

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

COMPARAÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL ENTRE FLORESTAS DE IGAPÓ E  
CAMPINARANA AO LONGO DE GRADIENTES HIDRO-EDÁFICOS NA RESERVA DE  
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO UATUMÃ, AMAZÔNIA CENTRAL

NATÁLIA TARGHETTA

Manaus, Amazonas

Outubro / 2012

NATÁLIA TARGHETTA

COMPARAÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL ENTRE FLORESTAS DE IGAPÓ E  
CAMPINARANA AO LONGO DE GRADIENTES HIDRO-EDÁFICOS NA RESERVA DE  
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO UATUMÃ, AMAZÔNIA CENTRAL

Orientador: Florian Wittmann, Dr.

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de  
Pesquisas da Amazônia como parte dos  
requisitos para obtenção do título de Mestre em  
Biologia, área de concentração Ecologia.

Manaus, Amazonas

Outubro / 2012

## **RELAÇÃO DA BANCA JULGADORA**

### **BANCA AVALIADORA DO TRABALHO ESCRITO**

Dra. Izildinha Miranda – Universidade Federal Rural da Amazônia

Aprovado

Dra. Flávia R. C. Costa – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Aprovado com Correções

Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho – Universidade Federal de Minas Gerais

Não emitiu parecer

### **BANCA AVALIADORA DA DEFESA ORAL PÚBLICA**

Dr. Alberto Vicentini – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Aprovado

Dr. Michael J. G. Hopkins – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Aprovado

Dra. Veridiana V. Scudeller – Universidade Federal do Amazonas

Aprovado

## Ficha Catalográfica

T185 Targhetta, Natália  
Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia Central / Natália Targhetta. --- Manaus : [s.n.], 2012.  
xi, 104 f. : il.

Dissertação (mestrado) --- INPA, Manaus, 2012  
Orientador : Florian Wittmann  
Área de concentração : Ecologia  
1. Florestas de igapó. 2. Composição florística. 3. Campinarana.  
4. Biomassa. 5. Solos oligotróficos. 6. Diversidade. I. Título.

CDD 19. ed 581.5

**Sinopse:** Comparei a composição e diversidade florística, estrutura e biomassa de um igapó e uma campinarana na RDS Uatumã. Investiguei a influência dos fatores edáficos e hídricos em ambos os ecossistemas.

**Palavras-chave:** Gradientes ambientais, similaridade florística, escassez de nutrientes, alagamento periódico.

*Aes meus pais,*

*Nijela C. P. Targhetta e*

*Pomelo M. Targhetta*

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar, agradeço aos meus pais e irmãos, por todo amor, carinho e apoio dedicados ao longo destes anos, e ao Marcelo, pelo amor e companheirismo sempre presentes. Ao meu orientador, Florian, por toda paciência, amizade, ajuda, idéias e conhecimento compartilhados, de grande importância para o meu caminhar e sem os quais este trabalho não seria possível.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e à Coordenação de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade de poder trabalhar neste ambiente lindo e incrível que é a Amazônia. Aos professores da Pós-Graduação, por terem compartilhado conosco seu conhecimento ao longo do curso.

À Capes, pela bolsa concedida durante estes dois anos. Ao Instituto Max Planck de Química, pelo financiamento quase que integral deste trabalho. Ao Projeto INPA - Max Planck por todo o apoio logístico. Ao PRONEX / FAPEAM / CNPq 'Tipologias Alagáveis' pela ajuda financeira na aquisição de alguns equipamentos. Ao Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) pela licença concedida para a realização do trabalho na RDS Uatumã.

Aos avaliadores do plano de trabalho, Dr. Alberto Vicentini e dois revisores anônimos, cujas idéias, comentários e sugestões foram de grande importância para a melhoria e concretização do projeto. À banca avaliadora da aula de qualificação, Dr. José Luis C. Camargo, Dr. José Júlio de Toledo e Dra. Maria T. F. Piedade. Aos avaliadores do manuscrito da dissertação, Dra. Flávia Costa e Dra. Izildinha Miranda e aos avaliadores da defesa oral pública, Dr. Michael J. G. Hopkins, Dra. Veridiana V. Scudeller e Dr. Alberto Vicentini. A todos que me ajudaram em campo e sem os quais este trabalho não seria possível: Celso Costa, Mário Picanso, Agenor Negrão, Marcelo Medeiros, Edvaldo Ferreira, Deborah Castro, Eliane Batista, Wallace Costa, Kelvin Uchoa, Adir (Careca) e em especial ao Josué, integrante e morador da RDS Uatumã, sempre disposto aos longos e cansativos trabalhos de campo. Ao Sr. José Lima pelo trabalho de identificação das espécies em campo e pela ajuda no herbário.

Por último, mas não menos importantes, agradeço aos amigos que fiz em Manaus e que amenizaram as saudades da família e amigos distantes. Por todos os momentos alegres que compartilhamos, pelas discussões e por tudo o mais que uma amizade pode proporcionar. Só tenho a agradecer.

## RESUMO

Na Amazônia, florestas de igapó e campinarana são sistemas de baixa produtividade, localizados sobre solos com baixa disponibilidade de nutrientes e sujeitos à saturação do solo por água e/ou alagamentos periódicos. A composição e diversidade de espécies, a estrutura florestal e a biomassa destes dois ecossistemas podem ser igualmente limitadas pela disponibilidade de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem e alguns estudos sugerem que suas floras são altamente relacionadas. O objetivo do presente estudo foi descrever e comparar a composição e diversidade florística, estrutura e biomassa de um igapó e uma campinarana na Amazônia Central e determinar sua relação com os fatores de textura e nutrientes do solo, duração da inundação (no igapó) e profundidade do lençol freático (na campinarana). Foram inventariados todos os indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm, distribuídos em seis parcelas de 0,5 ha em cada ecossistema. Foram calculadas a altura e área basal para todos os indivíduos. Foi estimada a biomassa lenhosa acima do solo (AGWB—*Above Ground Wood Biomass*), sendo a biomassa arbórea estimada com base em dois modelos alométricos que consideram DAP, densidade específica da madeira ( $\rho$ ) e altura dos indivíduos e a biomassa de palmeiras estimada com base em um modelo que considera apenas a altura dos indivíduos. Foram encontrados 2163 indivíduos no igapó e 1849 indivíduos na campinarana. Os dois ecossistemas apresentaram solos com elevada acidez e pobres em nutrientes, sendo o igapó argiloso e a campinarana arenosa. A inundação média nas parcelas do igapó variou entre 10 e 202 dias ano<sup>-1</sup>. A profundidade média do lençol freático na campinarana variou entre 39,7 e 245,5 cm no período chuvoso e entre 92,0 e 315,7 cm no período de estiagem. Embora a campinarana tenha apresentado maior número de espécies, a diversidade alfa de Fisher média não diferiu significativamente entre os dois ecossistemas. A similaridade florística entre ecossistemas revelou-se extremamente baixa (índice de dissimilaridade de Bray-Curtis 0,97). Não houve relação entre os padrões florísticos e os gradientes edáficos e hídricos nos dois ecossistemas. *Amanoa* cf. *guianensis* foi a espécie mais importante no igapó e *Aldina heterophylla* foi a espécie mais importante na campinarana. Os dois ecossistemas são semelhantes quanto à estrutura da vegetação, apresentando porte baixo e elevado número de indivíduos com DAP pequeno. São semelhantes também quanto à biomassa: AGWB variou entre 141 e 152 Mg ha<sup>-1</sup> no igapó e entre 152 e 164 Mg ha<sup>-1</sup> na campinarana. A biomassa não foi relacionada ao gradiente edáfico nos dois ecossistemas e à profundidade do lençol freático na campinarana, mas foi negativamente relacionada à duração da inundação no igapó. Os baixos valores de biomassa encontrados para o igapó e a campinarana, quando comparados a outros ecossistemas amazônicos, são provavelmente um reflexo da escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem.

## ABSTRACT

### *Floristic and structural comparison between igapó and campinarana forests along hydro-edaphic gradients in the Uatumã Sustainable Development Reserve, Central Amazonia*

Amazonian igapó and campinarana are considered low-productivity systems and contain forests located upon soils with low nutrient availability and subject to periodical floods. Their species composition, diversity, forest structure and biomass may be equally limited by nutrient availability and some studies suggest a close relationship between their floras. The aim of this study was to describe and to compare the species composition, diversity, forest structure and biomass in an igapó and a campinarana in Central Amazonia and to test its dependence on soil texture, soil nutrients and hydric factors. We inventoried all individuals  $\geq 10$  cm DBH, distributed along six 0.5 ha plots in each ecosystem. We also calculated trees heights and basal areas. We estimated the above ground wood biomass (AGWB). Tree biomass was estimated based on two allometric models, which consider DBH, wood specific density ( $\rho$ ) and tree heights, while palm biomass was estimated using an allometric model that considers only individual's height. We sampled 2163 individuals in the igapó and 1849 in the campinarana. Both ecosystems are characterized by high acidity and nutrient-poor soils, being the soil clayish in the igapó and sandy in the campinarana. Mean duration of flooding in igapó plots varied between 10 and 202 days year<sup>-1</sup>. Mean water table depth in campinarana plots varied between 39.7 and 245.5 cm during the rainy season and between 92.0 and 315.7 cm during the dry season. Although the campinarana was richer in tree species, mean Fisher's alpha diversity was not significantly different between both ecosystems. Floristic similarity between both ecosystems was extremely low (Bray-Curtis dissimilarity index 0.97). Floristic patterns were neither related to edaphic or hydric gradients in both ecosystems. *Amanoa* cf. *guianensis* was the most important species in igapó while *Aldina heterophylla* was the most important species in campinarana. Both ecosystems are similar in structure, with dominance of individuals of low heights and small diameters. They are also similar on biomass: AGWB amounted to 141 - 152 Mg ha<sup>-1</sup> in the igapó and to 152 - 164 Mg ha<sup>-1</sup> in the campinarana. Flood duration was negatively related to the biomass accumulation in the igapó. In both ecosystems, no dependence of biomass on edaphic gradients was detected. The low biomass found for the igapó and the campinarana when compared to other Amazonian ecosystems, seems to reflect the nutrient-poor soils.



## Sumário

Lista de Tabelas .....	x
Lista de Figuras .....	xi
Introdução Geral .....	1
Objetivos.....	5
Objetivo Geral.....	5
Objetivos Específicos .....	5
Capítulo 1 .....	6
Resumo .....	8
Abstract.....	8
Introdução .....	9
Material e Métodos .....	11
Área de Estudo .....	11
Inventário Florístico e Coleta de Dados .....	11
Fitossociologia .....	12
Variáveis Ambientais .....	12
Análise de Dados.....	14
Resultados .....	16
Composição e Estrutura da Vegetação.....	16
Diversidade Florística e Similaridade entre Ecossistemas .....	16
Fitossociologia .....	17
Gradientes Ambientais e Florísticos .....	17
Pulso de Inundação.....	18
Discussão .....	18
Conclusões .....	27
Agradecimentos .....	28
Referências Bibliográficas .....	28
Legendas das Tabelas e Figuras.....	36
Documentos Suplementares – Tabelas e Figuras .....	38
Capítulo 2 .....	46
Resumo .....	47

Abstract.....	48
Introdução .....	48
Material e Métodos .....	51
Área de Estudo .....	51
Coleta de Dados .....	51
Estimativas de Biomassa.....	52
Variáveis Ambientais .....	53
Análise de Dados.....	54
Resultados.....	56
Estrutura da Vegetação e Biomassa .....	56
Gradientes Ambientais .....	56
Discussão .....	57
Conclusões .....	64
Agradecimentos .....	65
Referências Bibliográficas .....	65
Tabelas e Figuras .....	72
Conclusão Geral .....	78
Referências Bibliográficas.....	79
APÊNDICE A – Lista das espécies amostradas no igapó da RDS Uatumã.....	91
APÊNDICE B – Lista das espécies amostradas na campinarana da RDS Uatumã.....	94
APÊNDICE C – Ata da Aula de Qualificação .....	98
APÊNDICE D – Avaliações do manuscrito da dissertação .....	99
APÊNDICE E – Ata da Defesa Oral Pública .....	102
ANEXO A – Autorização de Pesquisa na RDS Uatumã.....	103

## Lista de Tabelas

### Capítulo 1.

- Tabela 1. Variáveis hídricas obtidas para parcelas do igapó e campinarana. Valores de DAP, altura, área basal, densidade de indivíduos, riqueza e diversidade alfa de Fisher para parcelas do igapó e campinarana e valores médios para cada ecossistema.....p.38
- Tabela 2. Lista das dez espécies que apresentaram maior IVI no igapó e na campinarana, em ordem de importância, e respectivas Densidades Relativas ( $D_{Ri}$ ), Dominâncias Relativas ( $D_{ORi}$ ) e Frequências Relativas ( $F_{Ri}$ ).....p.39
- Tabela 3. Valores médios de 16 variáveis edáficas obtidos para igapó e campinarana.....p.40
- Tabela 4. Correlação entre 12 variáveis edáficas e o primeiro eixo obtido pela Análise de Componentes Principais (PCA) para os dois ecossistemas em conjunto e para cada ecossistema separadamente.....p.40
- Tabela 5. Médias anuais das inundações do Rio Uatumã para cada parcela do igapó, em três diferentes períodos: (1) de 1977 a 2011; (2) de 1977 a 1988; (3) de 1992 a 2011. Valores do Teste t de Student relativos à diferença entre as médias anuais das inundações para os períodos (2) e (3).....p.41

### Capítulo 2.

- Tabela 1. Variáveis hídricas obtidas para parcelas do igapó e campinarana. Valores de densidade de indivíduos, área basal, altura e biomassa lenhosa acima do solo (AGWB) para parcelas do igapó e campinarana e respectivos valores médios para cada ecossistema. Valores de AGWB estimados para os modelos (1) e (2).....p.71
- Tabela 2. Distribuição dos valores médios de biomassa lenhosa acima do solo, densidade de indivíduos e porcentagem relativa de biomassa por classe diamétrica para igapó e campinarana.....p.72
- Tabela 3. Valores de biomassa lenhosa acima do solo para os modelos (1) e (2) apresentados para as dez espécies com maior biomassa no igapó e na campinarana.....p.73
- Tabela 4. Valores médios de 16 variáveis edáficas obtidos para igapó e campinarana.....p.74
- Tabela 5. Correlação entre 12 variáveis edáficas e o primeiro eixo obtido pela Análise de Componentes Principais (PCA) para igapó e campinarana.....p.74

Tabela 6. Equações obtidas pelas regressões não-lineares para parcelas do igapó. Parâmetros das equações obtidos para os modelos (1) e (2) e respectiva média. Para as parcelas de 0,5 ha (n=6), a variável resposta é dada como a biomassa lenhosa acima do solo (AGWB - *Above Ground Wood Biomass*, em  $\text{Mg ha}^{-1}$ ). Para as parcelas de 0,0625 ha (n=48), a variável-resposta é dada pelo Fator de Conversão Estrutural (SCF - *Structural Conversion Factor*, em  $\text{Mg m}^2$  área basal).....p.75

## Lista de Figuras

### Capítulo 1.

- Figura 1. Mapa da localização da RDS do Uatumã.....p.42
- Figura 2. Distribuição das parcelas do igapó e campinarana na RDS Uatumã.....p.42
- Figura 3. Variação do lençol freático nas parcelas 1 a 5 da campinarana.....p.43
- Figura 4. Densidade de indivíduos por classe diamétrica no igapó e na campinarana.....p.43
- Figura 5. Curvas de rarefação mostrando a riqueza de espécies acumulada para cada 100 indivíduos amostrados no igapó e na campinarana.....p.44
- Figura 6. Relação entre os primeiro eixo obtido pelo NMDS e o primeiro eixo obtido pela PCA para o conjunto de parcelas do igapó e campinarana.....p.44
- Figura 7. Gráfico que mostra o pulso de inundação do Rio Uatumã através das cotas diárias referentes ao período de 03/1977 a 08/2011.....p.45

### Capítulo 2.

- Figura 1. Relação entre biomassa e duração média de inundação para as seis parcelas (0,5 ha) do igapó.....p.75
- Figura 2. Relação entre biomassa e duração média de inundação para as 48 sub-parcelas (0,0625 ha) do igapó.....p.76
- Figura 3. Relação entre biomassa e área basal para as seis parcelas da campinarana.....p.76

## INTRODUÇÃO GERAL

### Áreas Alagáveis

As florestas tropicais abrigam uma alta diversidade de espécies em todo o mundo e a composição e distribuição de espécies de cada lugar é resultado de um conjunto de fatores ambientais e ecológicos distintos (Duivenvoorden *et al.* 2002). Dentre as várias formas de vegetação encontradas nos trópicos, pode-se destacar a vegetação de áreas alagáveis, que ocupam grandes áreas e abrigam uma alta diversidade de espécies. Áreas alagáveis podem ser definidas como áreas episodicamente ou periodicamente inundadas pelo extravasamento lateral de rios ou lagos, por precipitação direta ou pela elevação do lençol freático, podendo ser classificadas de acordo com sua amplitude, frequência, previsibilidade e fonte de alagamento (Junk *et al.* 1989, 2011). Na Amazônia, o processo de alagamento dá-se principalmente de duas formas: pelo pulso de inundação (Junk *et al.* 1989), que ocorre ao longo dos grandes rios e tributários, e pelo extravasamento do lençol freático nos períodos chuvosos, resultando em diferentes respostas fisiológicas, fenológicas e morfológicas dos organismos que habitam essas áreas (Parolin 2001; Silveira 2003; Piedade *et al.* 2005; Junk *et al.* 2011). O alagamento age como fator limitante para o estabelecimento e distribuição das espécies arbóreas (Junk *et al.* 1989; Wittmann e Junk 2003), sendo a falta de oxigênio um dos principais fatores resultantes do excesso de água durante as cheias (Jackson e Colmer 2005). Diante dessas condições, a habilidade dos indivíduos em tolerar os alagamentos torna-se fator importante para a manutenção das espécies nestes ambientes (Ayres 1993; Ferreira 1997; Ferreira e Stohlgren 1999; Ferreira 2000).

Diversas fitofisionomias alagáveis têm sido descritas por diferentes autores na Amazônia, por meio de suas características estruturais e florísticas (Junk *et al.* 1989; Coomes e Grubb 1991; Terborgh e Andresen 1998; Nebel *et al.* 2001; Schöngart *et al.* 2002; Silveira 2003; Wittmann e Junk 2003; Vicentini 2004; Wittmann *et al.* 2004, 2006; Ferreira *et al.* 2010). De acordo com as mudanças na composição de espécies ao longo do gradiente de inundação, a estrutura e fisionomia da vegetação também mudam (Worbes 1997). Dentre os tipos de florestas alagáveis encontrados estão as várzeas e os igapós, inundados pelo extravasamento lateral dos rios durante as cheias (Junk *et al.* 1989; Wittmann *et al.* 2010), e as campinaranas, que podem apresentar saturação do solo por água e/ou alagamentos ao longo dos períodos chuvosos (Coomes 1997; Silveira 2003; Junk *et al.* 2011). As florestas de várzea

ocorrem ao longo dos rios de água branca, que apresentam elevada quantidade de sedimentos ricos em nutrientes (Ferreira e Almeida 2005; Haugaasen e Peres 2006). As florestas de igapó ocorrem ao longo dos rios de água preta ou clara e que carregam baixa quantidade de sedimentos e nutrientes (Wittmann *et al.* 2010). As campinaranas são formações que ocorrem sobre solos arenosos, também pobres em nutrientes devido à lixiviação decorrente da elevação do lençol freático nos períodos chuvosos (Anderson 1981; Silveira 2003). A quantidade de nutrientes disponível é refletida na vegetação desses ecossistemas (Parolin 2000; Silveira 2003), sendo a fertilidade das áreas de inundação dependente da qualidade e quantidade dos sedimentos que são depositados (Junk *et al.* 1989).

### **Florestas de Igapó**

As florestas de igapó, também chamadas Florestas Aluviais Ombrófilas Densas (Veloso *et al.* 1991), ocorrem ao longo dos rios que drenam os escudos Paleozóicos e/ou Pré-Cambrianos da Guiana e do Brasil Central (Wittmann *et al.* 2010) e que, devido a isso, carregam baixas quantidades de sedimentos e nutrientes. Essas florestas cobrem uma área de aproximadamente 118.000 km<sup>2</sup>, considerando apenas as áreas drenadas pelo Rio Negro e seus tributários (Melack e Hess 2010), e crescem principalmente sobre solos arenosos, pobres em nutrientes, mas com muitas espécies endêmicas (Ferreira *et al.* 2010). Muitas dessas espécies florescem durante a fase aquática, o que suporta o fato de que o pulso de inundação comanda todos os processos de crescimento e desenvolvimento nestes ambientes (Worbes 1997). Muitos estudos têm relacionado a riqueza e diversidade destas florestas ao gradiente de inundação (Ferreira 1997; Inuma 2006; Schöngart *et al.* 2010, Damasco *et al.* 2012), mas características físicas como tipo de solo, topografia e proximidade à terra firme também podem influenciar sua riqueza local (Ferreira 2000).

Os igapós são relatados como sendo floristicamente menos uniformes que as florestas de várzea, exibindo grande diferença regional e endemismo local (Kubitzki 1987; Ferreira 2000). Devido à água pobre em sedimentos e nutrientes que alaga essas florestas, sua produtividade é baixa quando comparada a outros sistemas mais férteis e diversos, como as florestas de várzea e de terra-firme (Worbes 1997). Embora ocupem grandes áreas e possuam um elevado número de espécies endêmicas, não há muitos estudos disponíveis sobre a composição florística, estrutura da vegetação e biomassa de igapós (Parolin *et al.* 2004), havendo poucos inventários florestais realizados em sua maioria nas proximidades de Manaus

e que totalizam menos de 20 hectares amostrados (Scudeller e Souza 2009, Wittmann *et al.* 2010).

### **Campinaranas**

As campinaranas ocorrem de forma fragmentada na Amazônia, em grandes áreas ao longo do alto Rio Negro e também na Amazônia Central (Anderson 1981, Vicentini 2004, Junk *et al.* 2011), abrangendo uma área de aproximadamente 480.000 km<sup>2</sup> em toda a bacia (Junk *et al.* 2011). Essa vegetação desenvolve-se sobre solos arenosos extremamente pobres em nutrientes (Coomes e Grubb 1996; Daly e Mitchell 2000; Silveira 2003; Vicentini 2004) e sujeitos a períodos de alagamento ao longo da estação chuvosa, devido à baixa profundidade do lençol freático ou a horizontes edáficos superficiais impermeáveis (Anderson 1981). A natureza oligotrófica destes solos deve-se principalmente à sua origem, que inclui diversas causas, dentre as mais discutidas: intemperismo local do material de origem pobre, como arenitos, quartzitos e granitos; deposição aluvial de areia proveniente dos escudos da Guiana ou do Brasil Central; podzolização devido à flutuação do lençol freático, que carrega a matéria orgânica e partículas argilosas dos perfis superiores do solo (Anderson 1981).

Na parte superficial do solo das campinaranas há, geralmente, uma camada de 15 a 20 cm de espessura formada por uma rede de raízes finas, característica de sistemas oligotróficos, como acontece também nos solos dos igapós (Worbes 1997; Silveira 2003). A variação fisionômica da vegetação sobre areia branca está diretamente relacionada à variação sazonal na altura do lençol freático e, conseqüentemente, ao tempo de alagamento anual (Daly e Mitchell 2000) e à seca fisiológica causada pela diminuição da altura do lençol freático no período de seca (Silveira 2003). Desse modo, o estabelecimento e crescimento das espécies sobre areia branca podem ser controlados pela variação no tipo de solo, disponibilidade de nutrientes e tempo de inundação, favorecendo ou limitando a dominância de espécies, bem como seu porte e densidade (Daly e Mitchell 2000; Silveira 2003; Vicentini 2004).

As campinaranas podem ser divididas em três subgrupos (Veloso *et al.* 1991), cujas estruturas variam de savanas abertas dominadas por herbáceas a florestas altas: (1) arbórea-densa ou florestada, (2) arbórea-aberta ou arborizada e (3) gramíneo-lenhosa, também conhecida como campina. A vegetação em geral é caracterizada por elevada esclerofilia, baixa diversidade em relação às florestas de terra-firme e alto grau de endemismo de espécies, gêneros e famílias (Silveira 2003; Vicentini 2004). Pouco se conhece sobre a composição florística da maioria das campinaranas, principalmente na Amazônia Central (Vicentini 2004).

Estas paisagens formam um conjunto de fisionomias florestais ecologicamente únicas e adaptadas às condições de pobreza nutricional do solo e à sazonalidade do regime hídrico, representando um dos ecossistemas mais frágeis e vulneráveis às atividades antrópicas (Silveira 2003).

### **Biomassa de igapós e campinaranas**

Considerando a extensão das áreas de igapós e campinaranas em toda a bacia Amazônica, há poucos estudos sobre a biomassa contida nestes ecossistemas. A biomassa é um parâmetro importante na caracterização dos sistemas florestais, pois reflete a qualidade das condições ambientais, como clima, estrutura do solo e disponibilidade de nutrientes (Chave *et al.* 2001), além de compreender um importante estoque de carbono, cujas estimativas são importantes no que diz respeito às emissões de gases de efeito estufa e estão diretamente relacionadas ao desmatamento e seus impactos no aquecimento global. Diante das poucas informações sobre a biomassa contida nos igapós e campinaranas amazônicos, maiores estudos tornam-se necessários para seu conhecimento e a adoção de alternativas de conservação e uso no futuro próximo.

### **Similaridade entre Ecossistemas**

Investigações taxonômicas têm sugerido que em geral a flora dos igapós é altamente relacionada à flora das campinaranas em uma escala regional, na região do alto Rio Negro (Kubitzki 1987; Daly e Prance 1989; Worbes 1997). Anderson (1978) relatou que 20% das espécies de campinaranas encontradas na Amazônia Central também ocorriam nos igapós. Essa similaridade pode estar ligada ao fato de que a vegetação de solos com características semelhantes está fortemente relacionada floristicamente (Guillaumet 1987; Tuomisto *et al.* 1995), enquanto a vegetação encontrada em solos com características distintas é menos relacionada ou pouco similar. Com base nestas informações, pode-se questionar quão similares são os igapós e campinaranas no que diz respeito à composição florística, estrutura da vegetação e biomassa lenhosa acima do solo, pois são ecossistemas sujeitos às variações hídricas sazonais e adaptados à escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem. Além disso, pode-se questionar qual seria a influência dos gradientes hídricos e edáficos sobre a diversidade, composição e riqueza de espécies, estrutura e biomassa dentro de cada ecossistema.



