllum brasiliense*. I. Título.

CDD 19. ed. 595.34

Sinopse:

Estudaram-se as estratégias de manejo florestal e relações entre clima e crescimento de espécie arbórea de distribuição neotropical ocorrendo em diferentes tipos de áreas úmidas brasileiras, com base na análise de anéis anuais de crescimento arbóreo.

Palavras-chave: *Calophyllum brasiliense*, Anéis de crescimento arbóreo, Dendroecologia, Dendroclimatologia, Manejo Florestal, Áreas úmidas.

“De dentro de mim não saio nem pra pescar.”

Manoel de Barros

Agradecimentos

Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, ao Programa de Pós – Graduação em Clima e Ambiente INPA/UEA e à Coordenação do curso de Clima e Ambiente pelo apoio acadêmico e infraestrutura cedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de estudo concedida durante o curso de Pós – Graduação.

Ao convênio INPA/Max-Planck e ao Projeto Instituto Nacional de Áreas Úmidas pelo apoio financeiro e estrutural oferecido para a realização das coletas de campo e análise dos dados.

Agradeço ao meu orientador Dr. Jochen Schöngart por toda a atenção e apoio prestados e, principalmente, pela paciência.

A Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade, ao Dr. Wolfgang Junk e ao Dr. Gregório T. Ceccantini por todos os ensinamentos.

A Dra. Cátia Nunes da Cunha pelo apoio e suporte prestados durante a estada em Cuiabá.

Em especial agradeço à Dra. Ana Carolina de Campos pelo apoio e amizade.

Ao Francisco Enésio, Celso de Castro, Valdeney Azevedo de Araújo, Patrícia Tieme de Paula Leite, Daniel Montanher, Andressa Bárbara Scabin e à todas as pessoas que colaboraram com a execução deste trabalho.

À Cleide Arruda, diretora do Conselho Nacional de Florestas – (ONF Brasil), agradeço também pelo apoio e estrutura concedidos para realização deste trabalho.

Aos amigos queridos Nárgila, Anamaria, Luciana, Mateus, Ohana, Wellington, Brenda, Bernardo, Nazaré Stevaux e Carla.

Ao Etelvino Rocha Araújo pelo companheirismo, carinho e afeto.

À minha mãe Oni Artiaga da Rosa e ao meu pai Pedro Bolívar Artiaga da Rosa por serem a minha maior fonte de inspiração. Aos queridos irmãos Suyara, Suyana, Sérgio Renato e Luiz Adriano por tudo que têm feito por mim sempre.

Resumo

O Brasil, um país de dimensões continentais, possui cerca de 20% de seu território ocupado por sistemas de áreas úmidas, distribuídas ao longo de todos os biomas. São de grande importância, pois funcionam como abrigo e fonte de alimentos para uma infinidade de organismos, influenciando no balanço do ciclo hidrológico e na estabilização do clima global. Contudo, alterações em qualquer dos componentes do ciclo hidrológico podem afetar estes ecossistemas fortemente, pois o fator controlador de seus processos biológicos é o regime hidrológico. São regiões que vêm sofrendo grandes pressões relacionadas ao desenvolvimento econômico e urbanização, envolvendo construções de hidrelétricas, mineração e expansão da fronteira agrícola. Previsões de mudanças do clima preveem alterações da sazonalidade e quantidade da precipitação e aumentos de temperatura, os quais podem afetar seriamente estes sistemas. Entretanto, elaboração de estratégias de conservação e manejo de áreas úmidas demanda maior entendimento dos processos hidrológicos e ecológicos, bem como dos impactos das mudanças do clima a que estas áreas estão sujeitas. Neste sentido, este trabalho tem por objetivo contribuir com o entendimento da dinâmica de crescimento arbóreo de uma espécie de distribuição neotropical associada aos ambientes de áreas úmidas, encontrada em todas as bacias hidrográficas brasileiras. A partir da análise de anéis de crescimento arbóreo de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) foi possível modelar o crescimento da espécie em áreas úmidas distribuídas ao longo dos biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica, estabelecer estratégias de ciclo de corte, diâmetro de derrubada e discutir as atuais práticas de manejo florestal desta espécie segundo o sistema GOL desenvolvido por Schöngart, (2008). Além disso, este estudo avaliou como fenômenos climáticos de larga escala, como eventos de *El Niño* - Oscilação Sul (ENOS) e o modo meridional de anomalias do Atlântico Tropical, e variáveis climáticas locais como a precipitação, temperatura e hidrologia afetam o crescimento arbóreo de *C. brasiliense* ocorrendo em extremos geográficos. As análises de anéis anuais mostram que a espécie apresenta uma ampla variação nas taxas de incremento arbóreo, o que deve ser considerado no estabelecimento de estratégias de manejo. Idades máximas estimadas chegam a quase 500 anos, porém a espécie não é adequada para a reconstrução de parâmetros climáticos e hidrológicos, pois a maioria dos indivíduos não é longeva. Anomalias de temperatura da superfície do mar, tanto no Pacífico Equatorial quanto no Atlântico Tropical, têm diferentes impactos no crescimento de *C. brasiliense* dependendo da posição geográfica em que a espécie se encontra.

Abstract

Brazil is a country of continental proportions which has 20% of its territory covered by wetland systems, distributed over all its biomes. These systems are extremely valuable, since they shelter and provide genetic resources and a huge biodiversity of flood-tolerant organisms. Wetlands also have a crucial function on the balance of the hydrological cycles and the global climate. However, any change in the hydrological cycle may strongly affect these ecosystems, since the hydrological regime is the controlling factor of the ecosystem's biological processes. Wetlands are under great pressure due to economic development and urbanization, involving hydroelectric power plant constructions, mining and agricultural expansion. Climate change scenarios suggest temperature rise and alterations on the precipitation seasonality and amount, which can seriously affect these systems. The elaboration of conservation and management strategies for these ecosystems demands a better understanding of the hydrological and ecological processes, as well as an understanding about climate change impacts in these areas. Thus, this study aimed to contribute to the knowledge on tree growth dynamics of the Neotropical species *Calophyllum brasiliense* Cambess (Calophyllaceae) associated to wetlands, and found in all the Brazilian biomes. Based on tree-ring analysis it was possible to model growth of this species in diameter and volume in wetlands distributed along the Amazonian, Cerrado, Pantanal and Coastal Atlantic Forest biomes, to define criteria for forest management such as the felling cycle and minimum logging diameters to improve practices of natural resource management of this economic important tree species. Furthermore, this study evaluated how large-scale climate phenomenon, such as *El Niño*-South Oscillation (ENSO) and the Tropical Atlantic meridional mode, and local climate variables such as precipitation, temperature and hydrology, affect tree growth of *C. brasiliense* in geographical extremes. The tree-ring analysis showed that the species presents a wide variation of diameter increment rates, which must be considered when establishing strategies for management and conservation. Moreover, estimated maximum age of *C. brasiliense* was almost 500 years in the nutrient-poor blackwater floodplains in Central Amazonia (igapó), however, despite the large geographical occurrence the species is not adequate for the reconstruction of climate and hydrological patterns since the majority of the individuals are not long-lived. Sea surface temperature anomalies, both in the Equatorial Pacific and in the Tropical Atlantic, have different impacts on *C. brasiliense* growth depending on where the species was found.

Sumário

Agradecimentos	v
Resumo	vi
Abstract	vii
Lista de Tabelas	ix
Lista de Figuras	x
Abreviações e Siglas	xiii
1. Introdução geral	15
2. Objetivos	28
3. Materiais e métodos	28
4. Referências	41
CAPITULO I	62
1. Introdução	65
2. Materiais e métodos	70
3. Resultados	74
4. Discussão e conclusões	78
5. Agradecimentos	85
6. Referências	86
CAPITULO II	108
1. Introdução	111
2. Materiais e métodos	113
3. Resultados	117
4. Discussão e conclusões	119
5. Sumário	124
6. Agradecimentos	124
7. Referências	137

Lista de Tabelas

Tabela 1. Áreas de amostragem, suas respectivas siglas, fitofisionomias, unidade de paisagem e biomas abrangendo diferentes tipologias de áreas úmidas brasileiras..... 33

CAPÍTULO I

Tabela 1. Áreas de amostragem, siglas, fitofisionomias, habitats e biomas Amazônico (Am), Cerrado (Cr), Pantanal (Pn), Mata Atlântica (Mt), regiões de transição Amazônia/Cerrado (Am/Cr)..... 99

Tabela 2. Número de indivíduos amostrados por sítio (n), cota média de inundação média (CMI), DAP e altura médios, idade máxima (Idade máx.), classe de diâmetro, taxas de incremento médio em diâmetro (IMD) e idade média por classe de diâmetro para as diferentes áreas amostradas nos biomas Amazônico (Am), Cerrado e Pantanal (Cr/Pn), Mata Atlântica (Mt) e regiões de transição..... 100

Tabela 3. Sítios amostrados nos biomas Amazônico (Am), Cerrado e Pantanal (Cr/Pn), Mata Atlântica (Mt) e regiões de transição; número de medições do DAP (cm) e da altura (m) e os valores de R^2 para as relações entre Idade e DAP e entre DAP e altura, medidos no campo, com nível de significância de $p < 0.05$ 101

Tabela 4. Sítios amostrados nos biomas Amazônico (Am), Cerrado e Pantanal (Cr/Pn), Mata Atlântica (Mt) e regiões de transição; suas respectivas taxas de incremento corrente em volume máximo ($ICV_{máx.}$); Diâmetro Mínimo de Corte (DMC); idade ao atingir o DMC; Ciclo de corte (CC); idade média estimada e idade ao atingir o DMC de 50 cm estabelecido pela Instrução Normativa n. 5 de 11 de dezembro de 2006, que dispõe sobre Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFSs para a Amazônia Legal. 102

CAPÍTULO II

Tabela 1. Áreas coletadas, estações meteorológicas utilizadas, suas localizações, identificação, série histórica e origem das estações meteorológicas. 125

Tabela 2. Índices de anomalias de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) e Oscilação Sul (IOS), origem dos dados, o oceano em que ocorrem, sua localização e tamanho da série histórica. 125

Tabela 3. Número de indivíduos amostrados por sítio, cota média de inundação média, DAP, altura e idade estimada médios, seus desvios e valores mínimos e máximos, taxas de incremento médio em diâmetro (IMD) e idade média por classe de diâmetro..... 126

Lista de Figuras

- Figura 1. Mapa com a localização dos sítios de coleta de amostras de cilindros de madeira de *Calophyllum brasiliense*. Cada letra representa uma área amostrada, sendo cada sítio especificado na Tabela 1..... 34
- Figura 2. Sítios de coleta de *Calophyllum brasiliense* no bioma Amazônico. a) Floresta alagável de várzea, influenciada por rios de águas brancas ricas em nutrientes, no Amazonas; b) Floresta alagável por rio de águas claras da Ilha do Bananal, no Tocantins; c) Floresta alagável por rios de águas claras, em Rondônia; d) Floresta de igapó, influenciada por rios de águas pretas, ácidas e solo pobre em nutrientes inorgânicos, no Amazonas; e) e f) Floresta alagável por rio de água clara, localizada sobre afloramentos rochosos e solos pouco profundos, no Mato Grosso. No mapa da figura 1 representam os sítios A, G, E2, B e D, respectivamente..... 37
- Figura 3. Sítios de coleta nos biomas Cerrado e Pantanal. a) Impuca, fragmento florestal em depressões inundáveis durante a estação chuvosa, no Mato Grosso; b) detalhe da impuca por imagem aérea; c) Floresta alagável no Pantanal na sub-região do Pantanal de Barão de Melgaço, no Mato Grosso; d) Floresta de galeria pantanosa, no Mato Grosso; e) Corixo, curso d'água sazonal interligando vales de inundação nas planícies e pantanais, no Mato Grosso e f) Savana arbórea inundável de Rondônia. No mapa da figura 1 representam os sítios H, L, I, F e E1, respectivamente..... 38
- Figura 3. Continuação. g) Landizal na estrada de Porto Cercado e h) Landizal da Grade do Pirizal (K), ambos localizados no Pantanal Norte do Mato Grosso, na sub-região de Poconé. No mapa da figura 1 representam os sítios J e K, respectivamente..... 39
- Figura 4. Sítios de coleta de *Calophyllum brasiliense* no bioma Mata Atlântica. a) Floresta ombrófila densa de terras baixas em Santa Catarina; b) Floresta brejosa de Minas Gerais (M); c) Floresta brejosa de Santa Catarina (N2), d) detalhe das lenticelas hipertróficas no tronco e e) detalhe das raízes adventícias com lenticelas das árvores de *C. brasiliense* amostradas na floresta brejosa de Santa Catarina. No mapa da figura 1 representam os sítios N1, M e N2, respectivamente..... 39
- Figura 5. Atividades realizadas em campo. a) coleta de amostras de madeira com o uso de broca dendrocronológica; b) amostra de cilindro de madeira obtida e c) preparação das amostras para análise em laboratório 40

CAPÍTULO I

Figura 1. Coleta de amostras de cilindros de madeira de *Calophyllum brasiliense*. Cada letra representa uma área amostrada nas diferentes fitofisionomias dos biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica, especificada na Tabela103

Figura 2. Anatomia da madeira de *Calophyllum brasiliense* dos sítios amostrados. Bioma Amazônico: a) Floresta alagável de várzea da RDS Mamirauá – AM (A); b) Floresta alagável da Ilha do Bananal – TO (G); c) Floresta alagável de do Pq. Estadual de Corumbiara – RO (E2); d) Floresta alagável de Cotriguaçu – MT (D); e) Floresta alagável de igapó do Arquipélago de Anavilhanas – AM (B); Floresta alagável de igapó da Vila do Carvoeiro – AM; Bioma Cerrado/Pantanal: g) e h) Landizais do Pantanal Norte – MT (J e K, respectivamente). 104

Figura 2. Continuação. i) Impuca da APA Meandros do Araguaia – MT (H); j) Floresta alagável do Pantanal Norte – MT (L); k) Floresta de galeria pantanosa – MT (I); l) Corixo – MT (F); m) Savana inundada – RO (E1). Bioma Mata Atlântica: n) Floresta ombrófila densa – SC (N1); o) e p) Florestas brejosas de Lavras (M) e Santa Catarina (N2). 105

Figura 3. Taxas de incremento médio em diâmetro (mm) para os diferentes sítios amostrados e separados por biomas e zonas de transição. Bioma Amazônico: A, G, E2, D, C e B; Biomas Cerrado e Pantanal: Cerrado – H, I, F e E1; Pantanal – K, J e L; Bioma Mata Atlântica: N1, M e N2. 106

Figura 4. Curvas de crescimento cumulativo médio em diâmetro. a) Bioma Amazônia: A, G, E2, D, C e B. b) Biomas Pantanal e Cerrado. Pantanal: J, K e L (Curvas em cinza). Cerrado: H, F e E1 (curvas em preto) e I (curva amarela). c) Bioma Mata Atlântica: N1, M, e N2. A linha tracejada representa o limite de corte de 50 cm, estabelecido pelo Código Florestal Brasileiro (15 de setembro de 1965). 107

CAPÍTULO II

Figura 1. Mapa de coleta de amostras de cilindros de madeira de *Calophyllum brasiliense* em floresta alagável de igapó, na Amazônia Central (A) e em floresta ombrófila densa de terras baixas, no litoral norte de Santa Catarina (B). 127

Figura 2. (a) Cronologia indexada de anéis anuais de árvores de *Calophyllum brasiliense* amostradas na floresta alagável de igapó da Vila do Carvoeiro, no Amazonas e (b) amostradas na floresta ombrófila densa de terras baixas, Santa Catarina. As curvas em cinza representam as curvas individuais indexadas, enquanto que a curva preta representa a cronologia média.

..... 128

Figura 3. Correlação significativa entre a fase terrestre e o índice da largura de anéis para árvores de <i>C. brasiliense</i> amostradas na Vila do Carvoeiro, em floresta alagável de igapó da Amazônia Central ($r = 0.52$, $p < 0.01$). A curva em cinza representa a extensão da fase terrestre em dias e a curva preta apresenta o índice da largura dos anéis.	129
Figura 4. Correlações entre o índice de largura de anéis de <i>Calophyllum brasiliense</i> e os índices de anomalias de TSM do Pacífico Equatorial, em suas diferentes regiões de <i>El Niño</i> . (a) Para floresta alagável de igapó da Vila do Carvoeiro, no Amazonas. Meses do ano anterior ao evento são indicados por (-1). Barras em cinza representam correlações significativas para cada mês ($p < 0.05$)..	130
Figura 4. Continuação. (b) para a floresta ombrófila densa de terras baixas, no litoral de Santa Catarina. Meses do ano anterior ao evento são indicados por (-1). Barras em cinza representam correlações significativas para cada mês ($p < 0.05$).	131
Figura 5. Correlações entre o índice de largura de anéis de <i>Calophyllum brasiliense</i> e os índices de anomalias de TSM do Atlântico Tropical Norte (ATN) e Atlântico Tropical Sul (ATS). (a) Para a floresta alagável de igapó – AM e (b) para o litoral norte de Santa Catarina, no município de Itapoá. Meses do ano anterior ao evento são indicados por (-1). Barras em cinza representam correlações significativas para cada mês ($p < 0.05$).....	132
Figura 6. Correlações entre o índice de largura de anéis de <i>C. brasiliense</i> ocorrendo na floresta alagável de igapó da Amazônia Central e as médias de anomalias da TSM no Pacífico Equatorial ENOS, nos meses de janeiro a março do ano anterior ao evento para: (a) a região do <i>El Niño</i> 3 ($r = 0.34$); (b) a região do <i>El Niño</i> 3.4 ($r = 0.35$) Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$	133
Figura 6. Continuação. (c) a região do <i>El Niño</i> 4 ($r = 0.33$). (d) Correlações com médias das anomalias de TSM no ATN para os meses de maio do ano anterior até janeiro do ano corrente ($r = 0.39$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$	134
Figura 7. Correlações entre o índice de largura de anéis de <i>C. brasiliense</i> ocorrendo na floresta ombrófila densa no litoral de Santa Catarina e as médias de anomalias da TSM no Pacífico Equatorial ENOS, nos meses de agosto do ano anterior a março do ano corrente para: (a) a região do <i>El Niño</i> 3 ($r = -0.30$) e (b) a região do <i>El Niño</i> 3.4 ($r = -0.30$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$	135
Figura 7. Continuação. (c) Correlações com médias das anomalias de TSM no ATS para os meses setembro a novembro do ano corrente ($r = 0.30$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$	136

Abreviações e Siglas

- ANA – Agência Nacional de Águas
APA – Área de Proteção Ambiental
ATN – Atlântico Tropical Norte
ATS – Atlântico Tropical Sul
CC – Ciclo de Corte
CMI – Cota Média de Inundação
CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
DAP – Diâmetro acima da altura do peito
DMC – Diâmetro Mínimo de Corte
DMD – Diâmetro Mínimo de Derrubada
ENOS – *El Niño* Oscilação Sul
EUA – Estados Unidos da América
FAPEAM – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas
GLK – *Gleichläufigkeitskoeffizient* (Coeficiente de Concordância)
GOL – *Growth Oriented Logging* (Extração Orientada pelo Crescimento)
IAWA – Associação Internacional de Anatomistas da Madeira
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia
IC – Incremento Corrente
IC_{v máx.} – Incremento Corrente em Volume Máximo
IDSM – Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá
IM – Incremento Médio
IMD – Incremento Médio em Diâmetro
IN – Instrução Normativa
INAU – Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Áreas Úmidas
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
INPA – Instituto Nacional da Amazônia
IOS – Índice de Oscilação Sul
IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change* (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas)
MAUA - Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas

MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia
MEA – *Millennium Ecosystem Assessment* (Avaliação Ecossistêmica do Milênio)
MMA – Ministério do Meio Ambiente
NOAA – *National Oceanic Atmospheric Administration* (Administração Nacional Oceano Atmosfera)
ODP – Oscilação Decadal do Pacífico
ONF – *Office National de Forêt* (Conselho Nacional de Florestas)
PNA – Parque Nacional do Araguaia
PPBio – Programa de Pesquisa em Biodiversidade
PRONEX – Programa Nacional de Grupos de Excelência
RDSM – Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá
SESC – Serviço Social do Comércio
SNIRH – Sistema Nacional de Recursos Hídricos
UEA – Universidade Estadual do Amazonas
TSM – Temperatura da superfície do mar
UFMT – Universidade Federal do Mato Grosso
UFT – Universidade Federal do Tocantins
USP – Universidade de São Paulo
ZCIT – Zona de Convergência Intertropical

1. Introdução geral

1.1 Importância das Áreas Úmidas

A mais recente definição de Áreas Úmidas entende que estas são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica (Junk et al., 2013a). São compostas por corpos d' água como lagos, rios e riachos, planícies de inundação, pântanos e ecossistemas marinhos e, dependendo da escala considerada, podem envolver a zona ribeirinha imediata periodicamente inundada em poucas dezenas de metros, faixas vegetacionais ou até mesmo formar extensas planícies ao longo de grandes rios (Junk e Piedade, 2010).

Em regiões tropicais, áreas úmidas ocupam cerca de 2,6 milhões de km² (Gopal e Junk, 2000), e, no Brasil, estimativas indicam que 20% do território podem ser considerados como tal (Junk, 1993), abrangendo, somente na Amazônia, uma área total de cerca 30% (Junk et al., 2011). No Brasil áreas úmidas estão distribuídas ao longo de grandes rios que percorrem as planícies e formam áreas alagáveis adjacentes, como o Rio Amazonas e seus tributários e também o Rio Paraguai na Bacia do Prata; áreas de planícies de interflúvios como o Pantanal Mato-grossense, as savanas da Planície do Araguaia e Ilha do Bananal e savanas de Roraima; áreas de manguezais que percorrem a região costeira; florestas ciliares e regiões com a coluna de água relativamente estável como os brejos, pântanos, veredas e depressões de menor porte distribuídas nos diferentes biomas (Junk, 2013).

Áreas úmidas apresentam grande variedade de atributos e funções envolvendo o balanço hidrológico como a estabilização dos suprimentos de água, captação de águas e resíduos naturais e humanos. Funcionam como despoluentes e na retenção de nutrientes, recarregando os aquíferos subterrâneos, protegendo as linhas costeiras de tempestades e no controle da erosão do solo. São também consideradas sumidouros de carbono atmosférico e, portanto, contribuintes fundamentais na estabilização do clima global. Contudo, uma das mais importantes funções das áreas úmidas é sua contribuição para a manutenção da biodiversidade regional, atuando como importante reservatório de material genético. Sustentam uma grande diversidade de seres vivos por fornecerem habitats únicos a uma ampla variedade de animais

e plantas, sendo fonte de alimentos e produtos florestais e medicinais de grande importância aos seus habitantes (Junk, 2000; Mitsch e Gosselink, 2000; Keddy et al., 2009).

Esta infinidade de produtos, funções e atributos revela o importante papel das áreas úmidas na subsistência e desenvolvimento humano ao longo do tempo e, portanto, são foco de grandes pressões (Junk et al., 2013b). Estimativas indicam que aproximadamente 50% das áreas úmidas já tenham sido perdidas por atividades humanas (Dungan, 1993). As principais causas estão diretamente relacionadas ao processo de desenvolvimento econômico, urbanização e rápido crescimento populacional, resultando na degradação e destruição de importantes áreas úmidas em todo o planeta, principalmente em países em desenvolvimento (Dugan, 1990). Este processo envolve a construção de barragens, drenagem e canalização da água, alterações do ciclo hidrológico, introdução de espécies exóticas, poluição, pavimentação, atividades de mineração, superexploração dos recursos e principalmente conversão de área para práticas de agricultura (Dugan, 1990; Rebelo et al., 2009).

No Brasil, entre 1970 e 1980, diversos programas de incentivos fiscais e de desenvolvimento econômico das regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste objetivaram a expansão de fronteiras agrícolas e atividades de agropecuária sem levar em consideração seus impactos no meio ambiente. Grande parte da vegetação nativa do Cerrado, por exemplo, tem sido removida para práticas de tais atividades e o uso indiscriminado de pesticidas, como é o caso da Bacia do Taquari, colocando em risco de contaminação regiões como o Pantanal Sul Mato-grossense e a Bacia Platina (Vieira et al., 2001). Desmatamento e uso inapropriado do solo têm ocasionado processos de erosão do solo e assoreamento de rios, como observado na Bacia do Alto Rio Araguaia, comprometendo fortemente as áreas úmidas associadas (Simões de Castro et al., 1999).

Objetivando melhorias na infraestrutura de transporte, escoamento de produção e geração de energia diversos projetos de construção de hidrovias e hidroelétricas têm sido elaborados, dos quais se pode citar as hidrovias do Rio Paraguai e o Araguaia-Tocantins (Huszar et al., 1999; Vieira, 2003), além das inúmeras hidroelétricas previstas para a região hidrográfica do Paraná (ANA, 2009). Alterações na hidrologia do Rio Paraguai poderiam afetar a Planície do Pantanal, enquanto que a Planície do Araguaia, com sedimentação recente, não é adequada para este tipo de projeto (Huszar et al., 1999; Vieira, 2003). Construções de barragens e hidroelétricas provocam a interrupção da conectividade longitudinal, podem modificar a descarga e sedimentação dos rios, bem como alterar as condições hidroquímicas, o que pode ocasionar modificações ou até mesmo a destruição de

áreas úmidas adjacentes (Junk, 2013).

Atividades de mineração também tem tido grandes impactos em áreas úmidas brasileiras. Nas últimas décadas o Brasil tem se tornado o primeiro em produção de ouro, sendo que 90% da produção tem origem informal de garimpos, aonde grandes quantidades de mercúrio vêm sendo liberadas nos cursos d'água, principalmente na Amazônia brasileira (Malm, 1998). Por não estarem adaptadas ao mosaico de habitats das áreas úmidas todas estas atividades podem ter grandes impactos sobre elas, afetando a diversidade de espécies, causando alterações na hidrologia e na cobertura da vegetação, afetando o clima em escala local e regional, e principalmente afetando as atividades econômicas das comunidades locais que dependem das áreas úmidas para sua sobrevivência (Junk e Piedade, 2004; Junk et al., 2006).

Áreas úmidas abrigam uma infinidade de organismos adaptados ao regime hidrológico, principal fator controlador dos processos biológicos nestes sistemas (Junk et al., 1989). Qualquer alteração nos componentes do ciclo hidrológico podem afetar estes ecossistemas fortemente, seja ela resultante de mudanças de uso da terra ou de modificações nos padrões de temperatura e precipitação resultantes de mudanças no clima (Junk, 2013). O IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) vem registrando aumentos de temperatura média global do planeta nos últimos 120 anos, as quais têm ocasionado secas mais intensas e longas, temperaturas mais elevadas e redução da precipitação, contribuindo para aumento do clima seco em algumas regiões tropicais. No Brasil tem sido detectado um aumento da intensidade de episódios e frequência de dias com chuvas mais intensas e também um aumento do nível do mar de 4 mm/século (IPCC, 2007).

Modelos regionais de projeção do clima para a América do Sul apontam ainda, para os anos de 2071 a 2100, uma redução da precipitação nas regiões leste da Amazônia e no Nordeste brasileiro e aumento de chuvas no sul do Brasil, provavelmente devido ao aumento da frequência de eventos extremos. Aumentos de temperatura são previstos para toda a América do Sul tropical ao longo de todo o ano, sendo mais intensos durante os meses de dezembro a fevereiro (Marengo et al., 2010). Estas modificações podem afetar importantes biomas como o Cerrado, Pantanal, Mata Atlântica e Amazônica (Marengo, 2006) e certamente afetariam áreas úmidas associadas. Modificação de fluxos de rios e alterações na hidrologia e hidroquímica, aumento da duração e frequência de alagamentos, deslizamentos de terra, erosão do solo, aumento da evapotranspiração, maior suscetibilidade da biota ao estresse por maior incidência de fogo resultantes da mudança do clima ocasionariam grandes

impactos nos sistemas de áreas úmidas (Erwin, 2009).

Em áreas alagáveis anos consecutivos de secas ou cheias podem ter grande impacto na vegetação ao ultrapassar a capacidade adaptativa das espécies, resultando em substituição de espécies vulneráveis por outras mais tolerantes e consequente perda de biodiversidade (Piedade et al., 2013). Durante períodos consecutivos de secas no Pantanal, a maior incidência de fogo sobre a vegetação leva a retração de espécies não tolerantes e ao mesmo tempo pode ocasionar um processo de cerradização pelo aumento de espécies adaptadas ao fogo (Nunes da Cunha e Junk, 2004; Pott, 2007). Em áreas úmidas do Pantanal medições do fluxo de N₂O, importante gás de efeito estufa, indicam uma contribuição de 1,7% ao balanço global de emissão de N₂O durante a estação seca. Distúrbios na comunidade de plantas e no padrão de alagamento podem inevitavelmente influenciar nos processos de transformação e armazenamento dos compostos de nitrogênio no solo e liberação para a atmosfera (Lienggaard et al., 2013).

A preocupação com as mudanças no clima e com os impactos humanos sobre áreas úmidas fez com que representantes de diversos países se reunissem em 1971, na cidade iraniana de Ramsar, para a elaboração de um tratado intergovernamental para o uso racional e conservação das áreas úmidas e seus recursos naturais. Nesta ocasião, durante a convenção sobre áreas úmidas (Convenção de Ramsar), os países membros assinaram o compromisso de manter o caráter ecológico e planejar o uso sustentável das áreas úmidas de seus territórios. Atualmente 163 países fazem parte da Convenção de Ramsar, abrangendo mais de 197 milhões de hectares divididos em 2.062 sítios de áreas úmidas. O Brasil, considerado o quinto país do mundo em superfície e apresentando 11 áreas úmidas consideradas Sítios Ramsar (6.568.359 ha), ratificou-a apenas em 1993. Dentre elas pode-se citar a Ilha do Bananal, TO; a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, AM; o Pantanal Mato-grossense, MT; a Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal, MT (www.ramsar.org).

Para elaboração de estratégias de uso sustentável e conservação de áreas úmidas em todo globo ainda será preciso muito esforço. Mesmo com o grande avanço no que concerne aos estudos em áreas úmidas no mundo, ainda é demasiadamente ínfimo o conhecimento sobre a hidrologia, ecologia e limnologia destas áreas tão importantes para a manutenção da biodiversidade (Scott e Jones, 1995). Estudos se concentram em alguns grupos de plantas e animais e as informações ecológicas estão ainda muito dispersas (Junk et al., 2006). É preciso compreender e quantificar todos os serviços prestados pelas áreas úmidas, classificar, quantificar e documentar a distribuição, além de avaliar as ameaças a que estas áreas estão

sujeitas, atribuindo uma perspectiva de conservação das áreas úmidas em escala global (Scott e Jones, 1995).

Uma classificação dos principais habitats do Pantanal do Mato Grosso (Nunes da Cunha e Junk, 2011), das áreas úmidas da Amazônia (Junk et al., 2011) com maior refinamento com relação às várzeas amazônicas (Junk et al., 2012) foram recentemente desenvolvidas, contudo uma classificação mais detalhada se faz necessária para o desenvolvimento de estratégias de conservação e uso sustentável das áreas úmidas brasileiras. Para tanto, cooperações entre instituições são essenciais na elaboração de estratégias e grupos de pesquisas, visando à caracterização da estrutura, função e manejo sustentável em áreas úmidas e suas diferentes tipologias (Junk e Piedade, 2004).

O Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia possui um grupo de trabalho denominado *Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas* (Grupo MAUA), cujo objetivo é a classificação das áreas úmidas, que tem como base a descrição da hidrologia, flutuação do nível das águas e do pulso de inundação; a análise hidroquímica e de solos; o levantamento da vegetação, tanto de espécies arbóreas quanto herbáceas; a avaliação do potencial de usos madeireiros e não madeireiros e os aspectos sociais de áreas úmidas (PRONEX-CNPq/FAPEAM). Dentro deste projeto análises dendrocronológicas estão sendo feitas com o intuito de avaliar a produtividade e biomassa da floresta, dinâmica de crescimento de espécies madeireiras para elaboração de estratégias de manejo sustentável e também conservação e preservação das florestas.

Outro projeto importante que visa fazer também levantamentos em áreas úmidas é desenvolvido pelo recentemente inaugurado INAU (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Áreas Úmidas - CNPq). Tem como foco quatro grandes áreas úmidas extra-amazônicas (Ilha do Bananal, Pantanal, Madeira-Guaporé e Alto Rio Paraná), cujo principal bioma analisado será o Cerrado. Possui diversos subprojetos com interesse em avaliar aspectos da vegetação, fauna, fatores abióticos e também os aspectos sociais. O subprojeto intitulado *Dendrocronologia em grandes áreas úmidas do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul* tem por objetivo a seleção de espécies de importância ecológica e com potencial para análises baseadas em anéis anuais, para estudos da ecologia de espécies e idade das árvores, taxas de crescimento e relações com parâmetros climáticos e hidrológicos, visando à compreensão dos possíveis impactos das mudanças climáticas nos ecossistemas de áreas úmidas no Cerrado.

1.2 A Dendrocronologia em regiões tropicais

Ao longo de muitos anos a dendrocronologia, ou análise de anéis anuais de crescimento arbóreo, foi restrita a regiões temperadas dos Estados Unidos e Europa por se acreditar que apenas nestas zonas climáticas as árvores experimentavam uma parada na atividade cambial, durante a estação de inverno, e conseqüentemente formavam anéis anuais na madeira. Segundo este pensamento regiões tropicais estariam em condições de reduzida sazonalidade da temperatura e as espécies lenhosas geralmente apresentariam anéis anuais pouco distintos, por vezes com várias camadas de crescimento por ano (Fritts, 1976; Lieberman et al., 1985; Whitmore, 1990). Contudo, a existência de anéis anuais em espécies tropicais já tem sido comprovada desde o final do século 19 (Worbes, 2002).

Sir Dietrich Brandis, em 1856, relatou a formação de anéis de crescimento anuais para árvores de teca (*Tectona grandis* L. f.) de florestas tropicais de Burma ao elaborar sistemas de manejo florestal com base em análises de anéis de crescimento (Worbes, 2002). A mesma espécie foi utilizada para a construção de uma cronologia de mais de 400 anos na Ilha de Java, na Indonésia, por Berlage (1931), cujos índices de incremento arbóreo foram relacionados com dados de precipitação da região e mais tarde com a ocorrência de eventos de *El Niño* (Jacoby e D'Arrigo, 1990).

Coster (1927, 1928), um pesquisador holandês, demonstrou a relação entre crescimento arbóreo, eventos fenológicos e precipitação sazonal de espécies arbóreas da Ilha de Java, indicando como fator externo a variação da precipitação como mecanismo que dispara o crescimento e a fenologia. Este autor descreveu também a estrutura anatômica de muitas espécies arbóreas, criando um sistema de classificação de anéis de árvores tropicais, que mais tarde foi adaptado por Worbes que o separou, de acordo com as características que delimitam os anéis, em quatro grupos principais: Tipo 1. Variação na densidade da madeira; Tipo 2. Faixas de parênquima marginal; Tipo 3. Alternância nas faixas de fibra e parênquima e Tipo 4. Variações no tamanho e distribuição dos vasos (Worbes, 1985, 1989, 2002, 2004).

Mariaux (1967) demonstrou de uma forma bem simples, que árvores da África Tropical também formavam anéis anuais. Criando feridas no câmbio vascular em anos subsequentes e, em seguida, observando como as cicatrizes em cortes transversais dos troncos se comportavam, foi possível visualizar que para cada ano um anel tinha sido formado. Esta metodologia ficou conhecida como Janela de Mariaux (Mariaux, 1967) e ainda hoje é utilizada na determinação da anualidade dos anéis em regiões tropicais.

Já em 1980 o workshop “*Age and Growth Rate Determination in Tropical Trees*” (Determinação da idade e taxas de crescimento em árvores tropicais) promovido pela Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos, realizada em Harvard Forest, Petersham, Massachusetts, EUA, deu origem ao boletim n ° 94 da Escola de Silvicultura e Estudos Ambientais da Universidade de Yale, cujo título “*Age and growth rates of tropical trees: new directions for research*” (Idade e taxas de crescimento de árvores tropicais: novas direções para a pesquisa), editado por Bormann e Berlyn (1981), apresenta diferentes métodos de investigação do ritmo de crescimento de árvores tropicais, com destaque para aplicação de radioisótopos (Stuiver et al., 1981) e dendrocronologia na determinação da idade e taxas de crescimento arbóreo (Eckstein et al., 1981).

Também em 1980 Martin Worbes demonstrou, por meio da aplicação de diferentes métodos independentes, que a formação de anéis anuais de espécies de florestas alagáveis da Amazônia Central é controlado pelo pulso monomodal de inundação, que representa o aumento do nível das águas dos rios e lagos causados pela precipitação, transbordamento e/ou ressurgência de água do lençol freático (Junk et al., 1989). Durante as cheias dos rios condições de baixa disponibilidade de O₂ interferem no processo de transporte de água e substâncias nas plantas, reduzindo a atividade cambial e formando o anel de anual em espécies arbóreas (Worbes, 1984, 1985, 1986, 1988, 1989). Já em regiões de florestas de terra firme as árvores formam seus anéis durante o intervalo de reduzida disponibilidade hídrica (Worbes, 1989), quando ocorrem alterações fisiológicas e perda de folhas no período de estiagem em algumas espécies (Borchert, 1999), sendo que a maioria sofre redução e/ou parada da atividade cambial nesta ocasião (Worbes e Junk, 1999).

Durante a década de 1980 parte das pesquisas em dendrocronologia no Hemisfério sul se concentrava em regiões temperadas da América do Sul ao longo das encostas leste e oeste na porção sul da Cordilheira dos Andes e em regiões temperadas da África do Sul, Austrália e Nova Zelândia (Hughes et al., 1982; Boninsegna et al., 2009). Entretanto, em 1985, anéis de crescimento bem delimitados foram identificados em espécies do gênero *Cedrela* (Meliaceae) e em *Juglans australis* Griseb. (Juglandaceae), em floresta tropical submontana da Argentina, onde o fator limitante também foi definido como sendo a distinta estação seca (Villalba et al., 1985).

Em 1995 foi lançado o livro “*Growth Periodicity in Tropical Trees*” (Periodicidade do crescimento em árvores tropicais), uma compilação dos trabalhos apresentados no encontro internacional realizado em Kuala Lumpur, Malásia, em novembro de 1994, publicado pela

Associação Internacional de Anatomistas da Madeira (IAWA) e editado por Eckstein, Sass e Bass, (1995). Neste, um artigo em especial discute sobre as condições climáticas desfavoráveis em que anéis anuais nos trópicos são formados, promovidas tanto por uma distinta estação seca, quanto altas altitudes ou condições de alagamento anual, que induzem à dormência cambial e formação de zonas de crescimento na madeira, indicando ainda, que grande parte dos trópicos apresenta uma marcante sazonalidade das chuvas onde as espécies respondem positivamente à precipitação (Worbes, 1995).

Na década seguinte diversas pesquisas se direcionaram ao uso da dendrocronologia em estudos de dinâmica e ecologia de florestas (Schöngart et al., 2003; Baker e Bunyavejchewin, 2006; Brienen e Zuidema, 2006, 2007; Soliz-Gamboa et al., 2011); estimativas de biomassa e sequestro de carbono na madeira (Stadtler, 2007; Schöngart et al., 2010, 2011; Cintra et al., 2013), elaboração de estratégias de manejo florestal (Worbes et al., 2003; Schöngart et al., 2007; Rosa, 2008; Schöngart, 2008, 2010; Leite, 2012; Scabin et al., 2012) e análises de eventos do clima (Schöngart et al., 2004, 2006; Trouet, 2004; Trouet et al., 2006; D'Arrigo et al., 2008, 2011; Brienen et al., 2010, 2012; Stahle et al., 2011).

Este crescente número de publicações realizadas em diferentes ecossistemas tropicais nas últimas décadas mostra que a aplicação de análises de anéis anuais no lenho, cada vez mais, se mostra eficaz e tem tido grandes implicações para o manejo florestal e estratégias de conservação nestas regiões (Worbes et al., 2003; Schöngart et al., 2007; Rosa, 2008; Schöngart, 2008, 2010). Em áreas alagáveis da Amazônia Central foi desenvolvido o sistema GOL (“*Growth-Oriented Logging*”- Extração Orientada pelo Crescimento) de manejo florestal cujos critérios de manejo obtidos para algumas espécies, como: *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae), *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. (Malvaceae) e *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae), já foram incluídos na Instrução Normativa n. 009 de 12 de novembro de 2010, que dispõe sobre o manejo florestal sustentável em áreas alagáveis de várzea no estado do Amazonas, no Brasil. Este fato representa um grande avanço em direção à exploração ecologicamente sustentável dos recursos florestais em regiões tropicais (Schöngart, 2008, 2010).

Cronologias baseadas em anéis anuais são também utilizadas na análise de eventos climáticos nos trópicos, como ocorrência de *El Niño* e reconstruções de parâmetros climáticos e hidrológicos para períodos pré-instrumentais, e têm possibilitado um maior entendimento do passado e do futuro do clima no contexto das mudanças climáticas e na distinção do que são as mudanças causadas por eventos naturais daquelas induzidas por atividades humanas, seus

impactos econômicos e sociais, contribuindo na elaboração de estratégias de manejo destas regiões, fundamentais para garantir o bem estar e desenvolvimento socioeconômico das populações (Schöngart et al., 2004, 2006; Schöngart e Junk, 2007; Brienen et al., 2010).

1.3 Variabilidade climática natural e tendências observadas na América do Sul

A América do Sul se estende entre 10°N e 55°S e apresenta uma variedade de paisagens que vão desde a Cordilheira dos Andes, a Bacia Amazônica, o Planalto Central brasileiro e o Deserto do Atacama no Chile. Esta diversidade de relevos distribuída em baixas e médias latitudes e diferentes altitudes contribui para a composição de uma variedade de regimes climáticos de precipitação e temperatura característicos de regiões equatoriais, tropicais, subtropicais e extratropicais, os quais sofrem grande influência dos oceanos Pacífico e Atlântico que circundam o continente (Satyamurty et al., 1998).

Os regimes de precipitação da América do Sul, de modo geral, podem ser divididos segundo uma distribuição latitudinal e meridional. A região tropical do hemisfério norte (até 10°N) apresenta totais pluviométricos máximos durante os meses de setembro a novembro no oeste, durante os meses de junho a agosto na porção central e durante os meses de março a maio no leste da região (Grimm, 2011). As regiões tropical e subtropical do hemisfério sul, possuem um sistema de monção (Nogués-Paegle et al., 2002; Gan et al., 2004) caracterizado por verão chuvoso e inverno seco, com máximos de chuvas durante os meses de dezembro a fevereiro na porção entre Equador, norte do Peru, Bolívia e Paraguai, até o sudeste do Brasil e os meses chuvosos de março a maio no Nordeste brasileiro (Rao e Hada, 1990; Grimm, 2011).