## **OBJETIVOS**

### **Objetivo Geral**

Descrever e comparar florística e estruturalmente uma floresta de igapó e uma campinarana florestada ao longo dos gradientes hídricos e edáficos na Amazônia Central.

### **Objetivos Específicos**

i. Descrever e comparar a riqueza e composição de espécies, a estrutura da vegetação e a biomassa acima do solo entre igapó e campinarana;

ii. Investigar como os gradientes edáficos, de inundação (no igapó) e profundidade do lençol freático (na campinarana) influenciam a riqueza, composição e distribuição de espécies, estrutura e biomassa florestal em cada ecossistema;

iii. Determinar se padrões e divergências florísticas, estruturais e de biomassa entre os dois ecossistemas são maiores do que entre habitats do mesmo ecossistema;

## Capítulo 1.

---

Targhetta, N. & Wittmann, F. 2012. Composição florística e estrutura da vegetação de dois ecossistemas oligotróficos na Amazônia Central e sua relação com fatores ambientais: uma comparação entre igapó e campinarana. Manuscrito formatado para *Acta Botanica Brasilica*.

1 **Composição florística e estrutura da vegetação de dois ecossistemas oligotróficos na**  
2 **Amazônia Central e sua relação com fatores ambientais: uma comparação entre igapó e**  
3 **campinarana**

4

5 Natália Targhetta<sup>1,3</sup>, Florian Wittmann<sup>1,2</sup>

6

---

1. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Avenida André Araújo, 2936, Bairro Aleixo, Manaus / AM, Brasil.

2. Instituto Max-Planck de Química, Mainz, Alemanha.

3. Autor para correspondência: natalia.targhetta@gmail.com

7 **RESUMO** – (Composição florística e estrutura da vegetação de dois ecossistemas  
 8 oligotróficos na Amazônia Central e sua relação com fatores ambientais: uma comparação  
 9 entre igapó e campinarana). Na Amazônia, florestas de igapó e campinarana são sistemas de  
 10 baixa produtividade, localizados sobre solos com baixa disponibilidade de nutrientes e  
 11 sujeitos à saturação por água e/ou alagamentos periódicos. A composição e diversidade de  
 12 espécies arbóreas destes ecossistemas podem ser igualmente limitadas pela disponibilidade de  
 13 nutrientes e alguns estudos sugerem que suas floras são altamente relacionadas. O objetivo  
 14 deste estudo foi descrever e comparar a estrutura e composição de espécies de um igapó e  
 15 uma campinarana na Amazônia Central e determinar sua relação com os fatores edáficos e  
 16 hídricos. Inventariamos todos os indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm, distribuídos em seis parcelas  
 17 de 0,5 ha em cada ecossistema. Foram encontrados 2163 indivíduos no igapó e 1849  
 18 indivíduos na campinarana. Os dois ecossistemas apresentaram solos com elevada acidez e  
 19 pobres em nutrientes, sendo o igapó argiloso e a campinarana arenosa. A diversidade alfa de  
 20 Fisher média não diferiu entre igapó e campinarana, mas apresentou maior valor total para a  
 21 campinarana. A similaridade florística entre ecossistemas revelou-se extremamente baixa  
 22 (dissimilaridade de Bray-Curtis 0,97). Não houve relação entre os padrões florísticos e os  
 23 gradientes edáficos e hídricos nos dois ecossistemas. *Amanoa* cf. *guianensis* foi a espécie  
 24 mais importante no igapó, enquanto *Aldina heterophylla* foi a espécie mais importante na  
 25 campinarana. Os dois ecossistemas são semelhantes quanto à estrutura da vegetação, com  
 26 dominância de indivíduos de baixa estatura e diâmetros pequenos devido à escassez  
 27 nutricional dos solos.

28  
 29 **Palavras-chave:** solos oligotróficos, inundação, diversidade, similaridade, RDS Uatumã.

30 **ABSTRACT** – (Floristic composition and forest structure of two oligotrophic ecosystems in  
 31 Central Amazonia and its relationship to environmental gradients: a comparison between  
 32 igapó and campinarana). Amazonian igapó and campinarana are considered low-productivity  
 33 systems and contain forests located upon soils with low nutrient availability and subject to  
 34 periodical floods. Their species composition and diversity may be equally limited by nutrient  
 35 availability and some studies suggest a close relationship between their floras. The aim of this  
 36 study was to describe and compare the structure, species composition and diversity of trees in  
 37 an igapó and a campinarana in Central Amazonia and to test its dependence on soil texture,  
 38 soil nutrients and hydric factors. We inventoried all individuals  $\geq 10$  cm DBH, distributed  
 39 along six 0.5 ha plots in each ecosystem. We sampled 2163 individuals in the igapó and 1849  
 40 in the campinarana. Both ecosystems are characterized by high acidity and nutrient-poor soils,  
 41 being the soil clayish in the igapó and sandy in the campinarana. Although the campinarana  
 42 was richer in tree species, mean Fisher's alpha diversity was not significantly different  
 43 between both ecosystems. Floristic similarity between both ecosystems was extremely low  
 44 (Bray-Curtis dissimilarity index 0.97). Floristic patterns were neither related to edaphic or  
 45 hydric gradients in both ecosystems. *Amanoa* cf. *guianensis* was the most important species in  
 46 igapó while *Aldina heterophylla* was the most important species in campinarana. Both  
 47 ecosystems are similar in structure, with dominance of individuals of low heights and small  
 48 diameters.

49  
 50 **Keywords:** oligotrophic soils, flooding, diversity, similarity, RDS Uatumã.

## 51 **Introdução**

52 Uma questão central em ecologia de comunidades está relacionada à diversidade alfa,  
53 ou o número de espécies capazes de coexistir em determinada escala espacial (Wright 2002).  
54 Os padrões de diversidade variam ao longo do espaço e do tempo, e essa variação é dirigida  
55 por processos ecológicos e biogeográficos distintos que agem sobre a distribuição das  
56 espécies (Huston 1994; Ricklefs 2004). Muitos estudos têm discutido os fatores que  
57 determinam a estrutura e composição das comunidades de plantas nas florestas tropicais  
58 (Tuomisto *et al.* 1995; Clark *et al.* 1998; Duivenvoorden *et al.* 2002; Jones *et al.* 2006; ter  
59 Steege *et al.* 2006) e há duas principais visões, embora não mutuamente exclusivas, sobre a  
60 variação na composição de espécies entre habitats nestas florestas: a variação em função dos  
61 limites de dispersão (Hubbell 2001), que desassocia a composição de espécies dos recursos  
62 oferecidos por determinado habitat, e a variação relacionada a fatores ambientais (Tuomisto &  
63 Ruokolainen 1994, Tuomisto *et al.* 1995), onde a abundância e a composição de espécies são  
64 fortemente determinadas pelas características ambientais locais. Dentre estas características,  
65 fatores edáficos têm sido descritos como possuindo um importante papel na composição e  
66 distribuição das espécies nessas florestas (Ferreira 1991; Worbes 1997; Duivenvoorden *et al.*  
67 2002; Costa *et al.* 2005), sendo as variações edáficas uma consequência das condições  
68 relacionadas à dinâmica geológica, geomorfológica, climática e hidrológica de cada região  
69 (Tuomisto 2007).

70 A floresta Amazônica abrange diferentes ecossistemas, dentre os quais pode-se  
71 destacar aqueles de áreas alagáveis. As florestas alagáveis da Amazônia são comumente  
72 diferenciadas de acordo com as condições hidrológicas e hidroquímicas de seu regime de  
73 inundação (Schöngart *et al.* 2005). Recentemente, Junk *et al.* (2011) sugeriram uma nova  
74 classificação com base no clima, hidrologia, química da água e sedimentos e critérios  
75 botânicos dessas áreas, que podem abrigar até 142 espécies arbóreas em um hectare nas  
76 florestas de várzea (Wittmann *et al.* 2002), inundadas pelos rios de água branca, ricos em  
77 sedimentos e nutrientes, e 137 espécies arbóreas nas florestas de igapó (Ferreira 1997),  
78 inundadas pelos rios de água preta, pobres em nutrientes. Há ainda as campinaranas  
79 amazônicas, um tipo de vegetação muito distinto, de baixa estatura e que se desenvolve sobre  
80 solos de areia branca, sujeitos à saturação por água e/ou alagamento devido à elevação do  
81 lençol freático ao longo dos períodos chuvosos (Veloso *et al.* 1991; Coomes 1997, Daly &  
82 Mitchell 2000, Silveira 2003, Vicentini 2004, Junk *et al.* 2011). Igapós e campinaranas são  
83 considerados sistemas de baixa fertilidade e produtividade (Worbes 1997), cuja vegetação se  
84 desenvolve sobre solos com baixa disponibilidade de nutrientes.

85 Muitos estudos têm relacionado a composição, riqueza de espécies e estrutura das  
86 florestas alagáveis ao gradiente de inundação (Ayres 1993; Ferreira 1997; Ferreira 2000;  
87 Oliveira-Wittmann *et al.* 2007; Damasco *et al.* 2012). As diferentes fitofisionomias do igapó  
88 são estabelecidas devido principalmente à duração da inundação, que age como fator limitante  
89 para o estabelecimento e distribuição das espécies arbóreas (Junk *et al.* 1989, Wittmann &  
90 Junk 2003; Junk *et al.* 2011). Em geral, áreas sujeitas a maiores períodos de inundação são  
91 ocupadas por um menor número de espécies quando comparadas a áreas sujeitas a menores  
92 períodos de inundação (Wittmann *et al.* 2002). Nas campinaranas, o gradiente de saturação  
93 por água também é um importante determinante do tipo e estrutura da vegetação, com os  
94 indivíduos de baixa estatura ocorrendo nas áreas onde a duração do alagamento é maior (Daly  
95 & Mitchell 2000; Silveira 2003; Junk *et al.* 2011). A seca fisiológica sazonal causada pela  
96 diminuição da altura do lençol freático durante o período de estiagem também limita o  
97 estabelecimento e crescimento dos indivíduos, chegando a condições extremas onde o lençol  
98 freático é profundo e o solo poroso não permite a ascensão da água (Silveira 2003).

99 Variações no tipo de solo, tempo de inundação, profundidade do lençol freático e  
100 disponibilidade de nutrientes são entendidas como os fatores que mais influenciam a  
101 composição florística e estrutura da vegetação das formações oligotróficas, favorecendo ou  
102 limitando a dominância de espécies, bem como o porte e densidade dos indivíduos (Worbes  
103 1997; Wittmann *et al.* 2002; Schöngart *et al.* 2000; Silveira 2003). Neste sentido, a habilidade  
104 dos indivíduos em tolerar a inundação e sua adaptação às características do ambiente são  
105 fatores importantes para a manutenção das espécies nestes ecossistemas (Ayres 1993; Ferreira  
106 1997, 2000; Ferreira & Stohlgren 1999; Oliveira-Wittmann *et al.* 2007). Dessa forma, pode-se  
107 esperar que espécies que habitam ambientes com características semelhantes possuam  
108 adaptações morfológicas e/ou fisiológicas que possibilitam igualmente a colonização dessas  
109 áreas.

110 Alguns estudos sugerem que a flora dos igapós é altamente relacionada à flora das  
111 campinaranas em uma escala regional, na região do alto Rio Negro, com grupos (famílias,  
112 gêneros e espécies) que se diversificaram ao longo dos gradientes de solo e inundação e que  
113 ocorrem nos dois ecossistemas (Kubitzki 1987; Daly & Prance 1989; Worbes 1997; Vicentini  
114 2004). No entanto, ainda não está claro quão similares podem ser estes ecossistemas em uma  
115 escala local, com poucos dados disponíveis sobre a hidrologia, química do solo, composição e  
116 estrutura da vegetação de igapós e campinaranas na Amazônia Central. Diante disso, o  
117 presente estudo analisou a riqueza, a composição de espécies arbóreas e a estrutura da

118 vegetação de um igapó e uma campinarana na Amazônia Central, visando responder às  
119 seguintes questões: (1) quais são as espécies ecologicamente mais importantes em cada  
120 ecossistema? (2) quão similares são igapó e campinarana em relação à riqueza, diversidade,  
121 composição florística e estrutura da vegetação e qual a influência dos fatores edáficos e  
122 hídricos sobre estas variáveis em cada ecossistema? (3) qual a influência da distância  
123 geográfica sobre a similaridade florística em cada ecossistema?

## 124 **Material e Métodos**

### 125 *Área de Estudo*

126 A área de estudo está localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do  
127 Uatumã (RDS Uatumã), situada entre os municípios de São Sebastião do Uatumã e  
128 Itapiranga, na região Nordeste do estado do Amazonas (2°0' - 2°40' S; 58°0' - 59°20' W),  
129 abrangendo uma área de 424.430 hectares (Fig. 1). O clima é Tropical Úmido (IBGE 2012a),  
130 com temperatura anual média de 28°C e precipitação anual média de 2376 mm, apresentando  
131 uma sazonalidade distinta entre as estações chuvosa (Fevereiro a Abril) e seca (Julho a  
132 Outubro) (IDESAM 2009). A RDS Uatumã é cortada em toda sua extensão pelo Rio Uatumã,  
133 um rio de água preta e afluente da margem esquerda do Rio Amazonas.

134 O Rio Uatumã tem sua nascente no maciço das Guianas, na divisa dos estados do  
135 Amazonas e Roraima. Geologicamente, a área de estudo faz parte de uma extensa cobertura  
136 sedimentar fanerozóica, distribuída nas bacias do Acre, Solimões, Amazonas e Alto Tapajós  
137 (IDESAM 2009). O regime hidrológico do Rio Uatumã é controlado pela Usina Hidrelétrica  
138 de Balbina (UHE Balbina), localizada a 60 km da RDS Uatumã ao longo do curso d'água e  
139 que está em funcionamento desde 1989. Nos domínios da RDS Uatumã há três tipos  
140 principais de vegetação: florestas de terra-firme, onde predominam fitofisionomias de Floresta  
141 Ombrófila Densa, planícies de inundação cobertas por florestas de igapó e manchas de  
142 campinaranas sobre antigos terraços fluviais, estas últimas muito abundantes.

### 143 *Inventário Florístico e Coleta de Dados*

144 Foram estabelecidas doze parcelas de 50 x 100 m (0,5 ha): seis parcelas no igapó e  
145 seis parcelas na campinarana, totalizando 3 hectares amostrados em cada ecossistema. Igapó e  
146 campinarana estão distantes cerca de 6 km em linha reta. Todas as parcelas foram  
147 estabelecidas em uma única mancha de campinarana e ao longo das duas margens do Rio  
148 Uatumã. Devido à sua disposição espacial, a distância mínima adotada entre parcelas foi de  
149 400 m na campinarana e 500 m no igapó (Fig. 2), neste último distribuídas de modo a  
150 abranger o gradiente de inundação. Cada parcela foi subdividida em oito subparcelas de 25 x

151 25 m (0,0625 ha). Em todas as parcelas foram considerados os indivíduos com diâmetro na  
 152 altura do peito (DAP)  $\geq 10$  cm, medido com o auxílio de uma fita diamétrica. A altura ( $H$ ) dos  
 153 indivíduos foi medida com o auxílio de um clinômetro (Suunto PM-5/360 PC, Finland) e uma  
 154 vara graduada de 5 m de comprimento, no caso dos indivíduos mais baixos e aqueles de fácil  
 155 visualização da copa. A altura foi obtida para todos os indivíduos da campinarana e 88% dos  
 156 indivíduos do igapó. Para o restante dos indivíduos do igapó, suas alturas foram estimadas  
 157 com base em equações obtidas por regressões entre DAP e altura ( $H$ ) dos indivíduos  
 158 efetivamente medidos em cada parcela (Schöngart *et al.* 2010). Todos os indivíduos foram  
 159 numerados e identificados em campo com o auxílio de um parataxônomo. Todas as espécies  
 160 observadas em campo tiveram amostras botânicas coletadas para posterior confirmação  
 161 taxonômica em herbário. Os indivíduos foram identificados até o nível de espécie quando  
 162 possível.

### 163 *Fitossociologia*

164 Os parâmetros fitossociológicos da vegetação foram calculados de acordo com Curtis  
 165 & McIntosh (1951):

166 i- *Densidade Relativa* ( $D_{Ri}$ ) = número de indivíduos da espécie  $i$  amostrados na parcela ( $N_i$ ) /  
 167 número total de indivíduos amostrados na parcela ( $\sum N_i$ ) x 100;

168 ii- *Dominância Relativa* ( $Do_{Ri}$ ) = área basal de todos os indivíduos da espécie  $i$  amostrados na  
 169 parcela ( $Ab_i$ ) / área basal de todos os indivíduos amostrados na parcela ( $\sum Ab_i$ ) x 100;

170 iii- *Frequência Relativa* ( $F_{Ri}$ ) = Frequência Absoluta da espécie  $i$  ( $F_{Ai}$ ) / soma das frequências  
 171 absolutas de todas as espécies amostradas na parcela ( $\sum F_{Ai}$ ) x 100, onde: Frequência Absoluta  
 172 da espécie  $i$  ( $F_{Ai}$ ) = número de parcelas em que ocorreu a espécie  $i$  ( $N_{Pi}$ ) / número total de  
 173 parcelas ( $\sum N_{Pi}$ ) x 100.

174 iv- *Índice de Valor de Importância* (IVI) =  $D_{Ri} + Do_{Ri} + F_{Ri}$ .

175 O Índice de Valor de Importância incorpora densidade relativa, dominância relativa e  
 176 frequência relativa das espécies, fazendo com que todas possuam o mesmo peso relativo no  
 177 final, podendo então ser entendido como um índice de estimativa da importância ecológica  
 178 das espécies na comunidade estudada.

### 179 *Variáveis Ambientais*

180 Para obter a inundação média das parcelas do igapó, foi primeiramente calculada a  
 181 inundação média anual para cada indivíduo amostrado, obtida por meio das alturas de



182 inundações impressas nas árvores pela última grande cheia do Rio Uatumã, sendo, neste caso,  
183 a cheia do ano de 2009. Com base nos dados disponibilizados pela Agência Nacional de  
184 Águas (ANA) através do Sistema de Informações Hidrológicas (*HidroWeb*), foram obtidas as  
185 cotas diárias do Rio Uatumã (Estação Balbina P8, código 16080000) para o período de 1977 a  
186 2011. Subtraindo-se a altura de inundações da cota máxima atingida pelo rio no ano de 2009,  
187 obteve-se a cota mínima a partir da qual consideramos que o indivíduo encontra-se inundado.  
188 Esse valor foi usado como referência para o cálculo da inundações média dos indivíduos para o  
189 período de 1977 a 2011. Com base nestes dados, calculamos o número de dias que cada  
190 indivíduo foi inundado em cada ano e a partir daí sua inundações média (em dias ano<sup>-1</sup>) para  
191 todo o período citado. A inundações média de cada parcela constitui a média das inundações  
192 dos indivíduos da parcela.

193 Nas parcelas da campinarana, a variação na profundidade do lençol freático foi obtida  
194 por meio de transdutores de pressão (Levellogger®, Solinst, Canada) instalados no centro de  
195 cada parcela. Os transdutores de pressão convertem a pressão exercida pela água ao nível  
196 equivalente da coluna d'água acima deles. Os aparelhos foram instalados em cinco das seis  
197 parcelas da campinarana e registraram dados pelo período de um ano completo (06/2011 –  
198 05/2012), sendo programados para efetuar quatro registros diários, dos quais foi tirada a  
199 média para obter a profundidade diária do lençol freático. Os aparelhos foram colocados no  
200 fundo de tubos de PVC perfurados em sua extremidade e instalados em profundidades que  
201 variaram de 1,0 a 3,3 m nas parcelas. Essa diferença nas profundidades ocorreu devido à  
202 dificuldade em perfurar o solo abaixo do lençol freático, cuja ascensão de água e areia não  
203 permitia a passagem do tubo para a instalação do aparelho, mesmo a instalação ocorrendo no  
204 período de estiagem. Dessa forma, utilizamos como variáveis a profundidade média do lençol  
205 freático (cm) durante o período chuvoso, entre os meses de fevereiro a maio, e a profundidade  
206 média do lençol freático durante o período de estiagem, de junho a janeiro (Fig. 3). A  
207 profundidade do lençol freático foi obtida subtraindo-se a altura da coluna d'água registrada  
208 pelo Levellogger® da profundidade do aparelho no solo, medida na ocasião de sua instalação.

209 Para caracterização física e química do solo, foram coletadas amostras de 0 - 20  
210 cm de profundidade no centro de cada subparcela de 25 x 25 m, que foram homogeneizadas  
211 para formar duas amostras compostas para cada parcela de 50 x 100 m (cada amostra  
212 representando as quatro subparcelas mais próximas umas das outras). O material foi enviado  
213 para análise na EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) – Amazônia  
214 Ocidental, e analisado de acordo com a metodologia de análise de solos da mesma

215 (EMBRAPA 1997). Após as análises, utilizamos a média das duas amostras compostas para  
216 caracterizar o solo de cada parcela. Foram analisadas 16 variáveis no total, sendo as variáveis  
217 físicas areia, silte e argila e as variáveis químicas C, N, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup>, Fe, Zn<sup>+</sup>,  
218 Mn<sup>2+</sup>, Cu e pH.

#### 219 *Análise de Dados*

220 A riqueza de espécies (*S*) foi considerada como o número total de espécies em cada  
221 parcela. Foram feitas curvas de rarefação a fim de calcular a riqueza de espécies a cada 100  
222 indivíduos acrescentados em cada ecossistema. Espécies que ocorreram com apenas um  
223 indivíduo em toda a área amostrada foram consideradas espécies raras. A diversidade de  
224 espécies de cada parcela foi obtida por meio do coeficiente alfa de Fisher (*α Fisher*). A  
225 variação quantitativa na composição de espécies entre os dois ecossistemas e dentro de cada  
226 ecossistema foi calculada utilizando-se o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (BC), que  
227 retorna uma matriz de dissimilaridade que varia de 0, quando há total coincidência entre  
228 parcelas, a 1, quando não há coincidência. O índice de dissimilaridade de Bray-Curtis  
229 compara duas áreas com base na mínima abundância de cada espécie (Legendre & Legendre  
230 1998) e é definido como  $BC = 2N_c / (N_a + N_b)$ , onde  $N_c$  = soma das menores abundâncias das  
231 espécies em comum às duas parcelas;  $N_a$  e  $N_b$  = número total de espécies de cada parcela.

232 O conjunto de dados obtido foi analisado de duas formas: uma considerando as doze  
233 parcelas em conjunto (igapó + campinarana) e outra considerando apenas as parcelas do  
234 mesmo ecossistema, isto é, para igapó e campinarana separadamente. A partir das matrizes de  
235 dissimilaridade florística (BC), foram realizadas ordenações pelo método de Escalonamento  
236 Multidimensional Não-Métrico (NMDS) a fim de reduzir sua dimensionalidade. Para o  
237 cálculo do NMDS, os dados foram padronizados através da divisão pelo número total de  
238 indivíduos de cada parcela. A matriz de composição de espécies foi reduzida a uma dimensão  
239 tanto para o conjunto de parcelas (igapó + campinarana) quanto para cada ecossistema  
240 separadamente. Para os dados de solo, foram feitas Análises de Componentes Principais  
241 (PCAs de correlação), a fim de resumir as variáveis edáficas a poucos eixos. As PCAs foram  
242 realizadas para os dados de cada ecossistema e para o conjunto de dados dos dois  
243 ecossistemas. Os dados foram padronizados através da divisão pelo valor máximo de cada  
244 variável. As variáveis edáficas inseridas na PCA foram: areia, silte, argila, C, N, P, Al<sup>3+</sup>,  
245 Soma de Bases Trocáveis (K<sup>+</sup> + Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup>), Fe, Zn<sup>+</sup>, Mn<sup>2+</sup> e Cu.

246 Para determinar se o gradiente florístico estava associado aos gradientes de textura e  
247 fertilidade do solo (dados como o primeiro eixo da PCA), duração da inundação (no igapó) e

248 profundidade do lençol freático (na campinarana), foram feitas regressões simples entre as  
249 variáveis ambientais e o eixo obtido pelo NMDS em cada ecossistema. No caso da  
250 campinarana, a variação do lençol freático foi relacionada ao eixo obtido pelo NMDS  
251 utilizando apenas as cinco parcelas que possuíam os dados do lençol freático. Na análise em  
252 conjunto (igapó + campinarana), consideramos a altura média de inundação observada nos  
253 indivíduos do igapó (e não a duração média de inundação) para que os dados de inundação e  
254 lençol freático possuíssem a mesma unidade de medida. As medidas de altura de inundação  
255 foram estabelecidas em relação à superfície do solo e, dessa forma, valores de profundidade  
256 do lençol freático na campinarana ficaram negativos (coluna d'água abaixo da superfície) e  
257 valores de altura de inundação no igapó positivos (coluna d'água acima da superfície). Para a  
258 análise dos dois ecossistemas em conjunto, o eixo resultante da ordenação pelo NMDS foi  
259 utilizado como variável dependente em duas regressões simples contra o primeiro eixo da  
260 PCA e altura de inundação (que foram altamente correlacionados: Correlação de Pearson =  
261 0,90). O teste de Mantel com 10.000 permutações foi utilizado para determinar a relação entre  
262 a matriz de dissimilaridade florística (BC) e a distância geográfica em cada ecossistema. Foi  
263 utilizada a distância euclidiana na construção das matrizes de distância geográfica.

264 O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para determinar diferenças nas variáveis  
265 estruturais DAP, altura ( $H$ ), área basal ( $AB=\pi(DAP/2)^2$ ) e densidade de indivíduos entre  
266 parcelas do mesmo ecossistema. Regressões simples foram utilizadas para testar o efeito dos  
267 gradientes edáfico, de inundação (no igapó) e profundidade do lençol freático (na  
268 campinarana) sobre a variação na riqueza e parâmetros estruturais dentro de cada ecossistema.  
269 Testes t de Student foram utilizados para comparar os valores médios das variáveis  
270 estruturais, riqueza e diversidade de espécies entre igapó e campinarana.

271 A fim de comparar os resultados obtidos na análise das parcelas de 0,5 ha no igapó,  
272 analisamos a riqueza e variáveis estruturais (DAP, altura ( $H$ ), densidade de indivíduos e área  
273 basal) em função do gradiente de inundação considerando as 48 subparcelas (0,0625 ha) como  
274 unidades amostrais. Isso porque pequenas variações no relevo podem estar associadas a  
275 diferenças na duração da inundação local e determinar habitats diferenciados,  
276 consequentemente influenciando a colonização e distribuição de espécies local (Worbes 1997,  
277 Daly & Mitchell 2000). As análises foram realizadas no pacote estatístico R (R Development  
278 Core Team 2011) e no Microsoft Office Excel 2007.

## 279 **Resultados**

### 280 *Composição e Estrutura da Vegetação*

281 Nos seis hectares amostrados foram encontrados 4012 indivíduos: 2163 indivíduos no  
282 igapó, pertencentes a 35 famílias, 57 gêneros e 69 espécies; 1849 indivíduos na campinarana,  
283 pertencentes a 38 famílias, 87 gêneros e 122 espécies, totalizando 187 espécies nos dois  
284 ecossistemas. Do total de indivíduos amostrados, 3648 (90,9%) foram identificados até o  
285 nível de espécie e 364 (9,1%) até o nível de gênero. Deste total, 17 espécies foram  
286 identificadas com dúvida quanto ao epíteto específico (7 espécies no igapó e 10 espécies na  
287 campinarana). Riqueza de espécies, diversidade  $\alpha$  de Fisher, variáveis estruturais (DAP,  
288 altura, área basal e densidade de indivíduos), período de inundação (igapó) e profundidade do  
289 lençol freático (campinarana) são apresentados para cada ecossistema na Tabela 1.

290 O histograma das classes diamétricas apresentou a forma de J invertido para os dois  
291 ecossistemas, com 50% dos indivíduos da campinarana e 41% dos indivíduos do igapó  
292 pertencentes à classe  $\geq 10$  DAP  $< 15$  cm (Fig. 4). Altura, DAP, área basal e densidade de  
293 indivíduos não diferiram entre os dois ecossistemas (teste t de Student,  $p > 0,05$  para todas as  
294 variáveis), mas diferiram entre parcelas do mesmo ecossistema (Kruskall-Wallis,  $p < 0,001$   
295 para todas as variáveis, para os dois ecossistemas). As curvas de rarefação mostram a riqueza  
296 acumulada de espécies para cada 100 indivíduos amostrados, com o igapó apresentando  
297 menor taxa de acúmulo de espécies do que a campinarana (Fig. 5).

### 298 *Diversidade Florística e Similaridade entre Ecossistemas*

299 A diversidade de espécies ( $\alpha$  Fisher) das parcelas da campinarana variou entre 6,89 e 27,73  
300 (média:  $13,32 \pm 7,98$ ), enquanto no igapó a variação foi entre 3,03 e 10,36 (média:  $6,15 \pm$   
301  $2,50$ ) (Tab. 1). A riqueza e diversidade de espécies médias não foram significativamente  
302 diferentes entre os dois ecossistemas (teste t de Student,  $p > 0,05$  para os dois parâmetros).

303 As dissimilaridades florísticas (BC) entre pares de parcelas foram semelhantes dentro  
304 de cada ecossistema: entre pares do igapó a variação foi de 0,36 a 0,98 e entre pares da  
305 campinarana foi de 0,39 a 0,94. A similaridade florística entre ecossistemas revelou-se  
306 extremamente baixa, com BC = 0,97 (alta dissimilaridade). Considerando apenas os gêneros,  
307 a similaridade continuou baixa, sendo BC = 0,83. O teste de Mantel não mostrou relação  
308 significativa entre as matrizes de dissimilaridade florística (BC) e de distância geográfica no  
309 igapó ( $r = 0,08$ ;  $p > 0,05$ ), mas mostrou relação significativa entre ambas as matrizes para a  
310 campinarana ( $r = 0,66$ ;  $p < 0,01$ ).

### 311 *Fitossociologia*

312 Os resultados da análise fitossociológica para as dez principais espécies são  
313 apresentados na Tabela 2. No igapó, a espécie que apresentou maior área basal e dominância  
314 foi *Nectandra amazonum* Nees, seguida por *Amanoa* cf. *guianensis* Aubl. e *Erismia*  
315 *calcaratum* Warm. Na campinarana, a espécie de maior dominância e área basal foi *Aldina*  
316 *heterophylla* Spruce ex Benth., seguida por *Sacoglottis guianensis* Benth. e *Mauritia carana*  
317 Wallace. A espécie com maior IVI no igapó foi *Amanoa* cf. *guianensis* e na campinarana foi  
318 *Aldina heterophylla*. As 10 espécies mais importantes totalizaram 62% dos indivíduos no  
319 igapó e 44% dos indivíduos na campinarana. Apenas 10 espécies raras foram amostradas no  
320 igapó, estando sete delas localizadas nas parcelas com menor duração de inundação (até 20  
321 dias ano<sup>-1</sup>). Na campinarana foram encontradas 28 espécies raras.

### 322 *Gradientes Ambientais e Florísticos*

323 A duração média de inundação nas parcelas do igapó variou entre 10 e 202 dias ano<sup>-1</sup>.  
324 Nas parcelas da campinarana, a profundidade média do lençol freático variou entre 39,7 e  
325 245,5 cm no período chuvoso e entre 92,0 e 315,7 cm no período de estiagem (Tab. 1). Tanto  
326 o solo do igapó como o da campinarana mostraram-se extremamente ácidos e pobres em  
327 nutrientes, apresentando valores extremos quanto à granulometria: cinco das seis parcelas do  
328 igapó foram caracterizadas como argilosas a muito argilosas e uma parcela foi caracterizada  
329 como franco-argilosa, enquanto todas as parcelas da campinarana foram caracterizadas como  
330 arenosas (Tab. 3).

331 A Tabela 4 mostra a correlação entre o primeiro eixo da PCA e as variáveis edáficas  
332 para o conjunto igapó + campinarana e para cada ecossistema separadamente. O primeiro eixo  
333 da PCA para as doze parcelas em conjunto resumiu as variáveis físicas e químicas do solo e  
334 explicou 68% da variação edáfica. Há uma grande amplitude de variação no gradiente de  
335 textura entre igapó e campinarana. O primeiro eixo foi negativamente relacionado ao teor de  
336 areia e positivamente relacionado à argila e fertilidade em geral (principalmente C, N e Soma  
337 de Bases). O solo argiloso do igapó possui maiores teores de nutrientes do que o solo arenoso  
338 da campinarana. O primeiro eixo da PCA considerando somente as parcelas do igapó explicou  
339 48% da variação e foi relacionado positivamente aos micronutrientes (Zn<sup>+</sup>, Fe e Mn<sup>2+</sup>) e  
340 negativamente a C, N e Al<sup>3+</sup>. Considerando somente as parcelas da campinarana, o primeiro  
341 eixo da PCA explicou 54% da variação e foi relacionado positivamente ao teor de areia e  
342 fertilidade (Soma de Bases) e negativamente ao teor de argila, N e Al<sup>3+</sup>.

343 Riqueza ( $S$ ), diversidade ( $\alpha$  Fisher) e parâmetros estruturais (DAP, altura, densidade  
 344 de indivíduos e área basal) não foram relacionados aos gradientes ambientais nos dois  
 345 ecossistemas. No entanto, para as regressões realizadas com as 48 subparcelas (25 x 25 m) do  
 346 igapó, três parâmetros apresentaram relação com o gradiente de inundação: riqueza ( $S$ )  
 347 ( $p < 0,01$ ,  $R^2 = 0,14$ ), altura ( $H$ ) ( $p < 0,001$ ,  $R^2 = 0,34$ ) e área basal ( $p < 0,05$ ,  $R^2 = 0,13$ ).

348 A porcentagem de variância captada pelo eixo do NMDS para igapó e campinarana  
 349 em conjunto foi de 50%. A variação florística do conjunto de parcelas foi relacionada à  
 350 variação edáfica ( $p < 0,001$ ;  $R^2 = 0,88$ ) (Fig. 6) e à altura média de inundação ( $p < 0,001$ ;  
 351  $R^2 = 0,79$ ). Considerando somente as parcelas do igapó, a porcentagem de variância captada  
 352 pelo eixo do NMDS foi de 63% e não mostrou correlação nem com o primeiro eixo da PCA  
 353 ( $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,38$ ) nem com a duração média de inundação ( $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,14$ ). Para as  
 354 parcelas localizadas na campinarana, as variâncias captadas pelo NMDS foram de 53%  
 355 (considerando todas as parcelas) e de 66% (considerando somente as cinco parcelas que  
 356 possuíam os dados de lençol freático) e também não mostraram correlação com o primeiro  
 357 eixo da PCA ( $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,02$ ) e a profundidade média do lençol freático ( $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,16$   
 358 para o período chuvoso,  $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,53$  para o período de estiagem).

### 359 *Pulso de Inundação*

360 Como resultado da análise das cotas diárias do Rio Uatumã para o período de 1977 a  
 361 2011, observamos que o pulso de inundação foi modificado após a construção da Usina  
 362 Hidrelétrica de Balbina, como pode ser claramente observado na Figura 7. A partir do ano de  
 363 1992, a parcela localizada na porção mais baixa do relevo (P5) esteve sujeita a maiores  
 364 períodos de inundação, enquanto parcelas localizadas nas porções altas e intermediárias (P1,  
 365 P2, P3, P4 e P6) sofreram uma diminuição nos períodos de inundação. A duração da  
 366 inundação antes e depois da construção da UHE Balbina foi significativamente diferente em  
 367 todas as parcelas (Tab. 5). Há uma lacuna de informação para os anos de 1988 a 1991 e 2005,  
 368 sendo o primeiro intervalo o período de construção da UHE Balbina.

## 369 **Discussão**

### 370 *Composição e Diversidade de Espécies*

371 A riqueza (122 espécies/3 ha) e diversidade de espécies arbóreas foi relativamente  
 372 baixa para a campinarana quando comparada a outros estudos em campinaranas amazônicas.  
 373 Vicentini (2004), em um estudo no Parque Nacional do Jaú, encontrou 68 espécies  
 374 distribuídas em oito parcelas de 0,01 ha em uma campinarana alta; Stropp *et al.* (2011)  
 375 encontraram 290 espécies distribuídas em quatro parcelas de 1 ha na região do alto Rio Negro

376 e Boubli (2002) relatou 63 espécies em 0,5 ha no Parque Nacional do Pico da Neblina. Muitas  
 377 das espécies encontradas nos solos de areia branca são restritas a uma determinada extensão  
 378 de habitat e não ocorrem em outros ambientes (Vicentini 2004). Na RDS Uatumã foram  
 379 encontrados grupos típicos de campinaranas, como as espécies *Mauritia carana* e *Pradosia*  
 380 *schomburgkiana* (A DC.) Cronquist, e os gêneros *Aldina*, *Clusia*, *Hevea* e *Macrobium*  
 381 (Anderson 1981; Vicentini 2004).

382 A floresta de igapó também apresentou baixa riqueza de espécies (69 espécies/3 ha)  
 383 quando comparada a outros inventários realizados na Amazônia Central. A maior riqueza de  
 384 espécies já descrita para um igapó foi de 137 espécies ha<sup>-1</sup> (DAP ≥ 10 cm), relatada por  
 385 Ferreira (1997) no Parque Nacional do Jaú. Parolin *et al.* (2004) relataram 44 espécies para  
 386 quatro parcelas de 0,025 ha no Rio Tarumã-Mirim, um afluente do Rio Negro próximo a  
 387 Manaus. Na RDS Uatumã foram encontrados representantes típicos deste ecossistema, de  
 388 acordo com outros inventários também realizados na Amazônia Central: *Amphirrhox*  
 389 *surinamensis* Eichler, *Couepia paraensis* (Mart. & Zucc.) Benth., *Crudia amazonica* Spruce  
 390 ex Benth., *Erisma calcaratum*, *Macrobium acaciifolium* Benth., *Malouetia tamaquarina*  
 391 (Aubl.) A.DC., *Tabebuia barbata* (E.Mey.) Sandwith e *Zygia cataractae* (Kunth.) L.Rico  
 392 (Ferreira 1997, Parolin *et al.* 2004, Wittmann *et al.* 2010).

393 A análise das curvas de rarefação para os dois tipos florestais mostrou que a taxa de  
 394 acúmulo de espécies no igapó foi consideravelmente menor quando comparada à  
 395 campinarana, sugerindo que os três hectares amostrados foram suficientes para amostrar a  
 396 riqueza de espécies no igapó, mas não na campinarana.

### 397 *Características Edáficas*

398 Os dois ecossistemas apresentaram solos com elevada acidez e baixa concentração de  
 399 nutrientes quando comparados a outros ecossistemas amazônicos, como as várzeas e até  
 400 mesmo a terra-firme (Junk 1997; Haugaasen & Peres 2006), que, até certo ponto, também  
 401 apresenta deficiência em nutrientes (Tiessen *et al.* 1994). O igapó apresentou relativamente  
 402 maiores teores de nutrientes do que a campinarana, semelhantes aos encontrados por  
 403 Haugaasen & Peres (2006) em uma área de igapó situada entre grandes extensões de florestas  
 404 de várzea ao longo dos rios Solimões e Purús e que podem, eventualmente, sofrer eventos de  
 405 inundação por água branca (Haugaasen & Peres 2006), podendo ser classificados como  
 406 paleovárzeas (Junk *et al.* 2011). O solo do igapó da RDS Uatumã, assim como o estudado por  
 407 Haugaasen & Peres (2006), apresentou pH mais elevado e teores de nutrientes mais próximos

408 do que o descrito por Furch (1997) para um igapó do Rio Tarumã-Mirim, afluente do Rio  
409 Negro. A maior semelhança com o solo do igapó do baixo Purús pode indicar que o igapó  
410 localizado na RDS Uatumã possui teores de nutrientes relativamente mais altos do que os  
411 igapós localizados ao longo do Rio Negro e seus tributários. Duas possíveis causas podem  
412 estar associadas a isso: (1) o Rio Uatumã drena uma das poucas áreas do Cretáceo Amazônico  
413 (IBGE 2012b), cuja superfície possivelmente contém mais nutrientes em comparação com as  
414 formações geológicas do Paleozóico e/ou Pré-Cambriano adjacentes – de onde normalmente  
415 originam-se os rios de água preta – devido à menor lixiviação ao longo do tempo geológico;  
416 (2) a barragem da UHE Balbina pode ter modificado os teores de nutrientes, que são  
417 carregados pelas águas do Rio Uatumã barragem abaixo.

#### 418 *Similaridade entre Ecossistemas*

419 A idéia de que a flora dos igapós em geral é altamente relacionada à flora das  
420 campinaranas não foi corroborada por este estudo, que mostrou uma baixa similaridade  
421 florística entre os dois ecossistemas. Apenas quatro espécies foram comuns entre ambos:  
422 *Cordia* sp., *Couepia paraensis*, *Macrobium bifolium* (Aubl.) Pers. e *Pouteria elegans* (A.  
423 DC.) Baehni. *Couepia paraensis* e *Macrobium bifolium* foram numericamente mais  
424 representativas na campinarana, enquanto *Cordia* sp. e *Pouteria elegans* foram mais  
425 representativas no igapó. Comparando-se o presente estudo a outros inventários realizados em  
426 igapós e campinaranas (Ferreira 1997; Silveira 2003; Parolin *et al.* 2004; Vicentini 2004),  
427 parece também não haver uma similaridade florística expressiva entre os dois tipos florestais.  
428 No entanto, a ausência de maiores informações sobre a ocorrência e distribuição das espécies  
429 nestes ecossistemas faz com que seja difícil generalizar conclusões.

430 O igapó e a campinarana inventariados na RDS Uatumã estão localizados  
431 relativamente próximos, distantes apenas cerca de 6 km em linha reta. A distância geográfica,  
432 dessa forma, não estaria ou estaria pouco associada à alta troca de espécies entre os dois  
433 ecossistemas e possivelmente outros fatores são responsáveis pela baixa similaridade  
434 florística encontrada, já que a proximidade entre habitats permite ou favorece uma dispersão  
435 mais eficiente dos indivíduos (Nekola & White 1999) e esperaríamos encontrar uma maior  
436 similaridade florística entre os ecossistemas. O aumento ou diminuição da similaridade entre  
437 áreas pode variar de acordo com a escala amostrada, a força do gradiente ambiental e entre  
438 paisagens que apresentam diferentes configurações espaciais (Nekola & White 1999),  
439 podendo então ser correlacionado a características do ambiente (distância ambiental e padrão



440 espacial das áreas estudadas, por exemplo) e dos organismos estudados (amplitude do nicho e  
441 capacidade de dispersão das espécies) (Nekola & White 1999).

442 No que diz respeito às características ambientais, as áreas de igapó em geral  
443 apresentam dois tipos de solo, que podem ser distinguidos entre arenosos e argilosos (Worbes  
444 1986), havendo uma diferença marcante na composição de espécies de acordo com o tipo de  
445 solo em que se encontram (Worbes 1997). Alguns estudos afirmam que a composição  
446 florística das comunidades reflete a combinação dos fatores ambientais locais (Tremolieres  
447 2004) e que a vegetação encontrada em solos com características semelhantes tende a estar  
448 fortemente relacionada floristicamente (Guillaumet 1987; Tuomisto *et al.* 1995). No presente  
449 estudo, o igapó argiloso apresentou baixa similaridade florística com a campinarana arenosa e  
450 uma possível explicação é o fato de os solos dos dois ecossistemas apresentarem  
451 características texturais muito diferentes. Solos argilosos são geralmente mal aerados e  
452 favorecem as espécies com grande adaptabilidade à hipóxia, enquanto solos arenosos são  
453 geralmente bem aerados. Os dois ecossistemas diferenciam-se também quanto ao regime  
454 hídrico a que estão sujeitos. O igapó sofre alagamento acima do solo e com fluxo de água  
455 constante, enquanto a variação do lençol freático na campinarana não mostrou alagamento  
456 acima da superfície do solo durante o período de coleta de dados.

457 Além disso, as campinaranas geralmente ocorrem em áreas topograficamente elevadas  
458 ou intermediárias, espalhadas pela terra-firme, mas podem também ocorrer em áreas baixas,  
459 próximas às planícies de inundação (Anderson 1981) e ao longo de pequenos tributários,  
460 como ocorre na região do Alto Rio Negro (Junk *et al.* 2011). Nessas áreas, onde igapó e  
461 campinarana estão presentes em grandes extensões, a similaridade florística e, principalmente,  
462 a proximidade filogenética entre esses ecossistemas é mais expressiva (Kubitzki 1987). Os  
463 dois tipos de vegetação ocorrem sobre solos arenosos e estão, de certa forma, conectados  
464 hidrologicamente, pois as campinaranas podem sofrer influência dos pequenos tributários e  
465 conseqüentemente do rio principal, havendo certa conectividade hidrológica com os igapós, o  
466 que facilita e favorece a troca de espécies entre ambos. Isso não ocorre na área de estudo da  
467 RDS Uatumã, onde a campinarana está topograficamente mais elevada que o igapó e não há  
468 conectividade pelo rio principal ou mesmo por pequenos tributários. Dessa forma, o padrão  
469 espacial no qual igapó e campinarana encontram-se distribuídos pode ter grande influência na  
470 similaridade florística entre os dois ecossistemas, mas seriam necessários maiores estudos  
471 para corroborar esta idéia.

472 *Estrutura da Vegetação*

473 As características estruturais do igapó e da campinarana mostraram-se semelhantes. A  
474 distribuição das classes diamétricas observada para os dois ecossistemas é similar à  
475 encontrada por outros estudos em florestas amazônicas (Boubli 2002; Ferreira *et al.* 2010;  
476 Stropp *et al.* 2011), com mais de 40% dos indivíduos apresentando DAP entre 10 e 15 cm.  
477 Esse padrão de distribuição é característico de florestas tropicais (Silva Júnior 2005) e indica  
478 um balanço positivo entre recrutamento e mortalidade nestes ecossistemas.

479 Tanto a campinarana como o igapó apresentaram vegetação de porte baixo. Há, em  
480 geral, uma variação na altura do dossel destes ecossistemas (Coomes & Grubb 1996; Silveira  
481 2003; Vicentini 2004; Schöngart *et al.* 2010), que normalmente não alcançam valores  
482 superiores a 25 m (Veloso *et al.* 1991; Coomes & Grubb 1996), embora valores de até 35 m  
483 tenham sido relatados para árvores emergentes (Silveira 2003). O crescimento da vegetação  
484 normalmente é visto como a soma de respostas a múltiplos fatores ambientais, como a  
485 disponibilidade de luz, água e nutrientes (Dickson 1989). A baixa estatura dos indivíduos  
486 encontrados no igapó e na campinarana pode, neste sentido, ser entendida como resultado da  
487 escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem e consequente alocação  
488 diferenciada de carbono, que nas florestas de baixa produtividade é alocado em maior  
489 quantidade nas folhas ao invés do caule (Coomes & Grubb 1996). Além disso, pode ser que o  
490 fator hídrico, entendido aqui como a seca fisiológica que ocorre durante o período de  
491 inundação no igapó e ao longo do período de estiagem na campinarana (devido à baixa  
492 capacidade de retenção hídrica do solo arenoso), associado à escassez nutricional do solo,  
493 também possa ser um fator determinante sobre a estatura dos indivíduos. Além disso, alguns  
494 estudos demonstram que espécies que habitam solos oligotróficos alocam grande parte de  
495 seus recursos na defesa contra herbivoria, em detrimento de seu crescimento (Fine *et al.* 2004;  
496 Fine *et al.* 2006).

497 Uma análise quantitativa das populações mostra que existe uma distribuição  
498 diferenciada das espécies no igapó, onde as cinco espécies dominantes somam 40% de todos  
499 os indivíduos. Essas espécies ocorrem em maior densidade nas parcelas sujeitas a períodos  
500 curtos e intermediários de inundação, diferentemente do que é encontrado para áreas alagáveis  
501 em geral, que apresentam uma maior dominância de espécies nas áreas sujeitas a longos  
502 períodos de inundação (Schöngart *et al.* 2000; Wittmann & Junk 2003; Wittmann *et al.* 2006).  
503 A espécie dominante no igapó, *Nectandra amazonum*, é característica também de florestas de  
504 várzea (Worbes 1997; Wittmann *et al.* 2010) e teve 96% de todos os seus indivíduos

505 amostrados em uma única parcela (P6). Além disso, dois terços dos indivíduos dessa espécie  
506 possuíam o tronco bastante ramificado desde a base, o que contribuiu substancialmente para  
507 sua dominância no igapó. O elevado número de indivíduos ramificados desta espécie pode ser  
508 uma resposta às condições irregulares de inundação (Wittmann *et al.* 2008). Wittmann &  
509 Parolin (2005) reportaram um grande número de ramificações apresentados por espécies  
510 inundadas por longos períodos em uma floresta de várzea na Amazônia Central. As  
511 ramificações aumentam a superfície de troncos e raízes, facilitando a obtenção de oxigênio  
512 durante o período de inundação (Wittmann *et al.* 2008). Também permitem a sobrevivência  
513 de muitas espécies após eventos de fogo. *Nectandra amazonum* é uma espécie que também  
514 ocorre no cerrado (Moraes 2005) e é possível que a habilidade de ramificar-se seja uma  
515 adaptação que a torne competitiva frente a eventos ambientais extremos como fogo e  
516 inundação.

517 Na campinarana, a espécie mais importante e dominante foi *Aldina heterophylla*,  
518 distribuída de maneira uniforme por toda a área amostrada. Essa espécie é comumente  
519 descrita para ambientes oligotróficos, principalmente as campinaranas amazônicas (Anderson  
520 1981; Boubli 2002; Vicentini 2004; Stropp *et al.* 2011), embora tenham sido relatadas  
521 ocorrendo também no igapó (Scudeller & Souza 2009). *Sacoglottis guianensis* foi a segunda  
522 espécie mais importante e dominante na campinarana, também distribuída de forma  
523 relativamente homogênea por toda a área. As dez espécies dominantes na campinarana  
524 somam 39% dos indivíduos, diferentemente do que acontece no igapó, onde as dez espécies  
525 dominantes somam 56% dos indivíduos. Isso pode ocorrer devido ao fato de o ecossistema da  
526 campinarana ser mais homogêneo em relação às variáveis ambientais como um todo,  
527 diferentemente do igapó, que apresenta maior heterogeneidade devido ao pulso de inundação,  
528 que afeta de forma diferente as áreas inundadas por diferentes períodos.

### 529 *Padrões Florísticos ao longo do Gradiente Ambiental*

530 Os dois tipos de vegetação estudados na RDS Uatumã podem ser separados pela  
531 distribuição dos indivíduos de diferentes espécies formando dois grupos distintos na análise  
532 de ordenação. A variação edáfica, principalmente na textura do solo, e a altura de inundação  
533 foram fatores relacionados à variação florística dos dois ecossistemas em conjunto. As  
534 parcelas do igapó e da campinarana estão localizadas nos dois extremos dos gradientes  
535 edáfico e de inundação, indicando que a composição de espécies e as características  
536 ambientais diferem entre ambos. Nas análises dentro de cada ecossistema, o primeiro eixo da  
537 ordenação pelo NMDS não foi correlacionado à variação edáfica e hídrica tanto no igapó

538 quanto na campinarana. A ausência de correlação com o gradiente de textura e fertilidade do  
539 solo pode ser explicada pela pequena variação nas características edáficas de cada  
540 ecossistema, principalmente no que diz respeito aos teores de nutrientes. A variação edáfica  
541 existente não explica a maior parte da variação ocorrida na vegetação. O efeito do  
542 comprimento do gradiente analisado pode ser determinante na detecção dos fatores mais  
543 importantes na estruturação da comunidade de plantas em geral (Vormisto *et al.* 2000, Costa  
544 *et al.* 2009) e a ausência de um gradiente forte nos ecossistemas estudados pode estar ligado à  
545 não-correlação observada entre os gradientes florísticos e edáficos. Os estudos que detectaram  
546 relação entre os gradientes florísticos e edáficos foram realizados principalmente para a terra  
547 firme (Tuomisto & Ruokolainen 1994, Tuomisto *et al.* 1995, Duivenvoorden *et al.* 2002).  
548 Solos com maiores teores de argila e disponibilidade de nutrientes foram relacionados às áreas  
549 com maior diversidade (Coomes & Grubb 1996; Vicentini 2004; Luizão *et al.* 2004),  
550 contrariamente do que foi observado na RDS Uatumã, onde o igapó argiloso apresentou  
551 menor diversidade absoluta em relação à campinarana arenosa.