A região subtropical abrangendo o sul do Brasil é uma transição entre o sistema de monção da América do Sul e condições de inverno chuvoso característico das médias latitudes. O sul do Brasil apresenta máximos de precipitação durante os meses de dezembro a fevereiro na parte norte, sobre os Platôs de Santa Catarina e Paraná, e máximos de chuva durante agosto a outubro na parte sul, sobre as planícies do Rio Grande do Sul (Grimm et al., 1998). No limite entre Argentina, Brasil e Paraguai existe um sistema bimodal com duas estações chuvosas durante o ano, nos meses de março e abril e os meses de setembro e outubro (Grimm et al., 2000). Por último, a região extratropical (ao sul de 35°S) é caracterizada por uma estação chuvosa durante os meses de junho a agosto (Grimm, 2011).

Na América do Sul a variabilidade climática é fortemente influenciada por eventos de

ENOS – *El Niño* Oscilação Sul, sobre o Pacífico Equatorial e o modo meridional de anomalias de temperatura da superfície do mar (TSM) sobre o Atlântico Tropical. Ambos atuam em escala interanual e compreendem fenômenos de interação oceano-atmosfera, onde anomalias de TSM associadas a anomalias de pressão ao nível do mar e nos campos de ventos da Circulação Zonal de Walker e de ventos alísios de sudeste e nordeste no Atlântico Tropical provocam o deslocamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) da sua posição média e resultam em variações nos padrões de precipitação e vazões de rios (Moura e Shukla, 1981; Ropelewski e Halpert, 1987).

De forma geral episódios de *El Niño* afetam totais pluviométricos na América do Sul ocasionando chuvas e enchentes no Peru e Equador (porção oeste), e no sul do Brasil, Uruguai e Argentina, (sul-sudeste do continente). Situação oposta é observada nas regiões norte e nordeste da América do Sul, sobre a porção central e leste da Amazônia e Nordeste brasileiro, onde ocorre reduzida precipitação durante estes eventos (Hastenrath, 1978; Kousky et al., 1984; Ropelewski e Halpert, 1987; Aceituno, 1988; Grimm et al., 1998, 2000). Os eventos *La Niña* geralmente se caracterizam por padrões atmosféricos e oceânicos inversos aos observados durante eventos de *El Niño* (Kousky et al., 1984), com tendências opostas na precipitação e vazão de rios na América do Sul (Grimm et al., 2000; Wang et al., 2004).

Sobre a região Amazônica eventos de *El Niño* ocasionam redução da precipitação principalmente nas regiões centro-leste e norte-noroeste da bacia, sendo maior a correlação durante os meses de dezembro a fevereiro (Liebmann e Marengo, 2001). Na região sul do Brasil o impacto de aumento de chuvas é maior nos meses de setembro a novembro e fraca durante os meses de dezembro a fevereiro (Grimm et al., 2000), com sinal forte sobre a Bacia do Prata (Ropelewski e Halpert, 1987; Aceituno, 1988), particularmente nos meses de setembro a novembro e final dos meses de janeiro e fevereiro (Camilloni e Barros, 2003).

A atuação do Atlântico Tropical, no seu modo meridional, tem sido registrada principalmente na região Amazônica e no nordeste do Brasil (Moura e Shukla, 1981; Molion e Moraes, 1987; Nobre e Shukla, 1996; Fu et al., 2001), mas também afetam a precipitação no extremo sul do Brasil e Uruguai (Diaz et al., 1998). Sobre o Nordeste brasileiro, o modo meridional do Atlântico Tropical ocasiona aumento/redução da precipitação durante anomalias negativas/positivas de TSM sobre o Atlântico Tropical Norte (ATN), com sinal oposto sobre o Atlântico Tropical Sul (ATS) (Moura e Shukla, 1981; Ropelewski e Halpert, 1987; Nobre e Shukla, 1996).

No leste da Amazônia anomalias de TSM no Atlântico Leste Equatorial

correlacionam-se positivamente com chuvas durante os meses de setembro a novembro e março a maio no hemisfério norte. Já chuvas no norte da Amazônia são negativamente correlacionadas com a porção central e oeste do Atlântico Equatorial Sul no final de janeiro e fevereiro no hemisfério sul (Liebmann e Marengo, 2001). No sul do Brasil anomalias de TSM no sudoeste tropical do Atlântico afetam positivamente a precipitação durante os meses de setembro a novembro e dezembro a fevereiro (Diaz et al., 1998). Já nas cabeceiras do Rio Paraná a correlação é negativa com anomalias de TSM do Atlântico Sul (Barros et al., 2000).

Estudos indicam haver uma relação entre eventos de ENOS sobre o Pacífico Equatorial e anomalias de TSM sobre o Atlântico Tropical. Quando as anomalias de TSM no Pacífico Equatorial e ATN têm mesmo sinal observam-se tendências no aumento da magnitude das anomalias negativas de precipitação no norte do Nordeste brasileiro e no norte e leste da Amazônia e anomalias positivas sobre o Uruguai e sul do Brasil. Nos casos em que os sinais são opostos, há uma ação conflitante sobre o posicionamento da ZCIT e enfraquecimento das anomalias de chuvas nestas regiões (Enfield e Mayer, 1997; Diaz et al., 1998; Ronchail et al., 2002; Andreoli e Kayano, 2007).

As vazões de rios sobre a América do Sul e Brasil, avaliadas por Dettinger e Diaz, (2000), em geral, mostram que anomalias nas vazões corroboram com anomalias de precipitação observadas, porém apresentando menor correlação com eventos de ENOS se comparadas com dados de chuvas. Apesar de não haver uma relação linear entre precipitação e vazões de rios, anomalias em ambas apresentam mesmo sinal, pois as vazões integram a variabilidade espacial de chuvas dentro de uma mesma bacia (Marengo, 1995). Episódios de *El Niño/La Niña* determinam vazões de rios maiores/menores no sul do Brasil, enquanto que na região Amazônica são observados valores menores/menores nas vazões durante estes eventos (Richey et al., 1989; Marengo, 1995; Barros et al., 2004).

Além da variabilidade interanual associada a eventos ENOS e o modo meridional do Atlântico Tropical, diversos estudos têm observado tendências de longo prazo na precipitação e vazões de rios sobre a América do Sul (Marengo et al., 1998; Costa e Foley, 1999; Marengo, 2005, 2009; Barros et al., 2008). Uma importante questão é se estas tendências de longo termo observadas têm alguma relação com o aumento das mudanças no uso da terra e emissão de gases de efeito estufa observadas nas últimas décadas e, se estas tendências têm relações com o clima regional e global.

Algumas pesquisas têm mostrado que tendências observadas em dados hidrológicos podem ser atribuídas ao desmatamento e mudanças no uso da terra, resultantes de atividades

humanas nas últimas décadas, ocasionando alterações nas vazões de rios na América do Sul no século 20 (Gentry e López-Parodi, 1980; Marengo et al., 1998; Costa et al., 2003; Marengo e Alves, 2005). Outros autores salientam ainda que não há sinais claros de tendências sistemáticas de longo período nos componentes do ciclo hidrológico, dados de precipitação e vazão de rios na América do Sul que possam ser atribuídas a uma mudança no clima regional (Richey et al., 1989; Marengo, 1995, 2005, 2006, 2009; Marengo e Alves, 2005). Mais importante que estas tendências são as variações em escala interanual e decadal nas chuvas e descargas de rios (Marengo, 2005, 2006, 2009).

Estas variações em escala decadal nas chuvas e descargas de rios parecem estar associadas a mudanças de fase da Oscilação Decadal do Pacífico (ODP), cujo período entre 1930 e 1950 foi observado a ocorrência de poucos episódios de *El Niño* indicando inibição destes eventos durante a fase fria da ODP. Já as tendências observadas após 1976 foram associadas à fase quente da ODP, cujo período apresentou eventos de *El Niño* mais frequentes e intensos (Marengo, 2005). Este fenômeno sobre o oceano Pacífico Extratropical tem escala decadal, (20 e 30 anos) e se caracteriza por uma fase quente/fria em que o oceano Pacífico Norte Central se encontra mais frio/quente do que a média climatológica, juntamente com uma faixa de águas mais quentes/frias ao longo da costa oeste das Américas, no Pacífico Equatorial, sendo que anomalias de TSM nas médias latitudes do Pacífico Sul são semelhantes às observadas no Pacífico Norte (Mantua et al., 1997). O índice de Oscilação Sul, usado para monitorar os aspectos atmosféricos e oceânicos do ENOS, é correlacionado com a ODP, sendo a fase quente/fria do ENOS coincidente com anos de polaridade positiva/negativa da ODP (Mantua et al., 1997).

Sobre o norte e sul da Amazônia estudos mostram um comportamento contrastante na variabilidade espaço-temporal das chuvas (Marengo, 2005, 2009). Considerando-se toda a bacia há uma fraca tendência negativa na precipitação, porém em escala regional as porções sul/norte da bacia mostram uma tendência positiva/negativa nas chuvas. A sucessão de períodos relativamente úmidos ou secos (20 a 30 anos) sugere uma variabilidade em escala decadal ou multi-decadal, sendo que de 1945 a 76 o norte da Amazônia apresentou tendências de maior umidade, enquanto que após 1977 houve uma tendência de condições secas na região, também observada durante 1929 até 1940. Esta mudança após 1975-76 no clima afetou de forma oposta a precipitação na região sul da Bacia Amazônica e parece estar relacionada ao aumento de ocorrência de perturbações extratropicais durante eventos de *El Niño* (Marengo, 2005, 2009).

O aumento da precipitação observado no sul da Amazônia tem padrão similar de tendências nas regiões do Brasil Central, Sudeste e Sul (Barros et al., 2002, 2004; Liebmann et al., 2004). Foram detectadas tendências de aumento da precipitação no sul da América do Sul, sendo as vazões de rios importantes da Bacia do Prata consistentes com essas mudanças (Genta et al., 1998; Berbery e Barros, 2002). Na Bacia do Rio Paraíba do Sul, sobre os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, na região Sudeste do Brasil, foi observada uma variação em escala decadal com precipitações negativas durante 1954-57 e entre 2001-03, e aumento das chuvas durante 1966 e 68 (Marengo e Alves, 2005).

Há uma grande dificuldade em separar as tendências de mudanças naturais do clima daquelas que podem ser induzidas por atividades antropogênicas, bem como projetar os efeitos dessas mudanças para o futuro. Para tanto, primariamente é necessário melhor entendimento dos processos hidrológicos e climáticos que operam na região, o que demanda séries longas e contínuas de dados hidrológicos, os quais são escassos ou fragmentados considerando-se a América do Sul. Contudo, é possível estender os registros climáticos no passado através de reconstruções baseadas em “dados substitutos” (*proxy data*) a partir de dados de anéis anuais de crescimento arbóreo, camadas de sedimentos de lagos, cilindros de geleiras e corais (Rozanski et al., 1997; Grotoli, 2001; D’Arrigo et al., 2005; Wartenburger, 2010).

Anéis anuais na madeira têm mostrado grande potencial na reconstrução de parâmetros climáticos e hidrológicos em regiões tropicais (Jacoby e D’Arrigo, 1990; Schöngart et al., 2004; Therrell et al., 2006; Schöngart e Junk, 2007). Devidamente calibrados com dados instrumentais, os “dados substitutos” baseados na largura dos anéis de crescimento arbóreo permitem a investigação da variabilidade do clima, como aquelas relacionadas com eventos de ENOS, de volta no tempo em centenas de anos (D’Arrigo et al., 2005). Além disso, através da relação entre clima e crescimento, é possível entender como variáveis climáticas e fenômenos de larga escala podem afetar o crescimento arbóreo nestas regiões (Schöngart et al., 2004, 2006; Brienen e Zuidema, 2005; D’Arrigo et al., 2008, 2011). Deste modo, a análise de anéis anuais na madeira ou dendrocronologia se mostra uma ferramenta bastante útil na análise do clima no contexto das mudanças climáticas e do entendimento do clima passado e do clima no futuro.

2. Objetivos

O objetivo do presente estudo foi investigar a possibilidade de estabelecimento de cronologias de anéis anuais por meio da ferramenta dendrocronologia, em árvores de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae), espécie perenifólia de interesse comercial e distribuição neotropical, que ocorre naturalmente em regiões de áreas úmidas e que está presente em todas as bacias hidrográficas brasileiras, de forma a amostrar os biomas Amazônia, Pantanal, Cerrado e Floresta Atlântica.

Objetivou-se também modelar padrões de crescimento da madeira de *C. brasiliense*, para discutir a definição de ciclos de corte (CC) e diâmetro mínimo de corte (DMC), específicos para as diferentes áreas amostradas nos biomas citados acima, subsidiando então futuros planos de manejo florestal e estratégias de conservação da espécie nestas regiões.

Além disso, este estudo buscou identificar as principais variáveis climáticas em escala global (anomalias de temperatura da superfície do mar dos oceanos Atlântico Tropical e Pacífico Equatorial) e em escala local (precipitação, hidrologia e temperatura) e seus possíveis efeitos sobre o crescimento de árvores de *C. brasiliense* ocorrendo em extremos geográficos. Visou também relacionar o padrão de crescimento arbóreo da espécie com dados climáticos e hidrológicos para reconstruir dados de longos períodos do clima passado nas bacias estudadas.

3. Materiais e métodos

3.1 *Calophyllum brasiliense*

De ampla distribuição, *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) é uma espécie arbórea perenifólia, heliófita ou de luz difusa que ocorre desde o México, Cuba, Jamaica e Panamá até a América do Sul, em países como o Equador, Bolívia, Colômbia, Paraguai, Peru e Brasil, tanto em floresta primária densa, quanto em diversos estágios da sucessão secundária (Lorenzi, 1992; Flores, 2002). É considerada uma espécie tolerante tanto a ambientes permanentemente encharcados quanto a ambientes periodicamente inundados (Marques e Joly, 2000; Oliveira e Joly, 2010), sendo capaz de suportar diferentes níveis e durações de alagamento (Parolin et al., 2004; Schöngart et al., 2003; observação pessoal).

No Brasil está presente em todas as bacias hidrográficas (Carvalho, 1994), ocupando formações aluviais Amazônicas, em florestas de várzea e igapó (Schöngart et al., 2002;

Wittmann et al., 2010; Scabin et al., 2012); percorrendo florestas de galeria, nas regiões Central e Sudeste (Oliveira-Filho et al., 1990), em formações de floresta ombrófila densa, planícies e encostas da Floresta Atlântica (Negrelle, 2002; Borgo et al., 2011), em restingas, no litoral brasileiro (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993; Almeida Jr et al., 2009), em florestas higrófilas encharcadas durante quase todo o ano (Marques e Joly, 2000), em manguezais (Fischer e Santos, 2001), sobre as impucas, fragmentos florestais em depressões ao longo da Planície de inundação do Araguaia (Brito et al., 2008) e também no Pantanal Mato-grossense (Pott e Pott, 1994).

Sua ampla distribuição pode ser explicada tanto pelo tipo de polinização por abelhas, dispersão por morcegos (Marques, 1994), macacos bugio (*Alouatta fusca*) (Galetti, 1992) e pela água (Scarano et al., 1997), quanto por sua capacidade de se desenvolver em solos com elevada saturação hídrica, sendo que suas sementes são capazes de permanecerem viáveis após longos períodos de submersão (Marques e Joly, 2000). Estas condições limitantes levaram a formação de modificações morfo-anatômicas como lenticelas e raízes adventícias, além da capacidade de renovação de todo o sistema radicular em condições de alagamento (Parolin et al., 2004; Oliveira e Joly, 2010). A habilidade em sobreviver em condições anóxicas ou hipóxicas resultantes da inundação, e também em solos com baixa fertilidade, torna a espécie ideal para programas de reflorestamento de florestas ciliares (Durigan e Silveira, 1999; Felfili et al., 2000), bem como para programas de recuperação de áreas degradadas por pastagens e culturas abandonadas utilizando-se sistemas agroflorestais (Montagnini e Porras, 1998; Piotto et al., 2003; Alice et al., 2004; Petit e Montagnini, 2006).

É popularmente conhecida por diferentes nomes dependendo da região, sendo chamada de jacareúba no estado do Amazonas; guanandi rosa, jacareúba guanandilandium, olando-carvalho, jacareúba ou uálandi no sul do País; landin ou landi no Brasil Central, podendo também ser chamada de guanandi carvalho, g. cedro, g. de leite, g. vermelho, gulande, irairandira, jacarioba, pau de azeite, pau de Santa Maria, pau de sândalo, urandi e uaiandi (Loureiro e Silva, 1968). São árvores de dossel, de altura entre 10 e 50 m de altura, cujo tronco de base reta, ritidoma grosso, duro e de cor marrom, aromático e amargoso, possui fissuras fusiformes transversais, cuja casca produz uma resina amarelada de uso medicinal (Wittmann et al., 2010).

A copa é densamente foliada, de cor verde-escura luzente, com formato piramidal a ovoide. Suas folhas são opostas oblongas e brilhantes em ambas as faces, coriáceas, com numerosas nervuras laterais paralelas e próximas entre si, com pecíolo acanalado e estípulas

interpeciolares (Loureiro e Silva, 1968; Wittmann et al., 2010). Apresenta frutos do tipo drupas globosas ovoides, de epicarpo coriáceo verde, mesocarpo carnoso e amarelo, com látex de mesma coloração, endocarpo delgado e com uma semente por fruto (Silva, 2005). As flores possuem coloração creme-amarelada, sendo pequenas, racemosas e axilares, organizadas em inflorescências. Estas são hermafroditas e masculinas em indivíduos separados, entretanto, há indícios de que pode haver mudança na expressão sexual em diferentes estações de florescimento (Fischer e Santos, 2001).

Sendo uma espécie de distribuição neotropical, o comportamento fenológico varia ao longo do gradiente de localização. Em florestas alagáveis da Amazônia Central, *C. brasiliense* inicia o florescimento na fase terrestre, durante a estação seca e matura os frutos durante a fase aquática, na estação chuvosa (Parolin, 2002; Parolin et al., 2010). O pulso de inundação anual nestas regiões é então o fator de sincronização do ritmo fenológico (Schöngart et al., 2002). Na região central do estado de São Paulo, num trecho de floresta brejosa a floração é anual, concentrando-se nos meses de outubro e novembro e a frutificação tem pico entre fevereiro e março. A queda de folhas, que é parcial e inconspícua, ocorre durante a estação seca entre junho e julho. A fenologia é então condicionada mais por fatores locais que por condições climáticas regionais (Marques, 1994). Já Fischer e Santos (2001) registraram que floração e frutificação são eventos supra-anuais e irregulares em árvores ocorrendo tanto em ambientes não alagados e alagados, quanto em manguezais de região estuarina do Sudeste brasileiro, havendo, contudo, uma sincronia dos indivíduos nestes diferentes ambientes.

Em 1810 a espécie foi declarada pelo governo imperial brasileiro, como a primeira “madeira de lei” do país. Sua madeira resistente e durável era utilizada na confecção de mastros e vergas de navios da época (Lorenzi, 1992). Atualmente é explorada também em países como México, Guatemala, Honduras, Panamá, Costa Rica, Venezuela, Guiana, Peru e Bolívia, sendo destinada principalmente ao uso doméstico, na marcenaria e carpintaria, indústria moveleira e na produção de dormentes e laminados (Higuchi et al., 1994; Hammond et al., 1996; Stagegaard et al., 2002; Dauber et al., 2005; Redondo-Brenes, 2007; Toledo-Aceves et al., 2009; Wittmann e Oliveira Wittmann, 2010; ITTO, 2011). Avaliações da qualidade da madeira mostram sua aptidão para a produção de celulose e papel (Paula, 1982) e como uma alternativa ao uso do mogno *Swietenia macrophylla* King (Meliaceae) (Shupe et al., 2005).

Apresenta amplo aspecto farmacológico, sendo indicada no tratamento de dores, inflamações, reumatismo, diabetes, hipertensão, herpes e distúrbios do trato gastrointestinal

(Reyes-Chilpa et al., 2006). O exsudado de cor amarelada produzido pelo tronco é popularmente usado como antirreumático, em tumores e contra úlceras crônicas, contudo possui maior aplicação na medicina veterinária por causar irritação e manchas na pele (Corrêa, 1984; Rizzini e Mors, 1995). O extrato de diferentes partes da árvore pode ser usado no combate contra o vírus HIV-1 (Huerta-Reyes et al., 2004), o protozoário *Trypanosoma cruzi*, agente etiológico da doença de Chagas (Abe et al., 2004), possuindo também atividade moluscicida (Gasparotto Jr. et al., 2005), antibacteriana (Pretto et al., 2004) e antifúngica (Reyes-Chilpa et al., 1997).

3.2 Áreas de estudo

As áreas de estudo correspondem a diferentes tipologias de áreas úmidas brasileiras encontradas nos biomas Amazônia, Pantanal, Cerrado e Floresta Atlântica (Tabela 1), abrangendo os estados do Amazonas, Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Minas Gerais e Santa Catarina (Figura 1). No estado do Amazonas foram utilizadas amostradas de indivíduos de *C. brasiliense* cedidas por J. Schöngart, obtidas do Manejo Florestal Comunitário da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – RDSM (A) e de coletas realizadas nas proximidades do município de Barcelos, na vila do Carvoeiro (B), bem como amostras cedidas de pesquisa realizada no Arquipélago de Anavilhanas (C) por Scabin et al., (2012), todas depositadas na Xiloteca do Laboratório de Dendroecologia do INPA/Max-Planck. No estado de Rondônia foram amostradas duas áreas no Parque Estadual de Corumbiara (E1 e E2), localizadas no município de Pimenteiras do Oeste.

Já no estado do Mato Grosso foram coletadas amostras nos municípios de Cotriguaçu, na Fazenda São Nicolau (D) – do projeto Poço de Carbono Florestal da Peugeot, em parceria com o Serviço Florestal Nacional da França (*Office National de Forêt* – ONF) (noroeste do estado); Pontes e Lacerda (sudoeste do estado), na Fazenda Dona Teca (F); Araguaiana (sudeste do estado), na Fazenda Cristino Cortez (I); às margens da estrada de Porto Cercado (J), na MT 370 e na Grade de Amostragem do Pirizal (K) do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), ambas no município de Poconé; às margens do Rio Mutum em Barão de Melgaço (L) (sul do estado); e também na Área de Proteção Ambiental (H) Meandros do Rio Araguaia, na parte sul da Ilha do Bananal (leste do estado).

Em Minas Gerais foi amostrada uma área próxima ao município de Lavras (M) e em Santa Catarina, foram amostradas duas áreas próximas no município de Itapoá, (N1 e N2) litoral Norte do estado. Foi amostrada também uma área da Base da Universidade Federal do

Tocantins (UFT), ao Norte da Ilha do Bananal, no município da Lagoa da Confusão – TO, no Parque Nacional do Araguaia – PNA (G).

A RDSM localiza-se cerca de 70 km a noroeste da cidade de Tefé, abrangendo uma área de 1.240.000 ha, na confluência entre os Rios Japurá e Solimões no estado do Amazonas. A área amostrada é formada por floresta alagável de várzea, com influência da inundação anual de rios de águas barrentas ricas em sedimentos de origem andina, os quais carregam grandes quantidades de nutrientes e cujos solos aluviais são ricos em silte e argila (Irion et al., 1997). O Arquipélago de Anavilhanas situa-se no Parque Nacional de Anavilhanas, numa área de 350.000 ha, cujos limites ao sul distam cerca de 40 km a noroeste da cidade de Manaus. O Arquipélago encontra-se no canal do Baixo Rio Negro, caracterizado por águas pretas, ácidas e pobres em nutrientes, que drenam uma região geologicamente antiga e altamente erodida (Escudo das Guianas) que banham florestas alagáveis de igapó (Sombroek, 1979; Sioli, 1991). Contudo, a parte leste do Arquipélago também recebe nutrientes provenientes do Rio Branco, de águas claras que deságuam no Rio Negro (Irion et al., 1997), alterando as condições edáficas nesta região. A comunidade do Carvoeiro está a 405 km a noroeste da cidade de Manaus e também representa uma amostragem de floresta de igapó, porém sem influência de rios de águas claras.

O Parque Estadual de Corumbiara situa-se à margem esquerda do Rio Guaporé, acompanhando a foz do Rio Corumbiara a sudoeste do estado de Rondônia. Representa uma região de transição entre os biomas Amazônico e Cerrado, sendo composto por cerca de 50% de formações de Cerrado, 28% de formações florestais e 22% de ambientes aquáticos numa área total de 384.055 ha (SPVS, 1995). Foram selecionados dois sítios dos quais o primeiro representa uma formação de savana arbórea inundável e o segundo caracteriza-se como uma floresta alagável que sofre influência da inundação anual do Rio Corumbiara, afluente do Rio Guaporé, de águas claras que drenam a porção sul do Escudo do Brasil Central e leste das terras baixas na Bolívia, no Vale do Rio Madeira (Goulding et al., 2003).

A Fazenda São Nicolau localiza-se no município de Cotriguaçu, numa área de 10.000 hectares, às margens do Rio Juruena tributário esquerdo do Rio Tapajós de águas claras que drenam partes relativamente altas do Escudo do Brasil Central (Goulding et al., 2003). O local pertence ao Grupo Peugeot Citröen S.A., que juntamente com o Serviço Florestal Nacional da França (*Office National de Forêt* – ONF) estabeleceu em 1998 um projeto de poço de carbono florestal no noroeste do estado de Mato Grosso objetivando o monitoramento da fixação de carbono por meio de reflorestamento. É caracterizada por floresta ombrófila aberta tropical,

na faixa de transição entre o bioma Amazônico e o Cerrado, e também por formação submontana com palmeiras (Brasil, 1982). A área amostrada situa-se na faixa de transição composta por floresta alagável pelo Baixo Juruena, rio de águas claras, com predomínio de floresta ombrófila entremeada por vegetação rupestre, com solos arenosos pouco profundos, afloramentos rochosos e praias de areias brancas.

Tabela 1. Áreas de amostragem, suas respectivas siglas, fitofisionomias, unidade de paisagem e biomas abrangendo diferentes tipologias de áreas úmidas brasileiras.

Sigla	Área de amostragem	Fitofisionomia	Unidade de paisagem	Bioma
A	RDSMamirauá*	Floresta alagável de águas brancas (várzea)		Amazônia
B	Vila do Carvoeiro*	Floresta alagável de águas pretas (igapó)		Amazônia
C	Arquipélago de Anavilhanas**	Floresta alagável de águas pretas (igapó)		Amazônia
D	Faz. São Nicolau	Floresta alagável de águas claras		Amazônia/Cerrado
E1	Pq. Estadual de Corumbiara	Savana arbórea inundável		Amazônia/Cerrado
E2	Pq. Estadual de Corumbiara	Floresta alagável de águas claras		Amazônia/Cerrado
F	Faz. Dona Teca	Savana arbórea inundável	Corixo†	Cerrado
G	Pq. Nacional do Araguaia	Floresta alagável de águas claras		Amazônia/Cerrado
H	APA Meandros do Rio Araguaia	Savana arbórea inundável	Impuca††	Amazônia/Cerrado
I	Faz. Cristino Cortez	Floresta de galeria pantanosa		Cerrado
J	Estrada de Porto Cercado	Savana arbórea inundável	Landizal†††	Pantanal
K	Grade do Pirizal	Savana arbórea inundável	Landizal†††	Pantanal
L	Barão de Melgaço	Floresta alagável		Pantanal
M	Lavras	Floresta brejosa		Floresta Atlântica
N	Itapoá	Floresta ombrófila densa de terras baixas		Floresta Atlântica
N	Itapoá	Floresta brejosa		Floresta Atlântica

* Amostras cedidas por J. Schöngart; ** Amostras cedidas por Scabin *et al.*, 2012; † Corixo: pequeno curso d'água sazonal interligando vales de inundação nas planícies e pantanais (Pott e Pott, 2000); †† Impuca: fragmentos de florestas inundáveis em depressões naturais que favorecem seu alagamento e retenção da água no período das chuvas (Brito *et al.*, 2008); ††† Landizal: florestas perenifólias sazonalmente inundadas típicas do bioma Pantanal (Nunes da Cunha *et al.*, 2010). RDS – Reserva de Desenvolvimento Sustentável, APA – Área de Proteção Ambiental.

O Parque Nacional do Araguaia abrange cerca de ¼ da Ilha do Bananal (562.312 ha) na porção norte, limitado a oeste pelo Médio Rio Araguaia e a leste pelo Rio Javaés, abrangendo os municípios de Lagoa da Confusão e Pium – TO. Representa uma área de ecótono entre Amazônia e Cerrado, sendo a fisionomia da vegetação de savana inundável com florestas de galeria predominante sobre os baixos interflúvios, seguida da savana arbórea densa (Cerradão) (Gonçalves e Meneses, 2000). A área florestal mais significativa é caracterizada por floresta aluvial sobre Plintossolo Distrófico, onde foi realizada a amostragem às margens

do Rio Riozinho, afluente do Rio Javaés, de águas claras que drena a parte leste do Escudo do Brasil Central.

A Área de Proteção Permanente (APA) Meandros do Rio Araguaia está localizada na parte sul da Ilha do Bananal, num total de 358.717 ha, abrangendo os estados de Goiás, Mato Grosso e Tocantins, em região de ecótono entre o bioma Cerrado e Amazônia. É composta tanto por remanescentes de floresta estacional semidecidual submontana, quanto por Cerrado, Cerradão e os chamados campos de murundus (Brasil, 1998). Estes são paisagens típicas do Cerrado do Brasil Central, caracterizadas por montes de terra arredondados (murundus) originados por atividade de térmitas e/ou erosão diferencial (Oliveira-Filho, 1992; Silva et al., 2010) e ocupados por vegetação campestre e lenhosa, distribuídos numa área plana e sujeita a inundação sazonal (Eiten, 1985; Oliveira-Filho, 1992). Os campos de murundus apresentam um tipo vegetacional peculiar, caracterizado por fragmentos naturais de florestas inundáveis em depressões naturais que favorecem seu alagamento e retenção da água em épocas de maior precipitação, denominado regionalmente de “ipuca” ou “impuca” (Brito et al., 2008), onde foi realizada a amostragem para este estudo.

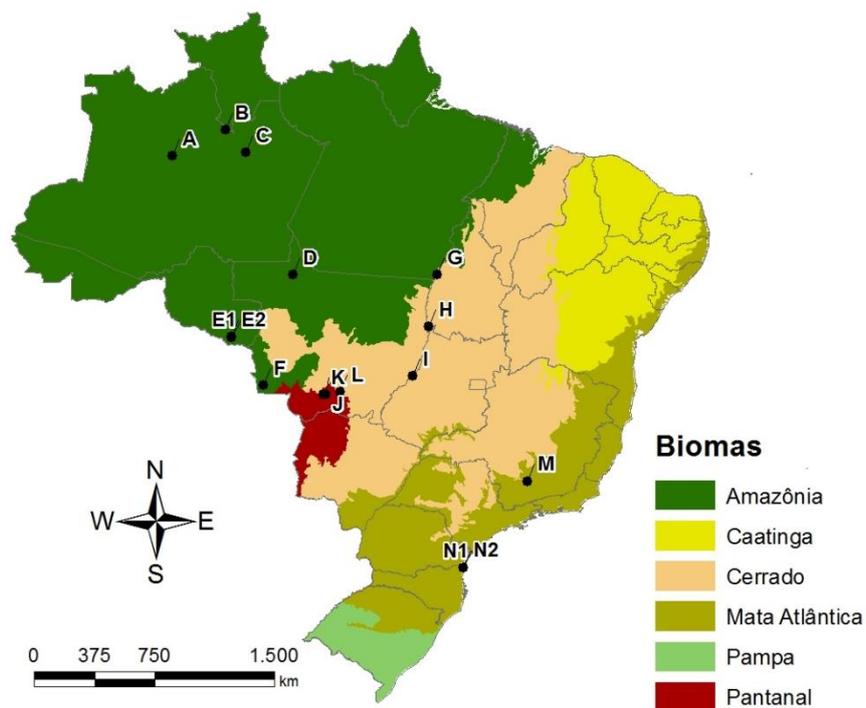


Figura 1. Mapa com a localização dos sítios de coleta de amostras de cilindros de madeira de *Calophyllum brasiliense*. Cada letra representa uma área amostrada, sendo cada sítio especificado na Tabela 1 (Mapa de biomas segundo IBGE).

A Fazenda Cristino Cortez, localiza-se no município de Araguaiana, sudeste do estado do Mato Grosso, entre formações de Cerrado e floresta seca (mata seca) no limite sul da floresta Amazônica. A área amostrada compreende uma região de floresta de galeria pantanosa, típica das margens dos canais de rios da região, sobre solos mal drenados, que impedem o abaixamento do nível da água superficial, mesmo durante a estação seca, chegando a formar poças d'água permanentes (Ratter et al., 1973). A coleta foi realizada às margens do Lago Mimoso, numa região composta por paleocanais em meia lua e alongados, constituindo lagoas, áreas pantanosas e canais menores da planície de inundação, onde o Lago Mimoso parece ter sido um pequeno tributário do Rio Araguaia, na sua porção média, e que atualmente é impedido pela sedimentação do sistema principal e forma um vale de lago bloqueado (Latrubesse e Stevaux, 2006).

A Fazenda Dona Teca localiza-se no município de Pontes e Lacerda, na microrregião do Alto Guaporé no sudoeste Mato-Grossense. Região de transição entre o bioma Cerrado e Amazônia, é composta principalmente por floresta estacional semidecidual e Cerrado (Brasil, 1982). A área amostrada é entrecortada por um “corixo” ou pequeno curso d'água sazonal, similar às vazantes, formando um canal estreito e mais profundo, o qual compõe o sistema de drenagem das planícies e pantanais (Pott e Pott, 2000).

O Pantanal Norte foi amostrado tanto na sub-região do município de Poconé quanto na sub-região do município de Barão de Melgaço, segundo classificação de Adámoli (1982). Na sub-região de Poconé foram coletadas amostras na área da Grade do Pirizal do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) e às margens da Estrada de Porto Cercado, ambas em unidade de paisagem conhecida por landizais, que são florestas perenifólias sazonalmente inundadas, com estrato herbáceo ralo e arbóreo-arbustivo denso e predomínio de árvores de *Calophyllum brasiliense*. O solo é argiloso, cinza, mal drenado permanecendo inundados durante a época chuvosa (Nunes da Cunha et al., 2010). Na sub-região de Barão de Melgaço foi amostrada uma área de floresta alagável às margens do Rio Mutum, conectado ao Baixo Rio Cuiabá por um sistema de baías (Chacororé e Sinhá Mariana) atuando em conjunto no processo de inundação da planície e consequente troca de material orgânico e inorgânico entre os sistemas de lago e a planície inundável (Fantin-Cruz et al., 2008).

Em Itapoá no litoral norte de Santa Catarina a vegetação, de influência marinha, é conhecida genericamente como restinga, podendo variar desde campos de gramíneas, brejos com vegetação aquática até florestas fechadas (Veloso et al., 1991; Oliveira-Filho e Carvalho, 1993). As restingas abrangem comunidades que ocupam desde as praias, antedunas, cordões

arenosos, depressões entre os cordões, até as margens de lagoas e os manguezais (Lacerda et al., 1982). Neste local foram amostradas tanto uma área de floresta ombrófila densa de terras baixas, quanto uma área de floresta brejosa, sobre uma região de depressão entre os cordões arenosos, relictos das praias da região, quando o nível do mar era mais alto e houveram episódios de depósito de areias em ambientes de praias. A floresta brejosa fica inundada a maior parte do ano, sendo que o lençol freático se mantém na subsuperfície durante toda a estação seca.

Na área de restinga brejosa em Santa Catarina árvores de *C. brasiliense* foram capazes de desenvolver adaptações morfo-anatômicas como raízes adventícias e lenticelas hipertróficas (Figura 4d e 4e), como também observado por Marques e Joly (2000) e Oliveira e Joly (2010). Ambos avaliaram o efeito do alagamento na germinação e desenvolvimento de plântulas de *C. brasiliense* originadas de floresta brejosa do município de Brotas e de floresta brejosa de restinga na Serra do Mar, localizadas no estado de São Paulo. Ambas as pesquisas observaram a formação de lenticelas hipertróficas e formação de novo sistema radicular em indivíduos de *C. brasiliense* como uma estratégia de sobrevivência às condições de extensos períodos de inundação.

Em Minas Gerais a área amostrada representa uma região de floresta ripária, caracterizada por fragmento de floresta paludosa ou brejosa também denominada de floresta latifoliada higrófila. É localizada próximo ao município de Lavras em região de divisa entre fazendas destinadas a criação de gado e representa um remanescente da Floresta Atlântica, de ocorrência naturalmente fragmentada restrita a solos hidromórficos, composto por porções de depressão onde o lençol freático é superficial, permitindo solos encharcados durante todo o ano (Ivanauskas et al., 1997).

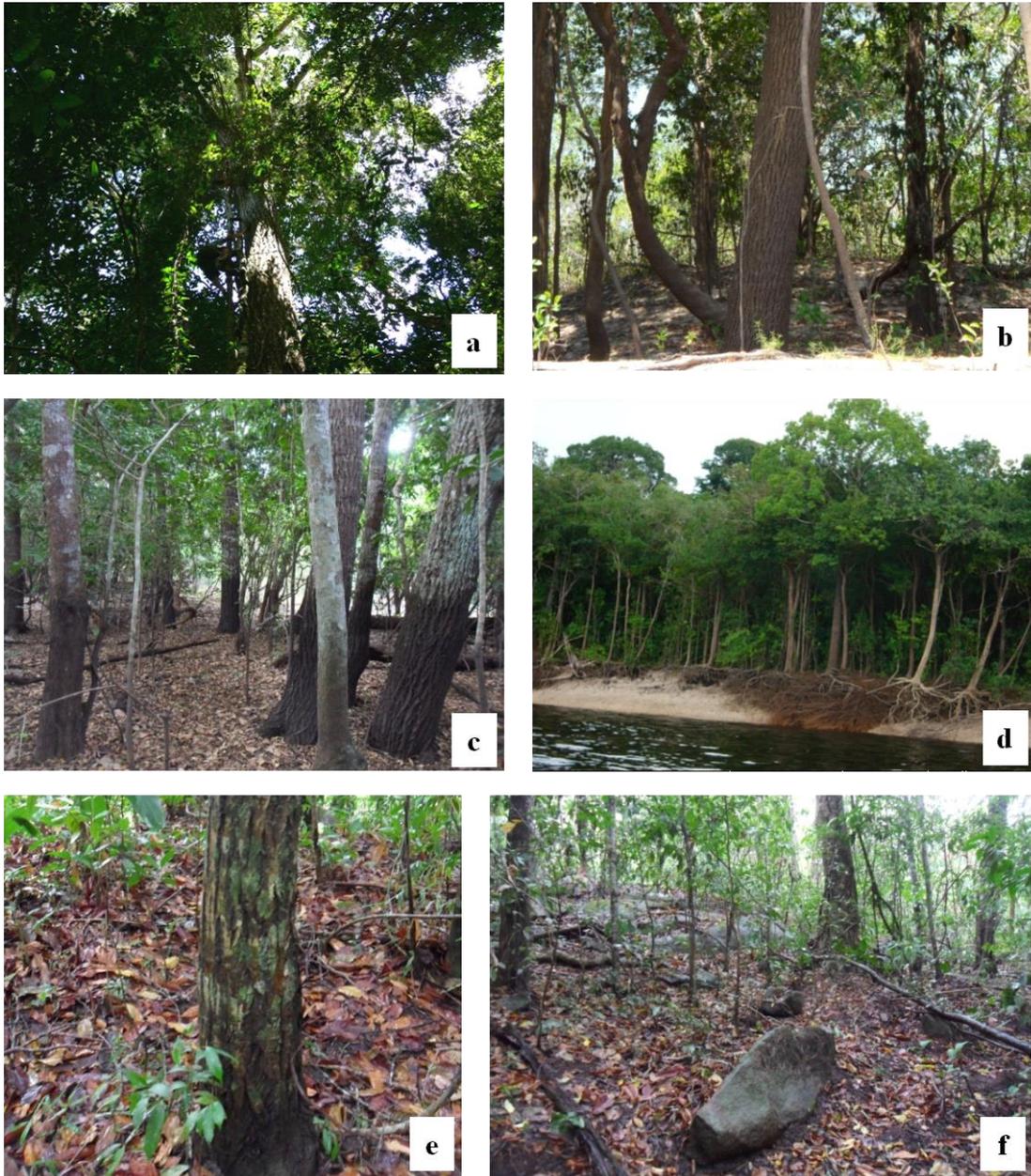


Figura 2. Sítios de coleta de *Calophyllum brasiliense* no bioma Amazônico. a) Floresta alagável de várzea, influenciada por rios de águas brancas ricas em nutrientes, no Amazonas; b) Floresta alagável por rio de águas claras da Ilha do Bananal, no Tocantins; c) Floresta alagável por rios de águas claras, em Rondônia; d) Floresta de igapó, influenciada por rios de águas pretas, ácidas e solo pobre em nutrientes inorgânicos, no Amazonas; e) e f) Floresta alagável por rio de água clara, localizada sobre afloramentos rochosos e solos pouco profundos, no Mato Grosso. No mapa da figura 1 representam os sítios A, G, E2, B e D, respectivamente.