552       Áreas de campinarana na Amazônia são normalmente rodeadas por florestas de terra  
553 firme e ocorre dispersão de sementes entre esses habitats (Stropp *et al.* 2011), o que pode  
554 contribuir para o aumento na riqueza e diversidade das campinaranas. O igapó, por sua vez,  
555 também é cercado por florestas de terra-firme, mas é inundado por prolongados períodos e um  
556 menor número de espécies é adaptado a este ambiente. Diferentemente da campinarana, há  
557 conectividade hidrológica entre as áreas do igapó e poucas espécies acabam se tornando  
558 dominantes, diminuindo a diversidade de suas áreas em geral.

559       Alguns estudos sugerem que a distância geográfica entre áreas pode ser um fator  
560 importante sobre a composição e diversidade nas comunidades de plantas (Potts *et al.* 2002;  
561 Vormisto *et al.* 2004), com os limites de dispersão atuando sobre a composição local de  
562 espécies. Em uma amostragem em pequena escala e variação ambiental relativamente  
563 pequena, como no presente estudo, a composição e distribuição das espécies pode estar mais  
564 relacionada ao gradiente geográfico, simplesmente pelo fato de espécies localizadas em áreas  
565 mais próximas apresentarem maior probabilidade de colonizar essas áreas. Isso pôde ser  
566 observado para as parcelas da campinarana, nas quais a similaridade florística foi  
567 correlacionada à distância entre elas. A autocorrelação espacial observada entre as parcelas da  
568 campinarana pode estar relacionada a processos bióticos, como a maior probabilidade de  
569 dispersão para áreas mais próximas umas das outras, o que estaria relacionado aos limites de  
570 dispersão das espécies (Hubbel 2001), e à autocorrelação espacial entre as variáveis

571 ambientais (Legendre 1993; Jones *et al.* 2006), ligada à pequena variação nas características  
572 edáficas.

573 Ao contrário do observado para a campinarana, a distância geográfica não foi  
574 correlacionada à similaridade florística entre parcelas do igapó. Isso demonstra que a  
575 dispersão das espécies de áreas inundáveis pode não depender da proximidade entre elas  
576 (Wittmann & Junk 2003). Muitas dessas espécies apresentam dispersão hidrocórica, na qual a  
577 inundação favorece a migração de propágulos e a colonização de áreas distantes, em  
578 associação com a ictiocoria (Piedade *et al.* 2005; Parolin & Witmann 2010). Dessa forma, a  
579 inundação age como um fator importante na dispersão e colonização do ambiente por esses  
580 indivíduos.

581 Não houve relação entre os padrões florísticos no igapó e o gradiente de inundação,  
582 diferentemente dos resultados encontrados em outros estudos, nos quais a composição  
583 florística das áreas é influenciada pela duração da inundação (Ferreira 1997; Wittmann *et al.*  
584 2006). A riqueza e diversidade de espécies e a dissimilaridade florística do igapó também não  
585 foram relacionadas à inundação. Esses resultados estão, em parte, de acordo com Ferreira  
586 (2000), que não encontrou diferenças significativas entre riqueza e duração de inundação em  
587 um estudo nos igapós dos rios Jaú e Tarumã-Mirim. No entanto, difere dos resultados  
588 encontrados para a maioria dos estudos em florestas alagáveis, onde a riqueza, diversidade e  
589 composição de espécies são normalmente relacionadas ao gradiente de inundação (Worbes  
590 1986; Ferreira 1997; Wittmann & Junk 2003; Piedade *et al.* 2005; Inuma 2006; Wittmann *et*  
591 *al.* 2006). Os dados de Wittmann *et al.* (2006) para florestas de várzea por exemplo, mostram  
592 que a duração da inundação parece ser o fator mais importante para explicar a distribuição de  
593 espécies, riqueza e alfa diversidade nas áreas alagáveis, com as áreas sujeitas a maiores  
594 períodos de inundação apresentando menor diversidade em relação às áreas sujeitas a menores  
595 períodos de inundação.

596 Apesar de não ter sido correlacionada à duração da inundação, a riqueza de espécies  
597 no igapó foi menor na parcela sujeita à inundação mais prolongada. Esse menor número de  
598 espécies pode ser entendido como resultado de uma zonação diferenciada, onde as poucas  
599 espécies tolerantes a longos períodos de inundação possuem maior capacidade competitiva e  
600 obtêm mais sucesso na colonização dessas áreas em detrimento das espécies menos adaptadas.  
601 A ausência de espécies raras na parcela sujeita ao maior período de inundação reflete a força

602 da seleção ambiental neste ambiente, pois o número de espécies raras aumenta com a  
603 diminuição da inundação, evidenciando um aumento na competição entre espécies.

604 Riqueza, altura e área basal foram relacionadas à inundação nas subparcelas de 25 x  
605 25 m. Isso demonstra que pode existir uma certa independência entre as áreas sujeitas à  
606 inundação, mesmo quando localizadas próximas umas das outras. Isso ocorre porque  
607 pequenas variações na topografia causam uma rápida mudança na duração da inundação e  
608 mudam as condições ambientais ao longo de pequenas distâncias (Worbes 1997). Dessa  
609 forma, áreas localizadas próximas umas das outras podem apresentar habitats heterogêneos e  
610 as mudanças ao longo do gradiente de inundação, mesmo que pequenas, acabam  
611 determinando a distribuição das espécies no ambiente. Isso fica evidenciado pela relação  
612 significativa citada acima. Um dos fatores que pode ter obscurecido a relação entre riqueza de  
613 espécies e inundação nas parcelas maiores (0,5 ha), é o fato de essas parcelas não abrangerem  
614 o gradiente de inundação em sua totalidade, já que a inundação é resumida à média das  
615 inundações para cada indivíduo.

616 Na campinarana, a variação na composição florística também não foi relacionada ao  
617 gradiente hídrico (profundidade do lençol freático). Em áreas de campinarana florestada, a  
618 variação na profundidade do lençol freático pode não exercer forte influência sobre a  
619 vegetação. O contrário ocorre entre as diferentes classes de campinarana, onde campinaranas  
620 florestadas e campinaranas gramíneo-lenhosas (campinas) possuem composição florística e  
621 estrutura da vegetação claramente distintas (Coomes & Grubb 1997, Vicentini 2004). Áreas  
622 de campinarana gramíneo-lenhosa possuem o lençol freático mais próximo à superfície em  
623 relação às áreas de campinarana florestada, como relatado por Coomes & Grubb (1997) para  
624 uma *Tall caatinga* e uma *Short caatinga* em La Esmeralda, Venezuela. Nas campinaranas  
625 florestadas, a variação do lençol freático pode não ser importante em termos florísticos e  
626 outros fatores podem exercer influência sobre a composição e distribuição das espécies, como  
627 a competição por recursos (Pitman *et al.* 1999) e processos evolutivos (Ricklefs 2004) por  
628 exemplo.

### 629 *Pulso de Inundação*

630 O pulso de inundação do Rio Uatumã sofreu modificações após a construção da UHE  
631 Balbina, especialmente no que diz respeito à sua amplitude, frequência e duração de  
632 inundação. Pode-se observar uma variação diária nas cotas do Rio Uatumã a partir de 1991,  
633 que não segue o padrão de cheia e vazão típico do período anterior à construção da

634 hidrelétrica e também dos rios amazônicos em geral. O aumento da inundação nas porções  
635 mais baixas do relevo e sua diminuição nas porções mais altas decorrem principalmente do  
636 controle da abertura e fechamento das comportas da hidrelétrica. Por esta razão, áreas  
637 topograficamente mais baixas são inundadas frequentemente ao longo de todo o ano. Como a  
638 amplitude do pulso de inundação também foi alterada, áreas topograficamente elevadas não  
639 são mais inundadas com a frequência que eram antes. Houve, assim, uma diminuição na  
640 amplitude da variação do Rio Uatumã, o que fez com que o gradiente de inundação no igapó  
641 diminuísse e causasse, conseqüentemente, uma baixa estruturação de suas áreas. Isso afeta  
642 diretamente toda a biota ao longo do curso do rio, fazendo com que a vegetação sofra com a  
643 escassez ou o excesso de inundações. Dessa forma, pode ser que espécies hoje dominantes  
644 antes não apresentavam tal dominância nestas áreas e vice-versa. Pode-se observar, ao longo  
645 do curso do rio, inúmeras áreas permanentemente alagadas e com a vegetação já morta.  
646 Diante destes fatos, os igapós localizados ao longo de todo o curso do Rio Uatumã podem  
647 estar em fase de transição, tendo espécies substituídas ou perdidas devido às alterações  
648 hidrológicas.

#### 649 **Conclusões**

650 A composição de espécies claramente apresenta padrões distintos entre as florestas de  
651 igapó e campinarana estudadas na RDS Uatumã. A riqueza e diversidade de espécies médias  
652 entre os dois ecossistemas não diferiram significativamente. Neste estudo, o gradiente edáfico  
653 não foi relacionado à variação florística dentro de cada ecossistema, mas sim entre  
654 ecossistemas. Os gradientes de inundação e profundidade do lençol freático também não  
655 foram relacionados à variação florística e diversidade de espécies no igapó e na campinarana.  
656 Os dois ecossistemas apresentaram características estruturais semelhantes, entendidas como  
657 um reflexo da escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem. É possível que as  
658 áreas de igapó ao longo do curso do Rio Uatumã estejam sofrendo mudanças na sua  
659 composição de espécies, devido às alterações hidrológicas ocorridas após a construção da  
660 UHE Balbina. O conhecimento detalhado da extensão e distribuição destes ecossistemas na  
661 Amazônia é necessário para a avaliação de alternativas de conservação e uso da terra no  
662 futuro próximo.

663

664

665 **Agradecimentos**

666 Agradecemos ao PRONEX/FAPEAM/CNPq ‘Tipologias Alagáveis’ e em especial ao Projeto  
667 INPA-Max Planck pelo apoio financeiro e logístico. Ao Centro Estadual de Unidades de  
668 Conservação (CEUC) pela autorização concedida para a realização deste trabalho na RDS  
669 Uatumã, ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e à CAPES.

670 **Referências Bibliográficas**

- 671 Anderson, A.B. 1981. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica**, 13:199-210.
- 672 Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá, p. 1-123. In: **Sociedade Civil**  
673 **Mamirauá** (Ed.). Estudos de Mamirauá, Vol. 1. MCT CNPq, Brasília.
- 674 Boubli, J.P. 2002. Lowland floristic assessment of Pico da Neblina National Park, Brazil.  
675 **Plant Ecology**, 160: 149-167.
- 676 Clark, D.B.; Clark, D.A. & Read, J.M. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution  
677 of tree species in a neotropical rain forest. **Journal of Ecology**, 86: 101-112.
- 678 Coomes, D.A. & Grubb, P.J. 1996. Amazonian caatinga and related communities at La  
679 Esmeralda, Venezuela: forest structure, physiognomy and floristics, and control by soil  
680 factors. **Vegetatio**, 122: 167-191.
- 681 Coomes, D.A. 1997. Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area:  
682 nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. **Canadian Journal of Forest Research**, 27:  
683 831-839.
- 684 Costa, F.R.C.; Magnusson, W.E. & Luizão, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of  
685 Amazonian understory herbs in relation to topography, soils and watersheds. **Journal of**  
686 **Ecology**, 93: 863-878.
- 687 Costa, F.R.C.; Guillaumet, J.; Lima, A.P. & Pereira, O.S. 2009. Gradients within gradients:  
688 The mesoscale distribution patterns of palms in a Central Amazonian forest. **Journal of**  
689 **Vegetation Science**, 20: 69-78.
- 690 Curtis, J.T. & McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border  
691 region of Wisconsin. **Ecology**, 32: 476-496.



- 692 Daly, D.C. & Prance, G.T. 1989. Brazilian Amazon, p. 402-426. In: Campbell, D.G.;  
693 Hammond, H.D. (Eds.). **Floristic inventory of tropical countries**. New York Botanical  
694 Garden. Bronx, NY.
- 695 Daly, D.C. & Mitchell, J.D. 2000. Lowland vegetation of Tropical South America – An  
696 Overview, p. 391-454. In: Lentz, D. (Ed.). **Imperfect Balance: Landscape transformations**  
697 **in the pre-Columbian Americas**. Columbia University Press.
- 698 Damasco, G.; Vicentini, A.; Castilho, C.V.; Pimentel, T.P. & Nscimento, H.E.M. 2012.  
699 Disentangling the role of edaphic variability, flooding regime and topography of Amazonian  
700 white-sand vegetation. **Journal of Vegetation Science**, Doi: 10.1111/j.1654-  
701 1103.2012.01464.x.
- 702 Dickson, R.E. 1989. Carbon and nitrogen allocation in trees. **Forest Tree Physiology**, 46:  
703 631-647.
- 704 Duivenvoorden, J.F.; Svenning, J.-C. & Wright, S.J. 2002. Beta Diversity in Tropical Forests.  
705 **Science**, 295: 636-637.
- 706 EMBRAPA, 1997. **Manual de Métodos de Análise de Solos** / Centro Nacional de Pesquisa  
707 de Solos. Rio de Janeiro, RJ. 112 p.
- 708 Ferreira, L.V. 1991. **O efeito do período de inundação na distribuição, fenologia e**  
709 **regeneração de plantas em uma floresta de igapó na Amazônia Central**. Dissertação de  
710 Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- 711 Ferreira, L.V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic  
712 composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central  
713 Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, 6: 1353-1363.
- 714 Ferreira, L.V. & Stohlgren, T.J. 1999. Effects of river level fluctuation on plant species  
715 richness, diversity and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. **Oecologia**,  
716 120: 582-587.
- 717 Ferreira, L.V. 2000. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition  
718 and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests:  
719 implications for future design of protected areas. **Biodiversity and Conservation**, 9: 1-14.

- 720 Ferreira, L.V. & Almeida, S.S. 2005. Relação entre a altura de inundação, riqueza específica  
721 de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma Floresta inundável de igapó, na  
722 Amazônia central. **Revista Árvore**, 29: 445-453.
- 723 Ferreira, L.V.; Almeida, S.S. & Parolin, P. 2010. Amazonian white- and black-water  
724 floodplain forests in Brazil: large differences on a small scale. **Ecotropica**, 16: 31-41.
- 725 Fine, P.V.A.; Mesones, I. & Coley, P.D. 2004. Herbivores Promote Habitat Specialization by  
726 Trees in Amazonian Forests. **Science**, 305: 663-665.
- 727 Fine, L.V.; Miller, Z.J.; Mesones, I.; Irazuzta, S.; Appel, H.M.; Stevens, M.H.H.; Sääksjärvi,  
728 I.; Schultz, J.C. & Coley, P.D. 2006. The growth-defense trade-off and habitat specialization  
729 by plants in Amazonian forests. **Ecology**, 87: S150-S162.
- 730 Furch, K. 1997. p. 47-68. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their  
731 floodplain forests. In: Junk, W.J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a**  
732 **Pulsing System**. Ecological Studies. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- 733 Guillaumet, J.L. 1987. Some structural and floristic aspect of the forest. **Experientia**, 43:  
734 241-251.
- 735 Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded  
736 and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. **Acta**  
737 **Amazonica**, 36(1): 25-36.
- 738 Hubbel, S.P. 2001. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**.  
739 Princeton University Press.
- 740 Huston, M.A. 1994. **Biological diversity**. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 741 IBGE, 2012a. Mapas, ([ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas\\_tematicos/mapas\\_murais/clima.pdf](ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/clima.pdf)).  
742 Acesso em 24/01/2012.
- 743 IBGE, 2012b. Mapas, ([http://www.ibge.gov.br/mapas\\_ibge/tem\\_geologia.php](http://www.ibge.gov.br/mapas_ibge/tem_geologia.php)). Acesso em  
744 21/02/2012.
- 745 IDESAM, 2009. **Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do**  
746 **Uatumã. Versão para consulta pública**. Instituto de Conservação e Desenvolvimento  
747 Sustentável do Amazonas. Manaus, AM, Brasil.

- 748 Inuma, J.J. 2006. **Comparação na diversidade e estrutura das comunidades de plantas**  
749 **lenhosas da terra firme, várzea e igapó do Amanã, Amazônia Central.** Tese Doutorado,  
750 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- 751 Jones, M.M.; Tuomisto, H.; Clark, D.B. & Olivas, P. 2006. Effects of mesoscale  
752 environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forests ferns.  
753 **Journal of Ecology**, 94: 181-195.
- 754 Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in River-Floodplain  
755 Systems, p. 110-127. In: Dodge, D.P. (Ed.). Proceedings of the International Large River  
756 Symposium. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 106,  
757 Ontario, Canada.
- 758 Junk, W.J. 1997. p. 3-20. General aspects of floodplain ecology with special reference to  
759 Amazonian floodplains. In: Junk, W.J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of**  
760 **a Pulsing System.** Ecological Studies. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- 761 Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M. & Wittmann, F.  
762 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands.  
763 **Wetlands**, 31: 623-640.
- 764 Kubitzki, K. 1987. The ecogeographical differentiation of Amazonia inundation forests. *Plant*  
765 **Systematics and Evolution**, 162: 285-304.
- 766 Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, 74: 1659-  
767 1673.
- 768 Legendre, P. & Legendre, L. 1998. **Numerical Ecology.** Elsevier Science, B.V., Amsterdam.
- 769 Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Paiva, R.Q.; Monteiro, T.F.; Sousa, L.S. & Kruijt, B. 2004.  
770 Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central  
771 Amazonian forest. **Global Change Biology**, 10: 592-600.
- 772 Magurram, A.E. 2004. **Measuring biological diversity.** Blackwell, UK, 255 p.
- 773 Moraes, P.R.L. 2005. Sinopse das Lauráceas nos Estados de Goiás e Tocantins, Brasil. **Biota**  
774 **Neotropica**, 5: 1-18.
- 775 Nekola, J.C. & White, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and  
776 ecology. **Journal of Biogeography**, 26: 867-878.

- 777 Oliveira-Wittmann, A.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. 2007.  
778 Patterns of Structure and Seedling Diversity Along a Flooding and Successional Gradient in  
779 Amazonian Floodplain Forests. **Pesquisas, Botânica**, 58: 119-138.
- 780 Parolin, P.; Adis, J.; Rodrigues, W.A.; Amaral, I. & Piedade, M.T.F. 2004. Floristic study of  
781 an igapó floodplain forest in Central Amazonia, Brazil (Tarumã-Mirim, Rio Negro).  
782 **Amazoniana**, 18: 29-47.
- 783 Parolin, P.; Wittmann, F. 2010. Struggle in the flood: tree responses to flooding stress in four  
784 tropical floodplain systems. **AoB PLANTS**, plq003, doi: 10.1093/aobpla/plq003.
- 785 Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Adis, J. & Parolin, P. 2005. Ecologia, zonação e colonização da  
786 vegetação arbórea das ilhas Anavilhanas. **Pesquisas, Botânica**, 56: 117-144.
- 787 Pitman, N.C.A.; Terborgh, J.; Silman, M.R.; Nuñez, P. 1999. Tree species distributions in an  
788 upper Amazonian forest. **Ecology**, 80: 2651-2661.
- 789 Potts, M.D.; Ashton, P.S.; Kaufman, L.S. & Plotkin, J.B. 2002. Habitat patterns in tropical  
790 rain forests: a comparison of 105 plots in Northwest Borneo. **Ecology**, 83: 2782-2797.
- 791 R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing.  
792 **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL  
793 <http://www.R-project.org/>.
- 794 Ricklefs, R.E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. **Ecology**  
795 **Letters**, 7: 1-15.
- 796 Schöngart, J.; Piedade, M.T.F. & Worbes, M. 2000. Successional Differentiation in Structure,  
797 Floristic Composition and Wood Increment of Whitewater Floodplain Forests in Central  
798 Amazonia, p. 589-606. **German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems -**  
799 **Achievements and Prospects of Cooperative Research**, Hamburg.
- 800 Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J. & Worbes, M. 2005. Wood growth  
801 patterns of *Macaranga acaciifolia* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water  
802 and white-water floodplain forests. **Oecologia**, 145: 454-461.
- 803 Schöngart, J.; Wittmann, F. & Worbes, M. 2010. Biomass and Net Primary Production of  
804 Central Amazonian Floodplains Forests, p. 347-388. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.;  
805 Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.). **Amazonian Floodplain Forests:**

- 806 **Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Ecological Studies, Springer  
807 Dordrecht/Heidelberg/London/New York.
- 808 Scudeller, V.V. & Souza, A.M.G. 2009. Florística da Mata de Igapó na Amazônia Central. In:  
809 Santos-Silva, E.N. & Scudeller, V.V. (Orgs.). **Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica**  
810 **e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central**. Vol. 2.UEA Edições, Manaus,  
811 AM.
- 812 Silva Junior, M.C. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de Galeria do Pitoco,  
813 na Reserva Ecológica do IBGE, DF. **Cerne, Lavras**, 11: 147-158.
- 814 Silveira, M. 2003. **Vegetação e Flora das Campinaranas do Sudoeste Amazônico (JU-**  
815 **008)**. Relatório de Defesa Técnica, Associação S.O.S. Amazônia, Rio Branco. 28 pp.
- 816 Stropp, J.; Van Der Sleen, P.; Assunção, P.A.; Silva, A.L. & ter Steege, H. 2011. Tree  
817 communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. **Acta Amazonica**,  
818 41: 521-544.
- 819 ter Steege, H.; Pitman, N.C.A.; Phillips, O.L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; Molino, J.-  
820 F.; Prévost, M.-F.; Spichiger, R.; Castellanos, H.; von Hildebrand, P. & Vásquez, R. 2006.  
821 Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**,  
822 443: 444-447.
- 823 Tiessen, H.; Chacon, P.; Cuevas, E. 1994. Phosphorus and nitrogen status in soils and  
824 vegetation along a toposequence of dystrophic rainforests on the upper Rio Negro. **Oecologia**,  
825 99: 145-150.
- 826 Trémolières, M. 2004. Plant response strategies to stress and disturbance: the case of aquatic  
827 plants. **Journal of Biosciences**, 29: 461-470.
- 828 Tuomisto, H. & Ruokolainen, K. 1994. Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae  
829 along an edaphic gradient in an Amazonian rainforest. **Journal of Vegetation Science**, 5: 25-  
830 34.
- 831 Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Kalliola, R.; Linna, A.; Danjoy, W. & Rodriguez, Z. 1995.  
832 Dissecting Amazonian biodiversity. **Science**, 269: 63-66.
- 833 Tuomisto, H. 2007. Interpreting the biogeography of South America. **Journal of**  
834 **Biogeography**, 34: 1294-1295.

- 835 Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.R.L. & Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da Vegetação**  
836 **Brasileira, adaptada a um sistema universal**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e  
837 Estatística, Rio de Janeiro, Brasil. 124 pp.
- 838 Vicentini, A. 2004. A Vegetação ao Longo de um Gradiente Edáfico no Parque Nacional do  
839 Jaú, p. 117-143. In: Borges, S.H.; Iwanaga, S.; Durigan, C.C. & Pinheiro, M.R. (Eds.).  
840 **Janelas para a Biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo**  
841 **da biodiversidade na Amazônia**. Fundação Vitória Amazônica (FVA)/WWF/IBAMA,  
842 Manaus, Brasil.
- 843 Vormisto, J.; Phillips, O.L.; Ruokolainen, K.; Tuomisto, H. & Vasquez, R. 2000. A  
844 comparison of fine-scale distribution patterns of four plant groups in an Amazonian rainforest.  
845 **Ecography**, 23: 349-359.
- 846 Vormisto, J.; Svenning, J.-C.; Hall, P. & Balslev, H. 2004. Diversity and dominance in palm  
847 (*Arecaceae*) communities in *terra firme* forests in the western Amazon basin. **Journal of**  
848 **Ecology**, 92: 577-588.
- 849 Wittmann, F.; Anhuf, D. & Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community  
850 structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of**  
851 **Tropical Ecology**, 18: 805-820.
- 852 Wittmann, F. & Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests.  
853 **Journal of Biogeography**, 30: 1533-1544.
- 854 Wittmann, F. & Parolin, P. 2005. Aboveground Roots in Amazonian Floodplain Trees.  
855 **Biotropica**, 37: 609-619.
- 856 Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz,  
857 H. & Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water  
858 forests across the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, 33: 1334-1347.
- 859 Wittmann, F.; Zorzi, B.T.; Tizianel, F.A.T.; Urquiza, M.V.S.; Faria, R.R.; Sousa, N.M.;  
860 Módena, E.S.; Gamarra, R.M.; Rosa, A.L.M. 2008. Tree Species Composition, Structure and  
861 Aboveground Wood Biomass of a Riparian Forest of the Lower Miranda River, Southern  
862 Pantanal, Brazil. **Folia Geobotanica**, 43: 397-411.
- 863 Wittmann, F.; Schöngart, J. & Junk, W.J. 2010. Phytogeography, Species Diversity,  
864 Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests, p. 61-102. In:

- 865 Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.). **Amazonian**  
866 **Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management.**  
867 Ecological Studies, Springer Dordrecht/Heidelbergh/London/New York.
- 868 Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen  
869 Überschwemmungswäldern. Erich Goltze, Göttingen. **Scripta Geobotanica**, 17: 1-112.
- 870 Worbes, M. 1997. The Forest Ecosystem of the Floodplains, p. 223-265. In: Junk, W.J. **The**  
871 **Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System.** Ecological Studies, vol. 126.  
872 Springer, Berlim/Heidelberg/New York.
- 873 Wright, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species  
874 coexistence. **Oecologia**, 130: 1-4.
- 875

876 **Legendas das Tabelas e Figuras**

877 Tabela 1. Médias e respectivos desvios-padrão para as variáveis DAP (cm), altura (m) e área  
 878 basal (AB) ( $m^2$ ), densidade de indivíduos (indivíduos  $ha^{-1}$ ), riqueza e diversidade  $\alpha$  de Fisher  
 879 para parcelas do Igapó e da Campinarana e para cada ecossistema como um todo. Inundação  
 880 média (dias  $ano^{-1}$ ) obtida para parcelas do Igapó e profundidade média do lençol freático  
 881 obtida para parcelas da Campinarana (cm), onde valores à esquerda indicam a profundidade  
 882 média do lençol freático no período chuvoso (Fevereiro a Maio) e valores à direita indicam a  
 883 profundidade média do lençol freático no período de estiagem (Junho a Janeiro).

884 Tabela 2. Dez espécies que apresentaram maior IVI para o igapó e campinarana, em ordem de  
 885 importância, e suas respectivas Densidades Relativas ( $D_{Ri}$ ), Dominâncias Relativas ( $Do_{Ri}$ ) e  
 886 Frequências Relativas ( $F_{Ri}$ ).

887 Tabela 3. Valores médios das 16 variáveis edáficas para os ecossistemas de igapó e  
 888 campinarana. Valores representam a média dos valores encontrados para as seis parcelas  
 889 amostradas em cada ecossistema e seu respectivo desvio-padrão.

890 Tabela 4. Correlação entre as 12 variáveis edáficas (0 – 20 cm de profundidade) com o  
 891 primeiro eixo obtido pela Análise de Componentes Principais (PCA) para os dois  
 892 ecossistemas em conjunto (Igapó + Campinarana) e para cada ecossistema separadamente.  $R^2$   
 893 corresponde à porcentagem da variação explicada pelo eixo da PCA.

894 Tabela 5. Médias anuais das inundações do Rio Uatumã (dias  $ano^{-1}$ ) para cada parcela do  
 895 igapó, para três diferentes períodos: (1) período completo, de 1977 a 2011; (2) período  
 896 anterior à construção da UHE Balbina, de 1977 a 1988; (3) período posterior à construção da  
 897 UHE Balbina, de 1992 a 2011. Valores de  $p$  do Teste  $t$  de Student relativos à diferença entre  
 898 as médias anuais das inundações antes (2) e após (3) a construção da UHE Balbina. Desvio-  
 899 padrão da média entre parênteses.

900 Figura 1. RDS do Uatumã, em cinza, localizada entre os municípios de São Sebastião do  
 901 Uatumã e Itapiranga. Fonte: IDESAM (2009).

902 Figura 2. Distribuição das parcelas do igapó (I1 a I6) e da campinarana (C1 a C6) na RDS  
 903 Uatumã. Fonte: Garmin® MapSource®.

904 Figura 3. Variação na profundidade do lençol freático (em cm) das parcelas 1 a 5 da  
 905 campinarana para o período de 06/2011 a 05/2012. Pode-se observar maior variação ao longo



906 do período chuvoso (Fevereiro a Maio 2011) e estabilidade ao longo do período de estiagem,  
907 com exceção da Parcela 4, cujo lençol freático não apresenta grande variação ao longo de  
908 todo o período de medição. O valor 0 (zero) na ordenada do gráfico corresponde à superfície  
909 das parcelas.

910 Figura 4. Densidade de indivíduos por classe diamétrica (cm). Colunas em preto indicam o  
911 igapó e colunas em branco indicam a campinarana.

912 Figura 5. Curvas de rarefação mostrando a riqueza de espécies acumulada para cada 100  
913 indivíduos amostrados no igapó (círculos pretos) e na campinarana (círculos brancos).

914 Figura 6. Relação entre o eixo obtido pelo NMDS e o primeiro eixo obtido pela PCA para o  
915 conjunto de parcelas do igapó e campinarana. Pontos com a letra ‘C’ indicam parcelas da  
916 campinarana e pontos com a letra ‘I’ indicam parcelas do igapó. Números correspondem aos  
917 números das parcelas. Números correspondem aos números das parcelas. O eixo do NMDS  
918 mostra a ordenação das parcelas utilizando a distância de Bray-Curtis. Parcelas que  
919 apresentam menor similaridade florística são posicionadas distantes no espaço de ordenação,  
920 enquanto parcelas que apresentam maior similaridade são posicionadas próximas. Valores do  
921 eixo da PCA (PC1) relacionados aos teores de argila e nutrientes. Valores maiores indicam  
922 maiores teores de argila e nutrientes.

923 Figura 7. Gráfico que ilustra o pulso de inundação do Rio Uatumã. As linhas contínuas  
924 representam as cotas diárias do Rio Uatumã (em cm) para o período de 03/1977 a 08/2011,  
925 com lacuna de informação para os anos de 1988 a 1991 (período de construção da UHE  
926 Balbina) e 2005.

927

928 **Documentos Suplementares – Tabelas e Figuras**

929

930 Tabela 1. Médias e respectivos desvios-padrão para as variáveis DAP (cm), altura (m) e área basal (AB) (m<sup>2</sup>),  
 931 densidade de indivíduos (indivíduos ha<sup>-1</sup>), riqueza e diversidade  $\alpha$  de Fisher para parcelas do Igapó e da  
 932 Campinarana e para cada ecossistema como um todo. Inundação média (dias ano<sup>-1</sup>) obtida para parcelas do Igapó  
 933 e profundidade média do lençol freático obtida para parcelas da Campinarana (cm), onde valores à esquerda  
 934 indicam a profundidade média do lençol freático no período chuvoso (Fevereiro a Maio) e valores à direita  
 935 indicam a profundidade média do lençol freático no período de estiagem (Junho a Janeiro).

		Densidade (ind. ha <sup>-1</sup> )	Riqueza (S)	$\alpha$ Fisher	DAP (cm)	Altura (m)	AB (m <sup>2</sup> )
Igapó	Inundação (dias ano <sup>-1</sup> )						
Parcela 1	74	688	27	6,9	17,3 ± 8,3	9,0 ± 2,0	11,02
Parcela 2	20	392	31	10,4	27,2 ± 14,6	13,1 ± 5,5	14,95
Parcela 3	59	1052	29	6,6	17,1 ± 6,6	10,7 ± 1,8	15,16
Parcela 4	10	804	24	5,6	18,9 ± 11,8	12,2 ± 1,8	16,54
Parcela 5	202	612	14	3,0	20,1 ± 10,1	9,5 ± 2,2	12,62
Parcela 6	15	778	20	4,5	19,0 ± 5,9	13,9 ± 3,7	20,33
Média		721 ± 219	24,2 ± 6,3	6,1 ± 2,5	19,9 ± 3,7	11,4 ± 2,0	15,1 ± 3,2
Campinarana	Lençol Freático (cm)						
Parcela 1	211,9 / 315,7	662	71	27,7	20,3 ± 11,9	16,8 ± 4,6	14,39
Parcela 2	168,0 / 213,2	458	26	7,5	19,9 ± 12,5	12,7 ± 3,5	10,01
Parcela 3	66,6 / 145,1	596	36	10,7	15,9 ± 7,4	11,1 ± 3,5	7,31
Parcela 4	245,4 / 244,4	410	30	9,7	19,2 ± 13,4	11,3 ± 3,8	9,09
Parcela 5	39,7 / 92,0	912	29	6,9	17,1 ± 8,1	10,8 ± 3,5	12,85
Parcela 6	-	660	52	17,3	19,9 ± 13,4	15,9 ± 5,1	14,97
Média		616 ± 178	40,7 ± 17,5	13,3 ± 8,0	18,7 ± 1,8	13,1 ± 2,6	11,4 ± 3,1

936

937

938 Tabela 2. Dez espécies que apresentaram maior IVI para o igapó e campinarana, em ordem de importância, e  
 939 suas respectivas Densidades Relativas ( $D_{Ri}$ ), Dominâncias Relativas ( $Do_{Ri}$ ) e Frequências Relativas ( $F_{Ri}$ ).

	Família	Espécie	$D_{Ri}$	$Do_{Ri}$	$F_{Ri}$	IVI
IGAPÓ	Phyllantaceae	<i>Amanoa</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	17.75	7.65	2.07	27.473
	Lauraceae	<i>Nectandra amazonum</i> Nees	9.20	12.69	2.07	23.960
	Euphorbiaceae	<i>Mabea caudata</i> Pax e Hoffm.	7.72	5.32	3.45	16.492
	Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	6.56	4.07	2.07	12.707
	Arecaceae	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	3.56	6.03	1.38	10.972
	Simaroubaceae	<i>Simaba guianensis</i> (Aubl.) Engl.	5.69	3.56	1.38	10.629
	Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	4.58	3.25	2.76	10.590
	Vochysiaceae	<i>Erisma calcaratum</i> (Link.) Warm.	2.03	7.10	1.38	10.510
	Fabaceae	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakoolev	2.54	4.06	2.76	9.364
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> sp.	2.77	3.74	2.76	9.269
CAMPINARANA	Fabaceae	<i>Aldina heterophylla</i> Spruce ex Benth.	6.60	28.89	2.46	37.950
	Humiriaceae	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	7.95	6.80	2.46	17.206
	Sapotaceae	<i>Pradosia schomburgkiana</i> (A. DC.) Cronquist	5.84	2.76	1.64	10.244
	Fabaceae	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	5.79	3.45	0.82	10.057
	Primulaceae	<i>Cybianthus</i> sp.	4.49	2.12	1.64	8.251
	Sapotaceae	<i>Manilkara cavalcantei</i> Pires e Rodrigues ex T.D. Pennington	3.14	2.51	2.05	7.700
	Arecaceae	<i>Mauritia carana</i> Wallace	2.11	3.74	1.23	7.081
	Chrysobalanaceae	<i>Licania macrophylla</i> Benth.	2.92	1.18	2.46	6.557
	Chrysobalanaceae	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc) Benth.	2.87	1.26	1.64	5.770
	Primulaceae	<i>Cybianthus fulvopulverulentus</i> (Mez.) G. Agostini	2.70	1.23	1.64	5.570

941 Tabela 3. Valores médios para 16 variáveis edáficas nos ecossistemas de igapó e campinarana. Valores  
 942 representam a média dos valores encontrados para as seis parcelas amostradas em cada ecossistema e seu  
 943 respectivo desvio-padrão.

Variáveis Edáficas	Igapó	Campinarana
<b>Granulométricas</b>		
Areia (%)	15,7 ± 16,3	93,4 ± 1,5
Silte (%)	31,7 ± 7,6	4,8 ± 0,8
Argila (%)	52,6 ± 12	1,8 ± 1,0
<b>Químicas</b>		
C (%)	3,5 ± 0,9	1,2 ± 0,2
N (%)	0,3 ± 0,07	0,06 ± 0,01
P (mg dm <sup>-3</sup> )	6.1 ± 2.2	4.7 ± 1.8
K (mg dm <sup>-3</sup> )	39.2 ± 8.2	13.3 ± 3.5
Ca (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0.05 ± 0.01	0.03 ± 0.01
Mg (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0.1 ± 0.01	0.06 ± 0.01
Al (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	2.8 ± 0.9	0.8 ± 0.2
Soma de Bases (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0.3 ± 0.03	0.15 ± 0.02
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	215.9 ± 181.2	13.5 ± 9.5
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	0.5 ± 0.1	0.2 ± 0.1
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	1.6 ± 1.05	0.5 ± 0.1
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	0.35 ± 0.4	0.07 ± 0.01
pH (H <sub>2</sub> O)	4.05 ± 0.2	4.27 ± 0.32

944

945

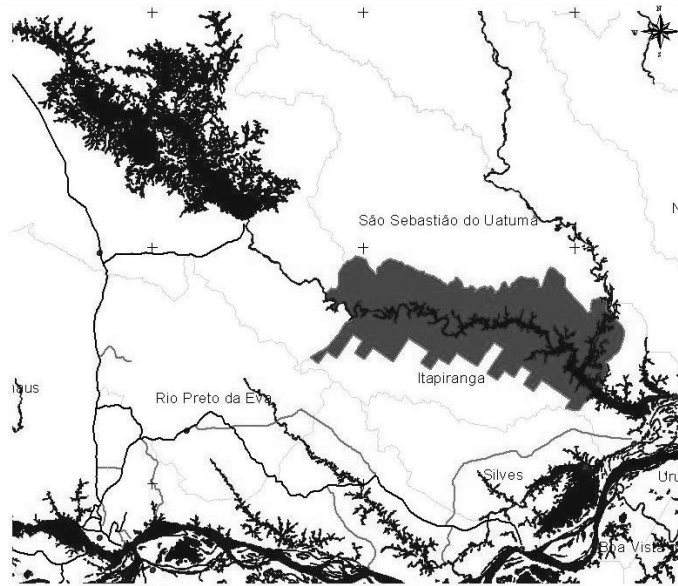
946 Tabela 4. Correlação entre as 12 variáveis edáficas (0 – 20 cm de profundidade) com o primeiro eixo obtido pela  
 947 Análise de Componentes Principais (PCA) para os dois ecossistemas em conjunto (Igapó + Campinarana) e para  
 948 cada ecossistema separadamente.  $R^2$  corresponde à porcentagem da variação explicada pelo eixo da PCA.

Variáveis Edáficas	Parcelas em Conjunto (Igapó + Campinarana)	Parcelas do Igapó	Parcelas da Campinarana
	PC1	PC1	PC1
Areia	-0,98	0,50	0,90
Silte	0,95	-0,28	-0,68
Argila	0,97	-0,51	-0,81
C	0,86	-0,90	-0,65
N	0,89	-0,81	-0,86
P	0,46	0,67	0,10
Al <sup>3+</sup>	0,86	-0,80	-0,93
S.B.	0,96	-0,57	0,81
Zn <sup>+</sup>	0,85	0,76	0,54
Fe	0,65	0,91	-0,56
Mn <sup>2+</sup>	0,66	0,94	0,91
Cu	0,64	-0,22	0,64
$R^2$	68,25	48,37	54,01

949 Tabela 5. Médias anuais das inundações do Rio Uatumã (dias ano<sup>-1</sup>) para cada parcela do igapó, em três  
 950 diferentes períodos: (1) período completo, de 1977 a 2011; (2) período anterior à construção da UHE Balbina, de  
 951 1977 a 1988; (3) período posterior à construção da UHE Balbina, de 1992 a 2011. Valores de *p* do Teste t de  
 952 Student relativos à diferença entre as médias anuais das inundações antes (2) e após (3) a construção da UHE  
 953 Balbina. Desvio-padrão da média entre parênteses.

Período	P1	P2	P3	P4	P5	P6
(1) 1977 – 2011	74 (50)	20 (9)	59 (37)	10 (4)	202 (12)	15 (2)
(2) 1977 – 1988	79 (39)	34 (10)	68 (27)	18 (8)	176 (9)	28 (4)
(3) 1992 – 2011	70 (55)	13 (9)	54 (41)	5 (2)	215 (13)	7 (1)
Teste t de Student	<i>p</i> < 0.05	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001	<i>p</i> < 0.001

954  
 955



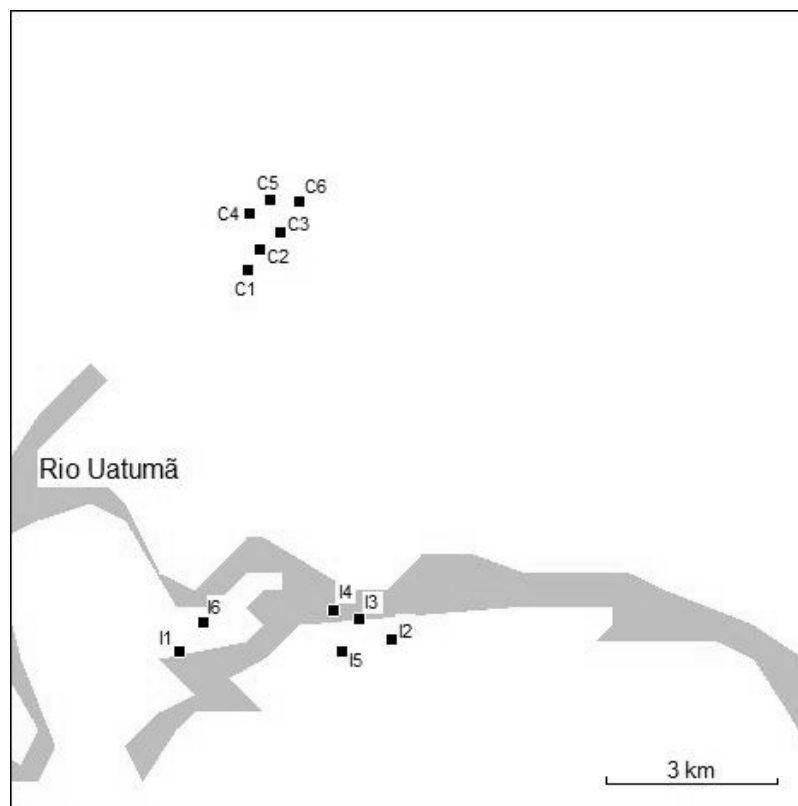
956

957 Figura 1. RDS do Uatumã, em cinza, localizada entre os municípios de São Sebastião do Uatumã e Itapiranga.

958 Fonte: IDESAM (2009).

959

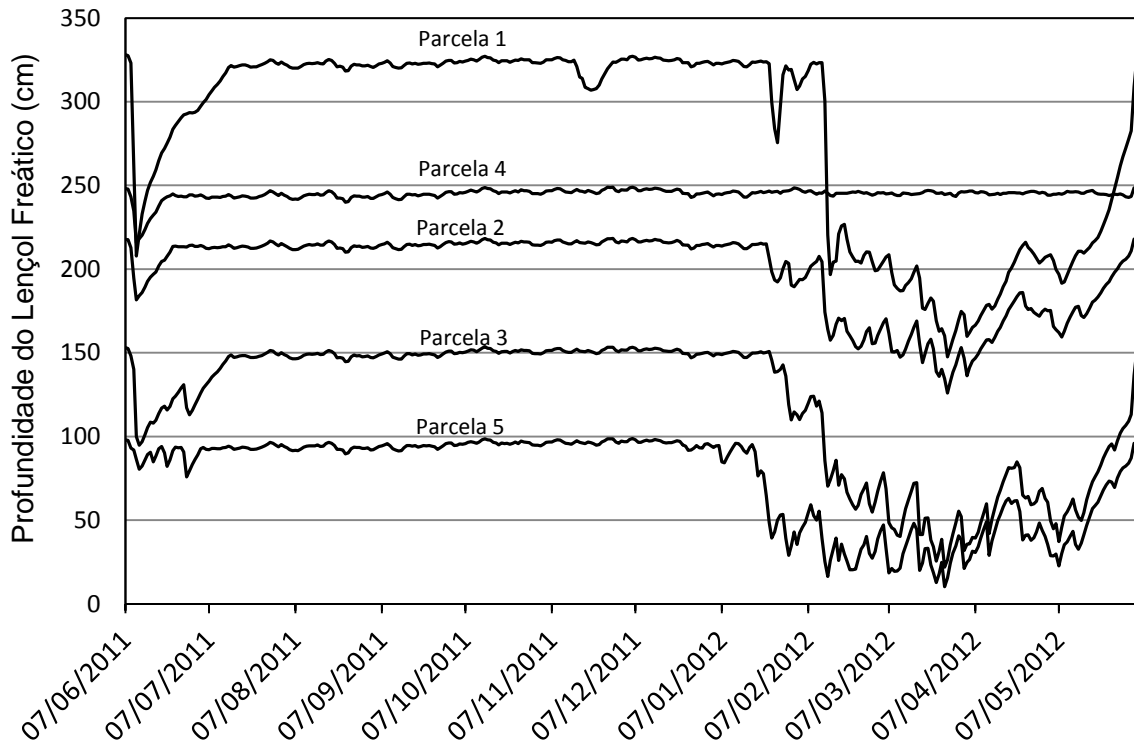
960



961

962 Figura 2. Distribuição das parcelas do igapó (I1 a I6) e da campinarana (C1 a C6) na RDS Uatumã. Fonte:

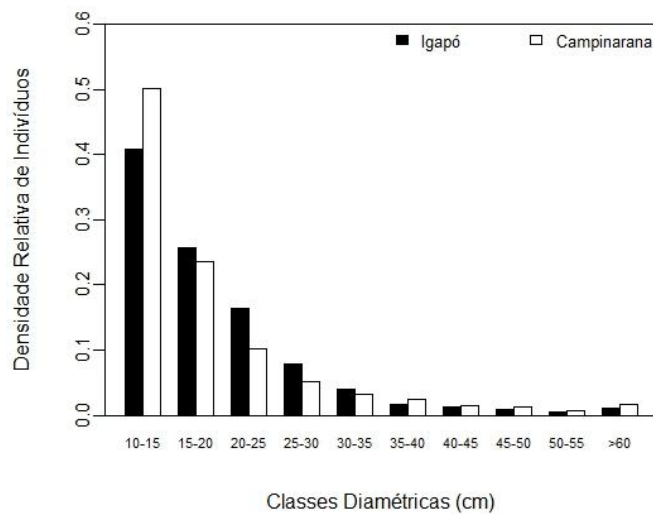
963 Garmin® MapSource®.



964

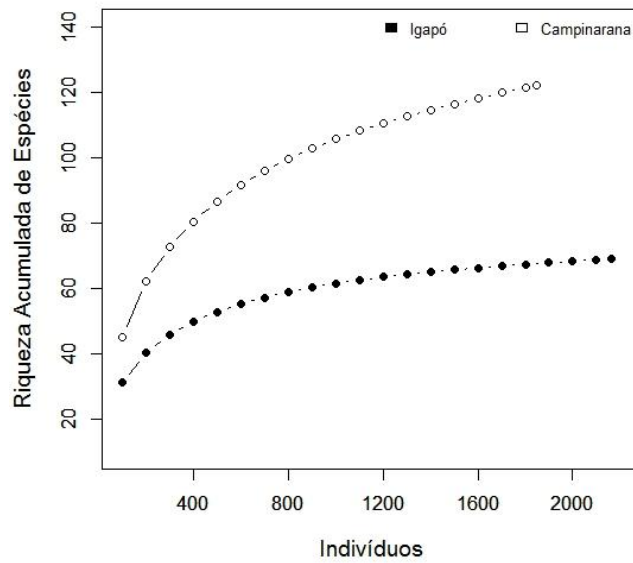
965 Figura 3. Variação na profundidade do lençol freático (em cm) nas parcelas 1 a 5 da campinarana para o período  
 966 de 06/2011 a 05/2012. Pode-se observar maior variação ao longo do período chuvoso (Fevereiro a Maio 2011) e  
 967 estabilidade ao longo do período de estiagem, com exceção da Parcela 4, cujo lençol freático não apresenta  
 968 grande variação ao longo de todo o período de medição. O valor 0 (zero) na ordenada do gráfico corresponde à  
 969 superfície das parcelas.

970



971

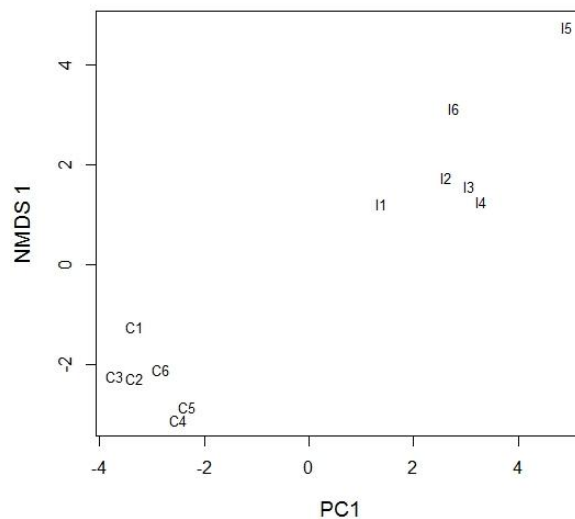
972 Figura 4. Densidade de indivíduos por classe diamétrica (cm). Colunas em preto indicam o igapó e colunas em  
 973 branco indicam a campinarana.



974

975 Figura 5. Curvas de rarefação mostrando a riqueza de espécies acumulada para cada 100 indivíduos amostrados  
 976 no igapó (círculos pretos) e na campinarana (círculos brancos).

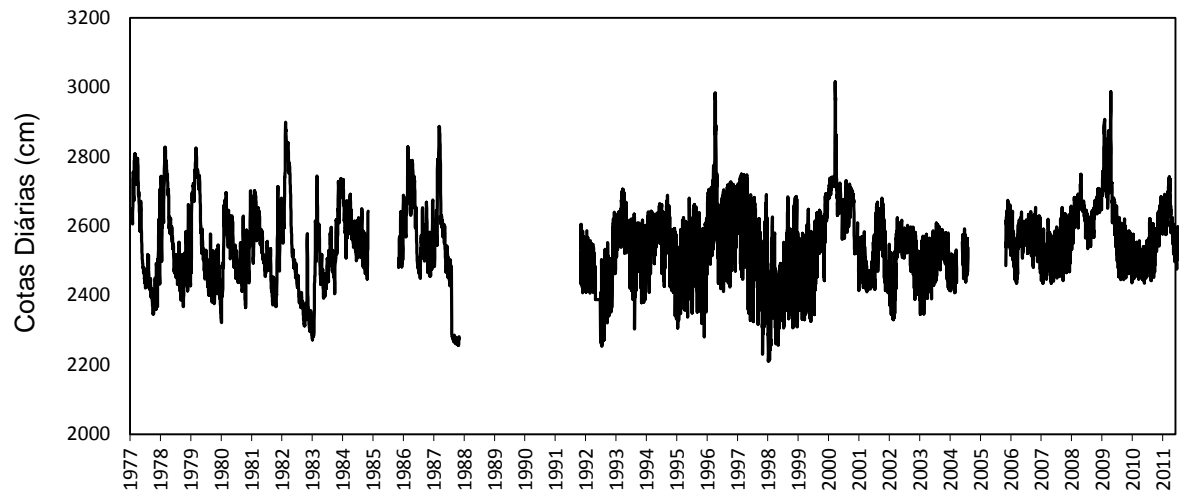
977



978

979 Figura 6. Relação entre o eixo obtido pelo NMDS e o primeiro eixo obtido pela PCA para o conjunto de parcelas  
 980 do igapó e campinarana. Pontos com a letra 'C' indicam parcelas da campinarana e pontos com a letra 'I'  
 981 indicam parcelas do igapó. Números correspondem aos números das parcelas. O eixo do NMDS mostra a  
 982 ordenação das parcelas utilizando a distância de Bray-Curtis. Parcelas que apresentam menor similaridade  
 983 florística são posicionadas distantes no espaço de ordenação, enquanto parcelas que apresentam maior  
 984 similaridade são posicionadas próximas. Valores do eixo da PCA (PC1) relacionados aos teores de argila e  
 985 nutrientes. Valores maiores indicam maiores teores de argila e nutrientes.