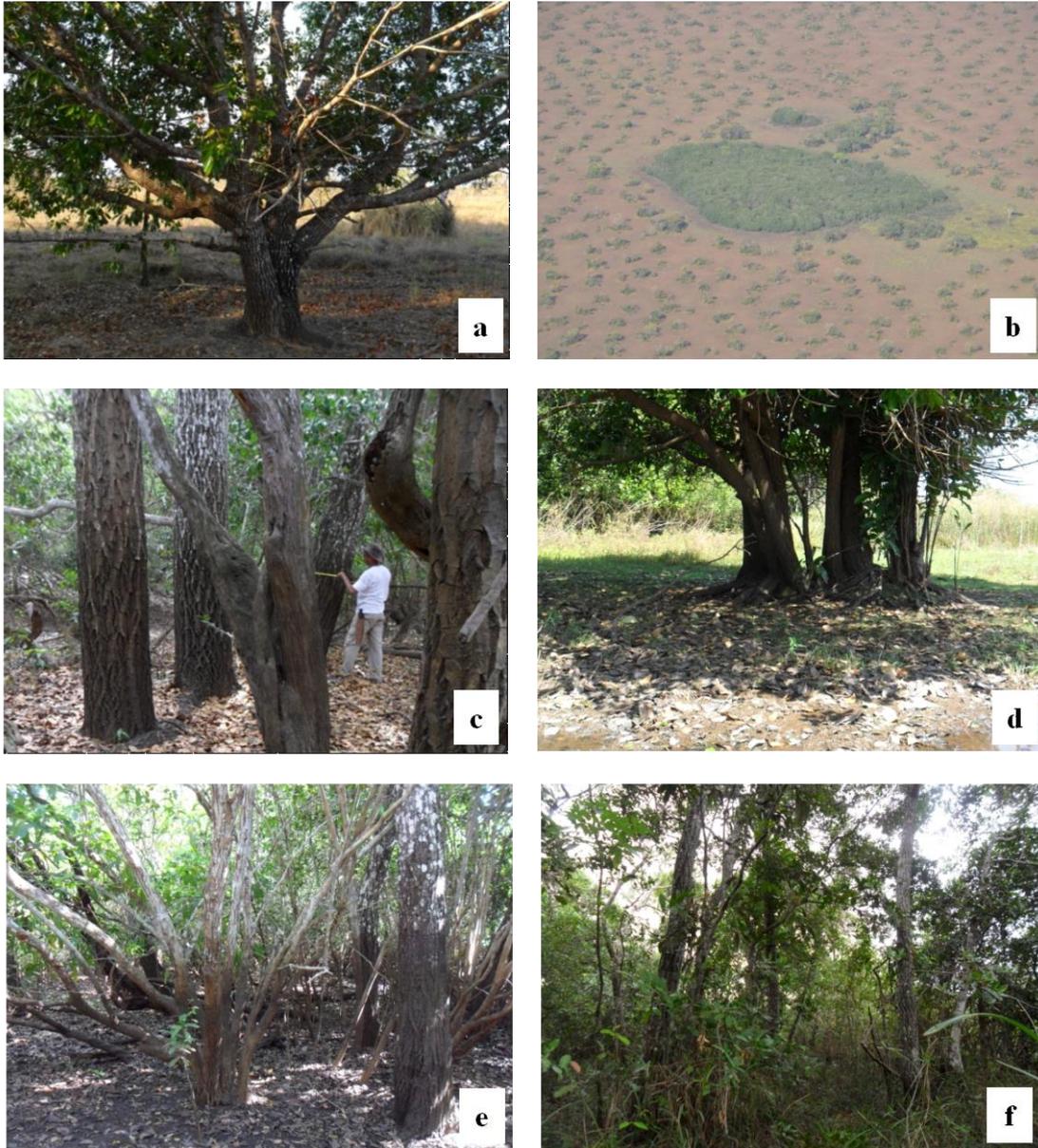


Figura 3. Sítios de coleta nos biomas Cerrado e Pantanal. a) Impuca, fragmento florestal em depressões inundáveis durante a estação chuvosa, no Mato Grosso; b) detalhe da impuca vista por imagem aérea cercada por vegetação de Cerrado (campo de murundus); c) Floresta alagável no Pantanal na sub-região do Pantanal de Barão de Melgaço, no Mato Grosso; d) Floresta de galeria pantanosa, no Mato Grosso; e) Corixo, curso d'água sazonal interligando vales de inundação nas planícies e pantanais, no Mato Grosso e f) Savana arbórea inundável de Rondônia. No mapa da figura 1 representam os sítios H, L, I, F e E1, respectivamente.



Figura 3. Continuação. g) Landizal na estrada de Porto Cercado e h) Landizal da Grade do Pirizal (K), ambos localizados no Pantanal Norte do Mato Grosso, na sub-região de Poconé. No mapa da figura 1 representam os sítios J e K, respectivamente.



Figura 4. Sítios de coleta de *Calophyllum brasiliense* no bioma Mata Atlântica. a) Floresta ombrófila densa de terras baixas em Santa Catarina; b) Floresta brejosa de Minas Gerais (M); c) Floresta brejosa de Santa Catarina (N2), d) detalhe das lenticelas hipertróficas no tronco e e) detalhe das raízes adventícias com lenticelas das árvores de *C. brasiliense* amostradas na floresta brejosa de Santa Catarina. No mapa da figura 1 representam os sítios N1, M e N2, respectivamente.

3.3 Coleta de dados dendrocronológicos

Amostras de madeira foram obtidas de 412 indivíduos, de 16 áreas úmidas ocorrendo nos biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Floresta Atlântica. Para cada área foram selecionados de 15 a 25 indivíduos de *C. brasiliense*, dos quais amostras de madeira foram extraídas com o uso de broca dendrocronológica (Figura 5a). Medidas do DAP (diâmetro acima da altura do peito) foram feitas com o uso de fita dendrométrica de dupla face nas árvores com diâmetro acima de 10 cm e a altura foi estimada a partir do uso de clinômetro e fita métrica.

A amostra de madeira foi colada em suporte, sendo devidamente lixada e polida com lixas de papel em diferentes granulometrias seguindo uma sequência progressiva até a granulação de 600 e destinada à estimativa da idade das árvores e taxas de incremento radial (Figura 5c). Após a coleta o orifício produzido com a broca dendrocronológica foi obstruído com cera de carnaúba para evitar possíveis ataques por fitopatógenos. As amostras foram então analisadas no Laboratório de Dendroecologia do Projeto INPA/Max-Planck em Manaus e no Laboratório de Dendroecologia dos Biomas do Centro-Oeste Brasileiro em Cuiabá (INAU/UFMT). Para tanto foi utilizada a classificação de Coster, 1927, 1928 e adaptada por Worbes, (1995) como referência para a análise da estrutura anatômica da madeira e identificação do limite dos anéis.



Figura 5. Atividades realizadas em campo. a) coleta de amostras de madeira com o uso de broca dendrocronológica; b) amostra de cilindro de madeira obtida e c) preparação das amostras para análise em laboratório.

4. Referências

- Abe, F., S. Nagafuji, H. Okabe, H. Akahane, E. Estrada-Muñiz, M. Huerta-Reyes, e R. Reyes-Chilpa (2004), Trypanocidal constituents in plants. Leaves of *Garcinia intermedia* and heartwood of *Calophyllum brasiliense*, *Biological & Pharmaceutical Bulletin*, 27(1), 141–3.
- Aceituno, P. (1988), On the functioning of the Southern Oscillation in the South American Sector. Part I: Surface Climate, *American Meteorological Society*, 116, 341–355.
- Adámoli, J. (1982), O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito “Complexo do Pantanal,” in *Anais do Congresso Nacional de Botânica*, pp. 109–119, Sociedade Botânica do Brasil, Teresina.
- Alice, F., F. Montagnini, e M. Montero (2004), Produtividad en plantaciones puras y mixtas de especies florestales nativas en la estación biológica la selva, Sarapiquí, Costa Rica, *Agronomía Costarricense*, 28(2), 61–71.
- Almeida Jr, E. B., M. A. Olivo, E. de L. Araújo, e C. S. Zickel (2009), Caracterização da vegetação de restinga da RPPN de Maracaípe, PE, Brasil, com base na fisionomia, flora, nutrientes do solo e lençol freático, *Acta Botanica Brasilica*, 23(1), 36–48.
- ANA (2009), *Plano estratégico de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia: Relatório síntese/Agência Nacional das Águas*.
- Andreoli, R. V, e M. T. Kayano (2007), A importância relativa do Atlântico Tropical Sul e Pacífico Leste na variabilidade de precipitação do Nordeste do Brasil, *Revista Brasileira de Meteorologia*, 22(1), 63–74.
- Baker, P. J., e S. Bunyavejchewin (2006), Suppression, release and canopy recruitment in five tree species from a seasonal tropical forest in western Thailand, *Journal of Tropical Ecology*, 22, 521.
- Barros, V., M. Gonzalez, B. Liebmann, e I. Camilloni (2000), Influence of the South Atlantic convergence zone and South Atlantic Sea surface temperature on interannual summer

rainfall variability in Southeastern South America, *Theoretical and Applied Climatology*, 67, 123–133.

Barros, V., M. E. Doyle, M. González, I. Camilloni, R. Bejarán, e R. M. Caffera (2002), Climate variability over subtropical south america and the south american monsoon: a review, *Meteorologica*, 27(1-2), 33–57.

Barros, V., L. Chamorro, G. Coronel, e J. Baez (2004), The major discharge events in the Paraguay River: magnitudes, source regions, and climate forcings, *American Meteorological Society*, 5(6), 1161–1170.

Barros, V. R., M. E. Doyle, e I. A. Camilloni (2008), Precipitation trends in southeastern South America: relationship with ENSO phases and with low-level circulation, *Theoretical and Applied Climatology*, 93(1-2), 19–33.

Berbery, E. H., e V. R. Barros (2002), The hydrologic cycle of the La Plata Basin in South America, *Journal of Hydrometeorology*, 3, 630–645.

Boninsegna, J. A. et al. (2009), Dendroclimatological reconstructions in South America: A review, *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 281(3-4), 210–228.

Borchert, R. (1999), Climatic periodicity, phenology, and cambium activity in tropical dry forest trees, *IAWA Journal*, 20(3), 239–247.

Borgo, M., G. Tiepolo, M. Reginato, Y. S. Kuniyoshi, F. Galvão, R. L. Capretz, e V. P. Zwiener (2011), Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil, *Floresta*, 41(4), 819–832.

Bormann, F. H., e G. Berlyn (1981), *Age and growth rate of tropical trees: new directions for research*, Studies, School of Forestry and Environmental. Bulletin 94, Yale University Press, New Haven.

Brasil (1982), Projeto RADAM Brasil – Folha Juruena, Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro.

Brasil (1998), *Decreto de 2 de outubro de 1998. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental dos Meandros do Rio Araguaia nos Estados de Goiás, Mato Grosso e*

Tocantins e dá outras providências, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília.

- Brienen, R. J. W., e P. A. Zuidema (2005), Relating tree growth to rainfall in Bolivian rain forests: a test for six species using tree ring analysis, *Oecologia*, 146(1), 1–12.
- Brienen, R. J. W., e P. A. Zuidema (2006), Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain forest trees obtained by tree ring analysis, *Journal of Ecology*, 94(2), 481–493.
- Brienen, R. J. W., e P. A. Zuidema (2007), Incorporating persistent tree growth differences increases estimates of tropical timber yield, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(6), 302–306.
- Brienen, R. J. W., E. Lebrija-Trejos, P. A. Zuidema, e M. Martínez-Ramos (2010), Climate-growth analysis for a Mexican dry forest tree shows strong impact of sea surface temperatures and predicts future growth declines, *Global Change Biology*, 16(7), 2001–2012.
- Brienen, R. J. W., E. Gloor, e P. A. Zuidema (2012), Detecting evidence for CO₂ fertilization from tree ring studies: The potential role of sampling biases, *Global Biogeochemical Cycles*, 26(1), 1–13.
- Brito, E. R., S. V. Martins, A. T. de Oliveira-Filho, E. Silva, e A. F. da Silva (2008), Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins, *Acta Amazonica*, 38(3), 379–386.
- Camilloni, I. A., e V. R. Barros (2003), Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing, *Journal of Hydrology*, 278(1-4), 94–106.
- Carvalho, P. E. R. (1994), *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*, Colombo: Embrapa - CNPF, Brasília.
- Cintra, B. B. L., J. Schiatti, T. Emillio, D. Martins, G. Moulatlet, P. Souza, C. Levis, C. A. Quesada, e J. Schöngart (2013), Productivity of aboveground coarse wood biomass and stand age related to soil hydrology of Amazonian forests in the Purus-Madeira interfluvial area, *Biogeosciences Discuss*, 10, 6417–6459.

- Corrêa, M. P. (1984), Dicionário de plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas, *Imprensa Nacional*, 1, 747.
- Costa, M. H., e J. A. Foley (1999), Trends in the hydrologic cycle of the Amazon Basin, *Journal of Geophysical Research*, 104(D12), 189–198.
- Costa, M. H., A. Botta, e J. A. Cardille (2003), Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia, *Journal of Hydrology*, 283(1-4), 206–217.
- Coster, C. (1927), Zur Anatomie und Physiologie der Zuwachszonen und Jahresringbildung in den Tropen II., *Annales Jardim Botanica Buitenzorg*, 37, 49–160.
- Coster, C. (1928), Zur anatomie und physiologie der zuwachszonen-und jahresringbildung in den tropen, *Annales Jardim Botanica Buitenzorg*, 38, 1–114.
- D'Arrigo, R., E. R. Cook, R. J. Wilson, R. Allan, e M. E. Mann (2005), On the variability of ENSO over the past six centuries, *Geophysical Research Letters*, 32(3), 1–4.
- D'Arrigo, R., N. Abram, C. Ummenhofer, J. Palmer, e M. Mudelsee (2011), Reconstructed streamflow for Citarum River, Java, Indonesia: linkages to tropical climate dynamics, *Climate Dynamics*, 36(3-4), 451–462.
- D'Arrigo, R. D., R. Allan, R. Wilson, J. Palmer, J. Sakulich, J. E. Smerdon, L. O. Ngkoimani, R. D' Arrigo, e L. Ode (2008), Pacific and Indian ocean climate signals in tree-ring record of Java monsoon drought, *International Journal of Climatology*, 28(14), 3–13.
- Dauber, E., T. S. Fredericksen, e M. Peña (2005), Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests, *Forest Ecology and Management*, 214(1-3), 294–304.
- Dettinger, M. D., e H. F. Diaz (2000), Global characteristics of stream flow seasonality and variability, *Journal of Hydrometeorology*, 1(1978), 289–310.
- Diaz, A. F., C. D. Studzinski, e M. C. R (1998), Relationships between precipitation anomalies in Uruguay and Southern Brazil and Sea Surface Temperature in the Pacific and Atlantic oceans, *Journal of Climate*, 251–271.

- Dugan, P. J. (1990), *Wetland Conservation: A Review of Current Issues and Required Action.*, Internattional Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland.
- Dungan, P. J. (1993), *Wetlands in danger: A world conservation Atlas*, Oxford University Press, New York.
- Durigan, G., e E. R. da Silveira (1999), Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP, Brasil, *Scientia Florestalis*, 56, 135–144.
- Eckstein, D., J. Ogden, G. C. Jacoby, e J. Ash (1981), Age and growth rate determination in tropical trees: the application of dendrochronological methods, in *Age and growth rate of tropical trees*, edited by F. H. Bormann e G. Berlyn, pp. 83–106, School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, New Haven.
- Eckstein, D., U. Sass, e P. Bass (1995), *Growth periodicity in tropical trees*, edited by D. Eckstein, U. Sass, e B. P., IAWA Journal, Leiden.
- Eiten, G. (1985), Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso, *Acta Amazonica*, 15(3-4), 275–301.
- Enfield, D. B., e D. A. Mayer (1997), Tropical Atlantic sea surface temperature variability relation to El Niño-Southern Oscillation, *Journal of Geophysical Research*, 102, 929–945.
- Erwin, K. L. (2009), Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world, *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 71–84.
- Fantin-Cruz, I., S. Loverde-Oliveira, e P. Girard (2008), Caracterização morfométrica e suas implicações na limnologia de lagoas do Pantanal Norte, *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 30(2), 133–140.
- Felfili, J. M., J. F. Ribeiro, C. W. Fagg, e J. W. B. Machado (2000), *Cerrado: manual para recuperação de Matas de Galeria*, edited by J. M. Felfili, J. F. Ribeiro, C. W. Fagg, e J. W. B. Machado, Embrapa Cerrados, Planaltina.

- Fischer, E., e F. A. M. Dos Santos (2001), Demography, phenology and sex of *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae) trees in the Atlantic forest, *Journal of Tropical Ecology*, 17(06), 903–909.
- Flores, E. M. (2002), *Calophyllum brasiliense* Cambess., in *Tropical tree seed manual*, edited by J. A. Vozzo, pp. 353–356, USDA Forest Service, Washington D.C.
- Fritts, H. C. (1976), *Tree rings and climate*, Academic Press, London.
- Fu, R., E. Robert, R. E. Dickinson, M. Chen, e H. Wang (2001), How do Tropical Sea Surface Temperatures influence the seasonal distribution of precipitation in the Equatorial Amazon?, *American Meteorological Society*, 14, 4003–4026.
- Galetti, M. (1992), Sazonalidade na dieta de vertebrados frugívoros em uma floresta semidecídua no Brasil, 104 pp., Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia, Campinas, São Paulo.
- Gan, M. A., V. E. Kousky, e C. F. Ropelewski (2004), The South American Monsoon Circulation and its relationship to rainfall over West-Central Brazil, *American Meteorological Society*, 17, 47–66.
- Gasparotto Jr, A., M. A. Brenzan, I. C. Piloto, D. A. G. Cortez, E. R. Filho, e A. G. Ferreira (2005), Estudo fitoquímico e avaliação da atividade moluscicida do *Calophyllum brasiliense* Camb (Clusiaceae), *Química Nova*, 28(4), 575–578.
- Genta, J. L., G. Perez-Iribarren, e C. R. Mechoso (1998), A recent increasing trend in the streamflow of rivers in Southeastern South America, *Journal of Climate*, 11, 2858–2862.
- Gentry, A. H., e J. López-Parodi (1980), Deforestation and increased flooding of the upper Amazon., *Science*, 210, 1354–1356.
- Gopal, B., e W. J. Junk (2000), Biodiversity in wetlands: an introduction, in *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation.*, edited by B. Gopal, W. J. Junk, e J. A. Davis, pp. 1–10, Backhuys Publishers, Leiden.
- Goulding, M., R. Barthem, e E. Ferreira (2003), *The Smithsonian atlas of the Amazon*, edited by M. Goulding, R. Barthem, e E. Ferreira, Princeton Editorial Associates, London.

- Grimm, A. M. (2011), Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25(4), 537–554.
- Grimm, A. M., S. E. T. Ferraz, e J. Gomes (1998), Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events, *Journal of Climate*, 11(ii), 2863–2880.
- Grimm, A. M., V. R. Barros, e M. E. Doyle (2000), Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña Events, *Journal of Climate*, 13(1), 35–58.
- Grottoli, A. G. (2001), Climate: Past climate from corals, in *Encyclopedia of Ocean Sciences*, edited by J. Steele, S. Thorpe, e K. Turekian, pp. 2098–2107, Academic Press, London.
- Hammond, D. S., S. Gourlet-fleury, P. van der Hout, H. ter Steege, e V. K. Brown (1996), A compilation of known Guianan timber trees and the significance of their dispersal mode, seed size and taxonomic affinity to tropical rain forest management, *Forest Ecology and Management*, 83, 99–116.
- Hastenrath, S. (1978), On modes of tropical circulation and climate anomalies, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 35(12), 2222–2231.
- Higuchi, N., A. C. Hummel, J. V. Freias, J. R. E. Malinowski, e R. Stokes (1994), Exploração florestal nas várzeas do estado do Amazonas: seleção de árvore, derrubada e transporte, in *Proceedings of the VII Harvesting and Transportation of Timber Products*, pp. 168–193, IUFRO/UFPR, Curitiba, Brasil.
- Huerta-Reyes, M., M. D. C. Basualdo, F. Abe, M. Jimenez-Estrada, C. Soler, e R. Reyes-Chilpa (2004), HIV-1 inhibitory compounds from *Calophyllum brasiliense* leaves, *Biological & Pharmaceutical Bulletin*, 27(9), 1471–1475.
- Hughes, M. K., P. M. Kelly, J. R. Pilcher, e V. C. LaMarche Jr. (1982), *Climate from tree rings*, edited by M. K. Hughes, P. M. Kelly, J. R. Pilcher, e V. C. LaMarche Jr., Cambridge University Press, Cambridge.
- Huszar, P. et al. (1999), *Fact or Fiction: A Review of the Hydrovia Paraguay-Paraná Official Studies*, World Wildlife Fund/World Wide Fund for Nature (WWF), Toronto, Canada.

IPCC (2007), *Climate Change 2007: An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by T. Baker, IPCC, Valencia.

Irion, G., W. J. Junk, e J. A. S. N. Mello (1997), The large Central Amazonian river floodplain near Manaus: geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects, in *The Central Amazonian Floodplains. Ecology of a Pulsing System*, edited by W. J. Junk, pp. 23–46, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Santa Clara, Singapore, Tokyo.

ITTO (2011), Tropical Timber Market Report, *TTM Report*, 16(15), 23.

Ivanauskas, N. M., R. R. Rodrigues, e A. G. Nave (1997), Aspectos ecológicos de uma mata de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies, *Revista Brasileira de Botânica*, 20, 139–153.

Jacoby, G. C., e R. D'Arrigo (1990), Teak (*Tectona grandis* L. F.), a new species of large scale dendroclimatic potential, *Dendrochronologia*, 8, 83–98.

Junk, W. J. (1993), Wetlands of Tropical South America, in *Wetlands of the World*, edited by D. Whigham, S. Hejny, e D. Dykyjova, pp. 679 – 739, Dr. Junk, W. J. Puplicher, Dordrecht, Boston, Lancaster.

Junk, W. J. (2000), The Central Amazon river floodplain: concepts for the sustainable use of its resources, in *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for Sustainable Managment*, edited by W. J. Junk, J. J. Ohly, M. T. F. Piedade, e M. G. M. Soares, pp. 75–94, Backhuys Publishers, Leiden.

Junk, W. J. (2013), Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change, *Aquatic Sciences*, 75(1), 113–131.

Junk, W. J., e M. T. F. Piedade (2004), Status of knowledge, ongoing research, and research needs in Amazonian wetlands, *Wetlands Ecology and Management*, 12(6), 597–609.

Junk, W. J., e M. T. F. Piedade (2010), An introduction to South American Wetland Forests: Distribution, definitions and general characterization, in *Amazonian Floodplain Forests:*

Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management, edited by W. J. Junk, pp. 3–25, Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.

Junk, W. J., P. B. Bayley, e R. E. Sparks (1989), The flood pulse concept in river-floodplain systems, in *Proceedings of the International Large River Symposium*, p. 106, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.

Junk, W. J., C. Nunes da Cunha, K. M. Wantzen, P. Petermann, C. Strüssmann, M. I. Marques, e J. Adis (2006), Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil, *Aquatic Sciences*, 68(3), 278–309.

Junk, W. J., M. T. F. Piedade, J. Schöngart, M. Cohn-Haft, J. M. Adeney, e F. Wittmann (2011), A classification of major naturally-occurring Amazonian Lowland Wetlands, edited by W. J. Junk, C. J. da Silva, C. Nunes da Cunha, e K. M. Wantzen, *Wetlands*, 31(4), 623–640.

Junk, W. J., M. T. F. Piedade, J. Schöngart, e F. Wittmann (2012), A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas), *Wetlands Ecology and Management*, 20(6), 461–475.

Junk, W. J., M. T. F. Piedade, R. Lourival, F. Wittmann, P. Kandus, L. D. Lacerda, R. L. Bozelli, F. A. Esteves, L. Maltchik, e A. A. Agostinho (2013a), Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Junk, W. J., S. An, C. M. Finlayson, B. Gopal, J. Květ, S. a. Mitchell, W. J. Mitsch, e R. D. Robarts (2013b), Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis, *Aquatic Sciences*, 75(1), 151–167.

Keddy, P. A., L. H. Fraser, A. I. Solomeshch, W. J. Junk, D. R. Campbell, M. T. K. Arroyo, e C. J. R. Alho (2009), Wet and wonderful: The world's largest Wetlands are conservation priorities, *BioScience*, 59(1), 39–51.

Kousky, V. E., M. T. Kagano, e I. F. A. Cavalcanti (1984), A review of the Southern Oscillation: oceanic-atmospheric circulation changes and related rainfall anomalies, *Tellus*, 36A, 490–504.

- Lacerda, L. D. de, D. S. D. de Araújo, e N. C. Maciel (1982), *Restingas Brasileiras: uma bibliografia*, Fundação José Bonifácio, Rio de Janeiro.
- Latrubesse, E. M., e J. C. Stevaux (2006), Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do rio Araguaia, Brasil Central, *Revista UnG - Geociências*, 5(1), 65–73.
- Leite, P. T. de P. (2012), Dendroecologia de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook e *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo (Bignoniaceae) no Pantanal de Mato Grosso, Brasil, 48 pp., UFMT.
- Lieberman, D., M. Lieberman, G. Hartshorn, e R. Peralta (1985), Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica, *Journal of Tropical Ecology*, 1(2), 97–109.
- Liebmann, B., e J. A. Marengo (2001), Interannual variability of the rainy season and rainfall in the Brazilian Amazon Basin, *Journal of Climate*, 14, 4308–4318.
- Liebmann, B., C. S. Vera, L. M. V. Carvalho, I. A. Camilloni, M. P. Hoerling, D. Allured, V. R. Barros, J. Báez, e M. Bidegain (2004), An observed trend in Central South American precipitation, *Journal of Climate*, 17, 4357–4367.
- Liengaard, L., L. P. Nielsen, N. P. Revsbech, A. Priemé, B. Elberling, A. Enrich-prast, e M. Kühl (2013), Extreme emission of N₂O from tropical wetland soil (Pantanal, South America), *Frontiers in Microbiology*, 3, 1–13.
- Lorenzi, H. (1992), *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Loureiro, A. A., e M. F. da Silva (1968), *Catálogo das madeiras da Amazônia*, Volume 2., SUDAM, Belém.
- Malm, O. (1998), Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon, *Environmental research*, 77(2), 73–8.

- Mantua, N. J., S. R. Hare, Y. Zhang, J. M. Wallace, e R. C. Francis (1997), A Pacific Interdecadal Climate Oscillation with impacts on salmon production, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(6), 1069–1079.
- Marengo, J. A. (1995), Variations and change in South American streamflow, *Climatic Change*, 31, 99–117.
- Marengo, J. A. (2005), Characteristics and spatio-temporal variability of the Amazon River Basin Water Budget, *Climate Dynamics*, 24(1), 11–22.
- Marengo, J. A. (2006), On the hydrological cycle of the Amazon basin: a historical review and current state-of-the-art, *Revista Brasileira de Meteorologia*, 21(3), 1–19.
- Marengo, J. A. (2009), Long-term trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s, *Hydrological Processes*, 23(22), 3236–3244.
- Marengo, J. A., e L. M. Alves (2005), Tendências hidrológicas da Bacia do Rio Paraíba do Sul, *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2), 215–226.
- Marengo, J. A., J. Tomasella, e C. R. Uvo (1998), Trends in streamflow and rainfall in tropical South America : Amazonia , eastern Brazil , and northwestern Peru, *Journal of Geophysical Research*, 103(2), 1775–1783.
- Marengo, J. A., T. Ambrizzi, R. P. da Rocha, L. M. Alves, S. V. Cuadra, M. C. Valverde, R. R. Torres, D. C. Santos, e S. E. T. Ferraz (2010), Future change of climate in South America in the late twenty-first century: intercomparison of scenarios from three regional climate models, *Climate Dynamics*, 35(6), 1073–1097.
- Mariaux, A. (1967), Les cernes dans lês bois tropicaux africains, nature et périodicité, *Bois et Forêts des Tropiques*, 113, 3–14.
- Marques, M. C. M. (1994), Estudos auto-ecológicos do guanandi (*Calophyllum brasiliense* Camb. Clusiaceae) em uma mata ciliar do município de Brotas, SP, 91 pp., Universidade Estadual de Campinas.

- Marques, M. C. M., e C. A. Joly (2000), Germinação e crescimento de *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), uma espécie típica de florestas inundadas, *Acta Botanica Brasilica*, 14(1), 113–120.
- Mitsch, W. J., e J. G. Gosselink (2000), *Wetlands*, 3rd ed., John Wiley & Sons. New York, New York.
- MMA/IBAMA (2000), Plano de Manejo do Parque Nacional do Araguaia - TO, edited by A. R. Gonçalves e E. Menezes, , 103.
- Molion, L. C. B., e J. Moraes (1987), Oscilação Sul e descarga de rios na America do Sul Tropical, *Rev. Bras. Eng., Caderno de Hidrologia*, 5(1), 53–63.
- Montagnini, F., e C. Porras (1998), Evaluating the role of plantations as carbon sinks: An example of an integrative approach from the humid tropics, *Environmental management*, 22(3), 459–70.
- Moura, A. D., e J. Shukla (1981), On the dynamics of droughts in northeast Brazil: observations, theory and numerical experiments with a general circulation model, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 38, 2653–2675.
- Negrelle, R. R. B. (2002), The Atlantic Forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics, *Biodiversity and Conservation*, 11, 887–919.
- Nobre, P., e J. Shukla (1996), Variations of Sea Surface Temperature, wind stress, and rainfall over the Tropical Atlantic and South America, *Journal of Climate*, 9, 2464–2479.
- Nogués-Paegle, J. et al. (2002), Progress in Pan American CLIVAR research: understanding the South American monsoon, *Meteorologica*, 27, 1–30.
- Nunes da Cunha, C., e W. J. Junk (2004), Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands, *Applied Vegetation Science*, 7, 103–110.
- Nunes da Cunha, C., e W. J. Junk (2011), A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international classification systems, in *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and*

Sustainable Management of a Large Neotropical Seasonal Wetland, edited by W. J. Junk, C. J. da Silva, C. Nunes da Cunha, e K. M. Wantzen, pp. 127–142, Pensoft, Sofia, Moscow.

Nunes da Cunha, C., L. Rebellato, e C. P. da Costa (2010), Vegetação e flora: experiência pantaneira no sistema de grade, in *Biodiversidade no Pantanal de Poconé*, edited by M. F. Izaias, A. S. Cleiton, e J. Penha, pp. 37–56, Centro de Pesquisa do Pantanal, Cuiabá, MT.

Oliveira, V. C. de, e C. A. Joly (2010), Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses, *Trees*, 24, 185–193.

Oliveira-Filho, A. T. de (1992), Floodplain “murundus” of Central Brazil: evidence for the termite-origin hypothesis, *Journal of Tropical Ecology*, 8, 1–19.

Oliveira-Filho, A. T. de, e D. A. de Carvalho (1993), Florística e fisionomia da vegetação do extremo norte da Paraíba, *Revista Brasileira de Botânica*, 16(1), 115–130.

Oliveira-Filho, A. T. de, J. A. Ratter, e G. J. Shepherd (1990), Floristic composition and community structure of a Central Brazilian gallery forest, *Flora*, 184, 103–117.

Parolin, P. (2002), Submergence tolerance vs. escape from submergence: two strategies of seedling establishment in Amazonian floodplains, *Environmental and Experimental Botany*, 48, 177–186.

Parolin, P., F. Wittmann, J. Schöngardt, e M. T. F. Piedade (2004), Amazonian várzea forests: Adaptive strategies of trees as tools for forest management, *Ecologia Aplicada*, 3(1-2), 180–184.

Parolin, P., C. Lucas, M. T. F. Piedade, e F. Wittmann (2010), Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains, *Annals of Botany*, 105, 129–139.

Paula, J. E. (1982), Espécies nativas com perspectivas energéticas, in *Congresso Nacional sobre Essências Nativas*, pp. 1259–1315, Instituto Florestal, Campos do Jordão, SP.

- Petit, B., e F. Montagnini (2006), Growth in pure and mixed plantations of tree species used in reforesting rural areas of the humid region of Costa Rica, Central America, *Forest Ecology and Management*, 233(2-3), 338–343.
- Piedade, M. T. F., F. Wittmann, J. Schöngart, P. Parolin, e W. J. Junk (2013), Impactos ecológicos da inundação e seca na vegetação das áreas alagáveis amazônicas, in *Eventos Climáticos Extremos na Amazônia: Causas e Consequências*, edited by C. A. Nobre e L. S. Borma, pp. 268–304, MCT/INPE, São José dos Campos.
- Piotto, D., F. Montagnini, L. Ugalde, e M. Kannien (2003), Performance of forest plantations in small and medium-sized farms in the Atlantic lowlands of Costa Rica, *Forest Ecology and Management*, 175, 195–204.
- Pott, A. (2007), Dinâmica da vegetação do Pantanal, in *Anais do VIII Contresso de Ecologia do Brasil*, pp. 1–4, Sociedade de Ecologia do Brasil, Caxambu, Minas Gerais.
- Pott, A., e V. J. Pott (1994), *Plantas do Pantanal*, Embrapa, Brasília.
- Pott, V. J., e A. Pott (2000), *Plantas Aquáticas do Pantanal*, Embrapa, Brasília.
- Preto, J. B., V. Cechinel-filho, F. V Noldin, M. R. K. Sartori, D. E. B. Isaias, e A. B. Cruz (2004), Antimicrobial activity of fractions and compounds from *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae/Guttiferae), *Zeitschrift für Naturforschung*, 59(1), 657–662.
- Rao, V. B., e K. Hada (1990), Characteristics of rainfall over Brazil: Annual variations and connections with the Southern Oscillation, *Theoretical and Applied Climatology*, 42, 81–91.
- Ratter, J. A., P. W. Richards, G. Argent, e D. R. Gifford (1973), Observations on the vegetation of Northeastern Mato Grosso. I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo expedition area, *Biological Sciences*, 266(880), 449–492.
- Rebelo, L.-M., C. M. Finlayson, e N. Nagabhatla (2009), Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis, *Journal of Environmental Management*, 90(7), 2144–2153, doi:10.1016/j.jenvman.2007.06.027.

- Redondo-Brenes, A. (2007), Growth, carbon sequestration, and management of native tree plantations in humid regions of Costa Rica, *New Forests*, 34(3), 253–268.
- Reyes-Chilpa, R., M. Jimenez-Estrada, e E. Estrada-Muñiz (1997), Antifungal xanthonés from *Calophyllum brasiliensis* heartwood, *Journal of Chemical Ecology*, 23(7), 1901–1911.
- Reyes-Chilpa, R., C. H. Baggio, D. Alavez-Solano, E. Estrada-Muñiz, F. C. Kauffman, R. I. Sanchez, e S. Mesia-Vela (2006), Inhibition of gastric H⁺,K⁺ -ATPase activity by flavonoids, coumarins and xanthonés isolated from Mexican medicinal plants, *Journal of Ethnopharmacology*, 105(1-2), 167–72.
- Richey, J. E., C. Nobre, e C. Deser (1989), Amazon river discharge and climate variability: 1903 to 1985, *Science*, 246(4926), 101–103.
- Rizzini, C. T., e W. B. Mors (1995), *Botânica econômica brasileira*, Âmbito Cultural, Rio de Janeiro.
- Ronchail, J., G. Cochonneau, M. Molinier, J.-L. Guyot, A. G. De Miranda Chaves, V. Guimaraes, e E. de Oliveira (2002), Interannual rainfall variability in the Amazon Basin and Sea-Surface Temperatures in the Equatorial Pacific and the Tropical Atlantic Oceans, *International Journal of Climatology*, 22(13), 1663–1686.
- Ropelewski, C. F., e M. S. Halpert (1987), Global and regional scale precipitation patterns associated with El Niño/Southern Oscillation, *Monthly Weather Review*, 115, 1606–1626.
- Rosa, S. A. (2008), Modelos de crescimento de quatro espécies madeireiras de floresta de várzea da Amazônia Central por meio de métodos dendrocronológicos, 77 pp., INPA/UFAM.
- Rozanski, K., S. J. Johnsen, U. Schotterer, e L. G. Thompson (1997), Reconstruction of past climates from stable isotope records of palaeo-precipitation preserved in continental archives, *Hydrological Sciences Journal*, 42(5), 725–745.

- Satyamurty, P., C. A. Nobre, e P. L. Silva Dias (1998), Tropics - South America, in *Meteorology of the Southern Hemisphere*, vol. 27, edited by D. J. Kauly e D. G. Vincent, pp. 119–139, Meteorological Monograph 49, American Meteorological Society, Boston.
- Scabin, A. B., F. R. C. Costa, e J. Schöngart (2012), The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on species, *Environmental Conservation*, 39(02), 111–121.
- Scarano, F. R., K. T. Ribeiro, L. F. D. de Moraes, e H. C. de Lima (1997), Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil, *Journal of Tropical Ecology*, 14, 793–803.
- Schöngart, J. (2008), Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains, *Forest Ecology and Management*, 256(1-2), 46–58.
- Schöngart, J. (2010), Growth-Oriented Logging (GOL): The use of species-specific growth information for forest management in Central Amazonian floodplains, in *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*, vol. 210, edited by W. J. Junk, M. T. F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, e P. Parolin, pp. 437–462, Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.
- Schöngart, J., e W. J. Junk (2007), Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices, *Journal of Hydrology*, 335, 124–132.
- Schöngart, J., M. T. F. Piedade, S. Ludwigshausen, V. Horna, e M. Worbes (2002), Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests, *Journal of Tropical Ecology*, 18(04), 581–597.
- Schöngart, J., W. J. Junk, M. T. F. Piedade, J. M. Ayres, A. Huttermann, e M. Worbes (2004), Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect, *Global Change Biology*, 10(5), 683–692.
- Schöngart, J., B. Orthmann, K. J. Hennenberg, S. Porembski, e M. Worbes (2006), Climate-growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction, *Global Change Biology*, 12(7), 1139–1150.

- Schöngart, J., F. Wittmann, M. Worbes, M. T. F. Piedade, H.-J. Krambeck, e W. J. Junk (2007), Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis, *Annals of Forest Science*, 64, 657–664.
- Schöngart, J., F. Wittmann, e M. Worbes (2010), Biomass and net primary production of Central Amazonian floodplain forests, in *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*, edited by W. J. Junk, M. T. F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, e P. Parolin, pp. 347–388, Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.
- Schöngart, J., J. Arieira, C. Felfili Fortes, E. Cezarine de Arruda, e C. Nunes da Cunha (2011), Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil, *Biogeosciences*, 8(11), 3407–3421.
- Scott, D. A., e T. A. Jones (1995), Classification and inventory of wetlands: A global overview, *Vegetatio*, 118, 3–16.
- Shupe, T. E., E. X. Aguilar, e R. P. Vlosky (2005), Wood properties of selected lesser-used Honduran wood species, *Journal of Tropical Forest Science*, 17(3), 438–446.
- Silva, K. E. da (2005), Jacareúba. *Calophyllum brasiliense* Cambess, *Informativo Técnico Rede de Sementes da Amazônia*, 11.
- Silva, L. C. R., G. D. Vale, R. F. Haidar, e L. da S. L. Sternberg (2010), Deciphering earth mound origins in central Brazil, *Plant and Soil*, 336(1-2), 3–14.
- Simões de Castro, S., A. Borges de Campos, C. J. Oliviera, e A. A. Silva (1999), The upper Araguaia Basin and the effects of human-induced erosion, *Boletim Goiano de Geografia*, 19(1), 128–139.
- Sioli, H. (1991), *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*, 3rd ed., Editora Vozes, Petrópolis.

- Soliz-Gamboa, C. C., D. M. A. Rozendaal, G. Ceccantini, V. Angyalossy, K. Borg, e P. A. Zuidema (2011), Evaluating the annual nature of juvenile rings in Bolivian tropical rainforest trees, *Trees*, 25(1), 17–27.
- Sombroek, W. G. (1979), Soils of the Amazon region and their ecological stability, *ISM Annual Report*, 13–27.
- SPVS (1995), Plano de manejo do Parque Estadual de Corumbiara. Rondônia. Relatório final, , 262.
- Stadtler, E. W. C. (2007), Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e sequestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em uma floresta de igapó alagada por água preta na Amazônia Central, 57 pp., INPA/UFAM.
- Stagegaard, J., M. Sørensen, e L. P. Kvist (2002), Estimations of the importance of plant resources extracted by inhabitants of the Peruvian Amazon flood plains, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 5, 103–122.
- Stahle, D. W., J. V. Diaz, D. J. Burnette, J. C. Paredes, R. R. Heim, F. K. Fye, R. Acuna Soto, M. D. Therrell, M. K. Cleaveland, e D. K. Stahle (2011), Major Mesoamerican droughts of the past millennium, *Geophysical Research Letters*, 38(5), 1–4.
- Stuiver, M., A. Rebelló, J. C. White, e W. Broecker (1981), Isotopic indicators of age/growth in tropical trees, in *Age and Growth Rate of Tropical Trees: New Directions for Research*, edited by F. H. Bormann e G. Berlyn, pp. 75–82, Yale University Press, New Haven.
- Therrell, M. D., D. W. Stahle, L. P. Ries, e H. H. Shugart (2006), Tree-ring reconstructed rainfall variability in Zimbabwe, *Climate Dynamics*, 26(7-8), 677–685.
- Toledo-Aceves, T., S. Purata-Velarde, e C. M. Peters (2009), Regeneration of commercial tree species in a logged forest in the Selva Maya, Mexico, *Forest Ecology and Management*, 258(11), 2481–2489.

- Trouet, V. (2004), The El Niño Southern Oscillation effect on Zambezi miombo vegetation: proxies from tree ring series and satellite-derived data, 252 pp., Katholieke Universiteit Leuven.
- Trouet, V., P. Coppin, e H. Beeckman (2006), Annual growth ring patterns in *Brachystegia spiciformis* reveal influence of precipitation on tree growth, *Biotropica*, 38(3), 375–382.
- Veloso, H. P., A. L. R. R. Filho, e J. C. A. Lima (1991), *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*, edited by H. P. Veloso, A. L. R. R. Filho, e J. C. A. Lima, IBGE, Rio de Janeiro.
- Vieira, L. M., S. Galdino, e C. R. Padovani (2001), *Utilização de pesticidas na agropecuária dos municípios da Bacia do Alto Taquari de 1988 a 1996 e risco de contaminação do Pantanal, MS, Brasil*, Embrapa, Corumbá - MS.
- Vieira, P. A. (2003), Caracterização das unidades geomorfológicas geoambientais da Planície do Bananal, 148 pp., Universidade Federal de Goiás.
- Villalba, R., J. A. Boninsegna, e R. L. Holmes (1985), *Cedrela angustifolia* and *Juglans australis*: two new tropical species useful in dendrochronology, *Tree-ring Bulletin*, 45, 25–35.
- Wang, C., S.-P. Xie, e J. A. Carton (2004), A global survey of ocean – atmosphere interaction and climate variability, in *Earth climate: The ocean-atmosphere interaction*, edited by C. Wang, S.-P. Xie, e J. A. Carton, pp. 1–19, Geophys. Monograph, 147, AGU, Washington D.C.
- Wartenburger, R. (2010), Paleoenvironmental reconstruction from lake sediments of Lago Cástor, North Patagonian Andes, 120 pp., University of Bern.
- Whitmore, T. C. (1990), *An introduction to tropical rain forests*, Oxford University Press, New York.
- Wittmann, F., e A. de O. Wittmann (2010), Use of Amazonian floodplain forests, in *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*, vol. 210, edited by W. J. Junk, M. T. F. Piedade, F. Wittmann, J.

Schöngart, e P. Parolin, pp. 389–418, Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.