986

987 Figura 7. Gráfico que ilustra o pulso de inundação do Rio Uatumã. Linhas contínuas representam as cotas diárias  
988 do Rio Uatumã (em cm) para o período de 03/1977 a 08/2011, com lacuna de informação para os anos de 1988 a  
989 1991 (período de construção da UHE Balbina) e 2005.

## Capítulo 2.

---

Targhetta, N. & Wittmann, F. 2012. Biomassa de dois ecossistemas oligotróficos na Amazônia Central e sua relação com fatores ambientais. Manuscrito formatado para *Acta Amazonica*.

1 **Biomassa de dois ecossistemas oligotróficos na Amazônia Central e sua relação com**  
2 **fatores ambientais**

3

4 Natália TARGHETTA<sup>1</sup>, Florian WITTMANN<sup>1,2</sup>

5 1. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Avenida André Araújo, 2936, Bairro Aleixo, Manaus / AM,  
6 Brasil 2. Instituto Max-Planck de Química, Mainz, Alemanha.

7

8 **Resumo**

9 A biomassa das florestas tropicais compreende um importante estoque de carbono e constitui  
10 um parâmetro importante na caracterização dos sistemas florestais. Há poucos estudos sobre a  
11 biomassa lenhosa acima do solo (AGWB) de ecossistemas oligotróficos e sua relação com  
12 fatores ambientais. O objetivo deste estudo foi estimar AGWB de um igapó e uma  
13 campinarana na Amazônia Central e determinar sua relação com as características edáficas, de  
14 inundação (no igapó) e profundidade do lençol freático (na campinarana). Inventariamos  
15 todos os indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm, distribuídos em seis parcelas de 0,5 ha em cada  
16 ecossistema. A biomassa arbórea foi estimada com base em dois modelos alométricos que  
17 consideram DAP, densidade específica da madeira ( $\rho$ ) e altura dos indivíduos, enquanto a  
18 biomassa de palmeiras foi estimada com base em um modelo que considera apenas a altura.  
19 AGWB variou entre 141 e 152 Mg ha<sup>-1</sup> no igapó e entre 152 e 164 Mg ha<sup>-1</sup> na campinarana. A  
20 duração da inundação foi um fator relacionado negativamente ao acúmulo de biomassa no  
21 igapó. Não foi detectada relação entre biomassa e profundidade média do lençol freático na  
22 campinarana e fatores edáficos nos dois ecossistemas. Mais de um terço da AGWB é  
23 representado por poucas espécies tanto no igapó como na campinarana. Embora a biomassa e  
24 os estoques de carbono dos ecossistemas estudados sejam baixos quando comparados à terra-  
25 firme, igapós e campinaranas contribuem de forma importante para o estoque de carbono da  
26 bacia Amazônica e mais estudos são necessários sobre a extensão e biomassa destes  
27 ecossistemas.

28 **Palavras-chave:** solos oligotróficos, inundação, estoque de carbono, RDS Uatumã.

29

30

31 **Biomass of two oligotrophic ecosystems in Central Amazonia and their relationship to**  
32 **environmental factors**

33 **Abstract**

34 Tropical forest biomass comprises an important carbon stock and is an important parameter  
35 for characterizing forest ecosystems. Estimations on the aboveground wood biomass  
36 (AGWB) and its relation to environmental factors are scarce in oligotrophic ecosystems of the  
37 Amazon. The aim of this study was to estimate the AGWB of an igapó and a campinarana in  
38 Central Amazonia and to investigate its relationship to edaphic factors, duration of flooding  
39 (in the igapó) and water table depth (in the campinarana). We inventoried all individuals  $\geq 10$   
40 cm DBH, distributed along six 0.5 ha plots in each ecosystem. Tree biomass was estimated  
41 based on two allometric models, which consider DBH, wood specific density ( $\rho$ ) and tree  
42 heights, while palm biomass was estimated using an allometric model that considers only  
43 individual's height. Total AGWB amounted to 141 - 152 Mg ha<sup>-1</sup> in the igapó and to 152 -  
44 164 Mg ha<sup>-1</sup> in the campinarana. Flood duration was negative related to the accumulation of  
45 biomass in the igapó and there was no relationship between biomass and water table depth in  
46 the campinarana. In both ecosystems, no dependence of biomass on edaphic gradients was  
47 detected. More than one third of total biomass is represented by only a few species in igapó  
48 and campinarana. Although the biomass and carbon stocks in the studied ecosystems were  
49 low when compared to those described in Amazonian terra-firme, igapós and campinaranas  
50 importantly contribute to the carbon stocks of the Amazon basin, and more studies on their  
51 extent and AGWB are necessary.

52 **Keywords:** oligotrophic soils, flooding, carbon stocks, RDS Uatumã.

53

54 **Introdução**

55 Os estoques de biomassa das florestas tropicais são pouco conhecidos na escala  
56 regional (Fearnside 1996, Chave *et al.* 2004). A biomassa lenhosa acima do solo dessas  
57 florestas compreende um estoque importante de carbono e constitui um componente-chave,  
58 mas pouco entendido, no ciclo global desse elemento (Phillips *et al.* 2009). O conteúdo de  
59 carbono estocado na biomassa seca acima do solo corresponde a aproximadamente metade do  
60 seu valor (Fearnside 1997a, Malhi e Grace 2000; Clark *et al.* 2001; Malhi *et al.* 2004). Sua  
61 quantificação é necessária para os cálculos de emissão de gases de efeito estufa através da  
62 queima e decomposição da matéria orgânica dos sistemas naturais (Fearnside 1997a, Barbosa

63 e Ferreira 2004) e suas estimativas são importantes no que diz respeito ao desmatamento e  
64 seus impactos no aquecimento global. O conhecimento da variação espacial da biomassa  
65 torna-se importante na medida em que a biomassa contida em determinada área a ser  
66 desmatada pode ser sistematicamente diferente da biomassa média estimada para uma região  
67 ou tipo de vegetação, o que pode levar a estimativas errôneas sobre as emissões de carbono  
68 (Houghton 2005; Saatchi *et al.* 2007).

69 A biomassa é um parâmetro importante também na caracterização dos sistemas  
70 florestais, pois a eficiência na estocagem de carbono como matéria orgânica reflete a  
71 qualidade das condições ambientais como clima, estrutura do solo e disponibilidade de  
72 nutrientes (Chave *et al.* 2001). Alguns estudos em florestas tropicais observaram uma  
73 correlação entre biomassa e os gradientes de textura e fertilidade do solo (Laurance *et al.*  
74 1999, Castilho *et al.* 2006). A textura do solo é entendida como a característica que mais  
75 influencia a biomassa, atuando direta e indiretamente nas relações entre matéria orgânica, íons  
76 e drenagem do solo (Fearnside e Leal Filho 2001; Silver *et al.* 2000).

77 A bacia amazônica contém a maior floresta tropical do mundo e, até o momento, a  
78 maioria dos estudos têm focado na biomassa de florestas de terra-firme (Chave *et al.* 2001;  
79 Houghton *et al.* 2001; Baker *et al.* 2004; Malhi *et al.* 2004, 2006; Saatchi *et al.* 2007) e pouco  
80 se conhece sobre ecossistemas menos diversos, como as florestas sazonalmente inundadas  
81 pelos rios de água preta, localmente conhecidas como igapós, que cobrem uma área de  
82 aproximadamente 118.000 km<sup>2</sup> (Melack e Hess 2010), e as florestas localizadas sobre solos  
83 de areia branca, as campinaranas, que perfazem diferentes fitofisionomias e abrangem uma  
84 área de aproximadamente 480.000 km<sup>2</sup> (Junk *et al.* 2011).

85 As florestas de igapó localizam-se normalmente sobre solos arenosos e estão sujeitas  
86 às inundações anuais, que ocorrem devido à sazonalidade das cheias dos grandes rios e seus  
87 tributários. Devido à água pobre em sedimentos e nutrientes dos rios de água preta, as  
88 florestas de igapó são consideradas pouco produtivas (Worbes 1997) e sofrem com a baixa  
89 disponibilidade de nutrientes e inundações por longos períodos (Junk *et al.* 1989, 2011). As  
90 campinaranas amazônicas são também um tipo de floresta muito distinto, de baixa estatura,  
91 que se desenvolve sobre solos de areia branca extremamente pobres em nutrientes (Daly e  
92 Mitchell 2000, Silveira 2003, Vicentini 2004) e que podem ser sazonalmente saturados ou  
93 alagados pelo extravasamento do lençol freático ao longo dos períodos chuvosos (Coomes

94 1997; Junk *et al.* 2011), ocorrendo em grandes áreas ao longo do Alto Rio Negro (Junk *et al.*  
95 2011) e de forma fragmentada na Amazônia Central (Vicentini 2004).

96 Poucos estudos têm focado na biomassa desses ecossistemas. As poucas estimativas  
97 de biomassa realizadas para florestas alagáveis foram feitas principalmente para florestas de  
98 várzea, sazonalmente alagadas pelos rios de água branca, ricos em sedimentos e nutrientes e  
99 que, devido a isso, são considerados sistemas extremamente dinâmicos, que apresentam alta  
100 produtividade e cuja biomassa varia ao longo do gradiente sucessional (Schöngart *et al.* 2000;  
101 Schöngart *et al.* 2010), podendo alcançar valores próximos aos encontrados para a terra-firme  
102 (Malhi *et al.* 2006). Poucos trabalhos estimaram a biomassa para áreas de igapó (Haugaasen e  
103 Peres 2006; Schöngart *et al.* 2010), considerados sistemas menos dinâmicos e de baixa  
104 produtividade e que têm recebido pouca atenção até o momento. Existem também poucas  
105 estimativas de biomassa para florestas de campinaranas (Klinge e Herrera 1983, Bongers *et*  
106 *al.* 1985, Barbosa e Ferreira 2004, Saatchi *et al.* 2007), pois a maioria dos estudos incluem  
107 principalmente as fitofisionomias não florestadas deste ecossistema.

108 Alguns estudos realizados em áreas alagáveis investigaram a relação entre biomassa e  
109 o gradiente de inundação (Wittmann *et al.* 2008; Schöngart *et al.* 2010) e mostraram que a  
110 biomassa tende a aumentar com a diminuição da altura e duração da inundação. Dentre esses  
111 estudos, apenas o trabalho de Schöngart *et al.* (2010) faz menção ao gradiente de inundação  
112 no igapó e não há dados que levem em consideração a variação do lençol freático nas  
113 campinaranas. Por serem ecossistemas sujeitos às variações sazonais do regime hídrico e,  
114 principalmente, por serem considerados sistemas oligotróficos, pode-se esperar que igapós e  
115 campinaranas apresentem valores de biomassa semelhantes, pois o teor nutricional do solo é  
116 um fator importante para o crescimento e desenvolvimento da vegetação e,  
117 conseqüentemente, para o acúmulo de biomassa (Chave *et al.* 2001).

118 O presente estudo estimou a biomassa lenhosa acima do solo de um igapó e uma  
119 campinarana na Amazônia Central, visando responder às seguintes questões: (1) as  
120 estimativas de biomassa são semelhantes entre os dois ecossistemas? (2) há relação entre  
121 biomassa e as variáveis de textura e fertilidade do solo, inundação (no igapó) e profundidade  
122 do lençol freático (na campinarana)? (3) qual a relação entre biomassa e variáveis estruturais?

## 123 **Material e Métodos**

### 124 *Área de Estudo*

125 A área de estudo está localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do  
126 Uatumã (RDS Uatumã), situada entre os municípios de São Sebastião do Uatumã e  
127 Itapiranga, a 200 km em linha reta da cidade de Manaus (2°0'-2°40' S; 58°0'-59°20' W),  
128 abrangendo uma área de 424.430 hectares. O clima é Tropical Úmido (IBGE 2012a), com  
129 temperatura anual média de 28 °C e precipitação anual média de 2376,2 mm, apresentando  
130 uma sazonalidade distinta entre as estações chuvosa (Fevereiro a Abril) e seca (Julho a  
131 Outubro) (IDESAM 2009). A RDS Uatumã é cortada em toda sua extensão pelo Rio Uatumã,  
132 um rio de água preta e afluente da margem esquerda do rio Amazonas. Nos domínios da RDS  
133 Uatumã há três tipos principais de vegetação: florestas de terra-firme, onde predominam  
134 fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa, planícies de inundação, cobertas por florestas de  
135 igapó, e manchas de vegetação de campinaranas. Não há dados sobre a extensão desses  
136 ecossistemas na RDS Uatumã.

### 137 *Coleta de Dados*

138 Foram estabelecidas 12 parcelas de 50 x 100 m (0,5 ha): seis parcelas no igapó e seis  
139 parcelas na campinarana, totalizando 3 ha amostrados em cada ecossistema. O igapó e a  
140 campinarana estudados distanciam-se cerca de 6 km em linha reta. Todas as parcelas foram  
141 estabelecidas em uma única mancha de campinarana e ao longo das duas margens do Rio  
142 Uatumã, neste último distribuídas de modo a abranger o gradiente de inundação. Devido à sua  
143 disposição espacial, a distância mínima adotada entre parcelas foi de 400 m na campinarana e  
144 500 m no igapó. Cada parcela foi subdividida em oito parcelas de 25 x 25 m (0,0625 ha). Em  
145 todas as parcelas foram considerados os indivíduos com diâmetro na altura do peito (DAP)  $\geq$   
146 10 cm, medido com o auxílio de uma fita diamétrica. A altura ( $H$ ) dos indivíduos foi medida  
147 com o auxílio de um clinômetro (Suunto PM-5/360 PC, Finland) e uma vara graduada de 5 m  
148 de comprimento no caso dos indivíduos mais baixos e aqueles de fácil visualização da copa.  
149 A altura foi obtida para todos os indivíduos da campinarana e 88% dos indivíduos do igapó.  
150 Para o restante dos indivíduos do igapó, as alturas foram estimadas com base em equações  
151 obtidas por regressões entre DAP e altura ( $H$ ) dos indivíduos efetivamente medidos em cada  
152 parcela (Schöngart *et al.* 2010). Todos os indivíduos foram numerados e identificados em  
153 campo com a ajuda de um parataxônomo.

154 *Estimativas de Biomassa*

155 Os três parâmetros considerados mais importantes para estimativas de biomassa  
 156 lenhosa acima do solo (AGWB, *Above Ground Wood Biomass*) são, em ordem decrescente:  
 157 DAP, densidade específica da madeira ( $\rho$ ) e altura ( $H$ ) (Chave *et al.* 2005). A escolha do  
 158 modelo alométrico utilizado também é de grande importância para minimizar os erros das  
 159 estimativas (Chave *et al.* 2004). Até o momento, não foram descritos modelos alométricos  
 160 específicos para as florestas alagáveis ou para florestas sobre solos de areia branca.

161 A biomassa dos indivíduos arbóreos e a biomassa de palmeiras (Arecaceae) foram  
 162 estimadas com base em equações alométricas distintas devido à arquitetura diferenciada e à  
 163 ausência de produção de madeira nas palmeiras (Brown 2002). Foram utilizados dois modelos  
 164 alométricos para o cálculo da biomassa arbórea e um modelo para o cálculo da biomassa de  
 165 palmeiras. Os modelos de biomassa arbórea foram unidos ao modelo de biomassa de  
 166 palmeiras para obter dois modelos de biomassa lenhosa acima do solo, como descrito a seguir.

167 *Biomassa Arbórea*

168 Os dois modelos selecionados para o cálculo da biomassa arbórea foram escolhidos  
 169 considerando que estimativas precisas podem ser adquiridas apenas com modelos que levem  
 170 em consideração os parâmetros DAP,  $\rho$  e  $H$ . No primeiro modelo (Modelo I), desenvolvido  
 171 por Cannel (1984), a área basal (derivada do DAP, em cm) é multiplicada pela altura ( $H$ , em  
 172 m), densidade específica da madeira ( $\rho$ , em  $\text{g cm}^{-3}$ ) e um fator de correção ( $F=0,06$ ), que leva  
 173 em consideração perdas de biomassa devido às ramificações na copa e assume que as  
 174 ramificações não mudam com o aumento do tamanho do indivíduo (Schöngart *et al.* 2000,  
 175 Chave *et al.* 2005, Wittmann *et al.* 2008):

176 Modelo (I): Biomassa arbórea =  $F \times \rho \times H \times (\text{DAP}/2)^2$

177 O segundo modelo (Modelo II), desenvolvido por Chave *et al.* (2005) com base em  
 178 2410 indivíduos derrubados e pesados nas regiões tropicais, inclui também DAP (em cm),  
 179 altura ( $H$ , em m) e densidade específica da madeira ( $\rho$ , em  $\text{g cm}^{-3}$ ) e foi desenvolvido para  
 180 florestas úmidas com precipitação anual entre 1500 e 3000 mm:

181 Modelo (II): Biomassa arbórea =  $0,0509 \times \rho \times H \times (\text{DAP})^2$

182 A densidade específica da madeira ( $\rho$ ) pode variar consideravelmente entre as espécies  
 183 (Fearnside 1997b, Schöngart *et al.* 2010) e, por isso, as densidades específicas das espécies  
 184 amostradas foram obtidas com base em dados da literatura (Brown *et al.* 1989, Nelson *et al.*



185 1999, Chave *et al.* 2005). Para as espécies cujos dados não estão disponíveis na literatura,  
 186 utilizou-se a média das densidades específicas encontradas para o mesmo gênero (Fearnside  
 187 1997b; Chave *et al.* 2005). No entanto, para aquelas espécies ou gêneros cujos dados não  
 188 foram encontrados, foram utilizadas as médias das densidades de cada parcela separadamente,  
 189 aplicadas aos indivíduos da mesma parcela (Baker *et al.* 2004).

#### 190 *Biomassa de Palmeiras*

191 A equação utilizada para o cálculo da biomassa de palmeiras (Modelo III) foi  
 192 desenvolvida por Frangi e Lugo (1985) e leva em consideração somente a altura ( $H$ ), variável-  
 193 chave que explica a variação na biomassa destes indivíduos (Brown 2002; Gehring 2011),  
 194 podendo ser aplicada para estimativas de biomassa de palmeiras tropicais em geral (Brown  
 195 1997).

196 Modelo (III): Biomassa de Palmeiras =  $10 + 6,4 \times H$

#### 197 *Biomassa Lenhosa Acima do Solo*

198 Os dois modelos de biomassa arbórea (Modelos I e II) foram unidos ao modelo de  
 199 biomassa de palmeiras (Modelo III) para a obtenção de dois modelos de biomassa lenhosa  
 200 acima do solo:

201 Modelo 1: AGWB = Biomassa arbórea (Modelo I, Cannel 1984) + Biomassa das  
 202 palmeiras (Modelo III, Frangi e Lugo (1985))

203 Modelo 2: AGWB = Biomassa arbórea (Modelo II, Chave *et al.* (2005)) + Biomassa  
 204 das palmeiras (Modelo III, Frangi e Lugo (1985))

#### 205 *Variáveis Ambientais*

206 Para obter a inundação média das parcelas do igapó, foi primeiramente calculada a  
 207 inundação média anual para cada indivíduo amostrado, obtida por meio das alturas de  
 208 inundação impressas nas árvores pela última grande cheia do Rio Uatumã, sendo, neste caso,  
 209 a cheia do ano de 2009. Com base nos dados disponibilizados pela Agência Nacional de  
 210 Águas (ANA) através do Sistema de Informações Hidrológicas (*HidroWeb*), foram obtidas as  
 211 cotas diárias do Rio Uatumã (Estação Balbina P8, código 16080000) para o período de 1977 a  
 212 2011. Subtraindo-se a altura de inundação da cota máxima atingida pelo rio no ano de 2009,  
 213 obteve-se a cota mínima a partir da qual consideramos que o indivíduo encontra-se inundado.  
 214 Esse valor foi usado como referência para o cálculo da inundação média dos indivíduos para o

215 período de 1977 a 2011. Com base nestes dados, calculamos o número de dias que cada  
216 indivíduo foi inundado em cada ano e a partir daí a inundação média do indivíduo (em dias  
217 ano<sup>-1</sup>) para todo o período citado. A inundação média anual de cada parcela constitui a média  
218 das inundações dos indivíduos da parcela.

219 Nas parcelas da campinarana, a variação na profundidade do lençol freático foi obtida  
220 por meio de transdutores de pressão (Levelogger®, Solinst, Canada) instalados no centro de  
221 cada parcela. Os transdutores de pressão convertem a pressão exercida pela água ao nível  
222 equivalente da coluna d'água acima deles. Os aparelhos foram instalados em cinco das seis  
223 parcelas da campinarana e registraram dados pelo período de um ano completo (06/2011 –  
224 05/2012), sendo programados para efetuar quatro registros diários, dos quais foi tirada a  
225 média para obter a profundidade diária do lençol freático. Os aparelhos foram colocados no  
226 fundo de tubos de PVC perfurados em sua extremidade e instalados em profundidades que  
227 variaram de 1,0 a 3,3 m nas parcelas. Essa diferença nas profundidades ocorreu devido à  
228 dificuldade em perfurar o solo abaixo do lençol freático, cuja ascensão de água e areia não  
229 permitia a passagem do tubo para a instalação do aparelho, mesmo a instalação ocorrendo no  
230 período de estiagem. Dessa forma, utilizamos como variáveis a profundidade média do lençol  
231 freático (cm) durante o período chuvoso, entre os meses de fevereiro a maio, e a profundidade  
232 média do lençol freático durante o período de estiagem, de junho a janeiro (Fig. 3). A  
233 profundidade do lençol freático foi obtida subtraindo-se a altura da coluna d'água registrada  
234 pelo Levelogger® da profundidade do aparelho no solo, medida na ocasião de sua instalação.

235 Para a caracterização física e química do solo, foram coletadas amostras a 20 cm de  
236 profundidade no centro de cada parcela de 25 x 25 m, que foram então homogeneizadas para a  
237 formação de duas amostras compostas para cada parcela de 0,5 ha, cada uma representando as  
238 quatro parcelas (25 x 25 m) mais próximas umas das outras. O material foi enviado para  
239 análise na EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) – Amazônia Ocidental,  
240 e analisado de acordo com a metodologia de análise de solos da mesma (EMBRAPA 1997).  
241 Foram analisadas 16 variáveis no total, sendo as variáveis físicas areia, silte e argila e as  
242 variáveis químicas C, N, P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup>, Soma de Bases, Fe, Zn<sup>+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cu e pH.

#### 243 *Análise de Dados*

244 A área basal (*AB*) foi calculada para todos os indivíduos a partir da fórmula:  $AB = \pi \times$   
245  $(DAP/2)^2$ . A área basal da parcela constitui a soma das áreas basais de todos os indivíduos  
246 presentes na parcela. A área basal de cada ecossistema constitui a média das áreas basais de

247 suas parcelas. A densidade de indivíduos de cada parcela foi determinada pelo número de  
248 indivíduos dividido pela área da parcela (0,5 ha) e a densidade de indivíduos de cada  
249 ecossistema constitui a média das densidades de indivíduos de suas parcelas. A biomassa  
250 média de cada ecossistema constitui a média da biomassa estimada para suas parcelas, para os  
251 modelos (1) e (2) separadamente. Testes t de Student foram utilizados para testar diferenças  
252 na área basal e biomassa de igapó e campinarana.

253         Analisamos a distribuição da biomassa de acordo com o DAP dos indivíduos, pois este  
254 parâmetro é considerado de grande importância nas estimativas. Para isso, foram criadas  
255 classes diamétricas, estabelecidas pelo aumento do DAP a cada 5 cm e nas quais foram  
256 distribuídos os valores de biomassa estimados para os indivíduos. A biomassa média foi  
257 estimada para cada classe e calculada como a média dos valores encontrados para os modelos  
258 (1) e (2) (Schöngart *et al.* 2010). Analisamos também a distribuição da biomassa para as dez  
259 principais espécies do igapó e da campinarana a fim de determinar sua importância em ambos  
260 os ecossistemas. Para determinar a relação entre biomassa e variáveis estruturais, foram feitas  
261 regressões simples utilizando a biomassa como variável dependente e densidade de indivíduos  
262 e área basal (*AB*) como variáveis independentes.

263         Para obter o gradiente de solo, foram realizadas Análises de Componentes Principais  
264 (PCAs de correlação) a fim de reduzir a dimensionalidade das variáveis edáficas e descrever o  
265 maior padrão encontrado no igapó e na campinarana. As variáveis edáficas inseridas nas  
266 PCAs foram: areia, silte, argila, C, N, P,  $Al^{3+}$ , Soma de Bases, Fe,  $Zn^{+}$ ,  $Mn^{2+}$  e Cu. Para  
267 determinar a relação entre biomassa e o gradiente edáfico, foram utilizadas regressões simples  
268 com a biomassa como variável dependente e o primeiro eixo da PCA como variável  
269 independente. Foram utilizadas regressões de decaimento exponencial para determinar a  
270 relação entre biomassa e duração média da inundação no igapó e regressões lineares para  
271 determinar a relação entre biomassa e profundidade média do lençol freático na campinarana.

272         Como medida de comparação, foi também utilizada regressão de decaimento  
273 exponencial entre biomassa e duração média de inundação no igapó considerando as  
274 subparcelas de 25 x 25 m como unidades amostrais. Isso porque pequenas variações no relevo  
275 podem estar associadas a diferenças na duração da inundação local (Worbes 1997) e  
276 determinar habitats diferenciados, consequentemente influenciando a produção de biomassa  
277 local. Para essa análise, foram calculadas a biomassa e a inundação anual média das 48  
278 subparcelas (25 x 25 m). Devido à maior influência de grandes indivíduos nas parcelas de

279 pequeno tamanho, relacionamos a biomassa da parcela ao  $m^2$  de área basal da mesma parcela  
 280 (biomassa/área basal), definido como Fator de Conversão Estrutural (SCF – *Structural*  
 281 *Conversion Factor*) (Malhi *et al.* 2006). As análises foram realizadas nos pacotes estatísticos  
 282 R (R Development Core Team 2011) e XAct.

## 283 **Resultados**

### 284 *Estrutura da Vegetação e Biomassa*

285 Foram amostrados 2163 indivíduos no igapó e 1849 indivíduos na campinarana, dos  
 286 quais 77 indivíduos do igapó e 77 da campinarana pertencem à família Arecaceae. A  
 287 densidade de indivíduos entre as doze parcelas do estudo variou de 392 a 1052 indivíduos  
 288  $ha^{-1}$ , estando os dois extremos localizados no igapó (Tabela 1). A área basal entre parcelas  
 289 variou de 7,31 a 20,33  $m^2$ , estando a parcela com menor área basal na campinarana e a parcela  
 290 com maior área basal no igapó (Tabela 1). A densidade de indivíduos e área basal médias não  
 291 diferiram significativamente entre os dois ecossistemas (teste t de Student,  $p > 0,05$  para os  
 292 dois parâmetros).

293 As estimativas de biomassa para os dois ecossistemas diferiram de acordo com o  
 294 modelo alométrico utilizado. A biomassa média encontrada para o igapó foi de  $141,44 \pm$   
 295  $44,77 \text{ Mg } ha^{-1}$  para o Modelo (1) e  $152,44 \pm 48,30 \text{ Mg } ha^{-1}$  para o Modelo (2) (Tabela 1). Para  
 296 a campinarana, a biomassa total encontrada foi de  $152,12 \pm 68,73 \text{ Mg } ha^{-1}$  para o Modelo (1)  
 297 e  $164,00 \pm 73,85 \text{ Mg } ha^{-1}$  para o Modelo (2) (Tabela 1). Não houve diferença significativa  
 298 entre a biomassa média dos dois ecossistemas (teste t de Student,  $p > 0,05$  para os dois  
 299 modelos). Nas parcelas do igapó, a biomassa variou até duas vezes entre o menor e o maior  
 300 valor, enquanto nas parcelas da campinarana a variação foi de até três vezes. A distribuição da  
 301 biomassa em classes diamétricas é apresentada na Tabela 2 e a distribuição da biomassa para  
 302 as dez principais espécies apresentada na Tabela 3.

### 303 *Gradientes Ambientais*

304 Tanto o solo do igapó como o da campinarana mostraram-se extremamente ácidos e  
 305 pobres em nutrientes (Tabela 4). Em geral, as parcelas do igapó foram caracterizadas como  
 306 argilosas e as parcelas da campinarana como arenosas. A Tabela 5 mostra a correlação entre  
 307 as variáveis edáficas e o primeiro eixo obtido pelas PCAs nos dois ecossistemas. A duração  
 308 média de inundação para cada parcela do igapó variou entre 10 e 202 dias  $ano^{-1}$  (Tabela 1).  
 309 Nas parcelas da campinarana, a profundidade média do lençol freático variou entre 39,7 e  
 310 245,5 cm no período chuvoso e entre 92,0 e 315,7 cm no período de estiagem (Tabela 1).

311 A biomassa foi negativamente relacionada à duração média da inundação no igapó  
 312 ( $p < 0,05$ ;  $R^2 = 0,80$  (Modelo 1),  $p < 0,05$ ;  $R^2 = 0,78$  (Modelo 2)) (Figura 1). Parcelas que  
 313 inundam por mais tempo possuem biomassa até 2,2 vezes menor do que parcelas que  
 314 inundam por menos tempo. Considerando as subparcelas de 0,0625 ha, também houve relação  
 315 significativa entre biomassa e duração média de inundação no igapó ( $p < 0,001$ ;  $R^2 = 0,28$  para  
 316 os dois modelos) (Figura 2). As equações obtidas pelas regressões de decaimento exponencial  
 317 e seus respectivos parâmetros estão apresentadas na Tabela 6.

318 Não houve relação entre a biomassa e a profundidade média do lençol freático na  
 319 campinarana tanto para o período chuvoso ( $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,23$  para os Modelos 1 e 2) quanto  
 320 para o período de estiagem ( $p > 0,05$ ;  $R^2 = 0,57$  para os Modelos 1 e 2), embora este último  
 321 tenha apresentado um melhor ajuste dos pontos à reta. Também não houve relação entre  
 322 biomassa e os dois primeiros eixos obtidos pela PCA nos dois ecossistemas. Houve relação  
 323 entre biomassa e área basal apenas para as parcelas da campinarana ( $p < 0,05$ ;  $R^2 = 0,71$  para os  
 324 dois modelos) (Figura 3).

## 325 **Discussão**

### 326 *Padrão Geral*

327 Os valores de biomassa obtidos para igapó e campinarana são baixos quando  
 328 comparados a outros tipos de vegetação da Amazônia. Há poucos dados na literatura que nos  
 329 permitem fazer comparações sobre a biomassa destes ecossistemas. No presente estudo, a  
 330 biomassa média encontrada para a campinarana ( $158 \text{ Mg ha}^{-1}$  – média entre os dois modelos)  
 331 foi superior à encontrada por Barbosa e Ferreira (2004) para uma campinarana arborizada ( $14$   
 332  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), da qual 88% ( $12 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) corresponde à fração ‘madeira’, com poucos indivíduos  
 333 com DAP acima de 10 cm amostrados. No entanto, a metodologia utilizada pelos autores foi a  
 334 da pesagem direta dos indivíduos com  $\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$ . Bongers *et al.* (1985) e Klinge e Herrera  
 335 (1983) estimaram a biomassa de duas campinaranas (*Tall Bana* e *Tall Amazon Caatinga*,  
 336 respectivamente) em San Carlos do Rio Negro, Venezuela, em  $179$  e  $237 \text{ Mg ha}^{-1}$   
 337 respectivamente, para indivíduos com  $\text{DAP} \geq 1 \text{ cm}$  através do corte e pesagem direta dos  
 338 indivíduos. Esses dados mostram uma biomassa média superior à encontrada no presente  
 339 estudo. A metodologia utilizada pelos diferentes autores (DAP mínimo amostrado e pesagem  
 340 direta) difere da metodologia utilizada no presente estudo, dificultando uma comparação  
 341 direta entre eles. Saatchi *et al.* (2007) estimaram, para cada tipo de vegetação da Amazônia, a  
 342 porcentagem de área coberta por determinadas categorias de biomassa e detectaram que para

343 as campinaranas (*Woodland savannas*), 79,4% delas possuem valores de biomassa de até 100  
344 Mg ha<sup>-1</sup>, inferiores aos encontrados na RDS Uatumã.

345 A variação na biomassa das florestas sobre solos arenosos pode estar ligada às suas  
346 diferentes fitofisionomias, estrutura da vegetação e diferentes metodologias utilizadas para as  
347 estimativas, principalmente no que diz respeito ao tamanho da área inventariada e ao DAP  
348 mínimo considerado. Na campinarana da RDS Uatumã, mais de 40% da biomassa deve-se à  
349 presença de indivíduos com DAP  $\geq$  40 cm, embora esses indivíduos possuam densidades  
350 relativamente baixas, de até 10 indivíduos ha<sup>-1</sup>. Indivíduos com diâmetros relativamente  
351 grandes contribuem mais para o aumento da biomassa local, mesmo quando presentes em  
352 baixas densidades. No que diz respeito à contribuição das principais espécies, *Aldina*  
353 *heterophylla* representa quase um terço da biomassa estimada para a campinarana estudada.  
354 Esta espécie é comumente descrita habitando ambientes caracterizados por escassez de  
355 nutrientes, principalmente as campinaranas amazônicas (Anderson 1981; Boubli 2002;  
356 Vicentini 2004; Stropp *et al.* 2011), embora tenham sido descritas também para o igapó  
357 (Scudeller e Souza 2009).

358 Os igapós são ecossistemas pouco estudados, pois em geral são considerados sistemas  
359 de baixa produtividade. Saatchi *et al.* (2007) estimaram que 86% das florestas inundáveis  
360 possuem biomassa variando entre 100 e 300 Mg ha<sup>-1</sup>, mas não forneceram dados específicos  
361 para os igapós. Em um estudo nos igapós do Parque Nacional do Jaú, Schöngart *et al.* (2010)  
362 observaram que a biomassa variou de 68 a 360 Mg ha<sup>-1</sup>, estando esses valores relacionados à  
363 localização das parcelas no relevo. No entanto, segundo os autores, a biomassa foi estimada  
364 baseada em parcelas relativamente pequenas (0,0625 ha), e tende a ser superestimada devido à  
365 influência de indivíduos com diâmetros muito grandes. A variação encontrada no igapó da  
366 RDS Uatumã foi menor, de 88 a 196 Mg ha<sup>-1</sup> (média para os dois modelos), mas tanto no  
367 trabalho de Schöngart *et al.* (2010) como no presente estudo, a menor biomassa foi  
368 encontrada para a parcela localizada na posição mais baixa do relevo e sujeita ao maior  
369 período de inundação. Em um estudo nos igapós do baixo Rio Purús, Haugaasen e Peres  
370 (2006), estimaram a biomassa média de 3 ha de floresta em 388 Mg ha<sup>-1</sup>, sem no entanto  
371 mencionarem o gradiente de inundação.

372 A grande variação encontrada nas estimativas de biomassa dos igapós reflete a  
373 heterogeneidade existente neste tipo de floresta, tanto em relação à sua localização geográfica  
374 quanto em relação à estrutura da vegetação ao longo do gradiente de inundação. Além disso, o

375 teor de nutrientes dos igapós pode variar de acordo com a origem do rio pelo qual é drenado e  
376 a formação geológica de sua bacia hidrográfica (Junk *et al.* 2011). Em função disso, os igapós  
377 podem sofrer influência variada de rios de água branca que, conseqüentemente, influenciam a  
378 produção de biomassa. A espécie que apresentou maior biomassa no igapó da RDS Uatumã,  
379 por exemplo, *Nectandra amazonum*, é uma espécie típica de áreas de várzea, o que indica que  
380 o teor de nutrientes do igapó da RDS Uatumã deve diferir de outras áreas de igapó em que a  
381 espécie não apresenta tal importância.

### 382 *Biomassa ao longo dos Gradientes Ambientais*

383 A biomassa foi negativamente relacionada à duração da inundação no igapó. A parcela  
384 localizada na porção mais baixa do relevo (Parcela 5) e sujeita a um maior período de  
385 inundação (202 dias ano<sup>-1</sup>, em média) apresentou a menor biomassa. Esse resultado é similar  
386 ao encontrado por Schöngart *et al.* (2010), que observaram que parcelas sujeitas a um maior  
387 período de inundação também apresentaram menor biomassa em relação às parcelas sujeitas a  
388 menores inundações. Na RDS Uatumã, as parcelas localizadas nas porções mais altas do  
389 relevo (Parcelas 2, 4 e 6) apresentaram as maiores biomassas e as parcelas localizadas nas  
390 porções médias do relevo (Parcelas 1 e 3) apresentaram valores intermediários. Wittmann *et*  
391 *al.* (2008) encontraram uma tendência negativa, porém não significativa, entre a biomassa de  
392 florestas inundáveis e o gradiente de inundação no baixo Rio Miranda, Pantanal. Na RDS  
393 Uatumã, a biomassa também foi relacionada negativamente à duração da inundação nas  
394 parcelas de 0,0625 ha. Isso pode ocorrer porque pequenas variações na topografia causam  
395 uma rápida mudança na duração da inundação e mudam as condições ambientais ao longo de  
396 pequenas distâncias (Worbes 1997), levando a mudanças na composição e distribuição das  
397 espécies e, conseqüentemente, ao acúmulo de biomassa.

398 A inundação é um fator limitante sobre o crescimento, sobrevivência e reprodução nos  
399 ecossistemas inundáveis (Parolin e Wittmann 2010). O pulso de inundação exerce forte  
400 impacto no desenvolvimento dos indivíduos arbóreos, que apresentam baixas taxas de  
401 incremento diamétrico durante o período de cheia, como demonstrado para florestas de várzea  
402 e igapó na Amazônia (Schöngart *et al.* 2002). A produção lenhosa das espécies de áreas  
403 alagáveis cessa logo após suas raízes serem cobertas pela água no início da inundação  
404 (Worbes 1997). Indivíduos localizados nas áreas sujeitas a longos períodos de inundação têm  
405 o crescimento mais limitado em relação aos indivíduos das áreas sujeitas a menores períodos  
406 de inundação.

407 Além do crescimento limitado, outra consequência do alagamento é a zonação  
408 diferenciada das espécies, que distribuem-se ao longo do gradiente de inundação de acordo  
409 com suas capacidades competitivas e de adaptação ao ambiente (Ferreira 1997; Wittmann *et*  
410 *al.* 2006). Características externas, como o aporte de nutrientes e a duração da inundação, e  
411 internas, como anatomia da madeira, determinam as densidades específicas da madeira das  
412 espécies que habitam as áreas alagáveis (Schöngart *et al.* 2010). As densidades específicas da  
413 madeira estão diretamente relacionadas à biomassa e são parâmetros importantes na sua  
414 determinação. Na área de estudo, as espécies encontradas na parcela sujeita ao maior período  
415 de inundação possuem menores densidades específicas ( $\rho = 0,530 \text{ g cm}^{-3}$ , em média) quando  
416 comparadas às espécies encontradas nas parcelas sujeitas à inundação intermediária ( $\rho = 0,745$   
417  $\text{g cm}^{-3}$ , em média) e àquelas sujeitas aos menores períodos de inundação ( $\rho = 0,618 \text{ g cm}^{-3}$ , em  
418 média). Como não houve relação entre biomassa e área basal, pode-se concluir que a variação  
419 na biomassa local do igapó ocorre principalmente devido ao zoneamento de espécies ao longo  
420 do gradiente de inundação e, em menor grau, às características estruturais da vegetação, como  
421 porte diamétrico e densidade dos indivíduos.

422 Na campinarana, ao contrário, a biomassa não foi relacionada à variação na  
423 profundidade do lençol freático e parece estar mais relacionada às características estruturais  
424 da vegetação. Isso porque na campinarana a biomassa foi positivamente relacionada à área  
425 basal, que por sua vez está diretamente relacionada ao DAP: quanto maior o diâmetro do  
426 indivíduo, maior a sua biomassa. Isso acontece também porque a vegetação da campinarana,  
427 assim como a do igapó, apresenta porte baixo. Portanto, o crescimento em altura na  
428 campinarana parece ser mais limitado que o crescimento diamétrico e os indivíduos melhor  
429 adaptados às condições de escassez nutricional do solo alcançam maiores diâmetros e  
430 estocam, conseqüentemente, uma maior biomassa.

431 A biomassa não foi relacionada ao gradiente edáfico tanto no igapó quanto na  
432 campinarana. Alguns estudos que investigaram a relação entre a biomassa de florestas  
433 tropicais e fertilidade do solo também não obtiveram resultados significativos (Clark e Clark  
434 2000; Chave *et al.* 2001). No entanto, há alguns estudos que relacionam a biomassa ao  
435 gradiente edáfico para a terra firme (Laurance *et al.* 1999, Castilho *et al.* 2006). Laurance *et*  
436 *al.* (1999) encontraram uma relação positiva entre biomassa acima do solo e as variáveis N  
437 total,  $\text{K}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , argila e C orgânico e uma relação negativa com as variáveis  $\text{Zn}^{2+}$ , saturação  
438 por Al e areia fina. Castilho *et al.* (2006) também observaram uma relação entre biomassa e o  
439 gradiente edáfico, sendo que a principal variável associada à biomassa foi o gradiente de



440 textura do solo. A textura é considerada uma das mais importantes características edáficas,  
441 pois influencia diretamente as relações entre matéria orgânica, íons e drenagem do solo  
442 (Silver *et al.* 2000; Fearnside e Leal Filho 2001). Nas florestas de terra-firme, solos mais  
443 argilosos possuem maiores concentrações de nitrogênio e cátions em geral e são relacionados  
444 às áreas com maior diversidade e biomassa (Coomes e Grubb 1996; Luizão *et al.* 2004;  
445 Castilho *et al.* 2006). Para áreas de várzea, áreas extremamente argilosas inibem a aeração do  
446 substrato, resultando em baixa diversidade e estresse anaeróbico mesmo durante a fase  
447 terrestre (F. Wittmann, comunicação pessoal). De acordo com Laurance *et al.* (1999), os solos  
448 de areia branca representam o extremo do gradiente de textura areia-argila, e seriam  
449 representados por vegetação menos diversificada, de menor porte e conseqüentemente menor  
450 acúmulo de biomassa.

451 Uma das explicações para não haver relação entre biomassa e o gradiente edáfico no  
452 presente estudo deve-se ao fato de o gradiente de fertilidade e textura dos solos amostrados  
453 ser muito pequeno, não apresentando variação significativa ao longo do gradiente geográfico.  
454 Para o igapó, por exemplo, a maior variação no gradiente de fertilidade (considerando Soma  
455 de Bases) foi de 1,4 vezes (valores máximo e mínimo, respectivamente: 0,360 e 0,255  $\text{cmol}_o$   
456  $\text{dm}^{-3}$ ) e a maior variação no gradiente de textura do solo (considerando o teor de argila) foi de  
457 1,7 vezes (valores máximo e mínimo, respectivamente: 67,9% e 38,8%). Para a campinarana,  
458 a maior variação no gradiente de fertilidade (também considerando Soma de Bases) foi de 1,4  
459 vezes (valores máximo e mínimo, respectivamente: 0,185 e 0,130  $\text{cmol}_o$   $\text{dm}^{-3}$ ) e a maior  
460 variação na textura (considerando o teor de argila) foi de 3,3 vezes (valores máximo e  
461 mínimo, respectivamente: 3,8% e 1,1%). Todas as parcelas da campinarana estão localizadas  
462 sobre solos com teores de areia superiores a 90% e praticamente não existe um gradiente de  
463 textura do solo. Os ambientes estudados na RDS Uatumã apresentaram-se bastante  
464 homogêneos quanto às características edáficas. Mesmo para as parcelas do igapó, que  
465 apresentaram considerável diferença em suas texturas, a variação encontrada não mostrou-se  
466 suficiente para detectar variações na biomassa.

467 Apesar disso, a influência da fertilidade e principalmente da textura do solo pode ser  
468 verificada indiretamente ao compararmos a biomassa encontrada para esses sistemas menos  
469 diversos, inundáveis e oligotróficos, como os estudados na RDS Uatumã, à biomassa dos  
470 sistemas mais diversos, como a terra-firme e a várzea. A biomassa estimada para a terra-firme  
471 é superior àquela estimada para os igapós e campinaranas em geral, com a maioria das áreas  
472 apresentando uma alta biomassa, de até 350  $\text{Mg ha}^{-1}$ , podendo alcançar valores superiores a

473 400 Mg ha<sup>-1</sup> (Klinge e Herrera 1983, Fearnside 1997a, Houghton *et al.* 2001, Saatchi *et al.*  
474 2007). Para áreas de várzea, a biomassa estimada varia entre 195 e 357 Mg ha<sup>-1</sup> na Amazônia  
475 ocidental (Malhi *et al.* 2006), alcançando valores próximos a 250 Mg ha<sup>-1</sup> na Amazônia  
476 Central (Schöngart *et al.* 2010). Os baixos valores de biomassa encontrados para os tipos  
477 florestais menos diversos reflete a escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem.  
478 Nos igapós, cuja vegetação é inundada por rios de água preta, o aporte de nutrientes é  
479 extremamente baixo, assim como nas campinaranas alagáveis, onde o excesso de chuva e o  
480 afloramento do lençol freático acabam por lixiviar ainda mais o solo já pobre em nutrientes.

#### 481 *Estoques de Carbono nas Escalas Local e Regional*

482 As estimativas de biomassa podem vir acompanhadas de erros devido à variação na  
483 altura, arquitetura dos indivíduos e densidade da madeira entre os tipos florestais e espécies,  
484 dependendo das características edáficas e hidrológicas de cada área (Schöngart *et al.* 2010).  
485 Até o momento, não foram descritos modelos alométricos específicos para áreas  
486 sazonalmente alagáveis e tipos florestais encontrados sobre solos de areia branca na  
487 Amazônia. No entanto, o presente estudo utilizou modelos alométricos que apresentaram  
488 valores próximos de biomassa, além dos três parâmetros considerados mais importantes nas  
489 estimativas de biomassa lenhosa acima do solo: DAP,  $\rho$  e  $H$ . Acreditamos, assim, que as  
490 estimativas locais de biomassa para igapó e campinarana aproximem-se dos valores reais.  
491 Considerando a porcentagem de carbono como 50% do valor estimado para a biomassa seca  
492 (Clark *et al.* 2001; Malhi *et al.* 2004) e a variação encontrada devido ao uso dos diferentes  
493 modelos, os conteúdos de carbono estimados para a campinarana e o igapó estudados estão,  
494 respectivamente, entre 76,7 e 82,9 MgC ha<sup>-1</sup> e entre 71,6 e 77,4 MgC ha<sup>-1</sup>.

495 Podemos comparar o estoque de carbono estimado para as duas paisagens na RDS  
496 Uatumã a estimativas realizadas para outras paisagens na Amazônia. Para as florestas de  
497 várzea, por exemplo, Schöngart *et al.* (2010) estimaram 82 MgC ha<sup>-1</sup>, enquanto Nebel *et al.*  
498 (2001) e Malhi *et al.* (2004) estimaram, respectivamente, 198 e 124 MgC ha<sup>-1</sup>. Os estoques de  
499 carbono obtidos para o igapó no presente estudo aproximam-se do valor obtido por Schöngart  
500 *et al.* (2010), mas são muito menores quando comparados aos valores obtidos por Nebel *et al.*  
501 (2001) e Malhi *et al.* (2004) ou mesmo por Malhi *et al.* (2004) para uma floresta de igapó  
502 inundada por água clara (213 MgC ha<sup>-1</sup>). Para florestas de terra-firme, diferentes estudos  
503 indicam que o carbono estocado na biomassa varia entre 139, 146 e 162 MgC ha<sup>-1</sup> (Clark *et*  
504 *al.* (2001); Malhi *et al.* (2004); Chambers *et al.* (2001) respectivamente). As florestas de terra-

505 firme estocam grandes quantidades de carbono quando comparadas às florestas menos  
506 diversas de igapós e campinaranas, devido principalmente à grande quantidade de indivíduos  
507 com maiores diâmetros e grandes alturas.

508 Melack e Hess (2010) fornecem informações sobre a distribuição regional das áreas  
509 alagáveis por unidade hidrográfica para toda a bacia Amazônica, incluindo a sub-bacia do Rio  
510 Uatumã. Os dados obtidos por sensoriamento remoto indicam que a área da sub-bacia do  
511 Uatumã sujeita à inundação é de 6.300 km<sup>2</sup> (9,1% da área total da bacia), dos quais 87,8% são  
512 cobertos por vegetação lenhosa, o que resulta em 5.531,4 km<sup>2</sup> de área coberta por florestas de  
513 igapó. A partir dessas informações, as estimativas de biomassa lenhosa obtidas para o igapó  
514 no presente estudo podem ser extrapoladas de modo a obter um valor de biomassa para toda a  
515 área inundável da sub-bacia do Rio Uatumã. Os dados resultantes dessa estimativa mostram  
516 que a biomassa contida na sub-bacia varia entre  $79,2 \pm 25,3 \cdot 10^6$  Mg (Modelo 1) e  $85,6 \pm 27,4$   
517  $10^6$  Mg (Modelo 2). Os estoques de carbono dessas florestas variam entre  $39,6 \pm 12,7 \cdot 10^6$   
518 MgC (Modelo 1) e  $42,8 \pm 13,7 \cdot 10^6$  MgC (Modelo 2). Infelizmente, não há dados disponíveis  
519 para as campinaranas.

520 Os dados obtidos por este estudo podem também, a grosso modo, ser extrapolados  
521 para toda a bacia Amazônica, considerando um total de 118.000 km<sup>2</sup> de áreas de igapó  
522 (Melack e Hess 2010) e 139.850 km<sup>2</sup> de áreas de campinarana ('florestas sobre areia branca  
523 sujeitas à inundação', Junk *et al.* 2011). Dessa forma, a biomassa contida nos igapós de toda a  
524 bacia Amazônica varia entre  $1,7 \pm 0,5$  Pg (Modelo 1) e  $1,8 \pm 0,6$  Pg (Modelo 2), sendo os  
525 estoques de carbono respectivamente estimados entre  $0,85 \pm 0,2$  PgC e  $0,9 \pm 0,3$  PgC. Já as  
526 estimativas de biomassa para áreas de campinarana de toda a bacia variam entre  $2,1 \pm 0,9$  Pg  
527 (Modelo 1) e  $2,3 \pm 1,0$  Pg (Modelo 2), com os estoques de carbono variando respectivamente  
528 entre  $1,0 \pm 0,5$  PgC e  $1,1 \pm 0,5$  PgC. No entanto, deve-se levar em consideração que essas  
529 estimativas carregam incertezas devido à extrapolação dos dados locais para toda a bacia  
530 Amazônica e à falta de números precisos sobre a área real correspondente aos ecossistemas  
531 estudados.