Wittmann, F., J. Schöngart, J. M. De Brito, A. de O. Wittmann, M. T. F. Piedade, e P. Parolin (2010), *Manual of trees from Central Amazonian várzea floodplains: Taxonomy, ecology and use*, Editora INPA, Manaus, Amazonas.

Worbes, M. (1984), Periodische Zuwachszonen an Bäumen zentralamazonischer Überschwemmungswälder, *Naturwissenschaften*, 71, 157–158.

Worbes, M. (1985), Structural and other adaptations to longterm flooding by trees in Central Amazonia, *Amazoniana*, 9, 459–484.

Worbes, M. (1986), Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern, *Scripta Geobotanica*, 17, 1–112.

Worbes, M. (1988), Variety in structure of annual growth zones in *Tabebuia barbata* (E. Mey.) Sandw., Bignoniaceae, a tropical tree species from Central Amazonian inundation forests, *Dendrochronologia*, 6, 71–89.

Worbes, M. (1989), Growth rings, increment and age of tree in inundation forest, savannas and a mountain forest in the Neotropics, *IAWA Bulletin*, 10(2), 109–122.

Worbes, M. (1995), How to measure growth dynamics in tropical trees. A review, *IAWA Journal*, 16(4), 337–351.

Worbes, M. (2002), One hundred years of tree-ring research in the tropics - a brief history and an outlook to future challenges, *Dendrochronologia*, 20(1-2), 217–231.

Worbes, M. (2004), *Tree-ring Analysis*, Elsevier, 13.

Worbes, M., e W. J. Junk (1989), Dating tropical trees by means of ¹⁴C from bom tests, *Ecology*, 70(2), 503–507.

Worbes, M., e W. J. Junk (1999), How old are tropical trees? The persistence of a myth, *IAWA Journal*, 20(3), 255–260.

Worbes, M., R. Staschel, A. Roloff, e W. J. Junk (2003), Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon, *Forest Ecology and Management*, 173(1-3), 105–123.

CAPITULO I

Artiaga-Rosa, S.; Ceccantini, G.C.T.; Schöngart, J. Opções de manejo florestal de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) em diferentes tipos de áreas úmidas brasileiras. Manuscrito em preparação para *Forest Ecology and Management*.

1 **Opções de manejo florestal de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) em**
2 **diferentes tipos de áreas úmidas brasileiras.**

3
4 **S. Artiaga-Rosa^a, G.C.T. Ceccantini^b, J. Schöngart^{ac}**
5

6
7
8 ^a Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo 1756, 69011-910
9 Manaus, Brasil.

10 ^b Universidade de São Paulo (USP). Instituto de Biociências. Departamento de Botânica.

11 ^c Max Planck Institute for Chemistry, Biogeochemistry, Plant Physiology Group, Hahn-
12 Meitner-Weg 1, Universitätscampus, 55128 Mainz, Germany.

13
14
15
16 **Correspondência** e requerimento para materiais podem ser endereçados a:

17 Sejana Artiaga Rosa

18 INPA/Max-Planck Project, Av. André Araújo 1756, 69011-910 Manaus, Brasil.

19 Fone: +55 92 3643-3136

20 Fax: +55 92 3642 1503

21 sejansme@hotmail.com.br
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31

32 **Resumo**

33

34 Áreas úmidas em regiões tropicais ocupam cerca de 2,6 milhões de km², sendo que no Brasil
35 20% do território é considerado como tal. Desempenham importante papel na regulação de
36 ciclos biogeoquímicos, abrigo e alimento para uma gama de seres vivos, fornecimento de
37 diversos produtos florestais, além de atuar na estabilização do clima. Em florestas de várzea
38 da Amazônia o manejo inadequado tem ocasionado superexploração e subutilização do
39 potencial madeireiro. Contudo, o sistema de manejo sustentável GOL (*Growth-Oriented*
40 *Logging*) desenvolvido por Schöngart (2008) baseado na análise de anéis anuais, permite a
41 modelagem do crescimento arbóreo e determinação de ciclos de corte (CC) e diâmetros
42 mínimos de corte (DMC) específicos para cada sítio e cada espécie garantindo a
43 sustentabilidade ecológica dos recursos florestais. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi
44 avaliar o crescimento de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) em diferentes
45 tipologias de áreas úmidas nos biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica a luz
46 do sistema GOL para discutir as atuais práticas de manejo de floresta no Brasil. Neste estudo
47 observou-se que árvores de *C. brasiliense*, com idade média de 90 e 95 anos, podem atingir
48 taxas de incremento médio em diâmetro de 6 ± 1.2 mm em floresta de várzea, 2.7 ± 0.7 mm
49 em savana inundável e 1.7 ± 0.7 mm em floresta de igapó. As maiores idades estimadas
50 ocorreram em floresta de igapó no Amazonas (490 anos), tendo as florestas brejosas da Mata
51 Atlântica e Minas Gerais idades máximas em torno de 70 anos. Os CC variaram entre 14 e 60
52 anos e DMC entre 40 e 80 cm. Florestas alagáveis de igapó da Amazônia, florestas brejosas e
53 de galeria no Cerrado e Pantanal, as impucas e savana do Mato Grosso e savana de Rondônia,
54 apresentaram baixas taxas de produção em madeira e têm baixo potencial para o manejo da
55 espécie. Já florestas de águas brancas (várzeas) e claras na Amazônia, landizais no Pantanal e
56 floresta ombrófia de Santa Catarina apresentam grande potencial para manejo de *C.*
57 *brasiliense*. Estes resultados mostram que a mesma espécie apresentou diferentes CC e DMC
58 nos diferentes sítios avaliados, indicando que os atuais critérios de manejo não consideram as
59 especificidades de cada ambiente e, portanto, não são sustentáveis. Além disso, é importante a
60 realização de estudos de regeneração e estrutura populacional nos sítios que apresentam
61 potencial para manejo desta espécie para garantir a manutenção de seus estoques madeireiros.

62

63 Destaques da pesquisa: Estratégias de manejo florestal segundo o sistema GOL em espécie
64 arbórea ocorrendo em diferentes tipologias de áreas úmidas em quatro biomas brasileiros.

65 1. Introdução

66

67 Áreas úmidas abrangem cerca de 6% da superfície da Terra e têm ampla distribuição
68 compreendendo os diferentes tipos de clima e regiões do globo (Mitsch and Gosselink, 2000).
69 Uma definição precisa é complexa e controversa, pela variedade de tipos encontrados e sua
70 difícil delimitação. Contudo, podem ser caracterizadas pela presença de água, periodicamente
71 ou permanentemente, condições de solo únicas e conterem vegetação adaptada às condições
72 específicas de umidade e alagamento (Mitsch and Gosselink, 2000). Áreas úmidas oferecem
73 um grande número de serviços como: fornecimento de alimento, água potável, fibras e
74 combustível, bioquímicos e material genético; regulação tanto do clima quanto do ciclo
75 hidrológico, da purificação e tratamento da água; além de dar suporte na formação do solo e
76 ciclagem de nutrientes e prestarem serviços culturais de recreação, educacionais e estéticos
77 (MEA, 2005).

78 Em regiões tropicais, áreas úmidas ocupam cerca de 2,6 milhões de km² (Gopal and Junk,
79 2000), e no Brasil é estimado que 20% podem ser consideradas como tal (Junk, 1993).
80 Somente na Bacia Amazônica ocupam uma área total de cerca de 30% (Junk et al., 2011) e
81 juntamente com o Pantanal, compõem as 11 maiores áreas úmidas do planeta com prioridade
82 de conservação (Keddy, 2010). Ambas contêm sítios Ramsar brasileiros, criados como uma
83 estratégia intergovernamental de conservação e uso racional de áreas úmidas, abrigando o
84 Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense e a Reserva Particular do Patrimônio Natural
85 SESC Pantanal também no Mato Grosso, além da Reserva de Desenvolvimento Sustentável
86 Mamirauá no Amazonas. Podem-se destacar também outros sítios Ramsar brasileiros de
87 grande importância, como Ilha do Bananal no Tocantins e o Parque Nacional Marinho de
88 Abrolhos, na Bahia (www.ramsar.org).

89 Na América do Sul sistemas de grandes rios, como o Rio Amazonas, Orinoco e seus
90 tributários, são mal drenados durante as chuvas e com sazonalidade hidrológica que acarreta
91 alta flutuação do nível das águas e transbordamento lateral das porções de planície inundáveis
92 que acompanham estes rios (Junk, 1993; Junk et al., 1989). Estas planícies são chamadas
93 áreas alagáveis e apresentam regime de inundação anual, alternando entre fases de seca e
94 cheia, que representa a força governando os processos ecológicos e padrões de biodiversidade
95 destes sistemas (Junk et al., 1989). Podem ser classificadas de acordo com diferentes critérios,
96 tais como: clima, hidrologia, status nutricional e tipo de vegetação (Junk et al., 2011). Um
97 pulso monomodal e previsível de inundação é característico de regiões como os interflúvios

98 das Planícies do Pantanal e do Araguaia, grandes tributários na Amazônia como o Rio Negro,
99 Amazonas e Tapajós e o Rio Paraguai na Bacia do Prata. A amplitude de inundação pode
100 variar entre uma média de 10 m na Amazônia central e de 2 a 4 m no Rio Paraguai, que drena
101 a planície pantaneira (Junk, 2000).

102 O Pantanal localiza-se nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, no Brasil e parte da
103 Bolívia e Paraguai (Silva and Abdon, 1998). O clima é fortemente sazonal com ciclo de
104 inundação anual variando ao longo dos anos, alternando entre fases de anos muito secos e
105 muito úmidos (Junk et al., 2006). Diferenças locais no regime hidrológico, variações
106 topográficas e tipos de solo criam um mosaico de áreas não inundadas e de diferentes níveis
107 de inundação, sendo o regime hidrológico o fator determinante na composição das unidades
108 de paisagem específicas da planície (Arieira *et al.*, 2011).

109 A vegetação do Pantanal é influenciada por quatro biomas fronteiriços – Floresta Amazônica,
110 Mata Atlântica, Chaco Boliviano e Cerrado (Ab'Saber, 1988) e, portanto, carregam tanto
111 elementos florestais quanto áreas abertas de vegetação rasteira (Prance and Schaller, 1982). A
112 seca e a ocorrência natural de fogo são também fatores que afetam a flora local (Coutinho,
113 1977). Este sistema complexo e único abriga populações de espécies endêmicas, muitas delas
114 raras ou em vias de extinção, além de atuar como rota de migração de pássaros e na
115 manutenção do sistema hidrológico e estabilização do clima na região. Entretanto, atualmente
116 o Pantanal é considerado um ecossistema altamente vulnerável (Alho and Sabino, 2011; Junk,
117 2000; Junk and Nunes da Cunha, 2005).

118 Durante o século XVIII o Pantanal foi visto por colonizadores europeus como tendo grande
119 potencial para a criação de gado e durante muito tempo o conhecimento tradicional das
120 populações locais manteve certo equilíbrio com a criação extensiva de gado nos campos
121 nativos da região. No entanto, nas décadas recentes a política de desenvolvimento econômico
122 envolveu a introdução de pastagem exótica e conversão de floresta para criação de gado,
123 construção de barragens e grandes hidrelétricas, hidrovias; plantações de soja, cana-de-açúcar
124 e atividades de mineração (Junk, 2000; Nunes da Cunha et al., 2006). Estas atividades
125 levaram a degradação do mosaico de habitats destas áreas, afetando a diversidade de espécies
126 e alterando a hidrologia e cobertura da vegetação que, por sua vez, podem alterar o clima em
127 escala local e regional e, principalmente, comprometer as atividades econômicas das
128 comunidades locais que dependem das áreas úmidas e seus recursos naturais para sua
129 sobrevivência (Junk and Piedade, 2004; Junk et al., 2006).

130 A Ilha do Bananal, sobre a Planície do Araguaia no estado do Tocantins, abrange uma região

131 de ecótono entre os biomas Amazônico, de Cerrado e Pantanal, localizada entre o médio Rio
132 Araguaia, a oeste, e o Rio Javaés, a leste, que compõem a Bacia do Rio Tocantins. É
133 composta principalmente por fitofisionomia de savana inundável, florestas de galeria e
134 Cerradão ou savana arbórea densa (MMA/IBAMA, 2000), sendo as planícies de interflúvios
135 temporariamente inundadas durante o ano por chuvas ou saturação freática (Junk et al., 2011;
136 Vieira, 2003).

137 A Planície do Bananal abriga o Parque Nacional do Araguaia (PNA), criado em 1959, onde
138 atividade de pesca, caça e pecuária eram proibidas, segundo as atribuições de Parques
139 Nacionais, o que criou conflito com as populações indígenas da região. Com isso, criou-se a
140 Reserva Indígena que ocupa atualmente os $\frac{3}{4}$ restantes da Ilha do Bananal. Entretanto, ainda
141 hoje há a atuação de posseiros, atividades de caça e pesca predatória, além das práticas de
142 fogo pelos criadores de gado que usam a área do PNA para engorda de gado, durante o
143 período da seca, nas savanas inundáveis (MMA/IBAMA, 2000).

144 A ocupação da região teve grande impulso com a construção da rodovia Belém-Brasília, na
145 década de 60, e com o Programa de Integração Nacional, grande parte da Planície do Bananal,
146 têm sido modificada por intensificação da atividade agropecuária em larga escala que sustenta
147 a economia regional. O desmatamento e manejo inadequado do solo têm levado a processos
148 erosivos, ocasionando voçorocas nas cabeceiras da bacia (Simões de Castro et al., 1999) e
149 projetos ainda preveem a construção de hidrovias (Araguaia-Tocantins) que são inadequadas
150 para esse tipo de área inundável (Vieira, 2003). A Planície do Bananal faz parte do Corredor
151 Ecológico Araguaia-Bananal, ocupando 34,3% da bacia e abriga uma infinidade de espécies
152 da fauna e flora, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, sendo identificada
153 como área prioritária para conservação pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) (ANA,
154 2009). Poucos estudos têm sido realizados nesta região (Junk, 2013), e, portanto, esforços
155 devem focar no mapeamento e classificação para melhor elaboração de estratégias de manejo
156 e conservação destas áreas.

157 Na Amazônia áreas alagáveis ocorrem numa área de aproximadamente 600.000 km² (Junk et
158 al., 2011) e podem ser diferenciadas pelo status nutricional e por suas condições hidrológicas
159 (Furch, 1997, 1984; Sioli, 1991). Florestas alagáveis de igapó são influenciadas por rios de
160 águas pretas, ácidas e pobres em nutrientes inorgânicos, que drenam uma região
161 geologicamente antiga, sobre os Escudos do Brasil Central e Guianas (Sioli, 1991; Sombroek,
162 1979). São florestas onde os solos concentram cerca de 5 a 15 vezes menos macronutrientes
163 (P, K Mg e Ca) que as florestas alagáveis de várzea (Furch, 1997), o que reflete na baixa

164 produtividade dos sistemas e numa dinâmica de floresta diferenciada (Stadtler, 2007). Estudos
165 indicam baixas taxas de incremento em madeira de árvores comerciais sugerindo que a
166 exploração da madeira deva ser evitada nestes locais (Fonseca Júnior et al., 2009; Scabin et
167 al., 2012; Schöngart et al., 2005). Muitas destas regiões são cobertas por praias e ilhas de
168 areias brancas e extensas, onde atividades de ecoturismo e pesca ornamental são formas
169 alternativas de usos mais adequadas (Schöngart, 2010).

170 Já florestas alagáveis de várzea, sobre formações geológicas recentes do período Quaternário,
171 são banhadas por rios de águas barrentas ricas em sedimentos e nutrientes inorgânicos,
172 oriundos dos Andes e suas encostas (Furch, 1984; Irion et al., 1997), e, portanto, são
173 consideradas as áreas mais produtivas da Amazônia (Junk et al., 2000). As peculiaridades
174 deste ecossistema, rico em nutrientes e fonte considerável de recursos naturais favorecem
175 práticas de agricultura, pesca, caça, pecuária e extração de produtos madeireiros e não
176 madeireiros, sendo durante séculos um atrativo para colonos na região (Junk, 1997; Junk et
177 al., 2000).

178 A alta abundância de espécies arbóreas de caráter comercial nas várzeas quando comparada a
179 florestas de Terra Firme (Nebel et al., 2001; Wittmann et al., 2010b, 2006), aliada a extração
180 não mecanizada e transporte fluvial da madeira, reduzem os custos totais da exploração,
181 tornando-as grande atrativo para exploração de recursos madeireiros (Barros and Uhl, 1995;
182 Higuchi et al., 1994; Uhl et al., 1997) sendo foco de grandes pressões ambientais (Ohly,
183 2000). Recentemente diversos estudos focados em florestas de várzea da Amazônia
184 demonstram a aptidão da região para exploração de diferentes recursos e apontam diferentes
185 estratégias de uso sustentável, conservação e preservação deste tipo de floresta alagável (Junk
186 et al., 2000; Schöngart, 2008).

187 Florestas de várzea da Amazônia Ocidental fornecem cerca de 60% a 80% da madeira
188 extraída na região (Higuchi et al., 1994; Lima et al., 2000; Schöngart and Queiroz,
189 2010; Worbes et al., 2001). A extração pode ser caracterizada como altamente seletiva de um
190 ou dois indivíduos por hectare, concentrada em poucas espécies (Schöngart, 2003; Uhl et al.,
191 1997). Em conjunto, observa-se uma tendência de substituição de espécies intensamente
192 exploradas e expansão dos centros de exploração ao longo da calha do Rio Amazonas em
193 busca de novas fontes de recursos, caracterizando superexploração dos estoques de madeira e
194 resultando em quase eliminação de muitas espécies nestas regiões (Albernaz and Ayres, 1999;
195 Barros and Uhl, 1999; Schöngart and Queiroz, 2010; Worbes et al., 2001). Após intensa
196 exploração de várzeas da Amazônia Central, espécies como *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn.

197 (Malvaceae) e *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) foram gradualmente
198 substituídas por *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) e *Ocotea cymbarum* Mez (Lauraceae)
199 (Worbes et al., 2001) devido à falta de conhecimento sobre taxas de crescimento em diâmetro,
200 idades e processos de regeneração e estabelecimento destas espécies (Schöngart and Queiroz,
201 2010).

202 Na Amazônia brasileira, planos de manejo atualmente fundamentam-se em sistema policíclico
203 com diâmetro mínimo de corte (DMC) e a extração da madeira em intervalos de anos de
204 acordo com o tamanho da área explorada (ciclo de corte) (De Graaf et al., 2003; Lamprecht,
205 1989). Estes não levam em consideração as variações nas taxas de crescimento entre espécies,
206 entre diferentes habitats e ao longo dos anos, resultando em superexploração e subutilização
207 do potencial madeireiro (Brienen and Zuidema, 2007, 2006; Schöngart, 2003; Schöngart et
208 al., 2007). Contudo, a Instrução Normativa (IN) n° 5 de 11 de dezembro de 2006 abriu
209 caminhos para modificações do manejo florestal atual, pois permite o estabelecimento de
210 modelos de crescimento arbóreo específicos para cada espécie, onde o limite de diâmetro para
211 corte é determinado a partir de critérios ecológicos e técnicos. Caso contrário, um diâmetro de
212 corte de 50 cm ainda permanece.

213 Em florestas alagáveis de várzea da Amazônia Central foi desenvolvido um novo sistema de
214 manejo sustentável do recurso madeireiro denominado GOL (*Growth-Oriented Logging*) ou
215 Exploração Orientada pelo Crescimento, baseado em análise dos anéis anuais na madeira para
216 modelar o crescimento e incremento em diâmetro, altura e volume (Schöngart, 2010, 2008). A
217 partir destes modelos critérios de manejo específicos para cada sítio e para cada espécie são
218 definidos como o diâmetro mínimo de corte e o ciclo de corte. Cerca de 18 modelos de
219 crescimento baseados em séries temporais de anéis de crescimento já foram desenvolvidos
220 para espécies madeireiras de várzea (Fonseca Júnior et al., 2009; Leoni et al., 2011; Rosa,
221 2008; Schöngart, 2008, 2003; Schöngart et al., 2007) e o conceito GOL foi expandido
222 também para as florestas de igapó por Schöngart (2010b) e Scabin et al. (2012).

223 A partir do sistema GOL de manejo sustentável foi elaborada uma nova IN (no. 009 de 12 de
224 novembro de 2010), que estabelece, para florestas de várzea do estado do Amazonas, ciclos
225 mínimos de corte de 12 anos para espécies de madeira de baixa densidade ($<0.60 \text{ g/cm}^3$) e de
226 24 anos para espécies com alta densidade da madeira ($>0.60 \text{ g/cm}^3$). Fica também
227 estabelecido o DMC para espécies como *Hura crepitans* (100 cm), *Ceiba pentandra* (100
228 cm), *Piranhea trifoliata* (70 cm), *Macaranga acaciifolia* (60 cm), *Luehea cymulosa* (60
229 cm) e permanece o diâmetro de 50 cm para as espécies não avaliadas. Este é um importante

230 passo em direção à sustentabilidade do manejo florestal praticado em florestas tropicais e tem
231 sido expandido para diversas espécies arbóreas de uso comercial em outras regiões tropicais
232 (Brienen and Zuidema, 2007, 2006; Stahle et al., 1999; Worbes et al., 2003).

233 Deste modo, neste estudo pretendeu-se aplicar o conceito GOL para árvores de *Calophyllum*
234 *brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae), espécie de valor comercial com distribuição
235 neotropical, comumente encontrada em regiões de áreas úmidas e observada em todas as
236 bacias hidrográficas brasileiras (Carvalho, 1994; Lorenzi, 1992). Com isso foi possível a
237 avaliação de diferentes tipologias de áreas úmida distribuídas nos biomas Amazônia, Cerrado,
238 Pantanal e Mata Atlântica para definição de modelos específicos de crescimento em diâmetro,
239 altura e volume de madeira para cada sítio com base na análise de anéis anuais de
240 crescimento. A partir destes modelos foram derivados ciclos de cortes e diâmetros mínimos
241 de corte para discutir opções de manejo florestal da espécie em diferentes tipologias de áreas
242 úmidas nestes diferentes biomas.

243 **2. Materiais e métodos**

244

245 2.1 Espécie estudada

246

247 *Calophyllum brasiliense* é uma espécie arbórea perenifólia de distribuição neotropical (Flores,
248 2002) de grande potencial econômico e farmacológico (Abe et al., 2004; Carvalho, 1994;
249 Huerta-Reyes et al., 2004; Lorenzi, 1992; Pretto et al., 2004). Sua madeira resistente e durável
250 era utilizada na confecção de mastros e vergas de navios no período imperial no Brasil
251 (Lorenzi, 1992). Atualmente é explorada também em países como México, Guatemala,
252 Honduras, Panamá, Costa Rica, Venezuela, Guiana, Peru e Bolívia, sendo destinada
253 principalmente ao uso doméstico, na marcenaria e carpintaria, indústria moveleira e na
254 produção de dormentes e laminados (Dauber et al., 2005; Hammond et al., 1996; Higuchi et
255 al., 1994; ITTO, 2011; Redondo-Brenes, 2007; Stagegaard et al., 2002; Toledo-Aceves et al.,
256 2009; Wittmann and Wittmann, 2010). Avaliações da qualidade da madeira mostram sua
257 aptidão para a produção de celulose e papel (Paula, 1982) e como uma alternativa ao uso do
258 mogno *Swietenia macrophylla* King (Meliaceae) (Shupe et al., 2005).

259 No Brasil está presente em todas as bacias hidrográficas (Carvalho, 1994). Sua habilidade em
260 sobreviver em condições anóxicas ou hipóxicas resultantes da inundação (Parolin et al., 2004;
261 Schöngart et al., 2002) ou solos permanentemente encharcados (Marques and Joly, 2000;

262 Oliveira and Joly, 2010), bem como em solos com baixa fertilidade, torna a espécie ideal para
263 programas de reflorestamento de florestas ciliares (Durigan and Silveira, 1999; Felfili et al.,
264 2000) e programas de recuperação de áreas degradadas por pastagens e culturas abandonadas
265 utilizando-se sistemas agroflorestais.

266 Na Amazônia Central *C. brasiliense* pertence à lista de espécies comerciais mais utilizadas
267 pelas indústrias madeireiras de cidades como Manaus e Itacoatiara – AM (Sales-Campos et
268 al., 2000; Schöngart, 2003; Worbes et al., 2001). Na Reserva de Desenvolvimento
269 Sustentável Mamirauá (RDSM), no Amazonas, reduzidos estoques de madeira de *C.*
270 *brasiliense*, devido à superexploração, levaram a exclusão da espécie do Plano de Manejo
271 Florestal da reserva (IDSMS, 2010).

272 Devido ao avanço da fronteira agrícola no interior do estado de São Paulo, árvores de *C.*
273 *brasiliense* vêm sofrendo depleção por destruição de áreas de floresta ciliar e por extração da
274 madeira. No estado do Paraná a espécie vem sofrendo grande pressão por exploração ilegal
275 nas regiões de florestas de planícies ao longo do litoral (Marques and Joly, 2000). Em Itapoá,
276 litoral norte de Santa Catarina, *C. brasiliense* vem sendo altamente explorada, juntamente
277 com outras espécies madeireiras como a maçaranduba – *Manilkara subsericeae* (Mart.)
278 Dubard (Sapotaceae), devido principalmente ao intenso processo de urbanização da região
279 nos últimos anos.

280

281 2.2 Áreas de estudo

282

283 As áreas de estudo correspondem a diferentes tipologias de áreas úmidas brasileiras
284 encontradas nos biomas Amazônia, Pantanal, Cerrado e Mata Atlântica (Tabela 1),
285 abrangendo os estados do Amazonas, Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Minas Gerais e
286 Santa Catarina (Figura 1).

287

288 2.3 Coleta de dados para análises de anéis de crescimento

289

290 Para cada área amostrada foram extraídas amostras de cilindro de madeira de 15 a 25
291 indivíduos de *C. brasiliense*, utilizando-se broca dendrocronológica com 5 mm de diâmetro.
292 Após a coleta das amostras o orifício produzido com a broca dendrocronológica foi obstruído
293 com cera de carnaúba para evitar possíveis ataques por fitopatógenos. Medidas do DAP
294 (diâmetro acima da altura do peito) de árvores com diâmetro acima de 10 cm e altura das

295 árvores com uso de clinômetro foram obtidas. As amostras devidamente lixadas, para
296 visualização dos anéis anuais na madeira, foram analisadas no Laboratório de Dendroecologia
297 do Projeto INPA/Max-Planck em Manaus, no estado do Amazonas e no Laboratório de
298 Dendroecologia dos Biomas do Centro-Oeste Brasileiro em Cuiabá (INAU/UFMT), no estado
299 do Mato Grosso. Para tanto foram utilizadas as tipologias de Coster (1927,1928) adaptada por
300 Worbes (1995, 2002) como referência para a análise da estrutura anatômica da madeira e
301 identificação do limite dos anéis.

302

303 2.4 Análise dos dados

304

305 Inicialmente foram geradas as taxas de incremento radial individual a partir da mediação da
306 espessura dos anéis de crescimento com o uso do sistema de análise digital com precisão de
307 0,01 mm (LINTAB), acoplado ao software TSAP-Win (*Time Series Analyses and*
308 *Presentation*), específico para análises de sequências temporais. Destas taxas de incremento
309 radial individual foram obtidas as taxas de incremento médio em diâmetro (IMD) em mm.
310 Para verificar as diferenças entre as taxas de (IMD) entre os diferentes sítios amostrados em
311 cada um dos 4 biomas, foram utilizados os testes de Análise de Variância (ANOVA) e o Teste
312 de Tukey. A Análise de Variância permite testar se há diferenças entre as médias das taxas
313 IMD entre os sítios amostrados, enquanto que o Teste de Tukey realiza uma comparação
314 múltipla entre estas médias das taxas de IMD de cada sítio.

315 Curvas cumulativas do diâmetro médio para cada indivíduo foram então elaboradas com base
316 nestas medições do incremento radial anual e uma função do crescimento arbóreo foi ajustada
317 para cada raio medido, obtendo-se assim curvas médias de crescimento em diâmetro para
318 cada área amostrada (Schöngart et al., 2007). Para os casos em que os cilindros amostrados
319 não atingiram o cerne, distâncias até o centro da árvore foram estimadas a partir do DAP
320 medido no campo e estimativas da idade do primeiro anel visível no tronco foram feitas a
321 partir do número médio de anéis encontrados em outros indivíduos amostrados para cada área
322 de estudo.

323 Modelos de regressão sigmoidal (Equação 1) foram utilizados para ajustar as curvas médias
324 de crescimento em diâmetro e regressões não lineares (Equação 2) foram construídas para
325 descrever as relações entre DAP e altura (Alt) medidos no campo.

326

327

328 $DAP = [a/(1 + idade^c)]$ (1)

329

330 $Alt = [(d \times DAP)/(e + DAP)]$ (2)

331

332 onde a , b , c (Equação 1) d e e (Equação 2) são os parâmetros dados pelo modelo.

333

334 A partir destes modelos foram estimados para cada idade um valor de diâmetro, altura e
 335 volume para cada idade em cada área estudada (Schöngart et al., 2007). O modelo alométrico
 336 utilizado para estimar o volume de madeira acima do solo empregado neste estudo, foi o
 337 modelo determinado por Cannell (1984) para florestas tropicais úmidas, tendo como
 338 parâmetros a altura e o diâmetro das árvores. A equação é dada por:

339

340 $V = \pi \left(\frac{DAP_t}{2} \right)^2 h_t f$, (3)

341

342 onde V é o volume de madeira acima do solo estimado (em m^3); DAP é o diâmetro à altura do
 343 peito (em cm); h_t é a altura total medida no campo (em m) e f é o fator de forma de 0.6,
 344 utilizado para corrigir a diminuição do raio do tronco à medida que se distancia do DAP.

345 De cada modelo construído foi possível obter as taxas de incremento corrente (IC) e
 346 incremento médio (IM) em diâmetro, altura e volume de madeira para cada área amostrada
 347 (Schöngart et al., 2007). A partir destes dados foi determinado o período ideal de extração, o
 348 qual é estabelecido quando a espécie atinge sua a produção máxima em volume, ou seja, o
 349 período entre a taxa máxima de IC e a taxa máxima de IM em volume (Schöngart, 2008). Este
 350 intervalo representa então o período em que a extração da madeira utiliza-se do potencial de
 351 crescimento máximo da espécie em cada área estudada (Schöngart, 2008). A idade em que a
 352 árvore atinge as maiores taxas de IC em volume de madeira acima do solo nos fornece o valor
 353 do diâmetro mínimo de corte (DMC) ideal para a espécie.

354 O tempo médio que um indivíduo leva para passar por uma classe diamétrica de DAP de 10
 355 cm até chegar ao DMC é o ciclo de corte (CC) da espécie (Schöngart et al., 2007). É dado
 356 por:

357

358 $CC = \left(\frac{idade_{(DMC)}}{DMC \times 10} \right)$, (4)

359

360 onde CC é o ciclo de corte da espécie e $idade_{(DMC)}$ é a idade da árvore quando atingiu o DMC .

361 A partir das idades estimadas, valores de diâmetro ideal de extração e ciclos de corte foram
362 discutidas as estratégias de manejo e conservação de *C. brasiliense* para as diferentes áreas
363 úmidas amostradas nos quatro biomas selecionados.

364 3. Resultados

365
366 A anatomia macroscópica dos anéis de crescimento de *C. brasiliense* é caracterizada por
367 parênquima marginal, visto somente com o auxílio de lente, pouco destacado, organizado em
368 faixas estreitas, sinuosas e afastadas entre si e independente dos poros em sua maioria. Os
369 poros são visíveis a olho nu e são poucos, predominantemente solitários em arranjo oblíquo.

370 As áreas coletadas apresentaram diferenças quanto à distinção dos anéis de crescimento,
371 sendo os anéis mais distintos provenientes de amostras de madeira de *C. brasiliense* das
372 florestas alagáveis de várzea (A) e igapó (C e B) no estado do Amazonas, florestas alagáveis
373 da região de transição entre os biomas Amazônico e Cerrado (G e D), seguidos da floresta
374 ombrófila densa de terras baixas (N1) e das florestas brejosas (M e N2) da Mata Atlântica. As
375 regiões abrangendo as zonas de transição entre os biomas Amazônico, Cerrado e Pantanal (F
376 e H); o bioma Pantanal (K, J e L) e o Cerrado (I) apresentaram menor distinção dos anéis,
377 contudo foi possível estimar a idade das árvores também nestas áreas (Figura 2).

378 As condições hidrológicas das áreas amostradas variaram tanto entre quanto dentro de cada
379 bioma avaliado, com cotas médias de inundação (CMI) de áreas alagáveis do bioma
380 Amazônico oscilando entre 0.7 m no norte do Mato Grosso (D) até 7.0 m na floresta de igapó
381 do Carvoeiro (B), no Amazonas (Tabela 2). Nos biomas Cerrado e Pantanal, estes valores
382 variaram entre 0.4 e 0.7 m nos Landizais (K e J) e 1.7 m para a floresta alagável do Pantanal
383 Norte do Mato grosso. Na Mata Atlântica a CMI para a floresta ombrófila densa de terras
384 baixas (N1) foi de 0.4 m enquanto que as duas outras áreas amostradas (M e N2) eram
385 brejosas e permanecem com o lençol freático à subsuperfície durante todo o ano.

386 O porte das árvores variou entre os sítios e entre os biomas amostrados. No bioma Amazônico
387 e áreas de transição os maiores valores de DAP e altura médios foram observados na floresta
388 alagável de várzea do Amazonas ($A = 78.2 \pm 17.0$ cm e 32.5 m), na floresta alagável por rio
389 de águas claras de Rondônia ($E2 = 62.4 \pm 12.5$ cm e 16.9 ± 3.1 m) e também da Ilha do
390 Bananal no Tocantins ($G = 46.6 \pm 24.7$ cm e 16.8 ± 5.2 m). Estes valores são comparáveis
391 com os encontrados para a floresta ombrófila densa de terras baixas da Mata Atlântica ($N1 =$
392 44.6 ± 16.3 cm e 20.5 ± 3.3 m). Árvores de menor porte foram observadas na zona de

393 transição com a floresta Amazônica ($D = 24.7 \pm 08.2$ cm e 14.3 ± 3.0 m), na impuca,
394 fragmento de floresta em campos de murundus ($H = 25.0 \pm 08.5$ cm e 09.7 ± 2.0 m) e floresta
395 de galeria pantanosa ($I = 24.7 \pm 08.2$ cm e 08.6 ± 1.6 m), ambas no Cerrado da Planície do
396 Araguaia. O mesmo foi observado nas florestas brejosas da Mata Atlântica ($M = 26.0 \pm 07.2$
397 cm e 15.3 ± 2.4 m; $N2 = 14.2 \pm 06.6$ cm e 07.9 ± 1.9 m).

398 Estimativas das idades máximas mostraram maior valor para a floresta alagável de igapó da
399 Vila do Carvoeiro ($C = 490$ anos), enquanto que os menores valores foram observados nas
400 florestas brejosas de Minas Gerais (M) e de Santa Catarina (N2), com encharcamento
401 permanente do solo, com idades máximas de 72 e 76 anos, respectivamente. Idade máxima
402 comparável com as florestas brejosas foi observada na área de fragmento de floresta
403 inundável – a impuca (H), que ocorre naturalmente em fisionomia campestre em regiões de
404 depressões que favorecem condições de inundação e encharcamento durante o período
405 chuvoso, com valor máximo de 77 anos (Tabela 2).

406 Medições de largura dos anéis permitiram o cálculo das taxas de incremento em diâmetro dos
407 indivíduos para as diferentes áreas estudadas. Avaliando-se as taxas de incremento médio em
408 diâmetro (IMD) por classes de diâmetro em idades comparáveis os valores entre sítios do
409 bioma Amazônico variaram de 6.0 ± 1.2 mm em idade média de 95 ± 12 anos em florestas
410 alagáveis de várzea da RDSM, até valores de 1.7 ± 0.7 mm em idade média de 93 ± 25 anos
411 em florestas de igapó do Carvoeiro (Tabela 2). Valores intermediários de IMD foram
412 encontrados para as florestas alagáveis por tributários de rios de águas claras como o Rio
413 Javaés ($G = 4.2 \pm 1.0$ mm e 108 ± 28 anos), afluente do Rio Araguaia no Tocantins; o Rio
414 Corumbiara ($E2 = 4.2 \pm 0.9$ mm e 108 ± 17 anos), afluente do Rio Guaporé em Rondônia e
415 o Rio Juruena ($D = 4.1 \pm 0.9$ mm e 66 ± 18 anos), afluente do Rio Tapajós, no Mato Grosso.
416 Valores intermediários também foram observados para a floresta de igapó de Anavilhanas (C
417 = 3.6 ± 0.6 mm e 125 ± 23 anos) no baixo Rio Negro, abaixo da confluência com o Rio
418 Branco de águas brancas.

419 Os maiores valores de IMD observados no Cerrado foram no Pantanal Norte, nas áreas de
420 landizais da sub-região do Pantanal de Poconé ($J = 5.1 \pm 0.7$ mm e 89 ± 13 anos; $J = 4.7 \pm 0.5$
421 mm e 95 ± 11 anos) e na impuca, na Planície do Araguaia ($H = 5.0 \pm 0.9$ mm e 69 ± 8 anos). O
422 Cerrado sobre a Depressão do Guaporé, na região de transição com o bioma Amazônico
423 apresentou os menores valores de IMD. Para o corixo da área de vazante no estado de Mato
424 Grosso e para a Savana arbórea inundada no estado de Rondônia foram encontrados valores
425 de 3.2 ± 0.5 mm e 112 ± 15 anos (F) e 2.7 ± 0.7 mm 93 ± 25 anos (E1), respectivamente. Já

426 no bioma Mata Atlântica a maior taxa de IMD foi observada para a floresta ombrófila densa
427 de terras baixas de Santa Catarina (N1), com 6.8 ± 0.6 mm e 93 ± 4 anos, enquanto que para
428 as florestas brejosas de Santa Catarina (N2) e de Minas Gerais (M) foram observados valores
429 de 5.2 ± 0.9 mm e 64 ± 8 anos e 4.0 ± 0.7 mm e 64 ± 9 anos, respectivamente (Tabela 2).

430 A figura 3 indica as diferenças estatísticas encontradas nas taxas de IMD anual entre sítios do
431 bioma Amazônia e também entre os sítios do Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica (Teste F –
432 ANOVA com $p < 0.001$; Teste Tukey com $p < 0.05$). A floresta alagável de várzea (A), a
433 floresta ombrófila densa de terras baixas (N1) e o igapó do Carvoeiro (B) apresentaram taxas
434 de IMD estatisticamente diferentes das demais áreas nos outros biomas. O Cerrado sobre a
435 Depressão do Guaporé, na região de transição com o bioma Amazônico apresentou os
436 menores valores de IMD e foi estatisticamente diferente dos Cerrados do Pantanal Norte
437 (Figura 3).

438 Para modelar o crescimento arbóreo em diâmetro, altura e volume para as diferentes áreas
439 amostradas, relações significativas entre as idades e o diâmetro e entre o diâmetro e altura
440 medidos no campo foram empregadas (Tabela 3).

441 As curvas cumulativas médias de crescimento em diâmetro construídas para cada área
442 amostrada foram então construídas (Figura 4) e novamente mostraram diferenças no
443 crescimento cumulativo em diâmetro tanto entre os sítios quanto entre os biomas. As maiores
444 diferenças para o bioma Amazônico foram observadas entre a floresta de várzea da RDSM e a
445 floresta de igapó da Vila do Carvoeiro (Figura 4a; curvas A e B, respectivamente). Valores
446 intermediários foram observados para as regiões de florestas alagáveis por rios de águas
447 claras e a floresta alagável de igapó de Anavilhanas, com influência de sedimentos do Rio
448 Branco (rio de águas claras) (Figura 4a; curvas G, E2, D e C).

449 A figura 4b mostra as diferenças observadas nas curvas de incremento em diâmetro entre os
450 biomas Cerrado e Pantanal. Foram observadas diferenças entre os sítios amostrados no
451 Pantanal Norte (Figura 4b; curvas em cinza J, K e L) e os sítios do Cerrado da Depressão do
452 Guaporé (Figura 4b; curvas em preto F e E1). Já na Planície do Araguaia (Figura 4b; curva
453 em preto H) a região da impuca e a região de floresta de galeria pantanosa em Araguaiana
454 (Figura 4b; curva em amarelo I) são áreas cujos solos permanecem encharcados por
455 proximidade do lençol freático com a superfície ou solos mal drenados. No bioma Mata
456 Atlântica as maiores diferenças foram observadas entre indivíduos coletados em área de
457 floresta ombrófila densa de terras baixas e indivíduos coletados em área de floresta brejosa,
458 tanto no município de Itapoá – SC quanto nas proximidades do município de Lavras – MG

459 (Figura 4c; curvas N1, N2 e M, respectivamente).

460 No bioma Amazônico árvores de *C. brasiliense* requerem idades médias de 70 anos para
461 florestas alagáveis por rio de águas brancas (A), entre 100 e 120 anos para florestas alagáveis
462 por rios de águas claras e aproximadamente 400 anos para florestas alagáveis por rios de água
463 preta (B) para atingir o DMC de 50 cm, estabelecido pela Instrução Normativa n. 5 de 11 de
464 dezembro de 2006, que dispõe sobre Planos de Manejo Florestal Sustentável – PMFSs para a
465 Amazônia Legal (Figura 4 e Tabela 4).

466 Comparando-se com o bioma Cerrado, no Pantanal Norte árvores de *C. brasiliense*
467 necessitam de idades entre 100 e 120 para atingir este limite de corte, enquanto que no
468 Cerrado da Depressão do Guaporé a idade média foi de 155 anos na área do corixo (F). Na
469 Mata Atlântica, a floresta ombrófila de terras baixas (N1) atinge esse diâmetro numa idade
470 média de cerca de 100 anos.

471 Na modelagem do crescimento em volume para definir critérios de manejo como *DMC* e *CC*
472 foram excluídos os sítios D, H e E1 pelas baixas correlações entre DAP e altura medidos no
473 campo (Tabela 4) e os sítios C, I, M e N2 por apresentarem diâmetros menores que o *DMC* de
474 50 cm vigente (Figura 4). Os sítios F, I, M e N2 também não atingiram ainda o incremento
475 máximo corrente em volume (Tabela 4).

476 A IN de nº 5 também determina ciclos de corte entre 25 e 35 anos, contudo os valores
477 encontrados para o bioma Amazônico variaram entre 14 para a floresta de várzea (A) e 63
478 para a floresta de igapó do Carvoeiro (B). Considerando-se o Cerrado os *CCs* oscilaram entre
479 21 e 30 anos, enquanto que para a floresta ombrófila densa de terras baixas de Santa Catarina
480 (N1), o ciclo de corte foi de 20 anos. Contudo, esta mesma IN permite o estabelecimento de
481 modelos de crescimento arbóreo específicos para cada espécie a partir de estudos técnicos e
482 ecológicos.

483 Dos modelos em DAP, altura e volume construídos foram obtidas as taxas de incremento
484 corrente em volume máximo ($IC_{V\ máx.}$), e cuja idade neste período (Idade no $IC_{V\ máx.}$) forneceu
485 o valor do *DMC* e permitiu o cálculo dos *CCs* para cada sítio amostrado (Tabela 4).

486 Para a RDSM – AM, cujos dados de altura não estavam disponíveis, foi determinado o valor
487 da idade no $IC_{V\ máx.}$ como uma função da densidade da madeira, segundo Schöngart (2008,
488 2010) para florestas de várzea da Amazônia Central, dada por: $IC_{V\ máx.} = -65.147\rho^3 +$
489 $389.04\rho^2 - 126.46\rho + 40.372$, onde ρ é a densidade da madeira dada em $g.cm^{-3}$.

490 Diferentes taxas de $IC_{V\ máx.}$ refletiram em diferentes *DMCs* e *CCs* entre os sítios e biomas
491 amostrados. No bioma Amazônico maiores taxas de $IC_{V\ máx.}$ resultaram em maiores *DMCs*

492 para as florestas alagáveis da Ilha do Bananal no Tocantins, da RDSM no Amazonas e de
493 Rondônia ($G = 81\text{cm}$, $A = 64$ e $E2 = 64$ cm, respectivamente), enquanto que para a floresta de
494 igapó menor taxa de $IC_{V\text{ máx}}$ resultou em DMC de apenas 35 cm (B). Isto refletiu também nos
495 menores CCs encontrados para a RDSM, a Ilha do Bananal e para Rondônia ($A = 14$, $G = 22$
496 e $E2 = 25$ anos, respectivamente). O maior CC foi observado na área do igapó do Carvoeiro
497 ($B = 63$ anos). As idades necessárias para atingir o diâmetro ideal de corte variaram entre
498 aproximadamente 90 anos para a RDSM, em floresta de várzea até cerca de 220 anos para o
499 igapó do Carvoeiro.

500 No Cerrado as maiores taxas de $IC_{V\text{ máx}}$ ocorreram no Pantanal Norte resultando em $DMCs$
501 entre aproximadamente 40 e 70 cm e idade ideal de corte entre 90 e 150 anos para os landizais
502 e a floresta alagável (J, K e L, respectivamente). Os valores de ciclo de corte para estes sítios
503 variaram entre 21 e 24 anos. Já a floresta ombrófila densa de terras baixas (N1) do bioma
504 Mata Atlântica apresentou valores de DMC de 57 cm, idade média de 114 anos para atingir
505 este diâmetro e ciclo de corte de 20 anos.

506 **4. Discussão e conclusões**

507

508 No presente estudo foi aplicado o método da análise de anéis anuais produzidos no lenho das
509 árvores para acompanhar como o crescimento da madeira de uma mesma espécie ocorrendo
510 em diferentes áreas úmidas brasileiras pode variar ao longo de um gradiente geográfico
511 abrangendo os biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica. Diferentes tipos de
512 áreas úmidas em distintas fitofisionomias e condições hidrológicas e nutricionais foram
513 avaliados a luz do sistema GOL de manejo sustentável do recurso madeireiro desenvolvido
514 para florestas de várzea da Amazônia Central (Schöngart, 2010, 2008) no intuito de discutir as
515 atuais práticas de manejo florestal no Brasil.

516 Os resultados têm mostrado que, para uma mesma espécie, as idades máximas encontradas
517 variam consideravelmente, tanto entre os sítios quanto entre os biomas avaliados. No bioma
518 Amazônico e áreas de transição com o Cerrado as árvores mais velhas ocorreram em floresta
519 alagável de igapó, em condições de reduzida disponibilidade de nutrientes (Furch, 1984;
520 Sombroek, 1979) e alto nível de inundação, com idades máximas estimadas de 490 anos. Para
521 as demais áreas, tanto as florestas alagáveis quanto os demais sítios amostrados no Cerrado,
522 Pantanal e Mata Atlântica, as idades máximas ficaram em torno de 150 e 250 anos. Estes
523 resultados foram similares aos encontrados por Worbes and Junk (1999), que também

524 registraram idades máximas de cerca de 200 anos para árvores de *C. brasiliense* ocorrendo em
525 florestas alagáveis da Amazônia. Para as áreas cujos solos permanecem encharcados durante
526 quase todo o ano as idades máximas ficaram em torno de e 70 e 100 anos.

527 As maiores taxas de IMD foram encontradas em florestas de várzea, banhadas por rios de
528 águas brancas, cujos solos aluviais concentram cerca de 5 a 15 vezes a quantidade de macro e
529 microelementos se comparado com florestas de igapó influenciadas por águas pretas ácidas e
530 pobres em nutrientes inorgânicos (Furch, 1997). Florestas de igapó do Arquipélago de
531 Anavilhanas em sua porção leste são influenciadas pelo Rio Branco, de águas claras com
532 relativa quantidade de nutrientes e sólidos dissolvidos (Irion et al., 1997), o que influencia nas
533 maiores taxas de IMD se comparadas com o igapó do Carvoeiro em condições extremamente
534 pobres em nutrientes (Scabin et al., 2012).

535 Medições de largura de anéis anuais realizadas em 203 árvores de florestas alagáveis da
536 Amazônia também mostraram diferenças nas taxas de incremento médio entre florestas de
537 várzea e igapó. As maiores taxas observadas foram para a várzea com 3.5 mm/ano enquanto
538 que para as florestas de igapó este valor foi de apenas 1.7 mm/ano (Worbes, 1997). Árvores
539 de *Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) sob mesmas condições de
540 alagamento também indicaram que as taxas de IMD foram maiores para a várzea (2.66 ± 0.67
541 mm) do que para o igapó (1.52 ± 0.38 mm) (Schöngart et al., 2005). Do mesmo modo,
542 árvores de *Tabebuia barbata* (E. Mey.) Sandwith (Bignoniaceae) e *Vatairea guianensis*
543 (Aubl.) (Fabaceae) apresentaram taxas de IMD de 2.88 ± 1.00 e 3.59 ± 1.53 mm,
544 respectivamente, na várzea e 1.71 ± 0.50 e 2.29 ± 0.70 mm, respectivamente, no igapó
545 (Fonseca Júnior et al., 2009).

546 Valores intermediários de taxas de IMD foram encontrados para as outras áreas, abrangendo
547 os três biomas amostrados e regiões de transição. No bioma Amazônico representaram as
548 áreas de florestas alagáveis por rios de águas claras, em condições intermediárias de
549 fertilidade das águas e do substrato (Irion et al., 1997; Sioli, 1991). Estes valores foram
550 similares aos encontrados para as áreas amostradas no Pantanal Norte, porém maiores que os
551 valores encontrados no Cerrado localizado na Depressão do Guaporé. Isto ocorre
552 provavelmente devido ao tipo de solo a que estes Cerrados estão associados. O Cerrado
553 localizado na Depressão do Guaporé no limite sul do bioma Amazônico, na faixa transicional,
554 é associado a solos frequentemente pobres e arenosos, enquanto que o Pantanal Norte é
555 representado por uma região de Cerrado associada a solos ricos por vezes derivados de
556 material calcário e frequentemente em associação com florestas decíduas (Ratter et al., 1973).

557 Valores intermediários também foram encontrados em regiões com condições de
558 encharcamento permanente, causadas por condições de solos mal drenados, em áreas de
559 depressão e/ou próximas ao lençol freático em Santa Catarina e Minas Gerais. Estas
560 condições também foram observadas para a impuça, região de depressão que encharca
561 durante o período das chuvas, e para a floresta de galeria pantanosa localizadas na Planície do
562 Araguaia na região de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia.

563 De acordo com os trabalhos de Fonseca Júnior et al. (2009); Schöngart et al. (2005) e Worbes,
564 (1997) as diferenças nas taxas de incremento em diâmetro entre as florestas de várzea e igapó
565 estão relacionadas às condições nutricionais e/ou hidrológicas que as espécies se encontram.
566 Esta pode ser uma hipótese que explicaria em parte as diferenças observadas em árvores de *C.*
567 *brasiliense* nas diferentes áreas úmidas dos biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Mata
568 Atlântica, que parecem estar mais relacionadas a efeitos locais (condições edáficas e
569 hidrológicas) do que a fatores climáticos em escala regional. Contudo, devido às diferentes
570 condições de alagamento encontradas e ausência de análise de solos nas áreas coletadas não é
571 possível avaliar qual a influência da inundação e das condições nutricionais sobre o
572 crescimento das árvores de *C. brasiliense* entre os sítios estudados.

573 Para avaliar as taxas de incremento radial também é importante levar em consideração o
574 estágio sucessional e a estrutura da floresta. Em florestas de várzea a sucessão é caracterizada
575 pela diminuição das taxas de IMD e densidade da madeira, resultante do aumento da
576 abundância de espécies de crescimento lento e tolerantes à sombra características de estágios
577 sucessionais tardios (Schöngart, 2010; Schöngart et al., 2002; Worbes, 1997). *C. brasiliense* é
578 considerada uma espécie de estágio sucessional secundário tardio (Vilela et al., 1993),
579 ocupando em florestas de várzea alta o estrato superior (Wittmann et al., 2010a). Entretanto, a
580 área de floresta brejosa de Santa Catarina é composta por uma formação pioneira, jovem,
581 composta quase que exclusivamente por árvores de *C. brasiliense* de pequeno porte, situação
582 comumente encontrada no litoral norte de Santa Catarina e Paraná (Carvalho et al., 1996;
583 Falkenberg, 1999).

584 A taxa de IMD nesta região brejosa foi menor que a observada para a área adjacente composta
585 por floresta ombrófila densa de terras baixas. Esta última se encontra numa posição
586 topográfica mais elevada e solos menos saturados, cujas árvores de *C. brasiliense*, são de
587 grande porte e ocorrem em associação com espécies como a cupiúva – *Tapirira guianensis*
588 Alb. (Anacardiaceae) e a maçaranduba – *Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard (Sapotaceae).
589 As árvores amostradas nesta área apresentaram taxas de IMD elevadas e são mais velhas,

590 ocupando o estágio sucessional secundário tardio/clímax e provavelmente deram origem às
591 árvores de *C. brasiliense* encontradas na região brejosa contígua.

592 Tanto as áreas de floresta brejosa de Santa Catarina e Minas Gerais quanto a Impuça e a
593 floresta de galeria pantanosa no Mato Grosso, com idades máximas entre 70 e 100 anos,
594 parecem ter tido uma colonização recente. São áreas com baixa produção em volume de
595 madeira, sendo que as três primeiras áreas ainda não atingiram as taxas de crescimento
596 máximo em volume. A Impuça é uma região de depressão que sofre alagamento anual durante
597 o período chuvoso, compondo as savanas inundáveis na Planície do Araguaia, na transição
598 entre Amazônia e Cerrado (Brito et al., 2008). Nestas regiões o estabelecimento de espécies
599 arbustivas e arbóreas tolerantes à inundação, como o *C. brasiliense*, provavelmente ocorreu
600 em ocasiões de cheias consecutivas que se deram durante períodos plurianuais mais úmidos,
601 formando, nestes locais, fragmentos de florestas circundados por campos de murundus.

602 As Impuças ocupam boa parte da Ilha do Bananal e apresentam estrutura, fisionomia e
603 florística bastante peculiar com espécies altamente adaptadas à solos hidricamente saturados,
604 sendo de grande importância na manutenção da biodiversidade, pois funcionam como
605 pequenas manchas de abrigo e refúgio para animais e plantas em uma paisagem tipicamente
606 campestre (Brito et al., 2008). Já as florestas brejosas e de galeria pantanosa são áreas de
607 solos com elevada saturação hídrica, o que ocasiona condições anóxicas ou hipóxicas e o
608 acúmulo de gases pode atingir níveis potencialmente tóxicos para as plantas (Ponnamperuma,
609 1984). Contudo, as árvores de *C. brasiliense* nestes locais parecem apresentar vantagem
610 competitiva sobre outras espécies, pois são capazes de sobreviver mesmo após longo período
611 de alagamento, formando, por vezes, estratos monoespecíficos compostos por grande número
612 de indivíduos.

613 Estudos têm mostrado que indivíduos jovens de *C. brasiliense* embora tenham sofrido
614 reduções no crescimento, foram capazes de assimilar carbono para produzir biomassa, emitir
615 folhas e matéria seca após longo período de alagamento (Marques, 1994). Nestas condições
616 foram capazes de produzir novas raízes e lenticelas hipertrofiadas que permitiram a troca de
617 gases pela planta, mesmo em condições de alagamento, como uma estratégia de sobrevivência
618 às condições de longos períodos de inundação (Marques, 1994; Oliveira and Joly, 2010). O
619 mesmo foi observado em Santa Catarina, na área brejosa amostrada, em que árvores de *C.*
620 *brasiliense* também se encontram em condições de solos hidricamente saturados por quase
621 todo o ano e apresentaram tanto lenticelas hipertróficas quanto raízes adventícias (observação
622 pessoal).

623 Em florestas de várzea da Amazônia Central árvores de *C. brasiliense* chegam a suportar uma
624 inundação de cerca de 6 m (Schöngart et al., 2002), enquanto que em floresta de igapó do Rio
625 Negro a espécie tolera 7 m de alagamento, como registrado neste estudo. Parolin et al., 2004
626 indicam que árvores desta espécie são capazes de suportar uma coluna de água de até 15 m
627 em florestas de igapó do Parque Nacional do Jaú. Durante estes períodos de altos níveis das
628 águas, tanto as raízes e os troncos dos indivíduos podem ficar submersos, enquanto que
629 árvores jovens podem ficar totalmente encobertas pela água (Parolin et al., 2004). Nestas
630 regiões, e também no igapó do Carvoeiro, a espécie também foi capaz de desenvolver raízes
631 adventícias para suportar não somente longos períodos, como também altos níveis de
632 inundação (Schöngart, comunicação pessoal, Parolin et al., 2004).

633 Pesquisas mostram ainda que indivíduos de *C. brasiliense* submetidos a diferentes regimes
634 hídricos são capazes de crescer tanto em solos com drenagem normal ou hidricamente
635 saturados, em condições de menor ou maior concentração de oxigênio, indicando que a
636 espécie tem chances de sobreviver tanto em locais mais próximos ao leito do rio quanto em
637 áreas brejosas (Marques, 1994). Mostra também que a espécie foi capaz de germinar em
638 condições diferenciadas de luminosidade, indicando suportar tanto germinar em condições de
639 sub-bosque quanto em clareira. Contudo, estudos mostram que a espécie parece ser mais
640 adaptada a condições de sombra parcial ou luz difusa do que áreas abertas, não sendo capaz
641 de tolerar uma estação seca prolongada (Calvo-Alvarado et al., 2007; Carpenter et al., 2004;
642 Loik and Holl, 1999; Marques, 1994).

643 Mesmo sendo uma espécie de crescimento lento (Marques, 1994), sua habilidade em
644 sobreviver em condições anóxicas ou hipóxicas resultantes da inundação, germinar em
645 diferentes condições de luminosidade, e se desenvolver em solos com baixa fertilidade, torna
646 a espécie ideal para programas de reflorestamento, principalmente de florestas ciliares e de
647 restinga (Durigan and Silveira, 1999; Felfili et al., 2000; Oliveira and Joly, 2010). Esta
648 espécie também tem mostrado grande vocação em sistemas agroflorestais para recuperação de
649 áreas degradadas e pastagens abandonadas (Alice et al., 2004; Butterfield, 1995; Carpenter et
650 al., 2004; Petit and Montagnini, 2004; Piotto et al., 2003a, 2003b).

651 Por suas características esta espécie tem sido frequentemente utilizada em plantações
652 comerciais (Montagnini and Porras, 1998; Petit and Montagnini, 2004; Redondo-Brenes and
653 Montagnini, 2006). Associada a espécies de crescimento rápido são importantes no
654 desenvolvimento de plantações mistas, com benefício da diversificação de produtos
655 madeireiros. Diferentes ciclos de corte na plantação permitem manter a cobertura vegetal por

656 mais tempo, protegendo o solo e outros serviços ambientais como a manutenção da
657 biodiversidade (Haggar et al., 1998; Montagnini and Porras, 1998). Além disso, árvores de *C.*
658 *brasiliense* têm sido uma alternativa em sistemas agropastoris, associada a criação de gado,
659 prática que tem sido aplicada em fazendas de planícies úmidas da Costa Rica, como opção de
660 renda extra (Montagnini et al., 2003). Pesquisas indicam também a aplicação de técnicas de
661 desbastes para melhorar o desempenho de *C. brasiliense* em plantações comerciais (Redondo-
662 Brenes, 2007).

663 Em termos de produtividade e sequestro de carbono, estudos mostram que árvores nativas de
664 *C. brasiliense* de plantações puras em florestas úmidas da Costa Rica produzem maior volume
665 de madeira e acumulam mais carbono em longo prazo se comparadas com espécies de
666 crescimento rápido (Redondo-Brenes, 2007). Redondo-Brenes and Montagnini, (2006)
667 registraram as mais elevadas estimativas de sequestro de carbono para plantações de *C.*
668 *brasiliense* de 12 a 13 anos na Costa Rica. Estes estudos salientam o potencial da espécie para
669 a mitigação dos efeitos dos gases de efeito estufa através de plantações como crédito de
670 carbono (Montagnini and Porras, 1998).

671
672 Neste estudo os sítios considerados como tendo potencialidade para o manejo de *C.*
673 *brasiliense* no bioma Amazônico foram as florestas alagáveis de várzea da RDSM no
674 Amazonas e as florestas alagáveis de águas claras do Parque Nacional do Araguaia no
675 Tocantins. Apesar dos dados indicarem o menor ciclo de corte para a várzea (14 anos), aqui
676 sugerimos que se estabeleça o mesmo valor obtido para a floresta alagável de águas claras (24
677 anos), pois seus estoques foram bastante reduzidos devido a intensa exploração na região
678 (Worbes et al., 2001; Schöngart, 2003; IDSM, 2010). Os valores sugeridos de DMC para a
679 várzea é de 60 cm e de 70 cm para a área alagável de águas claras.

680 Já na região do Pantanal Norte do Mato Grosso, os sítios potenciais para manejo desta espécie
681 são os landizais e a floresta alagável pelo Rio Mutum, um afluente do Rio Cuiabá, nas
682 proximidades do município de Barão de Melgaço. A espécie nestas regiões pode ser manejada
683 utilizando-se ciclos de corte de 24 anos e DMC de 50 cm na floresta alagável e de 60 cm nos
684 landizais. Estes valores encontrados para os landizais no Pantanal Norte também são
685 sugeridos para a floresta ombrófila densa de terras baixas, do litoral norte de Santa Catarina,
686 no bioma Mata Atlântica.

687 Os sítios considerados não manejáveis no bioma Amazônico são as florestas de igapó, tanto
688 do Carvoeiro quanto do Arquipélago de Anavilhanas, ambos no estado do Amazonas. Árvores

689 de *C. brasiliense* também devem ser excluídas do manejo florestal nas florestas brejosas e
690 florestas de galeria pantanosa dos biomas Cerrado, Pantanal e da Mata Atlântica e as impucas
691 e savanas inundáveis do Cerrado do Mato Grosso e de Rondônia. Em todas estas a exploração
692 da madeira de *C. brasiliense* deve ser evitada devido à baixa produtividade encontrada e
693 também pela importância ecológica que elas possuem, fornecendo diversos serviços
694 ambientais e abrigo para a fauna e flora.

695 Além dos critérios de manejo florestal definidos para *C. brasiliense* é importante também se
696 destacar a relevância da realização de estudos focando os processos de germinação e
697 regeneração desta espécie nas áreas avaliadas, além da aplicação de tratamentos silviculturais
698 para enriquecimento de indivíduos garantindo a reposição dos estoques para futuras
699 explorações, principalmente nas regiões de floresta de várzea no Amazonas onde a espécie
700 está sofrendo depleção de seus estoques devido à exploração excessiva deste recurso
701 (Schöngart, 2003; Worbes et al., 2001) e na floresta ombrófila densa do município de Itapoá,
702 litoral norte de Santa Catarina, onde árvores de *C. brasiliense* vêm sendo muito utilizadas na
703 construção de casas como resultado do processo de urbanização da região.

704 Os resultados encontrados mostram diferenças nas taxas de incremento em diâmetro e volume
705 de madeira, resultando em diferentes ciclos de corte e DMD para a espécie indicando
706 claramente que sistemas policíclicos estabelecendo diâmetro único de derrubada e ciclo de
707 corte, sem considerar as especificidades do ambiente em que se encontra, não suportam a
708 sustentabilidade nas práticas de manejo florestal atuais, com aplicação de ciclo de corte 25
709 anos e DMD de 50 cm para todas as espécies. Além disso, fica clara a importância de
710 aplicação de estudos da estrutura populacional e na dinâmica da regeneração desta espécie,
711 utilizando o monitorando em longo prazo, no intuito de obter maior informação sobre os
712 fatores ambientais que estariam influenciando nesse processo.

713 Plantações comerciais, por vezes, são mais levadas em consideração pela produção de
714 madeira do que por outras práticas e serviços ambientais como o reflorestamento e
715 reabilitação de áreas degradadas, abrigo da vida selvagem, proteção de solo e mananciais,
716 além da função de sequestrar carbono (Butterfield, 1995; Lugo and Brown, 1992; Montagnini
717 and Porras, 1998; Montagnini et al., 2004). *Calophyllum brasiliense* é uma espécie que reúne
718 todas estas funções, além do seu importante potencial farmacológico. Deste modo, o presente
719 trabalho mostra a importância de avaliar as especificidades do ambiente em que a espécie se
720 encontra, porém todas as questões apontadas acima devem também ser levadas em
721 consideração no momento do estabelecimento de estratégias de manejo florestal da espécie.

722

723 A dendrocronologia tem sido uma ferramenta bastante útil em estudos de avaliação da
724 dinâmica de crescimento arbóreo (Brienen and Zuidema, 2007, 2006; Worbes, 1989),
725 incorporação de carbono na madeira (Schöngart et al., 2011, 2010) e reconstrução da
726 variabilidade do clima passado (Schöngart et al., 2006, 2004; Stahle and Cleaveland, 1992;
727 Therrell et al., 2006; Villalba et al., 1997) para regiões tropicais. Neste estudo, dados de anéis
728 anuais foram empregados na definição de critério de manejo florestal para *Calophyllum*
729 *brasiliense*, uma espécie de distribuição neotropical adaptada a ambientes alagáveis ou
730 permanentemente encharcados e de grande importância econômica, cujos estoques de madeira
731 vêm sendo reduzidos na região norte do país devido à exploração não sustentada dos recursos.
732

733 **5. Agradecimentos**

734

735 Esta pesquisa obteve apoio do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, da
736 Universidade Estadual do Amazonas – UEA, do convênio INPA/Max-Planck, do Programa
737 Nacional de Grupos de Excelência – PRONEX, Conselho Nacional de Desenvolvimento
738 Científico e Tecnológico – CNPq, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas –
739 FAPEAM, Manaus – AM. Obteve apoio da Universidade Federal de Cuiabá e do Projeto
740 Instituto Nacional de Áreas Úmidas – INAU, Cuiabá – MT.

741

742

743

744

745

746

747

748

749

750

751

752 **6. Referências**

753

754 Ab'Saber, A.N., 1988. O Pantanal Mato-Grossense e a teoria dos refúgios. *Revista Brasileira*
755 *de Geografia* 50, 9–57.

756 Abe, F., Nagafuji, S., Okabe, H., Akahane, H., Estrada-Muñiz, E., Huerta-Reyes, M., Reyes-
757 Chilpa, R., 2004. Trypanocidal constituents in plants. Leaves of *Garcinia intermedia* and
758 heartwood of *Calophyllum brasiliense*. *Biological & Pharmaceutical Bulletin* 27, 141–3.

759 Albernaz, A.L., Ayres, J.M., 1999. Selective logging along the middle Solimões River, in:
760 Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M., Henderson, A. (Eds.), *Várzea – Diversity,*
761 *Development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains.* NYBG Press,
762 New York.

763 Alho, C.J.R., Sabino, J., 2011. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity.
764 *Brazilian Journal of Biology* 71, 327–355.

765 Alice, F., Montagnini, F., Montero, M., 2004. Produtividad en plantaciones puras y mixtas de
766 especies florestales nativas en la estación biológica la selva, Sarapiquí, Costa Rica.
767 *Agronomía Costarricense* 28, 61–71.

768 ANA, 2009. Plano estratégico de recursos hídricos da bacia hidrográfica dos rios Tocantins e
769 Araguaia: Relatório síntese/Agência Nacional das Águas.

770 Arieira, J., Karssenberg, D., de Jong, S.M., Addink, E.A., Couto, E.G., Nunes da Cunha, C.,
771 Skøien, J.O., 2011. Integrating field sampling, geostatistics and remote sensing to map
772 wetland vegetation in the Pantanal, Brazil. *Biogeosciences* 8, 667–686.

773 Barros, A.C., Uhl, C., 1995. Logging along the Amazon River and estuary: Patterns, problems
774 and potential. *Forest Ecology and Management* 77, 87–105.

775 Barros, A.C., Uhl, C., 1999. The economic and social significance of logging operations on
776 the floodplains of the Amazon estuary and prospects for ecological sustainability, in:
777 Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M., Henderson, A. (Eds.), *Várzea – Diversity,*
778 *Development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains.* NYBG Press,
779 New York, p. 13.

- 780 Brienen, R.J.W., Zuidema, P.A., 2006. Lifetime growth patterns and ages of Bolivian rain
781 forest trees obtained by tree ring analysis. *Journal of Ecology* 94, 481–493.
- 782 Brienen, R.J.W., Zuidema, P.A., 2007. Incorporating persistent tree growth differences
783 increases estimates of tropical timber yield. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5,
784 302–306.
- 785 Brito, E.R., Martins, S.V., Oliveira-Filho, A.T. de, Silva, E., Silva, A.F. da, 2008. Estrutura
786 fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo,
787 Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica* 38, 379–386.
- 788 Butterfield, R.P., 1995. Promoting biodiversity: advances in evaluating native species for
789 reforestation. *Forest Ecology and Management* 75, 111–121.
- 790 Calvo-Alvarado, J.C., Arias, D., Richter, D.D., 2007. Early growth performance of native and
791 introduced fast growing tree species in wet to sub-humid climates of the southern region
792 of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 242, 227–235.
- 793 Cannell, M.G.R., 1984. Woody biomass of forest stands. *Forest Ecology and Management* 8,
794 299–312.
- 795 Carpenter, F.L., Nichols, J.D., Pratt, R.T., Young, K.C., 2004. Methods of facilitating
796 reforestation of tropical degraded land with the native timber tree, *Terminalia amazonia*.
797 *Forest Ecology and Management* 202, 281–291.
- 798 Carvalho, D.A. de, Oliveira-Filho, A.T. de, Vilela, E. de A., 1996. Flora arbustivo-arbórea de
799 mata ripária do médio Rio Grande (Conquista, Estado de Minas Gerais). *Cerne* 2, 48–68.
- 800 Carvalho, P.E.R., 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais,
801 potencialidades e uso da madeira. Colombo: Embrapa - CNPF, Brasília.
- 802 Coutinho, L.M., 1977. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado. II - As queimadas e a
803 dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-
804 subarbustivo. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 5, 57–64.
- 805 Dauber, E., Fredericksen, T.S., Peña, M., 2005. Sustainability of timber harvesting in
806 Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* 214, 294–304.

- 807 De Graaf, N.R., Filius, A.M., Huesca Santos, A.R., 2003. Financial analysis of sustained
808 forest management for timber: Perspectives for application of the CELOS management
809 system in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 177, 287–299.
- 810 Durigan, G., Silveira, E.R. da, 1999. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado,
811 Assis, SP, Brasil. *Scientia Florestalis* 56, 135–144.
- 812 Falkenberg, D. de B., 1999. Aspects of the flora and secondary vegetation in the restinga from
813 Santa Catarina State, South Brazil. *Insula* 28, 1–30.
- 814 Felfili, J.M., Ribeiro, J.F., Fagg, C.W., Machado, J.W.B., 2000. Cerrado: manual para
815 recuperação de Matas de Galeria. Embrapa Cerrados, Planaltina.
- 816 Flores, E.M., 2002. *Calophyllum brasiliense* Cambess., in: Vozzo, J.A. (Ed.), *Tropical Tree*
817 *Seed Manual*. USDA Forest Service, Washington D.C., pp. 353–356.
- 818 Fonseca Júnior, S.F. da, Piedade, M.T.F., Schöngart, J., 2009. Wood growth of *Tabebuia*
819 *barbata* (E. Mey.) Sandwith (Bignoniaceae) and *Vatairea guianensis* Aubl. (Fabaceae) in
820 Central Amazonian black-water (igapó) and white-water (várzea) floodplain forests.
821 *Trees* 23, 127–134.
- 822 Furch, K., 1984. Water chemistry of the Amazon basin: The distribution of chemical elements
823 among freshwaters, in: Sioli, H. (Ed.), *The Amazon. Limnology and Landscape Ecology*
824 *of a Mighty Tropical River and Its Basin*. Dr.Junk Publishers, Dordrecht, Boston,
825 Lancaster, pp. 167–199.
- 826 Furch, K., 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their
827 floodplain forests, in: Junk, W.J. (Ed.), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a*
828 *Pulsing System*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong
829 Kong, London, Milan, Paris, Santa Clara, Singapore, Tokyo, pp. 47–62.
- 830 Gopal, B., Junk, W.J., 2000. Biodiversity in wetlands: an introduction, in: Gopal, B., Junk,
831 W.J., Davis, J.A. (Eds.), *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and*
832 *Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 1–10.

- 833 Haggard, J.P., Briscoe, C.B., Butterfield, R.P., 1998. Native species: a resource for the
834 diversification of forestry production in the lowland humid tropics. *Forest Ecology and*
835 *Management* 106, 195–203.
- 836 Hammond, D.S., Gourlet-fleury, S., Hout, P. van der, Steege, H. ter, Brown, V.K., 1996. A
837 compilation of known Guianan timber trees and the significance of their dispersal mode,
838 seed size and taxonomic affinity to tropical rain forest management. *Forest Ecology and*
839 *Management* 83, 99–116.
- 840 Higuchi, N., Hummel, A.C., Freias, J. V, Malinowski, J.R.E., Stokes, R., 1994. Exploração
841 florestal nas várzeas do estado do Amazonas: seleção de árvore, derrubada e transporte,
842 in: *Proceedings of the VII Harvesting and Transportation of Timber Products.*
843 IUFRO/UFPR, Curitiba, Brasil, pp. 168–193.
- 844 Huerta-Reyes, M., Basualdo, M.D.C., Abe, F., Jimenez-Estrada, M., Soler, C., Reyes-Chilpa,
845 R., 2004. HIV-1 inhibitory compounds from *Calophyllum brasiliense* leaves. *Biological*
846 *& Pharmaceutical Bulletin* 27, 1471–1475.
- 847 IDSM, 2010. Plano de gestão Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá RDSM.
848 Volume 1 - Diagnóstico. Tefé, Amazonas.
- 849 Irion, G., Junk, W.J., Mello, J.A.S.N., 1997. The large Central Amazonian river floodplain
850 near Manaus: geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects, in:
851 Junk, W.J. (Ed.), *The Central Amazonian Floodplains. Ecology of a Pulsing System.*
852 Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London,
853 Milan, Paris, Santa Clara, Singapore, Tokyo., pp. 23–46.
- 854 ITTO, 2011. Tropical Timber Market Report. TTM Report 16, 23.
- 855 Junk, W.J., 1993. Wetlands of Tropical South America, in: Whigham, D., Hejny, S.,
856 Dykyjova, D. (Eds.), *Wetlands of the World.* Dr. Junk, W. J. Publisher, Dordrecht,
857 Boston, Lancaster, pp. 679 – 739.
- 858 Junk, W.J., 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian
859 floodplains, in: Junk, W.J. (Ed.), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing*

- 860 System. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong,
861 London, Milan, Paris, Santa Clara, Singapore, Tokyo, pp. 3–17.
- 862 Junk, W.J., 2000. The Amazon and the Pantanal. A critical comparison and lessons for the
863 future, in: Swarts, F.A. (Ed.), *The Pantanal. Understanding and Preserving the World's*
864 *Largest Wetland*. Paragon House, St. Paul, Minnesota, pp. 211–224.
- 865 Junk, W.J., 2013. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their
866 future under global climate change. *Aquatic Sciences* 75, 113–131.
- 867 Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain
868 systems, in: *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special
869 *Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, p. 106.
- 870 Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., 2005. Pantanal: a large South American wetland at a
871 crossroads. *Ecological Engineering* 24, 391–401.
- 872 Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strüssmann, C., Marques,
873 M.I., Adis, J., 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso,
874 Brazil. *Aquatic Sciences* 68, 278–309.
- 875 Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M., 2000. Actual use and options for the
876 sustainable management of the central Amazon floodplain: discussion and conclusions,
877 in: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M. (Eds.), *The Central Amazon*
878 *Floodplain: Actual Use and Options for Sustainable Management*. Backhuys Publishers,
879 Leiden, pp. 535–576.
- 880 Junk, W.J., Piedade, M.T.F., 2004. Status of knowledge, ongoing research, and research needs
881 in Amazonian wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 12, 597–609.
- 882 Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J.M., Wittmann, F., 2011.
883 A classification of major naturally-occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*
884 31, 623–640.
- 885 Keddy, P.A., 2010. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*, 2nd ed. Cambridge
886 University Press, Cambridge, UK.

- 887 Lamprecht, H., 1989. Silviculture in the tropics: tropical forest ecosystems and their tree
888 species: possibilities and methods for their long-term utilization. Deutsche Gesellschaft
889 für Technische Zusammenarbeit, Eschborn.
- 890 Leoni, J.M., Fonseca Júnior, S.F. da, Schöngart, J., 2011. Growth and population structure of
891 the tree species *Malouetia tamaquarina* (Aubl.) (Apocynaceae) in the central Amazonian
892 floodplain forests and their implication for management. *Forest Ecology and*
893 *Management* 261, 62–67.
- 894 Lima, J.R.A., Santos, J. do, Higuchi, N., 2000. Situação das indústrias madeireiras do estado
895 do Amazonas em 2000. *Acta Amazonica* 35, 125–132.
- 896 Loik, M.E., Holl, K.D., 1999. Photosynthetic responses to light for rainforest seedlings
897 planted in abandoned pasture, Costa Rica. *Restoration Ecology* 7, 382–391.
- 898 Lorenzi, H., 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas
899 nativas do Brasil, Lorenzi, H. *Plantarum*, Nova Odessa, SP.
- 900 Lugo, A.E., Brown, S., 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. *Forest Ecology*
901 *and Management* 54, 239–255.
- 902 Marques, M.C.M., 1994. Estudos auto-ecológicos do guanandi (*Calophyllum brasiliense*
903 Camb. Clusiaceae) em uma mata ciliar do município de Brotas, SP. Universidade
904 Estadual de Campinas.
- 905 Marques, M.C.M., Joly, C.A., 2000. Germinação e crescimento de *Calophyllum brasiliense*
906 (*Clusiaceae*), uma espécie típica de florestas inundadas. *Acta Botanica Brasilica* 14, 113–
907 120.
- 908 MEA, 2005. Ecosystems and human well-being. Health Synthesis. Millennium Ecosystem
909 Assessment. World Resources Institute, Washington D.C.
- 910 Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley & Sons. New York, New
911 York.
- 912 MMA/IBAMA, 2000. Plano de Manejo do Parque Nacional do Araguaia - TO.

- 913 Montagnini, F., Cusack, D., Petit, B., Kanninen, M., 2004. Environmental services of native
914 tree plantations and agroforestry systems in Central America. *Journal of Sustainable*
915 *Forestry* 21, 51–67.
- 916 Montagnini, F., Porras, C., 1998. Evaluating the role of plantations as carbon sinks: An
917 example of an integrative approach from the humid tropics. *Environmental management*
918 22, 459–70.
- 919 Montagnini, F., Ugalde, L., Navarro, C., 2003. Growth characteristics of some native tree
920 species used in silvopastoral systems in the humid lowlands of Costa Rica. *Agroforestry*
921 *systems* 59, 163–170.
- 922 Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K., Christensen, H., Freitas, L., Ruíz, J., 2001. Structure
923 and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey.
924 *Forest Ecology and Management* 150, 27–57.
- 925 Nunes da Cunha, C., Rawiel, P., Wantzen, K.M., Junk, W.J., Prado, A.L. do, 2006. Mapping
926 and characterization of vegetation units by landsat. *Amazoniana* XIX, 1–32.
- 927 Ohly, J.J., 2000. Development of central Amazonia in the modern era, in: Junk, W.J., Ohly,
928 J.J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M. (Eds.), *The Central Amazon Floodplain: Actual*
929 *Use and Options for Sustainable Management*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 27–70.
- 930 Oliveira, V.C. de, Joly, C.A., 2010. Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb.
931 (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses. *Trees* 24, 185–193.
- 932 Parolin, P., Wittmann, F., Schöngardt, J., Piedade, M.T.F., 2004. Amazonian várzea forests:
933 Adaptive strategies of trees as tools for forest management. *Ecologia Aplicada* 3, 180–
934 184.
- 935 Paula, J.E., 1982. Espécies nativas com perspectivas energéticas, in: *Congresso Nacional*
936 *Sobre Essências Nativas*. Instituto Florestal, Campos do Jordão, SP, pp. 1259–1315.
- 937 Petit, B., Montagnini, F., 2004. Growth equations and rotation ages of ten native tree species
938 in mixed and pure plantations in the humid neotropics. *Forest Ecology and Management*
939 199, 243–257.

- 940 Piotto, D., Montagnini, F., Ugalde, L., Kannien, M., 2003a. Performance of forest plantations
941 in small and medium-sized farms in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Forest Ecology*
942 *and Management* 175, 195–204.
- 943 Piotto, D., Montagnini, F., Ugalde, L., Kanninen, M., 2003b. Growth and effects of thinning
944 of mixed and pure plantations with native trees in humid tropical Costa Rica. *Forest*
945 *Ecology and Management* 177, 417–439.
- 946 Ponnampereuma, F.N., 1984. Effects of flooding on soils, in: Kozlowski, T.T. (Ed.), *Flooding*
947 *and Plant Growth*. Academic Press, London, pp. 9–45.
- 948 Prance, G.T., Schaller, G.B., 1982. Preliminary study of some vegetation types of the
949 Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia* 34, 228–251.
- 950 Pretto, J.B., Cechinel-filho, V., Noldin, F. V, Sartori, M.R.K., Isaias, D.E.B., Cruz, A.B.,
951 2004. Antimicrobial activity of fractions and compounds from *Calophyllum brasiliense*
952 (*Clusiaceae/Guttiferae*). *Zeitschrift für Naturforschung* 59, 657–662.
- 953 Ratter, J.A., Richards, P.W., Argent, G., Gifford, D.R., 1973. Observations on the vegetation
954 of Northeastern Mato Grosso. I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo
955 expedition area. *Biological Sciences* 266, 449–492.
- 956 Redondo-Brenes, A., 2007. Growth, carbon sequestration, and management of native tree
957 plantations in humid regions of Costa Rica. *New Forests* 34, 253–268.
- 958 Redondo-Brenes, A., Montagnini, F., 2006. Growth, productivity, aboveground biomass, and
959 carbon sequestration of pure and mixed native tree plantations in the Caribbean lowlands
960 of Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 232, 168–178.
- 961 Rosa, S.A., 2008. Modelos de crescimento de quatro espécies madeireiras de floresta de
962 várzea da Amazônia Central por meio de métodos dendrocronológicos. INPA/UFAM.
- 963 Sales-Campos, C., Abreu, R.L.S., Vianez, B.F., 2000. Industrias madeireiras de Manaus,
964 Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 30, 319–331.

- 965 Scabin, A.B., Costa, F.R.C., Schöngart, J., 2012. The spatial distribution of illegal logging in
966 the Anavilhanas archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on species.
967 *Environmental Conservation* 39, 111–121.
- 968 Schöngart, J., 2003. Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern
969 der várzea Zentralamazoniens. Universität Göttingen.
- 970 Schöngart, J., 2008. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable
971 forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *Forest Ecology and*
972 *Management* 256, 46–58.
- 973 Schöngart, J., 2010. Growth-Oriented Logging (GOL): The use of species-specific growth
974 information for forest management in Central Amazonian floodplains, in: Junk, W.J.,
975 Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (Eds.), *Amazonian Floodplain*
976 *Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Dordrecht,
977 Heidelberg, London, New York, pp. 437–462.
- 978 Schöngart, J., Arieira, J., Felfili Fortes, C., Cezarine de Arruda, E., Nunes da Cunha, C., 2011.
979 Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the
980 aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil.
981 *Biogeosciences* 8, 3407–3421.
- 982 Schöngart, J., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Ayres, J.M., Huttermann, A., Worbes, M., 2004.
983 Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-
984 Southern Oscillation effect. *Global Change Biology* 10, 683–692.
- 985 Schöngart, J., Orthmann, B., Hennenberg, K.J., Porembski, S., Worbes, M., 2006. Climate-
986 growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate
987 reconstruction. *Global Change Biology* 12, 1139–1150.
- 988 Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Ludwigshausen, S., Horna, V., Worbes, M., 2002. Phenology
989 and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of*
990 *Tropical Ecology* 18, 581–597.

- 991 Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Junk, W.J., Worbes, M., 2005. Wood growth
992 patterns of *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-
993 water and white-water floodplain forests. *Oecologia* 145, 454–61.
- 994 Schöngart, J., Queiroz, H.L. de, 2010. Floodplains, Traditional timber harvesting in the
995 Central Amazonian, in: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J.,
996 Parolin, P. (Eds.), *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and*
997 *Sustainable Management*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp.
998 419–436.
- 999 Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., 2010. Biomass and net primary production of
1000 Central Amazonian floodplain forests, in: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F.,
1001 Schöngart, J., Parolin, P. (Eds.), *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology,*
1002 *Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London,
1003 New York, pp. 347–388.
- 1004 Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M.T.F., Krambeck, H.-J., Junk, W.J.,
1005 2007. Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-
1006 water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science* 64, 657–
1007 664.
- 1008 Shupe, T.E., Aguilar, E.X., Vlosky, R.P., 2005. Wood properties of selected lesser-used
1009 Honduran wood species. *Journal of Tropical Forest Science* 17, 438–446.
- 1010 Silva, J. dos S.V. da, Abdon, M. de M., 1998. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-
1011 regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33, 1703–1711.
- 1012 Simões de Castro, S., Borges de Campos, A., Oliviera, C.J., Silva, A.A., 1999. The upper
1013 Araguaia Basin and the effects of human-induced erosion. *Boletim Goiano de Geografia*
1014 19, 128–139.
- 1015 Sioli, H., 1991. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais,*
1016 3rd ed. Editora Vozes, Petrópolis.
- 1017 Sombroek, W.G., 1979. Soils of the Amazon region and their ecological stability. *ISM*
1018 *Annual Report* 13–27.

- 1019 Stadler, E.W.C., 2007. Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e sequestro de carbono
1020 acima do solo ao longo do gradiente de inundação em uma floresta de igapó alagada por
1021 água preta na Amazônia Central. INPA/UFAM.
- 1022 Stagegaard, J., Sørensen, M., Kvist, L.P., 2002. Estimations of the importance of plant
1023 resources extracted by inhabitants of the Peruvian Amazon flood plains. Perspectives in
1024 Plant Ecology, Evolution and Systematics 5, 103–122.
- 1025 Stahle, D.W., Cleaveland, M.K., 1992. Reconstruction and analysis of spring rainfall over the
1026 southeastern US for the past 1000 years. Bulletin of the American Meteorological
1027 Society 73, 1947–1961.
- 1028 Stahle, D.W., Mushove, P.T., Cleaveland, M.K., Roig, F., Haynes, G.A., 1999. Management
1029 implications of annual growth rings in *Pterocarpus angolensis* from Zimbabwe. Forest
1030 Ecology and Management 124, 217–229.
- 1031 Therrell, M.D., Stahle, D.W., Ries, L.P., Shugart, H.H., 2006. Tree-ring reconstructed rainfall
1032 variability in Zimbabwe. Climate Dynamics 26, 677–685.
- 1033 Toledo-Aceves, T., Purata-Velarde, S., Peters, C.M., 2009. Regeneration of commercial tree
1034 species in a logged forest in the Selva Maya, Mexico. Forest Ecology and Management
1035 258, 2481–2489.
- 1036 Uhl, C., Barreto, P., Verissimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A.C., Souza Jr, C., Johns, J.,
1037 Grewing, J., 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. Bioscience
1038 47, 160–168.
- 1039 Vieira, P.A., 2003. Caracterização das unidades geomorfológicas geoambientais da Planície
1040 do Bananal. Universidade Federal de Goiás.
- 1041 Vilela, E. de A., Oliveira-Filho, A.T. de, Gavilanes, M.L., Carvalho, D.A. de, 1993. Espécies
1042 de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no Alto Rio Grande, Sul de
1043 Minas. Revista Árvore 17, 117–128.
- 1044 Villalba, R., Boninsegna, J.A., Veblen, T.T., 1997. Recent trends in tree-ring records from
1045 high elevation sites in the Andes of northern Patagonia. Climatic Change 36, 425–454.

- 1046 Wittmann, F., Schöngart, J., De Brito, J.M., Wittmann, A. de O., Piedade, M.T.F., Parolin, P.,
1047 2010a. Manual of trees from Central Amazonian várzea floodplains: Taxonomy, ecology
1048 and use. Editora INPA, Manaus, Amazonas.
- 1049 Wittmann, F., Schöngart, J., Junk, W.J., 2010b. Phytogeography, species diversity,
1050 community structure and dynamics of Central Amazonian floodplain forests, in: Junk,
1051 W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (Eds.), Amazonian
1052 Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management. Springer,
1053 Dordrecht, Heidelberg, London, New York, pp. 61–102.
- 1054 Wittmann, F., Schongart, J., Montero, J.C., Motzer, T., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz,
1055 H.L., Worbes, M., 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water
1056 forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 33, 1334–1347.
- 1057 Wittmann, F., Wittmann, A. de O., 2010. Use of Amazonian floodplain forests, in: Junk, W.J.,
1058 Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (Eds.), Amazonian Floodplain
1059 Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management. Springer, Dordrecht,
1060 Heidelberg, London, New York, pp. 389–418.
- 1061 Worbes, M., 1989. Growth rings, increment and age of tree in inundation forest, savannas and
1062 a mountain forest in the Neotropics. *IAWA Bulletin* 10, 109–122.
- 1063 Worbes, M., 1995. How to measure growth dynamics in tropical trees. A review. *IAWA*
1064 *Journal* 16, 337–351.
- 1065 Worbes, M., 1997. The forest ecosystem of the floodplains, in: Junk, W.J. (Ed.), *The Central*
1066 *Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Springer, Berlin, Heidelberg, New
1067 York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Santa Clara, Singapore,
1068 Tokyo., pp. 223–260.
- 1069 Worbes, M., 2002. One hundred years of tree-ring research in the tropics - a brief history and
1070 an outlook to future challenges. *Dendrochronologia* 20, 217–231.
- 1071 Worbes, M., Junk, W.J., 1999. How old are tropical trees? The persistence of a myth. *IAWA*
1072 *Journal* 20, 255–260.

1073 Worbes, M., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., 2001. Holzwirtschaft im Mamirauá- Projekt zur
1074 nachhaltigen Entwicklung einer Region im Überschwemmungsbereich des Amazonas.
1075 Forstarchiv 72, 188–200.

1076 Worbes, M., Staschel, R., Roloff, A., Junk, W.J., 2003. Tree ring analysis reveals age
1077 structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. Forest
1078 Ecology and Management 173, 105–123.

1079

1080

1081

1082

1083

1084

1085

1086

1087

1088

1089

1090

1091

1092

1093

1094

1095 Lista de Tabelas

1096 Tabela 1. Áreas de amostragem, siglas, fitofisionomias, habitats e biomas Amazônico (Am),
 1097 Cerrado (Cr), Pantanal (Pn), Mata Atlântica (Mt), regiões de transição Amazônia/Cerrado
 1098 (Am/Cr). *Corixo: pequeno curso d'água sazonal interligando vales de inundação nas
 1099 planícies e pantanais; ** Impuca: fragmentos de florestas inundáveis em depressões naturais
 1100 que favorecem o alagamento no período das chuvas; ***Landizal: florestas perenifólias
 1101 sazonalmente inundadas típicas do bioma Pantanal. RDS – Reserva de Desenvolvimento
 1102 Sustentável.

Sigla	Área de amostragem	Fitofisionomia	Habitat	Bioma
A	RDS Mamirauá	Floresta alagável de águas brancas (várzea)		Am
B	Vila do Carvoeiro	Floresta alagável de águas pretas (igapó)		Am
C	Arquipélago de Anavilhanas	Floresta alagável de águas pretas (igapó)		Am
D	Faz. São Nicolau	Floresta alagável de águas claras		Am/Cr
E1	Parque Estadual de Corumbiara	Savana inundável		Am/Cr
E2	Parque Estadual de Corumbiara	Floresta alagável de águas claras		Am/Cr
F	Faz. Dona Teca	Savana arbórea inundável	Corixo*	Cr
G	Parque Nacional do Araguaia	Floresta alagável de águas claras		Am/Cr
H	APA Meandros do Rio Araguaia	Savana arbórea inundável	Impuca**	Cr
I	Faz. Cristino Cortez	Floresta de galeria pantanosa		Cr
J	Estrada de Porto Cercado	Savana arbórea inundável	Landizal***	Pn
K	Grade do Pirizal	Savana arbórea inundável	Landizal***	Pn
L	Barão de Melgaço	Floresta alagável		Pn
M	Lavras	Floresta brejosa		Mt
N1	Itapoá	Floresta ombrófila densa de terras baixas		Mt
N2	Itapoá	Floresta brejosa		Mt

1103

1104 Tabela 2. Número de indivíduos amostrados por sítio (n), cota média de inundação média
 1105 (CMI), DAP e altura médios, idade máxima (Idade máx.), classe de diâmetro, taxas de
 1106 incremento médio em diâmetro (IMD) e idade média por classe de diâmetro para as diferentes
 1107 áreas amostradas nos biomas Amazônico (Am), Cerrado e Pantanal (Cr/Pn), Mata Atlântica
 1108 (Mt) e regiões de transição. *Wittmann *et al.*, 2010; **Dados não disponíveis; ***Florestas
 1109 brejosas com lençol freático à subsuperfície durante todo o ano.

Local	n	CMI (m)	DAP médio (cm)	Altura média (m)	Idade máx. (anos)	Classe de diâmetro (cm)	IMD (mm)	Idade média (anos)
Am								
A	9	3.0 ± 0.0	78.2 ± 17.0	30 – 35*	151	50 – 60	6.0 ± 1.2	95 ± 12
G	15	3.6 ± 1.0	46.6 ± 24.7	16.8 ± 5.2	199	40 – 50	4.2 ± 1.0	108 ± 28
E2	21	1.5 ± 0.3	62.4 ± 12.5	16.9 ± 3.1	221	40 – 50	4.2 ± 0.9	108 ± 17
D	23	0.7 ± 0.3	26.5 ± 10.6	14.3 ± 3.0	143	20 – 30	4.1 ± 0.9	66 ± 18
C	19	**	38.3 ± 08.8	16.8 ± 4.6	171	40 – 50	3.6 ± 0.6	125 ± 23
B	19	7.0 ± 0.0	36.6 ± 16.0	17.3 ± 2.0	490	10 – 20	1.7 ± 0.7	93 ± 25
Cr/Pn								
K	21	0.4 ± 0.0	47.5 ± 10.2	13.0 ± 2.6	133	40 – 50	4.7 ± 0.5	95 ± 11
J	24	0.7 ± 0.2	44.0 ± 19.7	13.4 ± 2.3	211	40 – 50	5.1 ± 0.7	89 ± 13
H	20	0.6 ± 0.2	25.0 ± 08.5	09.7 ± 2.0	77	30 – 40	5.0 ± 0.9	69 ± 8
L	25	1.5 ± 0.3	46.1 ± 10.9	14.4 ± 2.6	133	40 – 50	4.2 ± 0.4	107 ± 24
I	18	1.1 ± 0.2	24.7 ± 08.2	08.6 ± 1.6	109	30 – 40	4.1 ± 1.0	90 ± 27
F	34	1.1 ± 0.2	33.6 ± 13.0	10.2 ± 1.7	217	30 – 40	3.2 ± 0.5	112 ± 15
E1	21	0.7 ± 0.1	37.0 ± 06.8	13.3 ± 2.4	200	20 – 30	2.7 ± 0.7	93 ± 25
Mt								
N1	27	0.4 ± 0.0	44.6 ± 16.3	20.5 ± 3.3	167	60 – 70	6.8 ± 0.6	93 ± 4
M	25	***	26.0 ± 07.2	15.3 ± 2.4	72	30 – 40	5.2 ± 0.9	64 ± 8
N2	20	***	14.2 ± 06.6	07.9 ± 1.9	76	20 – 30	4.0 ± 0.7	64 ± 9

1110

1111

1112 Tabela 3. Sítios amostrados nos biomas Amazônico (Am), Cerrado e Pantanal (Cr/Pn), Mata
 1113 Atlântica (Mt) e regiões de transição; número de medições do DAP (cm) e da altura (m) e os
 1114 valores de R^2 para as relações entre Idade e DAP ($y = \{[a/(1 + idade^c)]\}$) e entre DAP e
 1115 altura ($Alt = [(d \times idade)/(e + idade)]$), medidos no campo, com nível de significância de
 1116 $p < 0.05$. Os sítios D, H e E1 apresentaram baixas correlações entre DAP e altura medidos no
 1117 campo, e, portanto, foram excluídos da modelagem em volume de madeira acima do solo e
 1118 também da determinação dos Ciclos de Corte e Diâmetro Mínimo de Corte. * Dados de altura
 1119 não disponíveis impossibilitando a construção de um modelo em altura para o sítio A.

1120

Sítios	Número de medições DAP e altura	R^2 (p < 0.05) Idade-DAP	R^2 (p < 0.05) DAP-altura
Am			
A	9*	0.91	*
G	15	0.94	0.91
E2	21	0.89	0.59
D	23	0.73	0.38
C	20	0.82	0.56
B	19	0.87	0.58
Cr/Pn			
K	21	0.89	0.46
J	24	0.95	0.66
H	20	0.91	0.22
L	25	0.90	0.42
I	18	0.90	0.56
F	34	0.93	0.56
E1	21	0.88	0.28
Mt			
N1	27	0.86	0.87
M	25	0.93	0.71
N2	20	0.84	0.91

1121

1122

1123 Tabela 4. Sítios amostrados nos biomas Amazônico (Am), Cerrado e Pantanal (Cr/Pn), Mata
 1124 Atlântica (Mt) e regiões de transição; suas respectivas taxas de incremento corrente em
 1125 volume máximo ($ICV_{máx.}$); Diâmetro Mínimo de Corte (DMC); idade ao atingir o DMC;
 1126 Ciclo de corte (CC); idade média estimada e idade ao atingir o DMC de 50 cm estabelecido
 1127 pela Instrução Normativa n. 5 de 11 de dezembro de 2006, que dispõe sobre Planos de
 1128 Manejo Florestal Sustentável – PMFSs para a Amazônia Legal. * Excluídos da modelagem
 1129 (veja explicação no texto).

Sítios	$ICV_{máx.}$ (dm^3/ano)	Idade no $ICV_{máx.}$ (anos)	DMC (cm)	CC (anos)	Idade média (anos)	Idade (anos) no DMC de 50 cm vigente
Am						
A	-	91	64	14	114 ± 25	70
G	72.2	177	81	22	103 ± 45	105
E2	36.8	159	64	25	150 ± 31	117
D	*	*	*	*	64 ± 24	*
C	*	*	*	*	101 ± 31	*
B	7.2	217	35	63	203 ± 105	396
Cr/Pn						
K	22.3	89	43	21	95 ± 20	109
J	34.2	142	66	22	95 ± 44	103
H	*	*	*	*	56 ± 11	*
L	28.2	127	52	24	105 ± 17	121
I	*	*	*	*	71 ± 19	*
F	*	*	*	*	110 ± 39	155
E1	*	*	*	*	127 ± 34	*
Mt						
N1	48.4	114	57	20	80 ± 26	96
M	*	*	*	*	54 ± 11	*
N2	*	*	*	*	45 ± 14	*

1130

1131 Lista de Figuras

1132

1133

1134

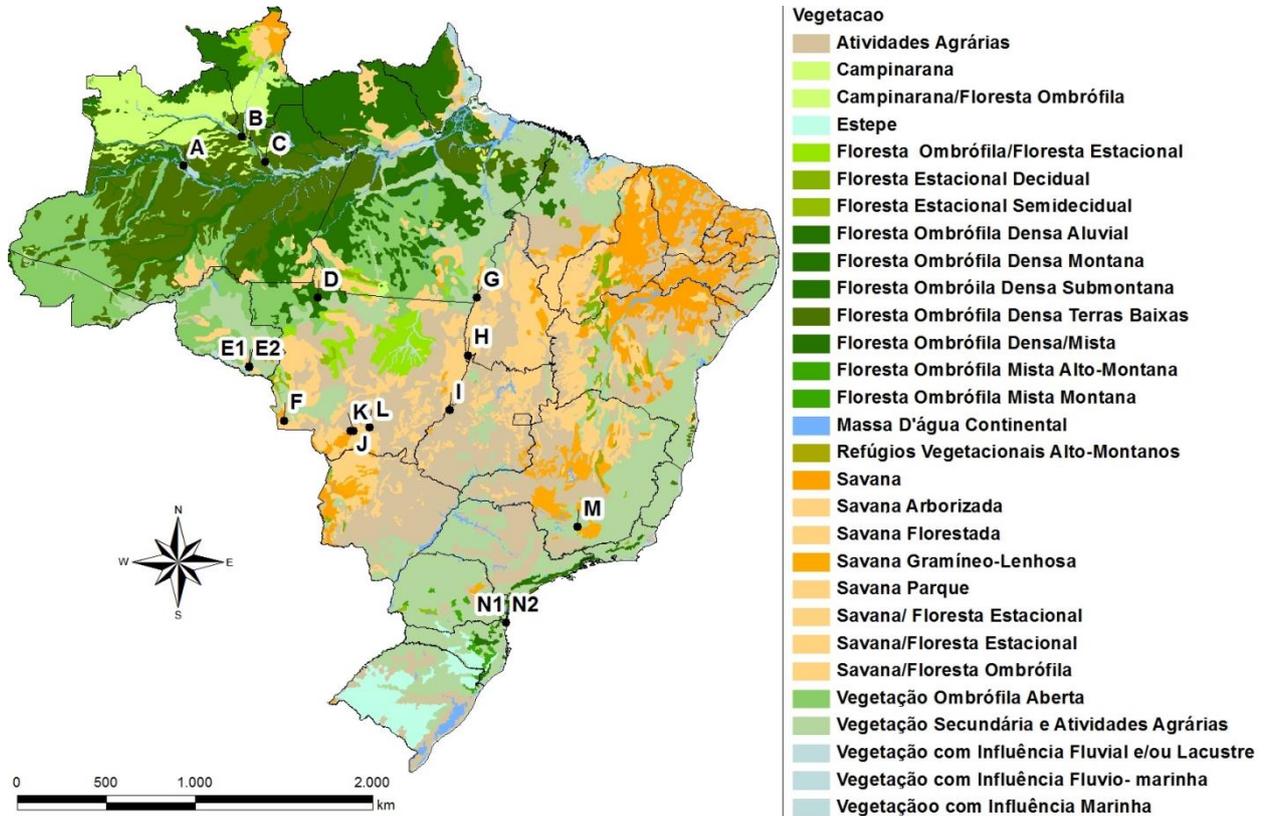


Figura 1. Coleta de amostras de cilindros de madeira de *Calophyllum brasiliense*. Cada letra representa uma área amostrada nas diferentes fitofisionomias dos biomas Amazônico, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica, especificada na Tabela 1. (Mapa de biomas segundo IBGE).

1135

1136

1137

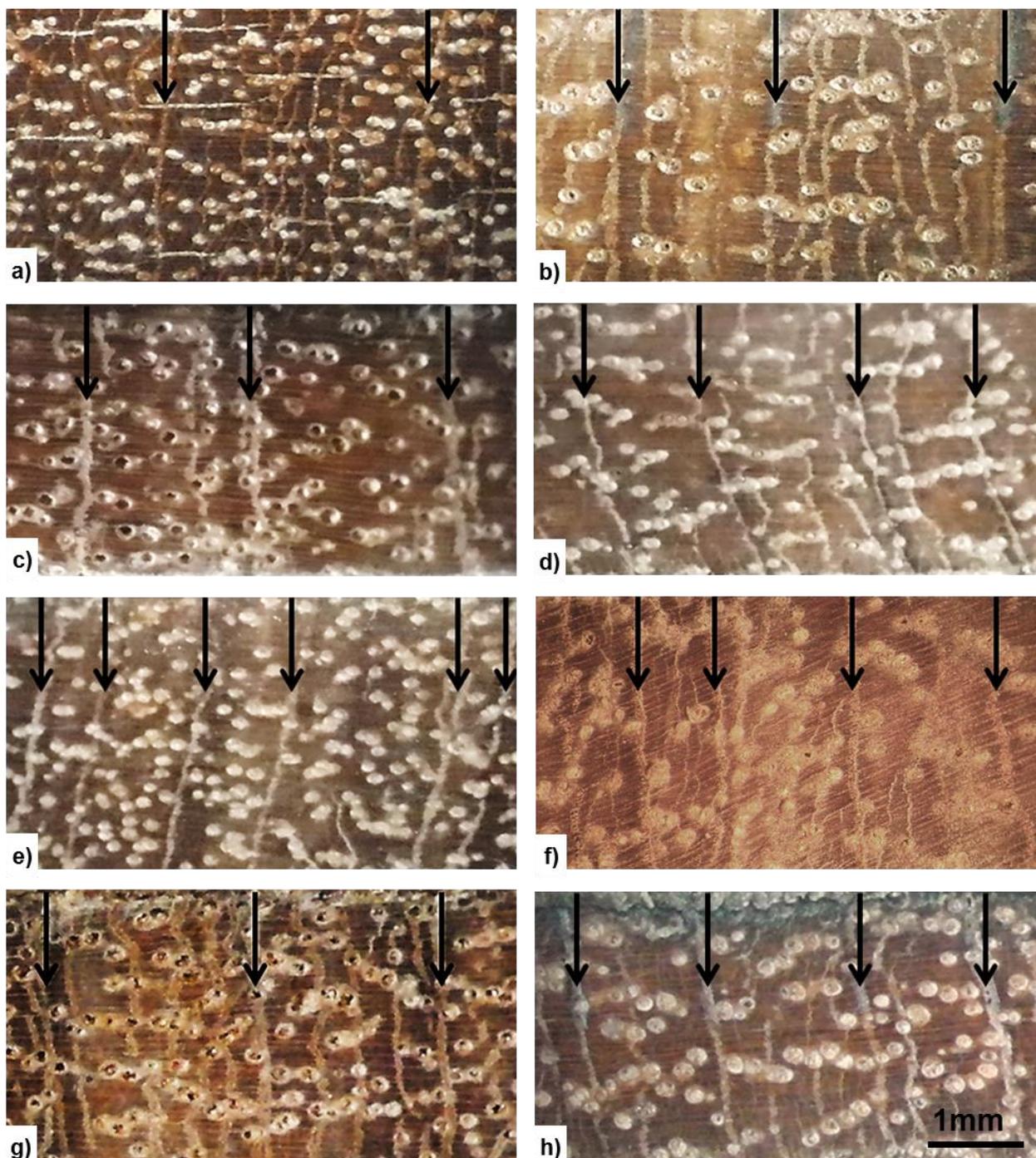


Figura 2. Anatomia da madeira de *Calophyllum brasiliense* dos sítios amostrados. Bioma Amazônico: a) Floresta alagável de várzea da RDS Mamirauá – AM (A); b) Floresta alagável da Ilha do Bananal – TO (G); c) Floresta alagável de do Pq. Estadual de Corumbiara – RO (E2); d) Floresta alagável de Cotriguaçu – MT (D); e) Floresta alagável de igapó do Arquipélago de Anavilhanas – AM (B); Floresta alagável de igapó da Vila do Carvoeiro – AM; Bioma Cerrado/Pantanal: g) e h) Landizais do Pantanal Norte – MT (J e K, respectivamente).

1138

1139

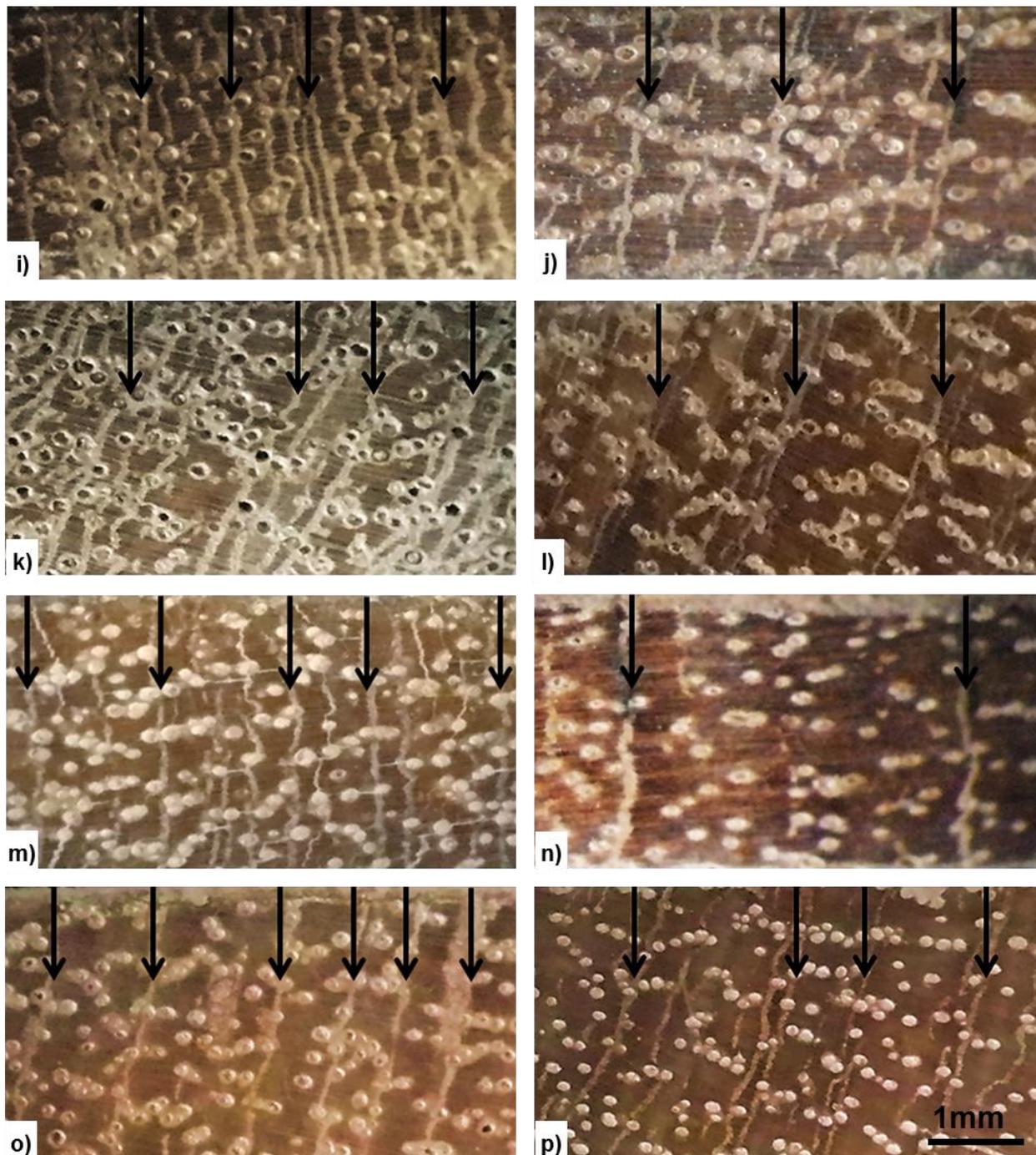
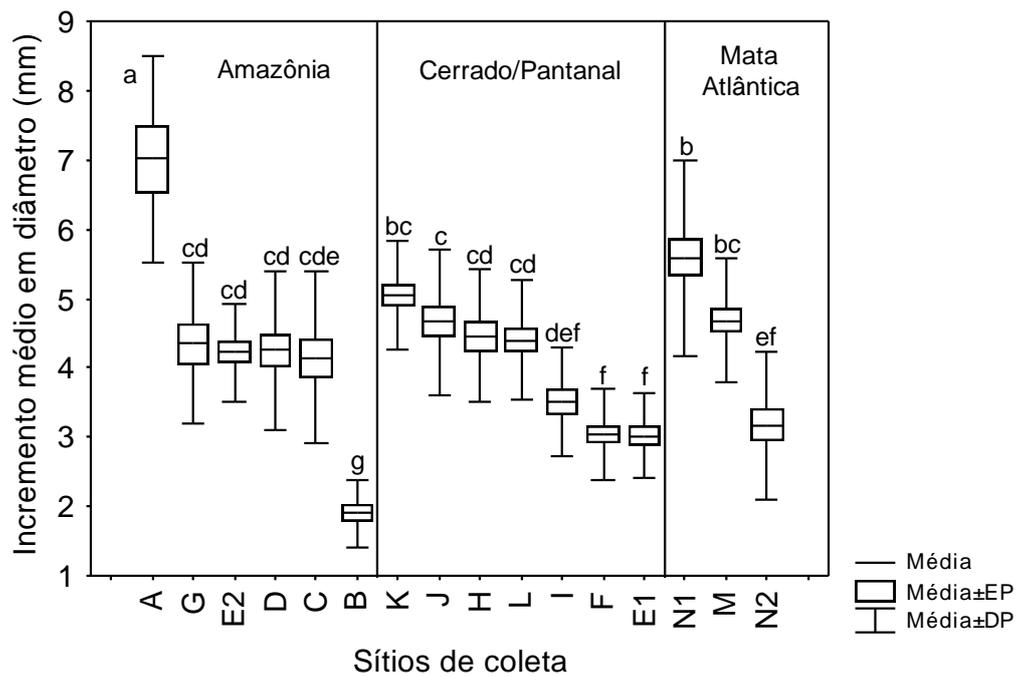


Figura 2. Continuação. i) Impuca da APA Meandros do Araguaia – MT (H); j) Floresta alagável do Pantanal Norte – MT (L); k) Floresta de galeria pantanosa – MT (I); l) Corixo – MT (F); m) Savana inundada – RO (E1). Bioma Mata Atlântica: n) Floresta ombrófila densa de terras baixas – SC (N1); o) e p) Florestas brejosas de Lavras (M) e Santa Catarina (N2).

1140

1141

1142



1143

1144 Figura 3. Taxas de incremento médio em diâmetro (mm) para os diferentes sítios amostrados

1145 e separados por biomas e zonas de transição. Bioma Amazônico: A, G, E2, D, C e B; Biomas

1146 Cerrado e Pantanal: Cerrado – H, I, F e E1; Pantanal – K, J e L; Bioma Mata Atlântica: N1, M

1147 e N2.

1148

1149

1150
1151
1152
1153
1154
1155
1156
1157
1158
1159
1160
1161
1162
1163
1164
1165
1166
1167
1168
1169
1170
1171
1172
1173
1174
1175
1176
1177
1178
1179
1180
1181

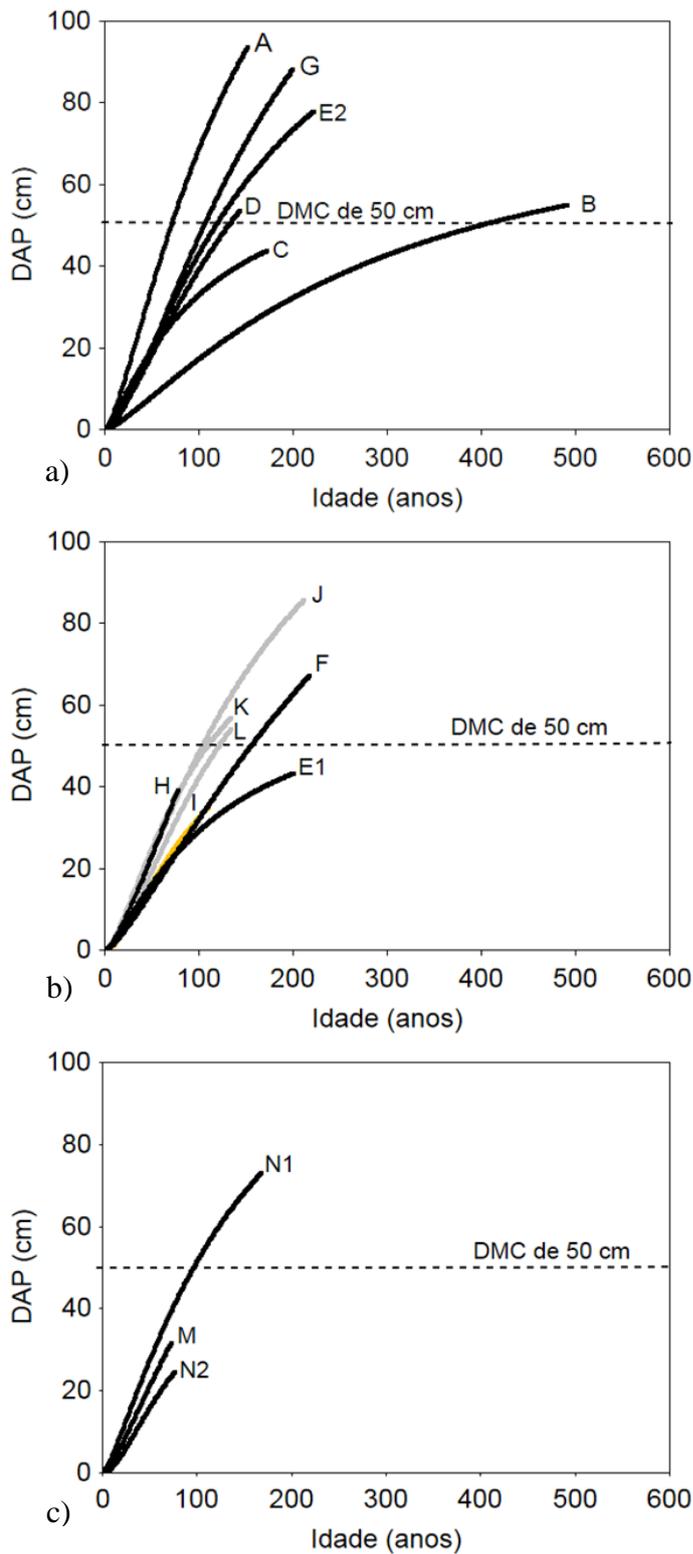


Figura 4. Curvas de crescimento cumulativo médio em diâmetro. a) Bioma Amazônia: A, G, E2, D, C e B. b) Biomass Pantanal e Cerrado. Pantanal: J, K e L (Curvas em cinza). Cerrado: H, F e E1 (curvas em preto) e I (curva amarela). c) Bioma Mata Atlântica: N1, M, e N2. A linha tracejada representa o limite de corte de 50 cm, estabelecido pelo Código Florestal Brasileiro (15 de setembro de 1965).

CAPITULO II

Artiaga-Rosa, S.; Ceccantini, G. C. T.;
Schöngart, J. Aspectos dendroclimatológicos de
Calophyllum brasiliense Cambess.
(Calophyllaceae) em diferentes tipos de áreas
úmidas brasileiras. Manuscrito em preparação
para *Geophysical Research Letters*.

Aspectos dendroclimatológicos de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) em diferentes tipos de áreas úmidas brasileiras

S. Artiaga-Rosa, G. C. T. Ceccantini, J. Schöngart

Sejana Artiaga Rosa, INPA/UEA, Manaus, Brasil.

(sejansme@hotmail.com)

Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Botânica. São Paulo, Brasil. (gregorioceccantini@gmail.com)

Jochen Schöngart, Max Planck Instituto de Química, INPA/Projeto Max-Planck.

Laboratório de Dendroecologia, Manaus, Brasil. (j.schoengart@mpic.de)

Pontos chave: Impactos de fenômenos de larga escala (anomalias de temperatura da superfície do mar sobre os oceanos Pacífico Equatorial e Atlântico Tropical) e variáveis climáticas de escala local (precipitação, temperatura e hidrologia) sobre o crescimento arbóreo de *Calophyllum brasiliense* em extremos geográficos no Brasil.

Comparação das relações entre clima e crescimento de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) de floresta alagável de igapó da Amazônia Central e floresta de restinga do litoral norte de Santa Catarina, Brasil.

S. Artiaga-Rosa, G. C. T. Ceccantini, J. Schöngart

Modelos regionais de previsão do clima para América do Sul têm indicado aumentos de temperatura, principalmente durante dezembro a fevereiro, reduções na precipitação sobre o leste da Amazônia e Nordeste brasileiro e tendências opostas para o sul do Brasil devido ao aumento da frequência de eventos extremos de chuvas. Estas alterações podem alterar os componentes do ciclo hidrológico e ter grandes impactos sobre sistemas de áreas úmidas. Para compreender as causas das mudanças climáticas observadas e seus impactos sobre áreas úmidas é importante entender os processos climáticos que operam na região e as relações entre estes e o crescimento arbóreo. Neste sentido, o presente estudo visou entender como fenômenos climáticos de larga escala sobre o Pacífico Equatorial (*El Niño*) e Atlântico Tropical e variáveis climáticas de escala local (precipitação, temperatura e hidrologia) afetam o crescimento de uma espécie ocorrendo tanto em floresta alagável da Amazônia Central, quanto em floresta de restinga da Mata Atlântica no litoral de Santa Catarina. Para tanto, foram feitas relações entre clima e crescimento arbóreo, a partir da análise de anéis anuais da madeira de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae), espécie de distribuição neotropical comumente associada à áreas úmidas e de importância econômica para a indústria madeireira e de fármacos. Anomalias de temperatura da superfície do mar (TSM) em ambos os oceanos tiveram impactos no crescimento da espécie nos sítios amostrados, porém de forma diferenciada. Eventos de *El Niño* exibiram impacto positivo no crescimento de *C. brasiliense* nas florestas de igapó da Amazônia Central e sinal oposto em Santa Catarina, sendo que o crescimento na floresta de igapó apresentou forte correlação com a fase terrestre do pulso anual de inundação durante estes eventos. Árvores do igapó apresentaram crescimento positivo durante anomalias de TSM do Atlântico Tropical Norte e impacto positivo no crescimento durante eventos de anomalias de TSM no Atlântico Tropical Sul em Santa Catarina. Apesar de atingir cerca de 500 anos no igapó a espécie não é adequada para a reconstrução de dados climáticos por meio dos anéis anuais, pois a maioria das árvores não é longa.

1. Introdução

O Brasil é um país de dimensões continentais dividido em seis biomas e apresentando uma variedade de regimes climáticos e tipos de relevos. Em toda sua extensão é estimado que 20% seja composto por regiões de áreas úmidas [Junk, 1993], distribuídas ao longo de grandes rios sobre as planícies e suas regiões de interflúvios, áreas de manguezais, florestas ciliares, brejos, pântanos, veredas e depressões ao longo dos diferentes biomas [Junk, 2013]. Estes ecossistemas exercem importante papel na manutenção do ciclo hidrológico, abrigo para uma imensa variedade de seres vivos e fornecendo alimento e produtos florestais, bem como atuando na estabilização do clima (Junk, 2000b; Mitsch and Gosselink, 2000). Todo esse complexo topográfico, climático, vegetacional e suas áreas úmidas associadas pode ser afetado pelas mudanças no clima de diferentes formas.

Modelos regionais de projeção do clima para a América do Sul apontam aumentos de temperatura previstos para toda a região ao longo do ano, sendo mais intensa durante os meses de dezembro a fevereiro. Reduções na precipitação sobre o leste da Amazônia e Nordeste brasileiro, com aumentos de chuvas para o sul do país, podem ocorrer provavelmente devido ao aumento da frequência de eventos extremos [Marengo *et al.*, 2010]. Estas modificações resultariam em alterações capazes de comprometer o balanço hídrico, modificando a quantidade e sazonalidade da precipitação e afetar a biodiversidade destas regiões [Marengo, 2006] e certamente afetariam áreas úmidas integradas.

Estudos sugerem que mudanças nos processos hidrológicos e nos padrões de precipitação, com aumento da duração ou nível de severidade da estação seca, podem afetar tanto a extensão da ocorrência das espécies, quanto a composição e a função dos ecossistemas, beneficiando a ocorrência de espécies adaptadas a florestas secas e reduzindo a diversidade em florestas tropicais [Bunker and Carson, 2005; Engelbrecht *et al.*, 2007]. Para a Amazônia modelos de predição das mudanças na vegetação indicam que a sazonalidade da umidade do solo é um fator crítico determinante dos limites entre floresta e savana e o aumento da frequência de secas previsto pelos modelos climáticos poderia alterar a área de transição de floresta e savanas correspondente a uma faixa de 11%, desde o Tocantins até a Guiana, atravessando Santarém – PA, e cujo padrão de precipitação é semelhante ao do Cerrado [Hutyra *et al.*, 2005]. Modelos anteriores também preveem a redução da cobertura de floresta

em cenários mais secos e quentes para a Amazônia [Oyama and Nobre, 2003; Cox et al., 2004]. Estas mudanças climáticas levariam a maior vulnerabilidade e incidência de fogo na Amazônia num processo de retroalimentação positiva com o desmatamento e fragmentação da floresta [Laurance and Williamson, 2001].

Aumentos previstos na temperatura e alterações na precipitação e vazões de rios, juntamente com aumentos do nível do mar poderiam resultar em grandes impactos em regiões costeiras de baixa elevação e nos manguezais, ocasionando alterações na distribuição de espécies e afetando atividades de pesca e aumentando também os riscos de inundações na costa brasileira, o que poderia afetar fortemente as populações que se concentram nestas regiões [IPCC, 2007]. Na Amazônia episódios de *El Niño* e *La Niña* estão associados a alterações nas vazões de rios [Richey et al., 1989; Marengo et al., 1998], e previsões de aumento de frequência destes eventos segundo o IPCC, [2007] podem afetar a magnitude de eventos de seca e cheia extremas e deslocando populações arbóreas pela migração vertical dos seus nichos topográficos [Wittmann and Junk, 2003]. No Pantanal períodos consecutivos de secas e a maior incidência de fogo sobre a vegetação leva a retração de espécies não tolerantes e pode ocasionar um processo de cerradização, pelo aumento de espécies adaptadas ao fogo [Nunes da Cunha and Junk, 2004; Pott, 2007].

Estudos sobre a influência das mudanças no clima sobre a vegetação são baseados em modelos climáticos de previsão do clima [Miles et al., 2004], entretanto estes modelos carregam ainda grandes incertezas. Impactos das mudanças do clima sobre a vegetação arbórea pode ser acessado por meio de análises de relações entre clima e crescimento arbóreo com o uso de análises de anéis anuais na madeira. Através da relação entre clima e crescimento, é possível entender como variáveis climáticas e fenômenos de larga escala podem influenciar no crescimento das árvores [Schöngart et al., 2004, 2006; Brienen and Zuidema, 2005; D'Arrigo et al., 2008, 2011] e entender como as mudanças climáticas projetadas para o futuro podem afetar o crescimento em regiões tropicais [Brienen et al., 2010].

Além disso, anéis anuais na madeira têm mostrado grande potencial na reconstrução de parâmetros climáticos e hidrológicos em regiões tropicais [Jacoby and D'Arrigo, 1990; Schöngart et al., 2004; Therrell et al., 2006; Schöngart and Junk, 2007], permitindo a

investigação da variabilidade do clima, como aquelas relacionadas a episódios de *El Niño*, a cerca de centenas de anos atrás [D'Arrigo et al., 2005] e também na elaboração de modelos de previsões de eventos climáticos como o nível das cheias de rios [Schöngart and Junk, 2007]. Deste modo, a análise de anéis anuais na madeira ou dendrocronologia se mostra uma ferramenta bastante útil na análise do clima no contexto das mudanças climáticas e do entendimento do clima passado e do clima futuro, bem como na elaboração de estratégias para minimizar os danos econômicos, sociais e ambientais causados por eventos de secas e alagamentos.

Diante disso, o presente estudo visou identificar quais as variáveis climáticas, tanto em escala global, como as anomalias de Temperatura da Superfície do Mar – TSM dos oceanos Atlântico e Pacífico, quanto as variáveis climáticas em escala regional, como a precipitação, temperatura e hidrologia, estariam influenciando no crescimento arbóreo de uma espécie de ampla distribuição sobre regiões de áreas úmidas. Foram selecionadas árvores de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae), espécie perenifólia de interesse comercial e distribuição neotropical, cuja ocorrência natural é observada em todas as bacias hidrográficas brasileiras sobre regiões de áreas úmidas [Lorenzi, 1992; Carvalho, 1994; Flores, 2002], de forma que fosse possível comparar a relação entre clima e crescimento em duas regiões de áreas úmidas, nos biomas Amazônico e de Mata Atlântica, localizadas em extremos geográficos.

2. Materiais e métodos

Calophyllum brasiliense Cambess. (Calophyllaceae) é uma espécie perenifólia de distribuição neotropical, encontrada desde o México até o sul do Brasil [Lorenzi, 1992; Flores, 2002], característica de ambientes de áreas úmidas, sendo capaz de suportar tanto altos níveis de inundação, solos hidricamente saturados ou permanentemente alagados [Marques, 1994; Parolin et al., 2004; Oliveira and Joly, 2010], quanto em condições de salinidade e em solos de baixa fertilidade [Durigan and Silveira, 1999; Fischer and Santos, 2001].

Tem grande potencial econômico, tanto para a indústria farmacológica [Abe et al., 2004; Huerta-Reyes et al., 2004; Pretto et al., 2004; Reyes-Chilpa et al., 2006], quanto para a produção de papel [Paula, 1982] e exploração da madeira, que é de qualidade e

frequentemente utilizada pela indústria moveleira, na marcenaria e carpintaria, destinada também na produção de dormentes e laminados [Higuchi et al., 1994; Hammond et al., 1996; Wittmann and Wittmann, 2010; ITTO, 2011]. Os altos níveis de exploração desta espécie madeireira têm levado à redução de seus estoques na região Amazônica e na região litorânea do Estado do Paraná [Marques and Joly, 2000; IDS/MCT, 2010].

No Brasil árvores de *C. brasiliense* podem ser encontradas em formações aluviais na Amazônia [Parolin et al., 2004; Wittmann and Wittmann, 2010; Wittmann et al., 2010]; nas planícies inundáveis, no Pantanal e também ao longo das florestas de galeria do Cerrado do Centro-Oeste [Oliveira-Filho et al., 1990; Pott and Pott, 1994; Brito et al., 2008]; nas restingas da Mata Atlânticas [Borgo et al., 2011] e em regiões brejosas e pantanosas [Oliveira-Filho and Carvalho, 1993]. Neste estudo foram selecionadas árvores de *C. brasiliense* localizadas em dois extremos geográficos, em floresta alagável da Amazônia Central e em floresta ombrófila densa de terras baixas da Mata Atlântica no litoral sul do país (Figura 1), ambas em regiões de áreas úmidas.

Na Amazônia foi amostrada uma área de floresta alagável de igapó, nas proximidades da Vila do Carvoeiro, às margens do Rio Negro, à cerca de 400 km a noroeste da cidade de Manaus. Estas florestas alagáveis são tipicamente banhadas por rios de águas pretas, cujos solos são pobres em nutrientes inorgânicos e suas águas ácidas drenam regiões antigas do Terciário e altamente erodidas, sobre os Escudos do Brasil Central e das Guianas [Sombroek, 1979; Sioli, 1991; Irion et al., 1997]. A dinâmica nestes ecossistemas é altamente influenciada pelo pulso anual de inundação, principal fator que rege os processos biológicos, por meio da alternância periódica e previsível entre as fases de seca e de alagamento [Junk et al., 1989]. A estação meteorológica de Moura (14°59'S e 61°33'O) registra uma precipitação média anual de 2.326 mm na região, sendo a maior parte das chuvas concentrada nos meses de janeiro a junho.

A segunda área amostrada localiza-se no município de Itapoá, litoral norte de Santa Catarina, e caracteriza-se por uma região de restinga, composta por floresta ombrófila densa de terras baixas [Veloso et al., 1991; Oliveira-Filho and Carvalho, 1993], em área de depressão entre cordões arenosos, descritos como relictos de praias do período em que o nível do mar era mais elevado, quando as áreas foram lentamente depositadas nos ambientes praianos [Lacerda et al., 1982]. Nestas regiões o solo permanece encharcado durante quase todo o ano. Duas

estações meteorológicas se encontram próximas da área amostrada: a estação de Guaratuba – PR (25°52'59.88S e 48°34'59.88O) e de Joinville – SC (26°19'18.12S e 48°50'47.04O). Ambas indicam não haver uma estação seca bem definida, contudo o maior volume de chuvas concentra-se nos meses de janeiro a março.

Para as análises entre clima e crescimento arbóreo de *C. brasiliense* nas duas áreas amostradas foram extraídos cilindros de madeira, com broca dendrocronológica, sendo as amostras lixadas para uma perfeita visualização dos anéis anuais no lenho. Em seguida os anéis anuais foram delimitados e contados segundo a classificação de *Coster*, [1927, 1928] e adaptada por *Worbes* [1995], e então geradas taxas individuais de incremento radial, por meio da medição da largura dos anéis anuais com o sistema de análise digital (LINTAB), preciso em 0.01 mm, diretamente acoplado ao software (TSAP-Win = Time Series Analyses and Presentation), específico para análises de sequências temporais.

Dados de precipitação, temperatura e hidrologia foram obtidos das estações meteorológicas, localizadas próximo das áreas de coleta, disponíveis no site do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>) e no site da Agência Nacional das Águas – ANA, no portal do Sistema Nacional de Recursos Hídricos – SNIRH (<http://portalsnirh.ana.gov.br/>). O nível de alagamento foi estimado verificando-se a presença de uma marca visível no tronco representando a altura do último período de alagamento. As estações meteorológicas selecionadas são descritas na tabela 1.

Registros de anomalias de TSM dos oceanos Atlântico Tropical Norte e Sul (ATN e ATS) e Pacífico (eventos de *El Niño/La Niña* e ODP) e Global Tropical, bem como o Índice da Oscilação Sul (IOS), índice meteorológico baseado nas diferenças de pressão ao nível do mar entre Darwin e Taiti e relacionado à ocorrência de eventos de *El Niño* e *La Niña* [*Philander*, 1985], foram obtidos do banco de dados disponível no site do NOAA – *National Oceanic Atmospheric Administration* (http://www.esrl.noaa.gov/psd/gcos_wgsp/Timeseries/TNI/). A tabela 2 apresenta os índices de anomalias de TSM e IOS, origem dos dados, o oceano em que ocorrem, a localização e tamanho da série histórica utilizada neste estudo.

As curvas individuais de incremento radial obtidas das medições da largura de anéis foram utilizadas para se estudar a relação entre precipitação mensal, pulso anual de inundação [*Junk*

et al., 1989] e incremento anual na madeira de *C. brasiliense* nos biomas avaliados. Para tanto foram construídas cronologias médias obtidas a partir da padronização e interdatação das curvas individuais. A padronização foi necessária para a remoção dos efeitos de redução da largura dos anéis associados às flutuações do ambiente, mudanças na idade e posição dentro do caule e condições de produtividade dos sítios [Fritts, 1976]. Estas tendências foram removidas das curvas individuais pela conversão da série temporal em índices, por meio do cálculo da média corrente de cinco anos [Baillie and Pilcher, 1973], trazendo os dados para uma distribuição normal, condição básica para se correlacionar com dados climáticos [Cook and Briffa, 1990]. A padronização representou o ajustamento da curva de cada série medida pela divisão de cada largura do anel pelo valor correspondente na curva. Dos índices padronizados de cada indivíduo obteve-se então a cronologia média para cada sítio amostrado.

O processo de interdatação compreende a sobreposição das curvas individuais indexadas e verificação das relações entre as datações de forma a inferir onde os anéis são ausentes, falsos ou observados incorretamente [Worbes, 1989; Pilcher, 1990; Schöngart *et al.*, 2004, 2005]. A etapa de verificação foi feita através da análise visual das sobreposições, que devem ter no mínimo 40 anos [Pilcher, 1990], juntamente com análises estatísticas que verificam a qualidade da concordância entre as séries temporais [Baillie and Pilcher, 1973], disponíveis no pacote estatístico do Sistema TSAPwin. Os parâmetros utilizados para a verificação foram o valor T ou valor de Student's t e o GLK (*Gleichläufigkeitsprozent*) ou coeficiente de concordância. O primeiro foi utilizado para avaliar o grau de relação entre duas séries temporais e é dado por:

$$T = r \left[\frac{\sqrt{(n-2)}}{\sqrt{(1-r^2)}} \right] \quad (1)$$

onde, T é o valor de Student's t , n é o número de valores e r é o coeficiente de correlação.

O segundo é dado pela porcentagem de concordância total entre as tendências de intervalo das duas cronologias, sendo utilizado para investigar o sucesso da interdatação e expresso por:

$$GLK_{(x,y)} = \left\{ \frac{1 \sum_{i=1}^{n-1} [GLK_{ix} + GLK_{iy}]}{(n-1)} \right\} \quad (5)$$

onde, GLK é o coeficiente de concordância; n é o número de valores e x e y representam as séries temporais. Estes dois parâmetros também foram utilizados para se verificar o grau e caráter das relações entre os índices de largura de anéis, os dados de precipitação, temperatura e hidrologia de cada sítio [Cook and Briffa, 1990].

3. Resultados

Árvores de *Calophyllum brasiliense* na floresta de igapó da Amazônia Central suportam uma inundação média de 7m, enquanto que na floresta ombrófila a cota de média de inundação foi de apenas 0.4 m (Tabela 3). Estimativas das idades máximas mostraram valores de 490 anos para a Vila do Carvoeiro – AM, enquanto que em Santa Catarina, na floresta ombrófila a idade máxima estimada foi de 167 anos. Idade estimada, altura e taxas de incremento médio em diâmetro (IMD) diferem significativamente entre os dois sítios amostrados, como indicado pelo teste t de duas amostras. As taxas de incremento médio em diâmetro IMD também variaram entre as áreas estudadas. Para a floresta ombrófila árvores de *C. brasiliense* com idade média de 93 ± 4 anos apresentaram diâmetro médio de 63 ± 0.6 cm e taxas de IMD de 6.8 ± 0.6 mm, enquanto que para a floresta alagável de igapó as árvores de mesma idade apresentaram diâmetro médio de apenas 14.6 ± 0.7 cm e uma taxa de IMD de 1.7 ± 0.7 mm.

A construção de cronologia média foi possível para ambas as áreas. A partir das taxas de incremento médio de oito indivíduos da floresta alagável de igapó do Rio Negro foi possível a construção de uma cronologia média de anéis anuais de *C. brasiliense* para o período de 1839 até 2004, numa extensão de 165 anos (Figura 2a). Do mesmo modo, para a floresta ombrófila de terras baixas no litoral norte de Santa Catarina foi construída uma cronologia média para o período de 1935 a 1998, com 63 anos de extensão, a partir da média de 6 curvas de incremento individuais (Figura 2b).

Tanto para a floresta de igapó do Carvoeiro quanto para a floresta ombrófila densa de terras baixas não houve relação entre a precipitação e o padrão de largura de anéis de *C. brasiliense*, indicando que o crescimento não é afetado pela precipitação em ambas as áreas amostradas. Contudo, na floresta alagável da Amazônia Central, a fase terrestre apresentou forte correlação positiva com o crescimento arbóreo de *C. brasiliense* ($r = 0.52$, $p < 0.01$), indicando que a variação anual da largura dos anéis está relacionada com a duração da fase terrestre (Figura 3). Também não foram encontradas relações entre dados de temperatura e os índices de largura de anéis de *C. brasiliense* no litoral norte de Santa Catarina.

Correlações encontradas entre as cronologias médias de ambos os sítios com os índices de anomalias de TSM na Bacia do oceano Pacífico Equatorial, nas regiões de *El Niño* 1+2, *El Niño* 3, *El Niño* 3.4 e *El Niño* 4, são apresentadas na Figura 4. Para o sítio da Vila do Carvoeiro, no Amazonas, estas correlações foram positivas e fracas principalmente entre os meses de janeiro a março do ano anterior (Figura 4a). Para as árvores de *C. brasiliense* amostradas no litoral norte de Santa Catarina, as correlações com anomalias de TSM das diferentes regiões de *El Niño* foram fortes e de sinal oposto ao observado para as árvores do igapó no Amazonas. As melhores correlações foram encontradas para os meses de agosto do ano anterior a março do ano do evento, para as regiões de *El Niño* 3 e *El Niño* 3.4 (Figura 4b).

Foram observadas fortes correlações positivas entre a cronologia de *C. brasiliense* da floresta alagável da Vila do Carvoeiro – AM e o índice de anomalias de TSM sobre o Atlântico Tropical Norte (ATN), nos meses de maio a dezembro do ano anterior e janeiro do ano corrente (Figura 5a). Contudo, nenhuma correlação foi observada para o índice de anomalia de TSM do Atlântico Tropical Sul (ATS). Correlações entre estes índices de anomalias de TSM do Atlântico Tropical e a cronologia média do sítio de Santa Catarina foram positivas, porém fracas (Figura 5b). Para os índices de OS, Global Tropical e ODP não houve correlação com o índice de largura de anéis para árvores de ambos os sítios.

Árvores de *C. brasiliense* da floresta alagável de igapó da Amazônia Central apresentaram crescimento positivamente correlacionado com as médias das anomalias de TSM das regiões de *El Niño* 3, *El Niño* 3.4 e *El Niño* 4 ($r = 0.34$, $r = 0.35$ e $r = 0.33$, $p < 0.05$, respectivamente), para os meses de janeiro a março do ano anterior ao evento de ENOS (Figuras 6a, 6b e 6c) e com anomalias de TSM da região do ATN ($r = 0.39$, $p < 0.05$) para os meses de maio do ano

anterior até janeiro do ano corrente (Figura 6d). As correlações entre o crescimento arbóreo de *C. brasiliense* e anomalias de TSM das regiões de *El Niño* 3 e *El Niño* 3.4, na floresta ombrófila de Santa Catarina foram negativas ($r = -0.30$ para ambas as regiões com $p < 0.05$), nos meses de agosto do ano anterior a março do ano corrente, porém foram positivas quando relacionadas as anomalias de TSM da região do ATS ($r = 0.30$, $p < 0.05$) nos meses de setembro a novembro do ano corrente (Figuras 7a, 7b e 7c).

4. Discussão e conclusões

Análises dendrocronologias indicaram que árvores de *C. brasiliense* em floresta de igapó da Amazônia Central podem atingir quase 500 anos. Contudo, a maioria dos indivíduos amostrados nesta região alcançaram idades máximas em torno de 200 anos, sendo que na floresta ombrófila densa de terras baixas de Santa Catarina a média da idade dos indivíduos não ultrapassou os 80 anos. Estes resultados mostram que a espécie não é adequada para a reconstrução de dados climáticos por meio dos anéis de crescimento arbóreo, pois a maioria de suas árvores não é longeva.

Árvores de mesma idade apresentaram diâmetros e taxas de incremento significativamente menores para a floresta de igapó se comparada com os valores obtidos da floresta ombrófila densa. Estas diferenças nas taxas de incremento podem ser explicadas pelas condições nutricionais e de alagamento a que as árvores de ambos os sítios estão submetidas. Florestas de igapó na Amazônia são caracterizadas por solos pobres em nutrientes e as águas dos rios, que drenam a região dos Escudos da Guiana e Brasil Central, são ácidas e carregam grande quantidade de material orgânico que lhes confere uma coloração escura. Na área de igapó amostrada, árvores de *C. brasiliense* chegam a suportar inundações de até 7 m. Nestas regiões foram capazes de desenvolver grandes quantidades de raízes adventícias para suportar o alagamento (Schöngart, comunicação pessoal). Já na floresta ombrófila de terras baixas, litoral norte de Santa Catarina, árvores de *C. brasiliense* se encontram em regiões de depressões entre cordões arenosos, cujos solos são hidromórficos e muitas vezes associados a solos orgânicos [Negrelle, 2002], com grande quantidade de liteira sobre o solo, que nestas regiões permanece encharcado durante todo o ano.

Análises entre clima e crescimento arbóreo indicam que a precipitação não teve impacto sobre o crescimento arbóreo de *C. brasiliense* tanto no sítio amostrado na Amazônia Central quanto no litoral norte de Santa Catarina. Entretanto, foi observado que o índice da largura de anéis das árvores da floresta alagável de igapó da Amazônia Central apresentou forte correlação com a extensão da fase terrestre do pulso anual de inundação.

Quedas nas vazões do Rio Negro, na Amazônia, apresentam associação com eventos de *El Niño* [Richey et al., 1989; Marengo et al., 1998] e levam ao aumento da extensão da fase terrestre do pulso anual de inundação e, portanto, estendem o período vegetativo em florestas alagáveis, resultando em maiores taxas de incremento arbóreo de árvores de *C. brasiliense*. O mesmo foi observado em árvores de *Piranhea trifoliata* Baill. (Euphorbiaceae) de florestas alagáveis de várzea da Amazônia Central, que apresentaram anéis de crescimento significativamente mais largos durante anos de ocorrência de *El Niño* se comparado com os outros anos de ausência destes eventos [Schöngart et al., 2004], e também em árvores de *Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) em florestas alagáveis de várzea e igapó da Amazônia Central, indicando a importância da duração da flutuação no nível das águas sobre o crescimento arbóreo em florestas alagáveis da Amazônia [Schöngart et al., 2005; Batista, 2011].

Já em florestas de terra firme da mesma região árvores de *Jacaranda copaia* D. Don (Caroba) e *Scleronema micranthum* Ducke (Cardeiro) responderam negativamente às anomalias de temperatura no Pacífico Equatorial durante eventos de *El Niño*, devido à redução dos níveis pluviométricos [Vetter and Botosso, 1989]. Durante este período o déficit hídrico no solo resulta em alterações fisiológicas e perda de folhas no período de estiagem em algumas espécies [Borchert, 1999], sendo que a maioria sofre redução e/ou parada da atividade cambial neste período [Worbes and Junk, 1989].

Segundo, Junk et al., [1989], em florestas alagáveis da Amazônia o fator que controla os processos biológicos é a alternância entre fase de cheia e seca. É Durante a fase terrestre que árvores incorporam madeira, enquanto que o período de alagamento é o responsável pela redução da atividade cambial e consequente formação de anéis anuais de crescimento [Worbes, 1988, 1989]. Schöngart et al., [2003], mostram que árvores de floresta alagável de várzea da Amazônia Central sincronizam o ritmo fenológico com o pulso anual de inundação,

com redução da atividade cambial durante a fase aquática ocorrendo nos quatro ecótipos (decíduas, semidecíduas, perenifólias e decíduas suculentas).

Estudos mostram que a temperatura tem impactos negativos no crescimento de árvores de *Albizia hassleri* (Chodat) Burkart (Fabaceae) sobre a planície inundável do Alto Rio Paraná, na divisa entre os estados do Mato Grosso do Sul e Paraná. Nestas regiões não há uma estação seca distinta, com a água disponível para as plantas durante a maior parte do ano, não havendo nenhuma correlação entre crescimento desta espécie com dados de precipitação [Montanher, 2012]. Esta situação foi similar ao encontrado para as árvores localizadas em Itapoá – SC, onde a disponibilidade de água ocorre ao longo de todo o ano. Contudo, como no igapó da Amazônia Central, árvores de *C. brasiliense* também não apresentaram relações entre a temperatura e os índices de largura de anéis.

A ausência de correlação com dados de precipitação e/ou temperatura podem ser devido as diferentes localidades das estações meteorológicas ou a alguma outra variável não avaliada. Foram selecionadas as seis estações mais próximas do município, entretanto, a maioria se encontra mais no interior do continente, sendo que as duas mais próximas do litoral em posição semelhante à Itapoá eram localizadas a uma distância maior.

Avaliando os impactos de fenômenos em larga escala sobre o crescimento arbóreo de *C. brasiliense* nos dois sítios, observou-se que as anomalias de TSM, tanto na Bacia do Pacífico Equatorial quanto na Bacia do Atlântico Tropical, tiveram impactos no crescimento arbóreo desta espécie em ambos os sítios. Contudo, o crescimento de árvores de *C. brasiliense* localizadas em dois extremos geográficos (Amazônia Central e litoral norte de Santa Catarina) responde de forma diferenciada a estes fenômenos climáticos.

Eventos de *El Niño* apresentaram impacto positivo sobre o crescimento em árvores de *C. brasiliense* da floresta alagável de igapó da Amazônia Central. Correlações de anomalias de TSM do Pacífico Equatorial com o índice de largura de anéis ocorreram principalmente durante os meses de janeiro a março do ano anterior ao evento, no início da estação chuvosa na região. Este período coincide com os níveis mínimos de inundação durante a fase terrestre, pois existe um atraso entre a ocorrência das chuvas e os níveis máximos de alagamento devido ao tempo necessário para que as águas oriundas das cabeceiras da bacia alcancem a

região [Irion *et al.*, 1997]. Estes resultados observados para a floresta alagável de igapó na Amazônia Central estão de acordo com o observado por Liebmann and Marengo, [2001] que indicam que episódios de *El Niño* sobre a Amazônia ocasionam redução da precipitação principalmente sobre as regiões centro-leste e norte-noroeste da bacia, sendo maior a correlação durante os meses de dezembro a fevereiro.

Árvores de *C. brasiliense* do litoral norte de Santa Catarina apresentaram crescimento negativamente correlacionado com eventos de *El Niño*, principalmente durante os meses de agosto do ano anterior a março do ano corrente, coincidindo com o final do período de menor índice pluviométrico e se estendendo por todo o período de maior concentração das chuvas na região. Nestas regiões árvores de *C. brasiliense* estão sujeitas a uma inundação média de 0.4 m e provavelmente sejam sensíveis a níveis de inundação at picos ocasionados por aumentos de precipitação durante episódios de *El Niño*, que segundo Grimm *et al.*, [2000] têm impactos positivos nas chuvas da região Sul do país durante os meses de setembro a novembro e dezembro a fevereiro.

Pesquisas indicam que episódios de anomalias de TSM elevadas sobre o ATN têm influência comparável àquelas observadas durante eventos de *El Niño* sobre o Pacífico Equatorial [Yoon and Zeng, 2009], resultando em redução da precipitação sobre a região Amazônica e também sobre o Nordeste brasileiro (Moura and Shukla, 1981; Nobre and Shukla, 1996). Anomalias de TSM sobre o ATS também têm influência na precipitação sobre a Amazônia, durante os meses de transição entre as estações chuvosa e seca, porém essa influência é de menor impacto [Yoon and Zeng, 2009]. Estas análises estão de acordo com os resultados encontrados para a floresta alagável de igapó da Amazônia Central. Nesta região árvores de *C. brasiliense* apresentaram crescimento positivo durante eventos de TSM do ATN anormalmente quentes, principalmente durante os meses de maio a dezembro do ano anterior e janeiro do ano corrente, no final da estação chuvosa e se estendendo por toda a estação seca. Porém não foi observada correlação com anomalias de TSM sobre o ATS e o  ndice de largura de anéis.

No litoral de Santa Catarina,  rvores de *C. brasiliense* sofrem impacto positivo no crescimento durante eventos de anomalias de TSM no ATS, principalmente durante os meses de setembro a novembro do ano corrente. Nesta região as informações sobre relações de

precipitação com fenômenos de larga escala do clima se concentram somente nos impactos de eventos de ENOS, contudo estudos de relações entre anomalias de precipitação sobre o estado do Rio Grande do Sul e anomalias de TSM sobre o oceano Atlântico, mostram relação positiva na região sul, principalmente durante os meses de dezembro a fevereiro e março a maio, e na região norte, durante o início dos meses de setembro a novembro e dezembro a fevereiro.

Teleconexões entre anomalias de TSM sobre o Pacífico e crescimento arbóreo também foram observadas em outras regiões do país. No Pantanal Norte Mato-grossense cronologia de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) mostrou correlação positiva com eventos de *El Niño*, que afetam negativamente a precipitação [Fortes, 2006]. Na mesma região, em área de planícies inundáveis, o crescimento de árvores de *Tabebuia áurea* e *Tabebuia heptaphylla*, também foi influenciado por eventos de *El Niño*, contudo a resposta foi diferente entre as duas espécies. A primeira espécie não está sujeita ao alagamento anual e respondeu positivamente a eventos de *El Niño*. Já árvores de *T. heptaphylla*, que ocupam porções alagáveis da planície, não apresentaram correlação entre crescimento e precipitação, e mostraram correlação negativa para anos de *El Niño* e correlação positiva com anos de *La Nina*. O mesmo estudo avaliou a influência do Atlântico Tropical no crescimento destas espécies, indicando haver uma correlação positiva com o crescimento apenas em árvores de *T. áurea* [Leite, 2012].

Estudos com árvores de *Albizia hassleri* (Chodat) Burkart (Fabaceae) no Alto Rio Paraná entre os estados do Mato Grosso do Sul e Paraná indicam a influência tanto do Pacífico quanto do Atlântico. Foram observados impactos negativos no crescimento ocasionados por anomalias de TSM do ATN, enquanto que impactos positivos foram ocasionados por anomalias de TSM da ODP sobre o Pacífico. Contudo, não foram observadas influências de eventos de ENOS no crescimento arbóreo de *A. hassleri*.

5. Sumário

O presente estudo foi uma primeira tentativa de se compreender como o crescimento de uma mesma espécie localizada em extremos geográficos (Amazônia Central e litoral norte de Santa Catarina) pode ser afetado por fenômenos climáticos de larga escala sobre o Pacífico Equatorial e o Atlântico Tropical, que possuem diferentes impactos sobre o clima na América do Sul. O crescimento arbóreo de *C. brasiliense* em ambas as regiões foi governado em parte por eventos de *El Niño* e por anomalias de TSM sobre o Atlântico Tropical. Alterações na frequência de *El Niño* previstas [IPCC, 2007] poderiam afetar o crescimento e desta espécie de formas diferentes dependendo da sua posição geográfica.

Árvores de *C. brasiliense* atingem na maioria das vezes idades entre 100 e 200 anos tanto na floresta alagável de igapó quanto na floresta ombrófila, o que torna a espécie inadequada para reconstrução de dados climáticos. Contudo, estudos utilizando espécies longevas sensíveis aos fatores climáticos em regiões tropicais são extremamente necessários para a obtenção de dados paleoclimáticos, fundamentais para o entendimento da variabilidade do clima presente e de como ele se comporta no futuro.

6. Agradecimentos

Esta pesquisa teve apoio do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), da Universidade Estadual do Amazonas (UEA), do convênio INPA/Max-Planck, na cidade de Manaus no Amazonas, do Programa Nacional de Grupos de Excelência – Pronex (Cnpq/FAPEAM) e também da Universidade Federal de Cuiabá e do Projeto Instituto Nacional de Áreas Úmidas – INAU, na cidade de Cuiabá no Mato Grosso.

Tabela 1. Áreas coletadas, estações meteorológicas utilizadas, suas localizações, identificação, série histórica e origem das estações meteorológicas.

Área de coleta	Estações meteorológicas	Localização das estações	Identificação	Série histórica	Origem
A	Moura – AM	14.59°S e 61.33°O	161002	1979 - 2011	ANA
	Curitiba – PR	25.43°S e 49.26°O	83842	1911 - 2011	INMET
B	Garatuba – PR	25.52°S e 48.34°O	2548053	1974 - 2011	ANA
	Paranaguá – PR	25.53°S e 48.51°O	83844	1911 - 2011	INMET
	Indaial – SC	26.9°S e 49.21°O	83872	1971 - 2011	INMET
	Joinville – SC	26.19°S e 48.50°O	2648014	1938 - 2011	ANA
	Guarua – SC	26.35°S e 48.85°O	2648027	1976 - 2011	ANA

Tabela 2. Índices de anomalias de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) e Oscilação Sul (IOS), origem dos dados, o oceano em que ocorrem, sua localização e tamanho da série histórica. *ATN (Atlântico Tropical Norte); **ATS (Atlântico Tropical Sul) e *** ODP (Oscilação Decadal do Pacífico).

Índices	Origem	Oceano	Localização	Série histórica
IOS	Pressão atmosférica ao nível do mar	Pacífico	12°-20° S e 130°-52 L	1876 – 2012
			17°-33° S e 149°-31° O	
<i>El Niño</i> 1 + 2	TSM	Pacífico	0-10° S e 90°-80° O	1950 – 2012
<i>El Niño</i> 3	TSM	Pacífico	5° N -5° S e 150°-90° O	1950 – 2012
<i>El Niño</i> 4	TSM	Pacífico	5° N -5° S e 160° L -150° O	1950 – 2012
<i>El Niño</i> 3.4	TSM	Pacífico	5° N -5° S e 170° -120° O	1950 – 2012
ATN*	TSM	Atlântico Norte	5°-20° N e 60°-30°O	1950 – 2012
ATS **	TSM	Atlântico Sul	0-20° S e 30° O -10° L	1950 – 2012
Tropical Global	TSM	Tropical Global	10° S -10°N, 0-360	1950 – 2012
ODP***	TSM	Pacífico	20N em direção aos pólos	1950 – 2012

Tabela 3. Número de indivíduos amostrados por sítio, cota média de inundação média, DAP, altura e idade estimada médios, seus desvios e valores mínimos e máximos, taxas de incremento médio em diâmetro (IMD) e idade média por classe de diâmetro. Altura, idade estimada das árvores e taxas de IMD foram significativamente diferentes entre os dois sítios, indicado pelo teste t de duas amostras com nível de confiança $p < 0.01$. * Diferenças não significativas.

Parâmetros	Floresta ombrófila - SC	Floresta de igapó - AM	Teste t	p
Número de indivíduos	27	20		
Cota média de inundação (m)	7.0 ± 0.0	0.4 ± 0.0		
DAP médio (mín. - máx.) (cm)	44.6 ± 16.3 (12.9 - 72.7)	36.6 ± 16.0 (11.3 - 80.0)	-1.63*	
Altura média (mín. - máx.) (m)	20.5 ± 3.3 (13.7 - 21.4)	17.3 ± 2.0 (8.3 - 25.8)	-3.70	0.01
Idade média (mín. - máx.) (anos)	80 ± 105.4 (26 - 167)	202 ± 26.4 (75 - 490)	5.80	0.01
Classe de diâmetro (cm)	60 – 70	10 – 20		
Idade média (anos)	93 ± 4	93 ± 25		
Taxa de IMD (mín. - máx.) (mm)	6.8 ± 0.6 (1.1 - 2.7)	1.7 ± 0.7 (2.8 - 8.9)	-10.90	0.01

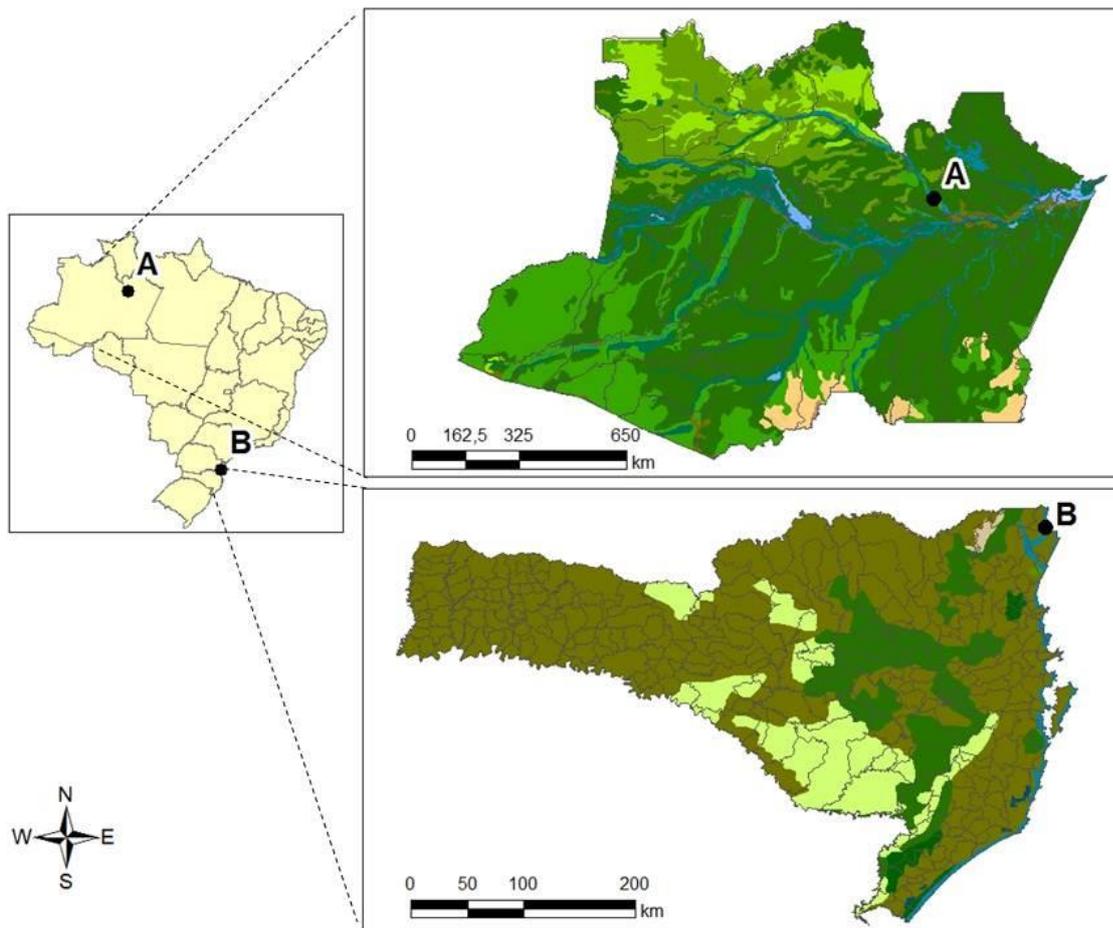


Figura 1. Mapa de coleta de amostras de cilindros de madeira de *Calophyllum brasiliense* em floresta alagável de igapó, na Amazônia Central (A) e em floresta ombrófila densa de terras baixas, no litoral norte de Santa Catarina (B).

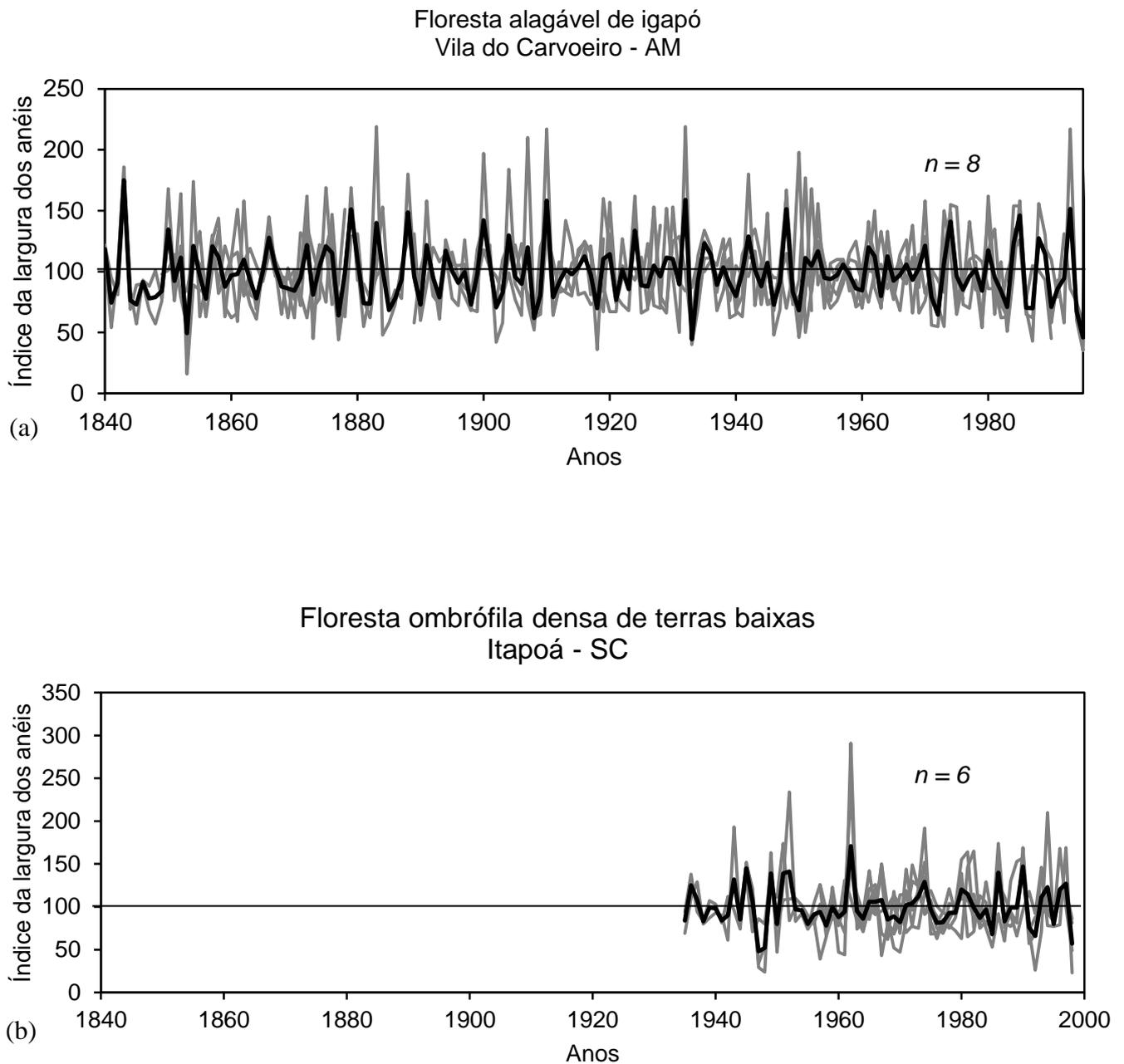


Figura 2. (a) Cronologia indexada de anéis anuais de árvores de *Calophyllum brasiliense* amostradas na floresta alagável de igapó da Vila do Carvoeiro, no Amazonas e (b) amostradas na floresta ombrófila densa de terras baixas, Santa Catarina. As curvas em cinza representam as curvas individuais indexadas, enquanto que a curva preta representa a cronologia média.

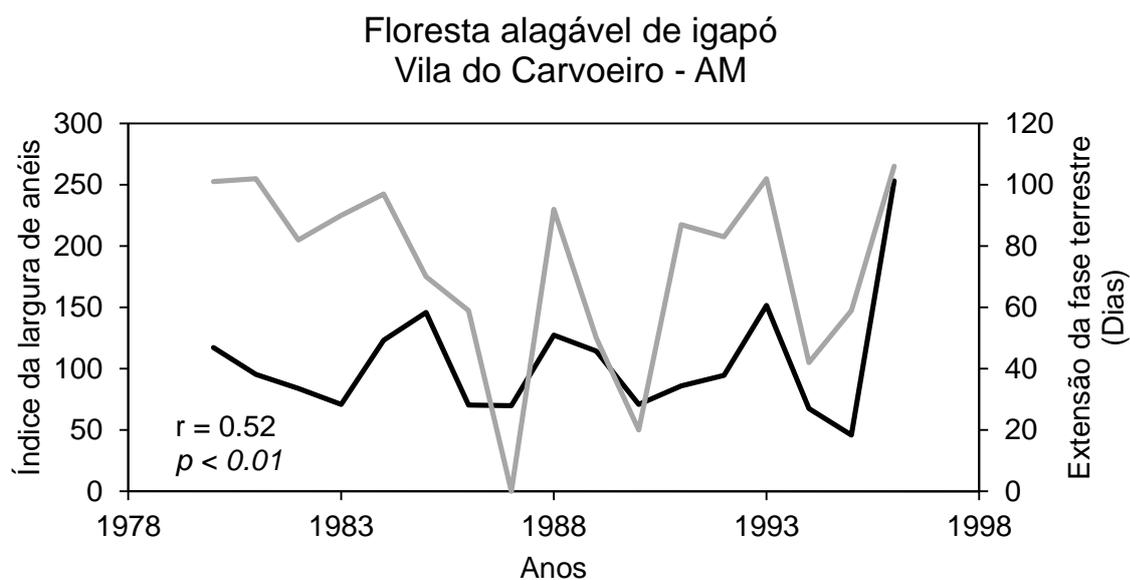


Figura 3. Correlação significativa entre a fase terrestre e o índice da largura de anéis para árvores de *C. brasiliense* amostradas na Vila do Carvoeiro, em floresta alagável de igapó da Amazônia Central ($r = 0.52$, $p < 0.01$). A curva em cinza representa a extensão da fase terrestre em dias e a curva preta apresenta o índice da largura dos anéis.

Floresta alagável de igapó
Vila do Carvoeiro – AM

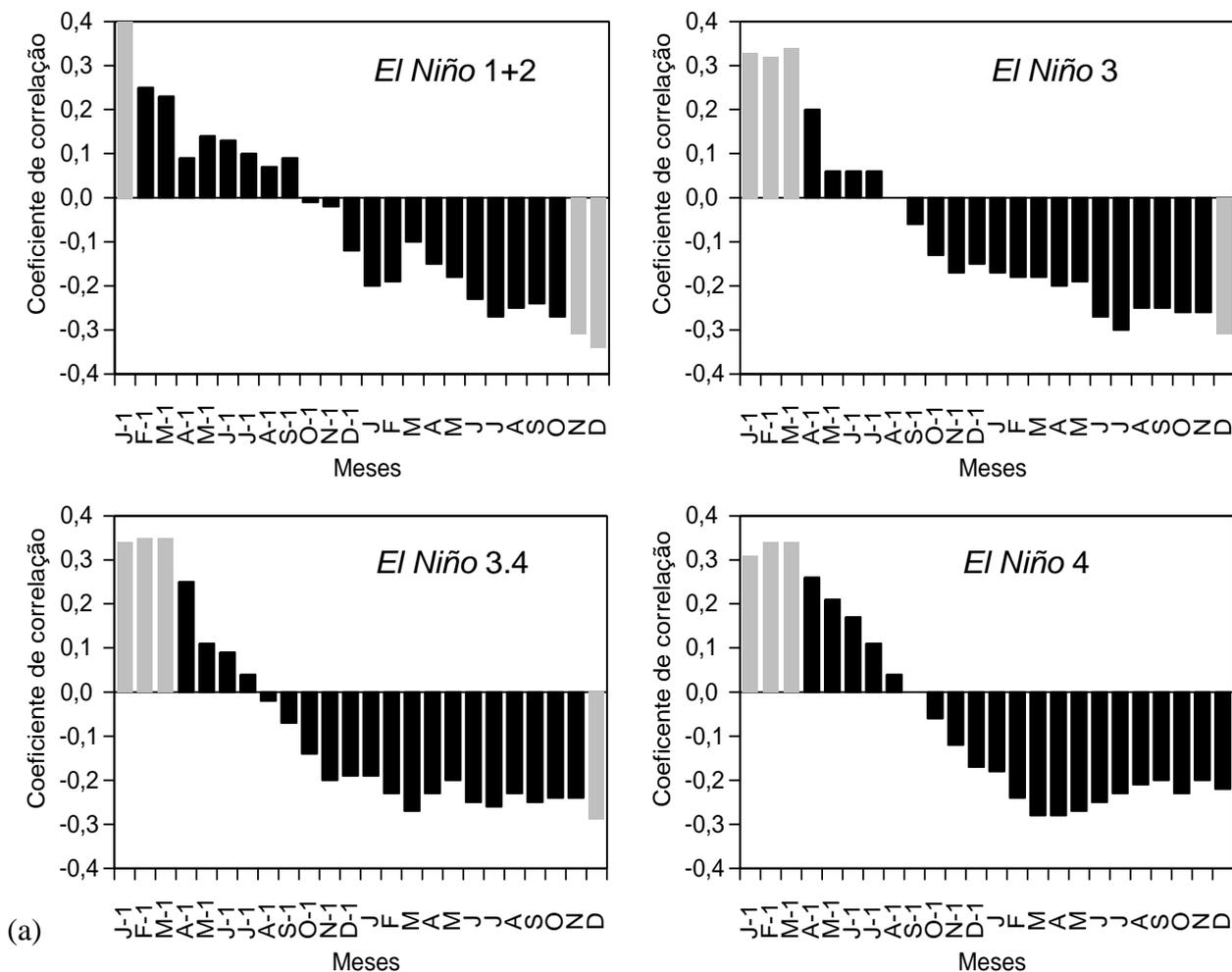


Figura 4. Correlações entre o índice de largura de anéis de *Calophyllum brasiliense* e os índices de anomalias de TSM do Pacífico Equatorial, em suas diferentes regiões de *El Niño*. (a) Para floresta alagável de igapó da Vila do Carvoeiro, no Amazonas. Meses do ano anterior ao evento são indicados por (-1). Barras em cinza representam correlações significativas para cada mês ($p < 0.05$).

Floresta ombrófila densa de terras baixas
Itapoá – SC

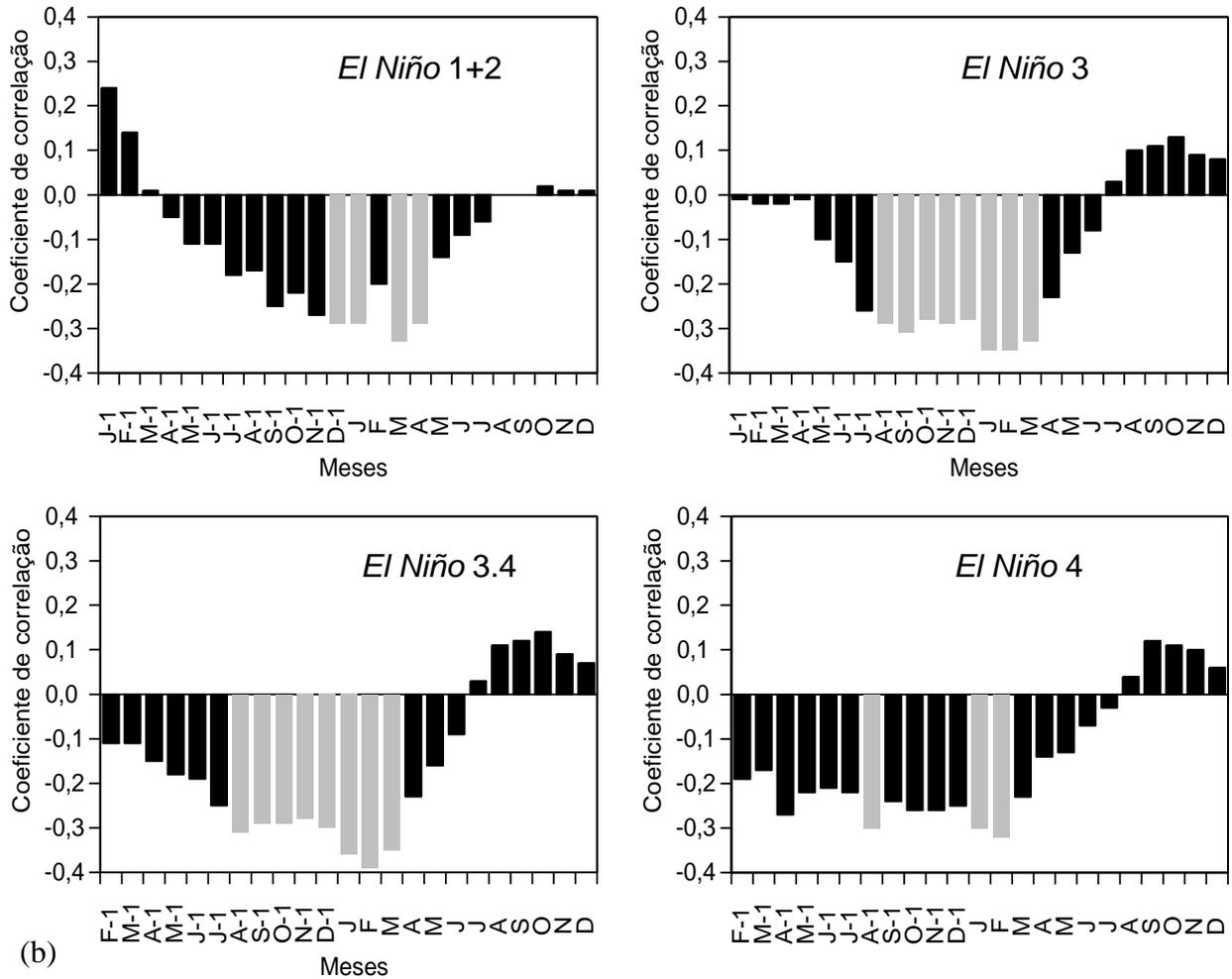
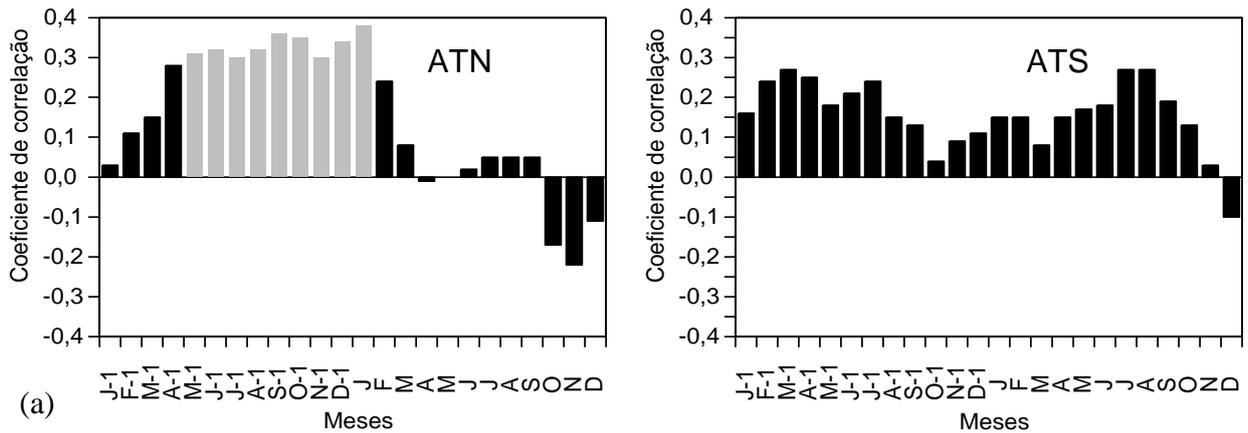


Figura 4. Continuação. (b) para a floresta ombrófila densa de terras baixas, no litoral de Santa Catarina. Meses do ano anterior ao evento são indicados por (-1). Barras em cinza representam correlações significativas para cada mês ($p < 0.05$).

Floresta alagável de igapó
Vila do Carvoeiro – AM



Floresta ombrófila densa de terras baixas
Itapoá – SC

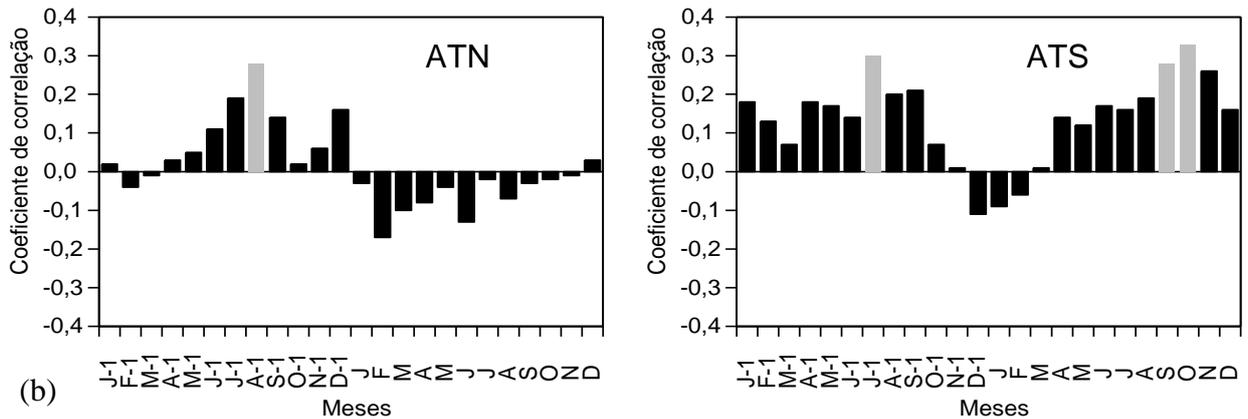


Figura 5. Correlações entre o índice de largura de anéis de *Calophyllum brasiliense* e os índices de anomalias de TSM do Atlântico Tropical Norte (ATN) e Atlântico Tropical Sul (ATS). (a) Para a floresta alagável de igapó – AM e (b) para o litoral norte de Santa Catarina, no município de Itapoá. Meses do ano anterior ao evento são indicados por (-1). Barras em cinza representam correlações significativas para cada mês ($p < 0.05$).

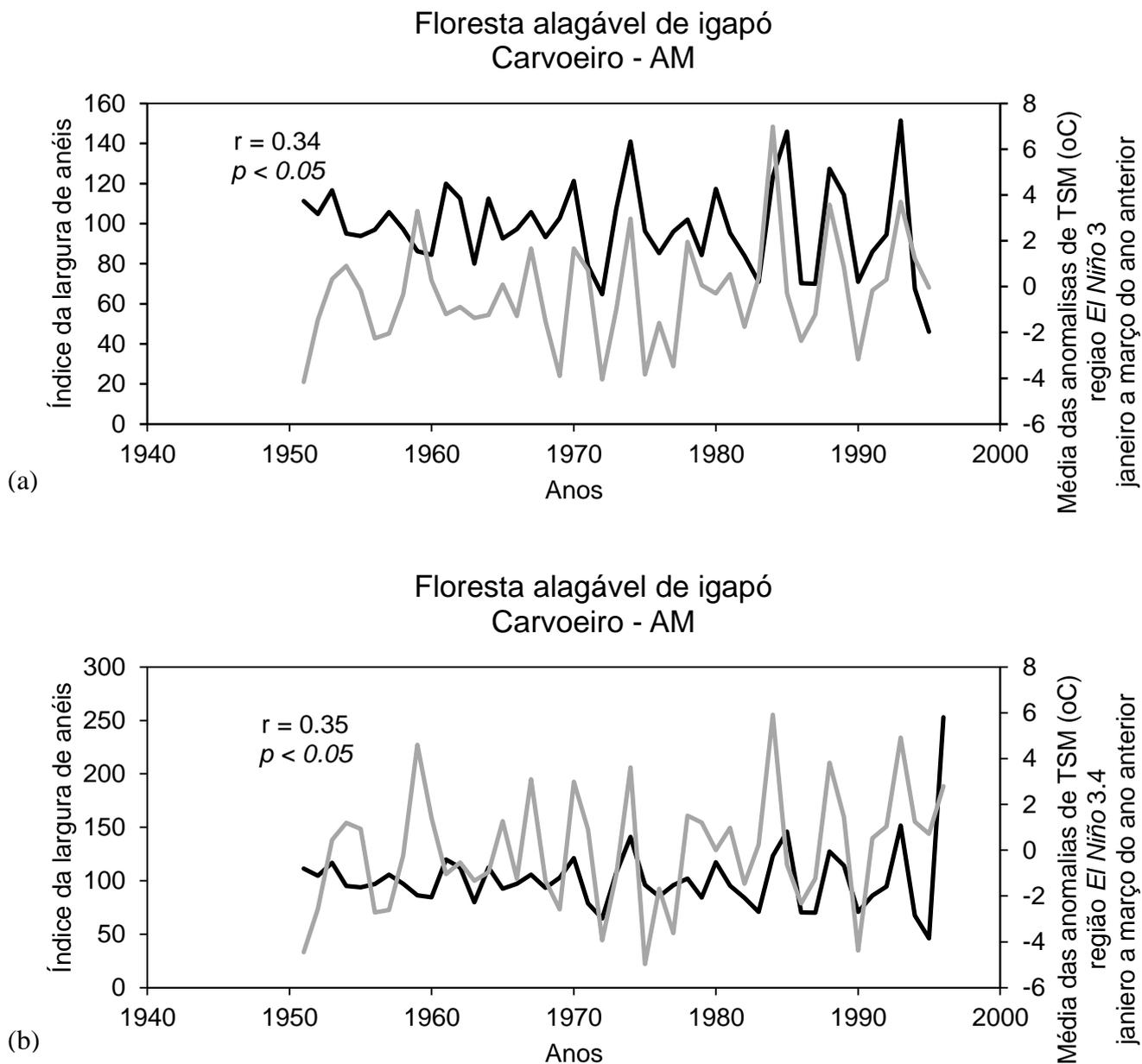


Figura 6. Correlações entre o índice de largura de anéis de *C. brasiliense* ocorrendo na floresta alagável de igapó da Amazônia Central (curva em preto) e as médias de anomalias da TSM no Pacífico Equatorial ENOS (curva em cinza), nos meses de janeiro a março do ano anterior ao evento para: **(a)** a região do *El Niño* 3 ($r = 0.34$); **(b)** a região do *El Niño* 3.4 ($r = 0.35$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$.

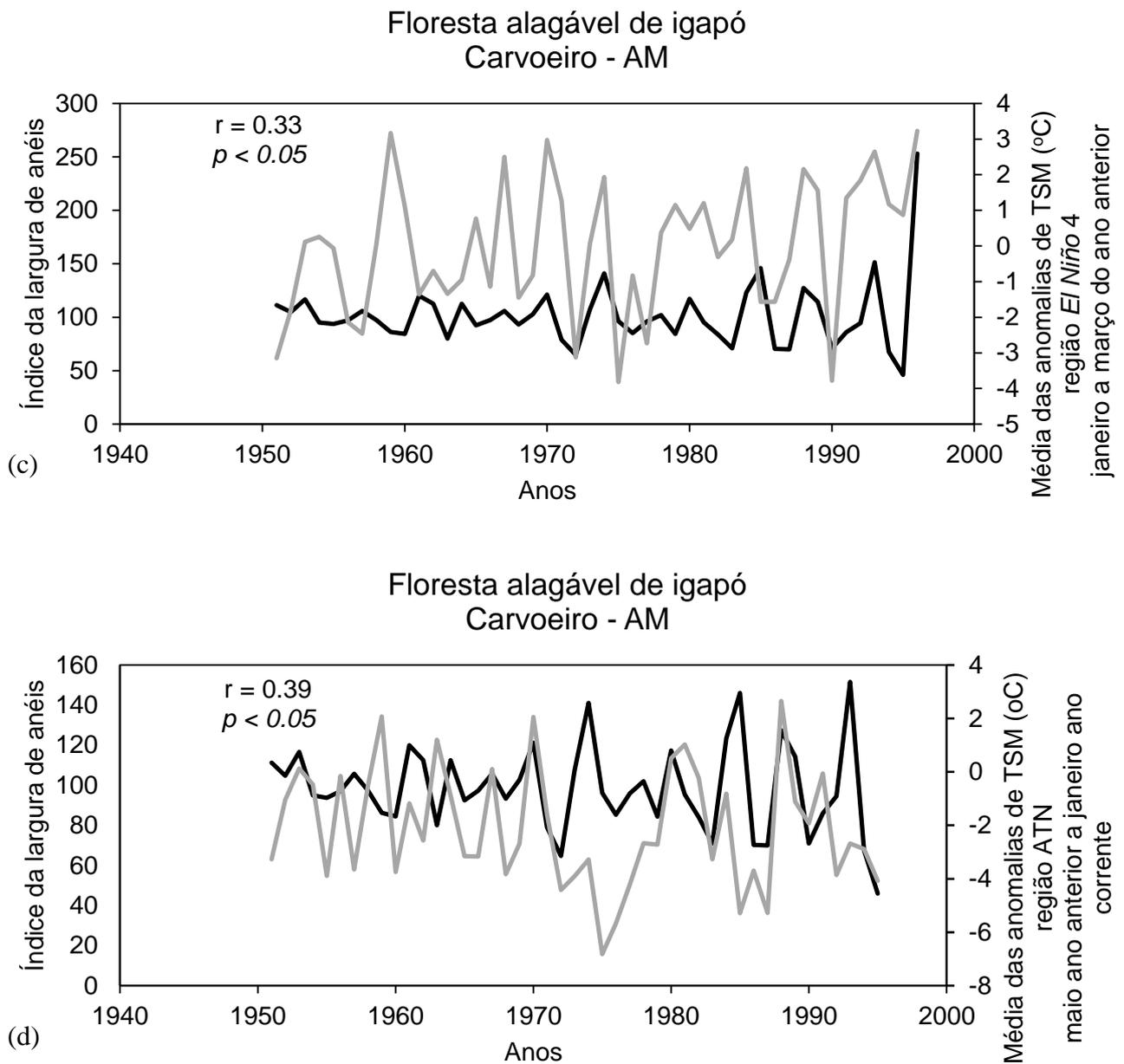


Figura 6. Continuação. (c) a região do *El Niño* 4 ($r = 0.33$). (d) Correlações com médias das anomalias de TSM no ATN para os meses de maio do ano anterior até janeiro do ano corrente ($r = 0.39$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$.

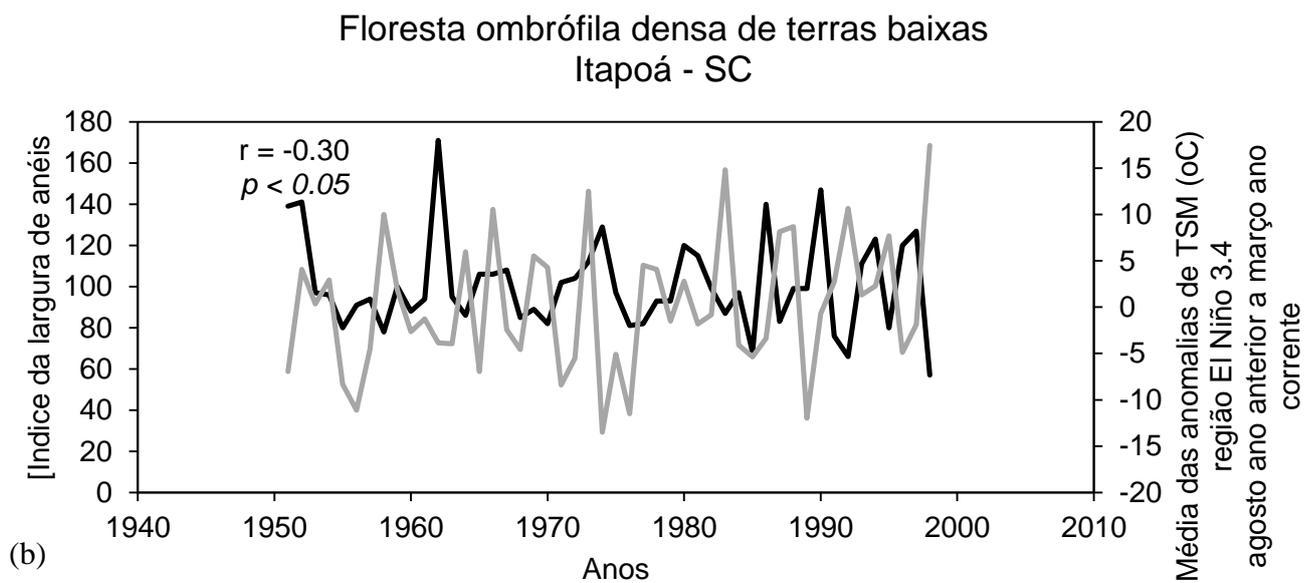
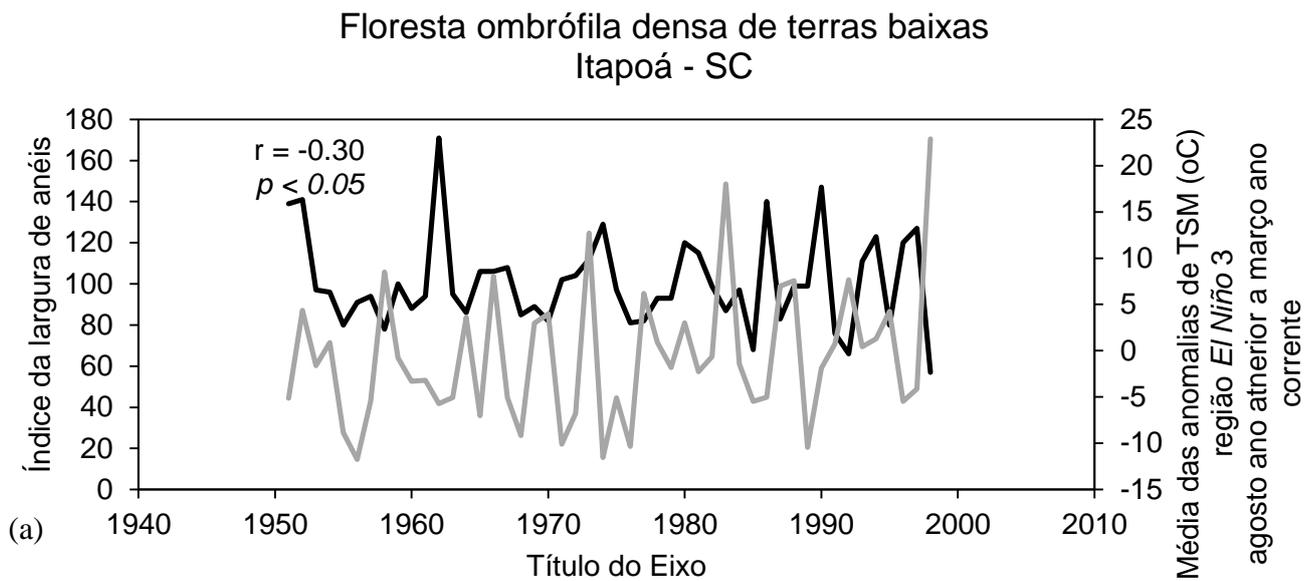


Figura 7. Correlações entre o índice de largura de anéis de *C. brasiliense* ocorrendo na floresta ombrófila densa no litoral de Santa Catarina (curva em preto) e as médias de anomalias da TSM no Pacífico Equatorial ENOS (curva em cinza), nos meses de agosto do ano anterior a março do ano corrente para: **(a)** a região do *El Niño* 3 ($r = -0.30$) e **(b)** a região do *El Niño* 3.4 ($r = -0.30$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$.

Floresta ombrófila densa de terras baixas
Itapoá - SC

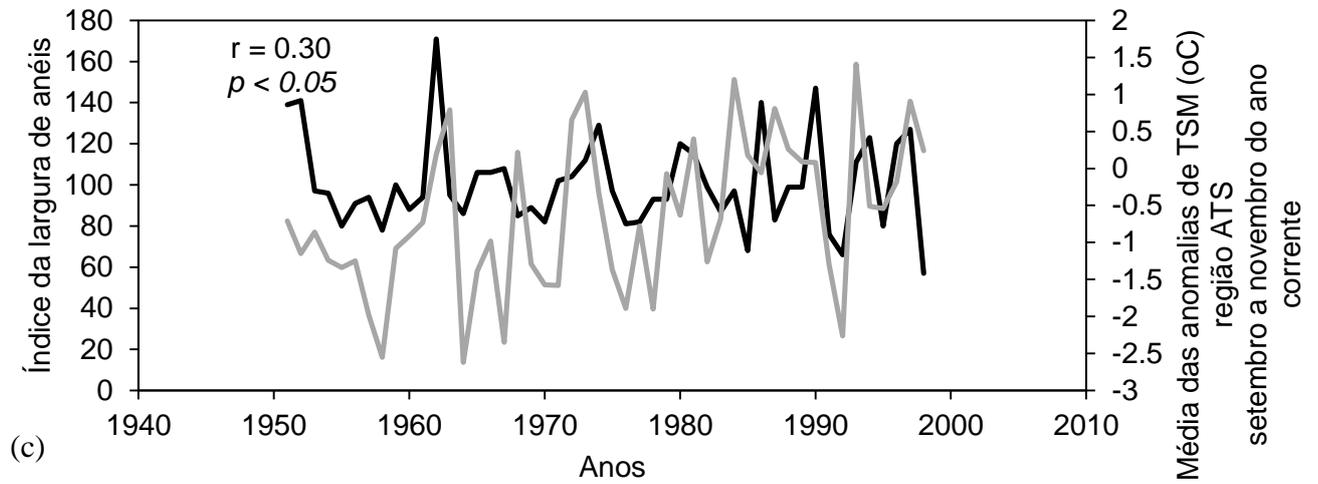


Figura 7. Continuação. (c) Correlações com médias das anomalias de TSM no ATS para os meses setembro a novembro do ano corrente ($r = 0.30$). Todas as correlações foram significativas para $p < 0.05$.

7. Referências

- Abe, F., S. Nagafuji, H. Okabe, H. Akahane, E. Estrada-Muñiz, M. Huerta-Reyes, and R. Reyes-Chilpa (2004), Trypanocidal constituents in plants. Leaves of *Garcinia intermedia* and heartwood of *Calophyllum brasiliense*, *Biological & Pharmaceutical Bulletin*, 27(1), 141–3.
- Baillie, M. G. L., and J. R. Pilcher (1973), A simple cross-dating program for tree-ring research, *Tree-rings bulletin*, 33, 7–14.
- Batista, E. S. (2011), Dendroclimatologia da espécie arbórea *Macrolobium acaciifolium* (Fabaceae) em florestas de igapó na Amazônia Central, 51 pp., INPA/UEA.
- Borchert, R. (1999), Climatic periodicity, phenology, and cambium activity in tropical dry forest trees, *IAWA Journal*, 20(3), 239–247.
- Borgo, M., G. Tiepolo, M. Reginato, Y. S. Kuniyoshi, F. Galvão, R. L. Capretz, and V. P. Zwiener (2011), Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil, *Floresta*, 41(4), 819–832.
- Brienen, R. J. W., and P. A. Zuidema (2005), Relating tree growth to rainfall in Bolivian rain forests: a test for six species using tree ring analysis, *Oecologia*, 146(1), 1–12.
- Brienen, R. J. W., E. Lebrija-Trejos, P. A. Zuidema, and M. Martínez-Ramos (2010), Climate-growth analysis for a Mexican dry forest tree shows strong impact of sea surface temperatures and predicts future growth declines, *Global Change Biology*, 16(7), 2001–2012.
- Brito, E. R., S. V. Martins, A. T. de Oliveira-Filho, E. Silva, and A. F. da Silva (2008), Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins, *Acta Amazonica*, 38(3), 379–386.
- Bunker, D. E., and W. P. Carson (2005), Drought stress and tropical forest woody seedlings: effect on community structure and composition, *Journal of Ecology*, 93(4), 794–806.
- Carvalho, P. E. R. (1994), *Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira*, Colombo: Embrapa - CNPF, Brasília.

- Cook, E. R., and K. Briffa (1990), Data analysis, in *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Science*, edited by E. R. Cook and K. Briffa, pp. 97–162, Kluwer, Dordrecht.
- Coster, C. (1927), Zur Anatomie und Physiologie der Zuwachszonen und Jahresringbildung in den Tropen II., *Annales Jardim Botanica Buitenzorg*, 37, 49–160.
- Coster, C. (1928), Zur anatomie und physiologie der zuwachszonen-und jahresringbildung in den tropen, *Annales Jardim Botanica Buitenzorg*, 38, 1–114.
- Cox, P. M., R. A. Betts, M. Collins, P. P. Harris, C. Huntingford, and C. D. Jones (2004), Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century, *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1-3), 137–156.
- D'Arrigo, R., E. R. Cook, R. J. Wilson, R. Allan, and M. E. Mann (2005), On the variability of ENSO over the past six centuries, *Geophysical Research Letters*, 32(3), 1–4.
- D'Arrigo, R., N. Abram, C. Ummenhofer, J. Palmer, and M. Mudelsee (2011), Reconstructed streamflow for Citarum River, Java, Indonesia: linkages to tropical climate dynamics, *Climate Dynamics*, 36(3-4), 451–462.
- D'Arrigo, R. D., R. Allan, R. Wilson, J. Palmer, J. Sakulich, J. E. Smerdon, L. O. Ngkoimani, R. D' Arrigo, and L. Ode (2008), Pacific and Indian ocean climate signals in tree-ring record of Java monsoon drought, *International Journal of Climatology*, 28(14), 3–13.
- Durigan, G., and E. R. da Silveira (1999), Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP, Brasil, *Scientia Florestalis*, 56, 135–144.
- Engelbrecht, B. M. J., L. S. Comita, R. Condit, T. A. Kursar, M. T. Tyree, B. L. Turner, and S. P. Hubbell (2007), Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forest, *Nature*, 447, 80–82.
- Fischer, E., and F. A. M. Dos Santos (2001), Demography, phenology and sex of *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae) trees in the Atlantic forest, *Journal of Tropical Ecology*, 17(06), 903–909.

- Flores, E. M. (2002), *Calophyllum brasiliense* Cambess., in *Tropical tree seed manual*, edited by J. A. Vozzo, pp. 353–356, USDA Forest Service, Washington D.C.
- Fortes, C. F. (2006), Estudos dendrocronológicos da espécie arbórea *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) no Pantanal Norte Matogrossense, Brasil, 24 pp., UFMT.
- Fritts, H. C. (1976), *Tree rings and climate*, Academic Press, London.
- Grimm, A. M., V. R. Barros, and M. E. Doyle (2000), Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña Events, *Journal of Climate*, 13(1), 35–58.
- Hammond, D. S., S. Gourlet-fleury, P. van der Hout, H. ter Steege, and V. K. Brown (1996), A compilation of known Guianan timber trees and the significance of their dispersal mode, seed size and taxonomic affinity to tropical rain forest management, *Forest Ecology and Management*, 83, 99–116.
- Higuchi, N., A. C. Hummel, J. V. Freias, J. R. E. Malinowski, and R. Stokes (1994), Exploração florestal nas várzeas do estado do Amazonas: seleção de árvore, derrubada e transporte, in *Proceedings of the VII Harvesting and Transportation of Timber Products*, pp. 168–193, IUFRO/UFPR, Curitiba, Brasil.
- Huerta-Reyes, M., M. D. C. Basualdo, F. Abe, M. Jimenez-Estrada, C. Soler, and R. Reyes-Chilpa (2004), HIV-1 inhibitory compounds from *Calophyllum brasiliense* leaves, *Biological & Pharmaceutical Bulletin*, 27(9), 1471–1475.
- Hutyra, L. R., J. W. Munger, C. A. Nobre, S. R. Saleska, S. A. Vieira, and S. C. Wofsy (2005), Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazônia, *Geophysical Research Letters*, 32(24), 1–4.
- IDSMM/MCT (2010), *Plano de gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá*, IDSMM/MCT, Tefé, Uarini, Fonte Boa, Japurá, Tonantins e Maraã, Amazonas.
- IPCC (2007), *Climate Change 2007: An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by T. Baker, IPCC, Valencia.
- Irion, G., W. J. Junk, and J. A. S. N. Mello (1997), The large Central Amazonian river floodplain near Manaus: geological, climatological, hydrological and geomorphological

aspects, in *The Central Amazonian Floodplains. Ecology of a Pulsing System*, edited by W. J. Junk, pp. 23–46, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Santa Clara, Singapore, Tokyo.

ITTO (2011), Tropical Timber Market Report, *TTM Report*, 16(15), 23.

Jacoby, G. C., and R. D'Arrigo (1990), Teak (*Tectona grandis* L. F.), a new species of large scale dendroclimatic potential, *Dendrochronologia*, 8, 83–98.

Junk, W. J. (1993), Wetlands of Tropical South America, in *Wetlands of the World*, edited by D. Whigham, S. Hejny, and D. Dykyjova, pp. 679 – 739, Dr. Junk, W. J. Puplicher, Dordrecht, Boston, Lancaster.

Junk, W. J. (2000), The Central Amazon river floodplain: concepts for the sustainable use of its resources, in *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for Sustainable Managment*, edited by W. J. Junk, J. J. Ohly, M. T. F. Piedade, and M. G. M. Soares, pp. 75–94, Backhuys Publishers, Leiden.

Junk, W. J. (2013), Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change, *Aquatic Sciences*, 75(1), 113–131.

Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks (1989), The flood pulse concept in river-floodplain systems, in *Proceedings of the International Large River Symposium*, p. 106, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.

Keddy, P. A., L. H. Fraser, A. I. Solomeshch, W. J. Junk, D. R. Campbell, M. T. K. Arroyo, and C. J. R. Alho (2009), Wet and wonderful: The world's largest Wetlands are conservation priorities, *BioScience*, 59(1), 39–51.

Lacerda, L. D. de, D. S. D. de Araújo, and N. C. Maciel (1982), *Restingas Brasileiras: uma bibliografia*, Fundação José Bonifácio, Rio de Janeiro.

Laurance, W. F., and G. B. Williamson (2001), Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon, *Conservation Biology*, 15(6), 1529–1535.

- Leite, P. T. de P. (2012), Dendroecologia de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook e *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo (Bignoniaceae) no Pantanal de Mato Grosso, Brasil, 48 pp., UFMT.
- Liebmann, B., and J. A. Marengo (2001), Interannual variability of the rainy season and rainfall in the Brazilian Amazon Basin, *Journal of Climate*, 14, 4308–4318.
- Lorenzi, H. (1992), *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Marengo, J. A. (2006), *Mudanças Climáticas Globais e seus efeitos sobre a biodiversidade. Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI*, edited by J. A. Marengo, MMA/IBAMA, Brasília.
- Marengo, J. A., C. Nobre, and G. Sampaio (1998), On the associations between hydrometeorological conditions in Amazonia and the extremes of the Southern Oscillation, *Bulletin de l'Institut Français d'Études Andines*, 27(3), 789–802.
- Marengo, J. A., T. Ambrizzi, R. P. da Rocha, L. M. Alves, S. V. Cuadra, M. C. Valverde, R. R. Torres, D. C. Santos, and S. E. T. Ferraz (2010), Future change of climate in South America in the late twenty-first century: intercomparison of scenarios from three regional climate models, *Climate Dynamics*, 35(6), 1073–1097.
- Marques, M. C. M. (1994), Estudos auto-ecológicos do guanandi (*Calophyllum brasiliense* Camb. Clusiaceae) em uma mata ciliar do município de Brotas, SP, 91 pp., Universidade Estadual de Campinas.
- Marques, M. C. M., and C. A. Joly (2000), Germinação e crescimento de *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), uma espécie típica de florestas inundadas, *Acta Botanica Brasilica*, 14(1), 113–120.
- Miles, L., A. Grainger, and O. Phillips (2004), The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia, *Global Ecology and Biogeography*, 13, 553–565.

- Mitsch, W. J., and J. G. Gosselink (2000), *Wetlands*, 3rd ed., John Wiley & Sons. New York, New York.
- Montanher, D. R. (2012), Aspectos dendrocronológicos de três espécies arbóreas nas áreas alagáveis do Alto Rio Paraná, 62 pp., UFM.
- Moura, A. D., and J. Shukla (1981), On the dynamics of droughts in northeast Brazil: observations, theory and numerical experiments with a general circulation model, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 38, 2653–2675.
- Negrelle, R. R. B. (2002), The Atlantic Forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics, *Biodiversity and Conservation*, 11, 887–919.
- Nobre, P., and J. Shukla (1996), Variations of Sea Surface Temperature, wind stress, and rainfall over the Tropical Atlantic and South America, *Journal of Climate*, 9, 2464–2479.
- Nunes da Cunha, C., and W. J. Junk (2004), Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands, *Applied Vegetation Science*, 7, 103–110.
- Oliveira, V. C. de, and C. A. Joly (2010), Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses, *Trees*, 24, 185–193.
- Oliveira-Filho, A. T. de, and D. A. de Carvalho (1993), Florística e fisionomia da vegetação do extremo norte da Paraíba, *Revista Brasileira de Botânica*, 16(1), 115–130.
- Oliveira-Filho, A. T. de, J. A. Ratter, and G. J. Shepherd (1990), Floristic composition and community structure of a Central Brazilian gallery forest, *Flora*, 184, 103–117.
- Oyama, M. D., and C. A. Nobre (2003), A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America, *Geophysical Research Letters*, 30(23), 1–5.
- Parolin, P., F. Wittmann, J. Schöngardt, and M. T. F. Piedade (2004), Amazonian várzea forests: Adaptive strategies of trees as tools for forest management, *Ecologia Aplicada*, 3(1-2), 180–184.

- Paula, J. E. (1982), Espécies nativas com perspectivas energéticas, in *Congresso Nacional sobre Essências Nativas*, pp. 1259–1315, Instituto Florestal, Campos do Jordão, SP.
- Philander, S. G. H. (1985), El Niño e La Niña, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 42(23), 2652–2662.
- Pilcher, J. R. (1990), Sample preparation cross-dating, and measurement, in *Methods of Dendrochronology, Applications in the Environmental Sciences*, edited by E. R. Cook and L. A. Kairiukstis, pp. 40–51, Kluwer, Dordrecht, Boston, London.
- Pott, A. (2007), Dinâmica da vegetação do Pantanal, in *Anais do VIII Contresso de Ecologia do Brasil*, pp. 1–4, Sociedade de Ecologia do Brasil, Caxambu, Minas Gerais.
- Pott, A., and V. J. Pott (1994), *Plantas do Pantanal*, Embrapa, Brasília.
- Pretto, J. B., V. Cechinel-filho, F. V Noldin, M. R. K. Sartori, D. E. B. Isaias, and A. B. Cruz (2004), Antimicrobial activity of fractions and compounds from *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae/Guttiferae), *Zeitschrift für Naturforschung*, 59(1), 657–662.
- Reyes-Chilpa, R., C. H. Baggio, D. Alavez-Solano, E. Estrada-Muñiz, F. C. Kauffman, R. I. Sanchez, and S. Mesia-Vela (2006), Inhibition of gastric H⁺,K⁺ -ATPase activity by flavonoids, coumarins and xanthones isolated from Mexican medicinal plants, *Journal of Ethnopharmacology*, 105(1-2), 167–72.
- Richey, J. E., C. Nobre, and C. Deser (1989), Amazon river discharge and climate variability: 1903 to 1985, *Science*, 246(4926), 101–103.
- Ropelewski, C. F., and M. S. Halpert (1987), Global and regional scale precipitation patterns associated with El Niño/Southern Oscillation, *Monthly Weather Review*, 115, 1606–1626.
- Schöngart, J., and W. J. Junk (2007), Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices, *Journal of Hydrology*, 335, 124–132.
- Schöngart, J., M. T. F. Piedade, S. Ludwigshausen, V. Horna, and M. Worbes (2002), Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests, *Journal of Tropical Ecology*, 18(04), 581–597.

- Schöngart, J., W. J. Junk, M. T. F. Piedade, J. M. Ayres, A. Huttermann, and M. Worbes (2004), Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect, *Global Change Biology*, 10(5), 683–692.
- Schöngart, J., M. T. F. Piedade, F. Wittmann, W. J. Junk, and M. Worbes (2005), Wood growth patterns of *Macaranga acaciifolia* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests, *Oecologia*, 145(3), 454–61.
- Schöngart, J., B. Orthmann, K. J. Hennenberg, S. Porembski, and M. Worbes (2006), Climate-growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction, *Global Change Biology*, 12(7), 1139–1150.
- Sioli, H. (1991), *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*, 3rd ed., Editora Vozes, Petrópolis.
- Sombroek, W. G. (1979), Soils of the Amazon region and their ecological stability, *ISM Annual Report*, 13–27.
- Therrell, M. D., D. W. Stahle, L. P. Ries, and H. H. Shugart (2006), Tree-ring reconstructed rainfall variability in Zimbabwe, *Climate Dynamics*, 26(7-8), 677–685.
- Veloso, H. P., A. L. R. R. Filho, and J. C. A. Lima (1991), *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*, edited by H. P. Veloso, A. L. R. R. Filho, and J. C. A. Lima, IBGE, Rio de Janeiro.
- Vetter, R. E., and P. C. Botosso (1989), El Niño may affect growth behaviour of Amazonian trees, *GeoJournal*, 19(4), 419–421.
- Wittmann, F., and W. J. Junk (2003), Sapling communities in Amazonian white- • water forests, *Journal of Biogeography*, 30, 1533–1544.
- Wittmann, F., and A. de O. Wittmann (2010), Use of Amazonian floodplain forests, in *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*, vol. 210, edited by W. J. Junk, M. T. F. Piedade, F. Wittmann, J. Schöngart, and P. Parolin, pp. 389–418, Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.

- Wittmann, F., J. Schöngart, J. M. De Brito, A. de O. Wittmann, M. T. F. Piedade, and P. Parolin (2010), *Manual of trees from Central Amazonian várzea floodplains: Taxonomy, ecology and use*, Editora INPA, Manaus, Amazonas.
- Worbes, M. (1988), Variety in structure of annual growth zones in *Tabebuia barbata* (E. Mey.) Sandw., Bignoniaceae, a tropical tree species from Central Amazonian inundation forests, *Dendrochronologia*, 6, 71–89.
- Worbes, M. (1989), Growth rings, increment and age of tree in inundation forest, savannas and a mountain forest in the Neotropics, *IAWA Bulletin*, 10(2), 109–122.
- Worbes, M. (1995), How to measure growth dynamics in tropical trees. A review, *IAWA Journal*, 16(4), 337–351.
- Worbes, M., and W. J. Junk (1989), Dating tropical trees by means of ¹⁴C from bom tests, *Ecology*, 70(2), 503–507.
- Yoon, J.-H., and N. Zeng (2009), An Atlantic influence on Amazon rainfall, *Climate Dynamics*, 34(2-3), 249–264.