532 Estimativas de carbono (50% da biomassa) realizadas para toda a bacia Amazônica,  
533 incluindo a biomassa morta, viva e abaixo do solo, exibem uma variação entre 69 e 102 PgC,  
534 com um valor médio de 86 PgC (Saatchi *et al.* 2007). Os valores estimados para igapós e  
535 campinaranas da bacia Amazônica pelo presente estudo são baixos quando comparados aos  
536 valores estimados para florestas de terra-firme, que contém cerca de 82 PgC (Saatchi *et al.*

537 2007) e mesmo para florestas alagáveis em geral, que contém cerca de 4 PgC (Saatchi *et al.*  
538 2007), embora a maioria das estimativas tenham considerado apenas florestas de várzea.  
539 Desse modo, igapós e campinaranas totalizam, em conjunto, entre 3,4 e 3,7% de todo o  
540 carbono estocado na bacia Amazônica (variando de acordo com o modelo). Apesar de  
541 apresentarem baixos valores de biomassa localmente, igapós e campinaranas constituem  
542 importantes estoques de carbono quando consideradas as grandes extensões de áreas em que  
543 ocorrem. Estimativas de biomassa para estes ecossistemas são especialmente importantes na  
544 medida em que contribuem para as estimativas de biomassa e estoques de carbono de toda a  
545 bacia Amazônica, uma vez que, diante da ausência de dados sobre esses ecossistemas menos  
546 produtivos, as estimativas para a bacia geralmente incorporam somente dados das florestas de  
547 terra-firme.

#### 548 **Conclusões**

549 O igapó e a campinarana estudados apresentaram baixos valores de biomassa,  
550 entendidos como um reflexo da escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem. A  
551 duração da inundação no igapó foi um fator negativo para o acúmulo de biomassa neste  
552 ecossistema. A influência da inundação na biomassa do igapó decorre do zoneamento de  
553 espécies ao longo do gradiente de inundação e, em um menor grau, das características  
554 estruturais da vegetação. Na campinarana, ao contrário, a biomassa não foi relacionada à  
555 variação do lençol freático, mas sim às características estruturais, principalmente ao porte  
556 diamétrico dos indivíduos. Os dois ecossistemas apresentaram-se bastante homogêneos  
557 quanto às características edáficas, que não foram relacionadas à variação da biomassa local.  
558 Embora os estoques de carbono contidos nestas florestas sejam baixos quando comparados às  
559 florestas de terra-firme, ainda assim constituem importantes estoques de carbono em toda a  
560 bacia Amazônica, devido principalmente à sua grande extensão, e necessitam de maiores  
561 estudos a seu respeito.

562

563 **Agradecimentos**

564 Agradecemos ao PRONEX/FAPEAM/CNPq ‘Tipologias Alagáveis’ e em especial ao Projeto  
565 INPA-Max Planck pelo apoio financeiro e logístico. Ao Centro Estadual de Unidades de  
566 Conservação (CEUC) pela autorização concedida para a realização deste trabalho na RDS  
567 Uatumã. Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e à CAPES.

568 **Referências Bibliográficas**

- 569 Anderson, A.B. 1981. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. *Biotropica*, 13:199-210.
- 570 Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiore, A.; Killeen, T.J.;  
571 Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Patiño,  
572 S.; Pitman, N.C.A.; Silva, J.N.M.; Vásquez Martínez R. 2004. Variation in wood density  
573 determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10: 545-  
574 562.
- 575 Barbosa, R.I.; Ferreira, C.A.C. 2004. Biomassa acima do solo de um ecossistema de  
576 “campina” em Roraima, norte da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica*, 34(4): 577-586.
- 577 Bongers, F.; Engelen, D.; Klinge, H. 1985. Phytomass structure of natural plant communities  
578 on spodosols in southern Venezuela: the bana woodland. *Vegetatio*, 63: 13-34.
- 579 Boubli, J.P. 2002. Lowland floristic assessment of Pico da Neblina National Park, Brazil.  
580 *Plant Ecology*, 160: 149-167.
- 581 Brown, S.; Gillespie, A.; Lugo, A. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with  
582 application to forest inventory data. *Forest Science*, 35: 881-902.
- 583 Brown, S. 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. FAO  
584 Forestry Paper 134, Rome.
- 585 Brown, S. 2002. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based  
586 projects. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A*, 360: 1669-1683.
- 587 Cannel, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. *Forest Ecology and Management*, 8:  
588 299-312.
- 589 Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; Araújo, R.N.O.; Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Lima, A.P.;  
590 Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest:  
591 Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234: 85-96.

- 592 Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Higuchi, N. 2001. Tree damage, allometric  
593 relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest*  
594 *Ecology and Management*, 152: 73-84.
- 595 Chave, J.; Riéra, B.; Dubois, M.-A. 2001. Estimation os biomass in a neotropical forest of  
596 French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 79-96.
- 597 Chave J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R. 2004. Error propagation  
598 and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal*  
599 *Society B*, 359: 409-420.
- 600 Chave, J.; Andalo, C.; Brown S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Fölster, H.;  
601 Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; Lescure, J.-P.; Nelson, B.W.; Ogawa, H.; Puig, H.; Riéra,  
602 B.; Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance  
603 in tropical forests. *Oecologia*, 145: 87-99.
- 604 Clark, D.B.; Clark, D.A. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a  
605 tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 137: 185-198.
- 606 Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.Q.; Thomlinson J.R.; Ni, J.; Holland,  
607 E.A. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing  
608 field data. *Ecological Applications*, 11(2): 371-384.
- 609 Coomes, D.A. 1997. Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area:  
610 nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 27:  
611 831-839.
- 612 Coomes, D.A.; Grubb, P.J. 1996. Amazonian caatinga and related communities at La  
613 Esmeralda, Venezuela: forest structure, physiognomy and floristics, and control by soils  
614 factors. *Vegetatio*, 122: 167-191.
- 615 Daly, D.C.; Mitchell, J.D. 2000. Lowland vegetation of Tropical South America – An  
616 Overview, p. 391-454. In: Lentz, D. (Ed.). *Imperfect Balance: Landscape Transformations in*  
617 *the pre-Columbian Americas*. Columbia University Press, New York, USA.
- 618 EMBRAPA, 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solos / Centro Nacional de Pesquisa de*  
619 *Solos*. Rio de Janeiro, RJ. 112 p.

- 620 Fearnside, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in  
621 vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 80: 21-34.
- 622 Fearnside, P.M. 1997a. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net  
623 committed emissions. *Climatic Change*, 35(3): 321-360.
- 624 Fearnside, P.M. 1997b. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia.  
625 *Forest Ecology and Management*, 90: 59-87.
- 626 Fearnside, P.M.; Leal Filho, N. 2001. Soil and development in Amazonia: lessons from the  
627 biological dynamics of forest fragment project, p. 291-312. In: Bierregaard, R.J.; Gascon, C.;  
628 Lovejoy, T.E.; Mesquita, R.C.G. (Eds.). *Lesson from Amazonia: The Ecology and*  
629 *Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven.
- 630 Ferreira, L.V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic  
631 composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central  
632 Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1353-1363.
- 633 Frangi, J.L.; Lugo, A.E. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest.  
634 *Ecological Monographs*, 55(3): 351-369.
- 635 Gehring, C.; Zelarayán, M.L.C.; Almeida, R.B.; Moraes, F.H.R. 2011. Allometry of the  
636 babassu palm growing on a slash-and-burn agroecosystem of the eastern periphery of  
637 Amazonia. *Acta Amazonica*, 41: 127-134.
- 638 Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded  
639 and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta*  
640 *Amazonica*, 36(1): 25-36.
- 641 Houghton, R.A.; Lawrence, K.T.; Hackler, J.L.; Brown, S. 2001. The spatial distribution of  
642 forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*,  
643 7: 731-746.
- 644 Houghton, R.A. 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global*  
645 *Change Biology*, 11: 945-958.
- 646 IBGE, 2012a. Mapas, ([ftp://geofpt.ibge.gov.br/mapas\\_tematicos/mapas\\_murais/clima.pdf](ftp://geofpt.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/clima.pdf)).  
647 Acesso em 24/01/2012.

- 648 IDESAM, 2009. *Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã.*  
 649 *Versão para consulta pública.* Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do  
 650 Amazonas. Manaus, AM, Brasil.
- 651 Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in River-Floodplain  
 652 Systems, p. 110-127. In: Dodge, D.P. (Ed.). Proceedings of the International Large River  
 653 Symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 106,  
 654 Ontario, Canada.
- 655 Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011.  
 656 A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31:  
 657 623-640.
- 658 Klinge, H.; Herrera, R. 1983. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols  
 659 in southern Venezuela: The tall Amazon Caatinga forest. *Vegetatio*, 53: 65-84.
- 660 Laurance, W.F.; Fearnside, P.M.; Laurance, S.G.; Delamonica, P.; Lovejoy, T.E.; Rankin-de-  
 661 Merona, J.M.; Chambers, J.Q.; Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon  
 662 forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 118: 127-138.
- 663 Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Paiva, R.Q.; Monteiro, T.F.; Sousa, L.S.; Kruijt, B. 2004.  
 664 Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central  
 665 Amazonian forest. *Global Change Biology*, 10: 592-600.
- 666 Malhi, Y.; Grace, J. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in*  
 667 *Ecology and Evolution*, 15(8): 332-337.
- 668 Malhi, Y.; Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Arroyo, L.; Chave, J.;  
 669 Czimczik, C.I.; Di Fiore, A.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Luance, W.F.;  
 670 Lewis, L.L.; Montoya, L.M.M.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Nuñez Vargas, P.; Patiño, S.;  
 671 Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Martínez, R.V.;  
 672 Terborgh, J.; Vinceti, B.; Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104  
 673 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10: 563-591.
- 674 Malhi, Y.; Wood, D.; Baker, T.R.; Wright, J.; Phillips, O.L.; Cochrane, T.; Meir, P.; Chave,  
 675 J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Luance, W.F.;  
 676 Lewis, S.L.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Nuñez Vargas, P.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.;  
 677 Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Terborgh, J.; Martínez, R.V.; Vinceti, B. 2006.



- 678 The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global*  
679 *Change Biology*, 12: 1107-1138.
- 680 Melack, J.M.; Hess, L.L. 2010. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in  
681 the Amazonian basin, p. 43-59. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.;  
682 Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and*  
683 *Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht/Heidelberg/London/New  
684 York.
- 685 Nelson, B.W.; Mesquita, R.; Pereira, J.L.G.; de Souza, S.G.A.; Batista, G.T.; Couto, L.B.  
686 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central  
687 Amazon. *Forest Ecology and Management*, 117: 149-167.
- 688 Parolin, P.; Wittmann, F. 2010. Struggle in the flood: tree responses to flooding stress in four  
689 tropical floodplain systems. *AoB PLANTS*, plq003, doi: 10.1093/aobpla/plq003.
- 690 Phillips, O.L.; Aragão, L.E.O.C.; Lewis, S.L.; Fisher, J.B.; Lloyd, J.; López-González, G.;  
691 Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Peacock, J.; Quesada, C.A.; Heijden, G.; Almeida, S.; Amaral, I.;  
692 Arroyo, L.; Aymard, G.; Baker, T.R.; Bánki, O.; Blanc, L.; Bonal, D.; Brando, P.; Chave, J.;  
693 Oliveira, A.C.A.; Cardozo, N.D.; Czimczik, C.I.; Feldpausch, T.R.; Freitas, M.A.; Gloor, E.;  
694 Higuchi, N.; Jiménez, E.; Lloyd, G.; Meir, P.; Mendoza, C.; Morel, A.; Neill, D.A.; Nepstad,  
695 D.; Patiño, S.; Peñuela, M.C.; Prieto, A.; Ramírez, F.; Schwarz, M.; Silva, J.; Silveira, M.;  
696 Thomas, A.S.; ter Steege, H.; Stropp, J.; Vásquez, R.; Zelazowski, P.; Dávila, E.A.;  
697 Andelman, S.; Andrade, A.; Chao, K.-J.; Erwin, T.; Di Fiore, A.; Honorio C., E.; Keeling, H.;  
698 Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; Cruz, A.P.; Pitman, N.C.A.; Vargas, P.N.; Ramírez-Angulo,  
699 H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Silva, N.; Terborgh, J.; Torres-Lezama, A. 2009. Drought  
700 Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, 323: 1344-1347.
- 701 R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing.  
702 R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL  
703 <http://www.R-project.org/>.
- 704 Saatchi, S.S.; Houghton, R.A.; Dos Santos Alvalá, R.C.; Soares, J.V.; Yu, Y. 2007.  
705 Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13:  
706 816-837.

- 707 Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Worbes, M. 2000. Successional Differentiation in Structure,  
708 Floristic Composition and Wood Increment of Whitewater Floodplain Forests in Central  
709 Amazonia. *German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and*  
710 *Prospects of Cooperative Research*. Hamburg, Germany.
- 711 Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Ludwigshausen, S.; Horna, V.; Worbes, M. 2002. Phenology  
712 and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of*  
713 *Tropical Ecology*, 18: 581-597.
- 714 Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. 2010. Biomass and Net Primary Production of  
715 Central Amazonian Floodplains Forests, p. 347-388. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.;  
716 Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests:*  
717 *Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer  
718 Dordrecht/Heidelberg/London/New York.
- 719 Silveira, M. 2003. Vegetação e Flora das Campinaranas do Sudoeste Amazônico (JU-008).  
720 Relatório de Defesa Técnica. *Associação S.O.S. Amazônia*, Rio Branco, Brasil.
- 721 Silver, W.L.; Neff, J.; McGroddy, M.; Veldkamp, E.; Keller, M.; Cosme, R. 2000. Effects of  
722 Soil Texture on Belowground Carbon and Nutrient Storage in a Lowland Amazonian Forest  
723 Ecosystem. *Ecosystems*, 3: 193-209.
- 724 Stropp, J.; Van Der Sleen, P.; Assunção, P.A.; Silva, A.L. ter Steege, H. 2011. Tree  
725 communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. *Acta Amazonica*,  
726 41: 521-544.
- 727 Scudeller, V.V.; Souza, A.M.G. 2009. Florística da Mata de Igapó na Amazônia Central. In:  
728 Santos-Silva, E.N. e Scudeller, V.V. (Orgs.). *Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e*  
729 *Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. Vol. 2.UEA Edições, Manaus, AM.
- 730 Vicentini, A. 2004. A Vegetação ao Longo de um Gradiente Edáfico no Parque Nacional do  
731 Jaú, p. 117-143. In: Borges, S.H.; Iwanaga, S.; Durigan, C.C.; Pinheiro, M.R. (Eds.). *Janelas*  
732 *para a Biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da*  
733 *biodiversidade na Amazônia*. Fundação Vitória Amazônica (FVA), WWF, IBAMA, Manaus,  
734 Brasil.

- 735 Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz,  
736 H.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests  
737 across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- 738 Wittmann, F.; Zorzi, B.T.; Tizianel, F.A.T.; Urquiza, M.V.S.; Faria, R.R.; Sousa, N.M.;  
739 Módena, E.S.; Gamarra, R.M.; Rosa, A.L.M. 2008. Tree Species Composition, Structure and  
740 Aboveground Wood Biomass of a Riparian Forest of the Lower Miranda River, Southern  
741 Pantanal, Brazil. *Folia Geobotanica*, 43: 397-411.
- 742 Worbes, M. 1997. The Forest Ecosystem of the Floodplains, p. 223-265. In: Junk, W.J. *The*  
743 *Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies, vol. 126.  
744 Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- 745

746 **Tabelas e Figuras**

747

748 Tabela 1. Valores de densidade de indivíduos (Indivíduos ha<sup>-1</sup>), área basal (m<sup>2</sup>) e biomassa lenhosa acima do  
 749 solo (AGWB) (Mg ha<sup>-1</sup>) para as parcelas de cada ecossistema e respectivas médias para igapó e campinarana.  
 750 AGWB estimada para os modelos (1) e (2).

		Densidade (Ind. ha <sup>-1</sup> )	AB (m <sup>2</sup> )	Altura (m)	Biomassa (Mg ha <sup>-1</sup> ) Modelo (1)	Biomassa (Mg ha <sup>-1</sup> ) Modelo (2)
<i>Igapó</i>	Inundação (dias ano <sup>-1</sup> )					
Parcela 1	74	688	11,02	9,0 (2,0)	90,9	98,1
Parcela 2	20	392	14,95	13,1 (5,5)	188,4	203,4
Parcela 3	59	1052	15,16	10,7 (1,8)	147,6	159,4
Parcela 4	10	804	16,54	12,2 (1,8)	184,4	199,5
Parcela 5	202	612	12,63	9,5 (2,2)	84,4	91,2
Parcela 6	15	778	20,33	13,9 (3,7)	153,0	163,0
Média		721 ±219	15,10±3,23	11,4 ± 2,0	141,4 ± 44,8	152,4±48,30
<i>Campinarana</i>	Lençol Freático (cm)					
Parcela 1	211,9 / 315,7	662	14,39	16,8 (4,6)	237,0	255,8
Parcela 2	168,0 / 213,2	458	10,01	12,7 (3,5)	131,5	142,0
Parcela 3	66,6 / 145,1	596	7,31	11,1 (3,5)	80,7	87,2
Parcela 4	245,4 / 244,4	410	9,09	11,3 (3,8)	109,2	117,9
Parcela 5	39,7 / 92,0	912	12,85	10,8 (3,5)	114,7	123,7
Parcela 6	-	660	14,97	15,9 (5,1)	239,6	257,3
Média		16,33± 178	11,43±3,09	13,1± 2,6	152,1± 68,73	164,0±73,85

751

752

753 Tabela 2. Distribuição dos valores médios de AGBW ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), densidade de indivíduos ( $\text{Indivíduos ha}^{-1}$ ) e  
 754 porcentagem relativa de biomassa por classe diamétrica para igapó e campinarana. Valores de biomassa  
 755 representam as médias entre os valores estimados para os modelos (1) e (2). Desvio-padrão entre parênteses.

Classes Diamétricas (cm)	Igapó			Campinarana		
	Biomassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Densidade ( $\text{Ind ha}^{-1}$ )	% Biomassa	Biomassa ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Densidade ( $\text{Ind ha}^{-1}$ )	% Biomassa
$\geq 10$ - $< 15$	16,2 (10,5)	288 (144)	11,5 (6,9)	17,7 (5,4)	305 (102)	13,2 (7,5)
$\geq 15$ - $< 20$	24,2 (14,5)	188 (89)	17,1 (8,5)	19,6 (8,2)	149 (61)	13,1 (5,0)
$\geq 20$ - $< 25$	26,6 (15,0)	115 (43)	19,0 (9,4)	15,8 (8,7)	63 (31)	10,2 (4,7)
$\geq 25$ - $< 30$	19,3 (10,2)	61 (28)	13,9 (6,9)	12,7 (5,3)	32 (10)	8,4 (2,5)
$\geq 30$ - $< 35$	11,9 (5,4)	27 (9)	8,4 (3,2)	10,2 (8,0)	20 (9)	5,8 (2,6)
$\geq 35$ - $< 40$	8,8 (6,8)	14 (9)	5,8 (3,1)	10,7 (5,8)	15 (5)	7,0 (2,8)
$\geq 40$ - $< 45$	7,6 (7,6)	9 (7)	5,0 (3,8)	9,2 (3,4)	9 (4)	6,7 (3,3)
$\geq 45$ - $< 50$	6,5 (8,3)	6 (7)	3,6 (4,2)	9,5 (8,6)	7 (5)	5,3 (3,2)
$\geq 50$ - $< 55$	4,6 (8,5)	3 (5)	2,5 (4,3)	10,5 (6,3)	6 (2)	6,5 (1,5)
$\geq 55$	21,3 (24,8)	8 (9)	13,2 (12,3)	42,1 (36,7)	10 (8)	23,8(18,5)

756

757

758 Tabela 3. Valores de biomassa lenhosa acima do solo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) para os Modelos (1) e (2) apresentados para as  
 759 dez espécies com maior biomassa no igapó e na campinarana. Valores entre parênteses indicam a porcentagem  
 760 da biomassa representada para o ecossistema, de acordo com o modelo, considerando os valores totais iguais a  
 761 424,32 Mg (Modelo 1) e 457,32 Mg (Modelo 2) para o igapó e 456,27 Mg (Modelo 1) e 492,47 Mg (Modelo 2)  
 762 para a campinarana.

	Igapó		Campinarana	
	Biomassa (Mg)		Biomassa (Mg)	
	Modelo (1)	Modelo (2)	Modelo (1)	Modelo (2)
<i>Nectandra amazonum</i> Nees	47,46 (11,2)	51,26 (11,2)	<i>Aldina heterophylla</i> Spruce ex Benth.	150,15 (32,9)    162,18 (32,9)
<i>Amanoa</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	38,90 (9,2)	41,97 (9,2)	<i>Sacoglottis</i> <i>guianensis</i> Benth.	30,57 (6,7)    33,02 (6,7)
<i>Erisma calcaratum</i> (Link.) Warm.	37,32 (8,8)	41,01 (9,0)	<i>Andira</i> sp.	18,87 (4,1)    20,38 (4,1)
<i>Mabea caudata</i> Pax & Hoffm.	23,29 (5,5)	25,16 (5,5)	<i>Manilkara</i> <i>cavalcantei</i> Pires & Rodrigues ex T.D. Pennington	14,29 (3,1)    15,43 (3,1)
<i>Eschweilera</i> sp.	22,42 (5,3)	23,65 (5,2)	<i>Eschweilera</i> <i>bracteosa</i> (Poepp. ex O. Berg.) Miers	13,08 (2,9)    14,18 (2,9)
<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C. C. Berg	22,19 (5,2)	23,97 (5,2)	<i>Scleronema</i> <i>micranthum</i> (Ducke) Ducke	12,18 (2,7)    13,16 (2,7)
<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakoolev	19,26 (4,5)	20,80 (4,5)	<i>Macrobium</i> <i>bifolium</i> (Aubl.) Pers.	11,88 (2,6)    12,84 (2,6)
<i>Licania</i> <i>heteromorpha</i> Benth.	17,72 (4,2)	19,11 (4,2)	<i>Micropholis</i> cf. <i>guyanensis</i> (DC.) Pierre	9,37 (2,0)    10,12 (2,0)
<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	16,44 (3,9)	17,76 (3,9)	<i>Pradosia</i> <i>schomburgkiana</i> (A. DC.) Cronquist	8,21 (1,8)    8,87 (1,8)
<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	14,36 (3,4)	14,36 (3,1)	<i>Chrysophyllum</i> <i>sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni	7,75 (1,7)    8,41 (1,7)
Total	259,36 (61,0)	279,05 (61,0)		276,37 (60,6)    298,61 (60,6)

763

764

765 Tabela 4. Valores médios para 16 variáveis edáficas nos ecossistemas de igapó e campinarana. Valores  
 766 representam a média dos valores encontrados para as seis parcelas amostradas em cada ecossistema, e seu  
 767 respectivo desvio-padrão.

Variáveis Edáficas	Igapó	Campinarana
<b>Granulométricas</b>		
Areia (%)	15,7 ± 16,3	93,4 ± 1,5
Silte (%)	31,7 ± 7,6	4,8 ± 0,8
Argila (%)	52,6 ± 12	1,8 ± 1,0
<b>Químicas</b>		
C (%)	3,5 ± 0,9	1,2 ± 0,2
N (%)	0,3 ± 0,07	0,06 ± 0,01
P (mg dm <sup>-3</sup> )	6,1 ± 2,2	4,7 ± 1,8
K (mg dm <sup>-3</sup> )	39,2 ± 8,2	13,3 ± 3,5
Ca (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,05 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Mg (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,1 ± 0,01	0,06 ± 0,01
Al (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	2,8 ± 0,9	0,8 ± 0,2
Soma de Bases (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,3 ± 0,03	0,15 ± 0,02
Fe (mg dm <sup>-3</sup> )	215,9 ± 181,2	13,5 ± 9,5
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	0,5 ± 0,1	0,2 ± 0,1
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	1,6 ± 1,05	0,5 ± 0,1
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	0,35 ± 0,4	0,07 ± 0,01
pH (H <sub>2</sub> O)	4,05 ± 0,2	4,27 ± 0,32

768

769

770 Tabela 5. Correlação entre variáveis edáficas e o primeiro eixo gerado pelas PCAs para igapó e campinarana.

Variáveis Edáficas	Parcelas do Igapó	Parcelas da Campinarana
	PC1	PC1
Areia	0,50	0,90
Silte	-0,28	-0,68
Argila	-0,51	-0,81
C	-0,90	-0,65
N	-0,81	-0,86
P	0,67	0,10
Al <sup>3+</sup>	-0,80	-0,93
S.B.	-0,57	0,81
Zn <sup>+</sup>	0,76	0,54
Fe	0,91	-0,56
Mn <sup>2+</sup>	0,94	0,91
Cu	-0,22	0,64
R <sup>2</sup>	48,37	54,01

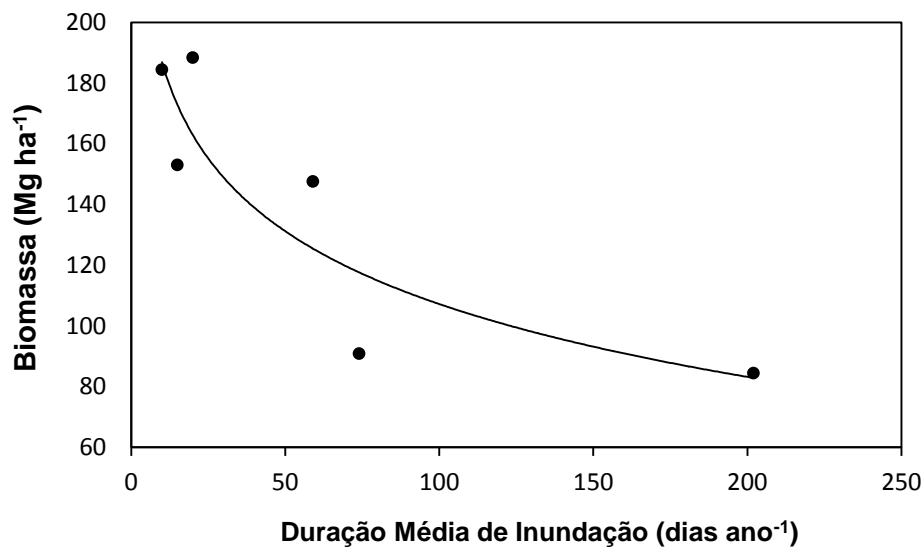
771

772 Tabela 6. Equações obtidas pelas regressões não-lineares para parcelas do igapó, onde biomassa é a variável  
 773 dependente e inundação média a variável independente (x). Parâmetros das equações para os modelos (1) e (2) e  
 774 sua respectiva média. Para as parcelas de 0,5 ha (n=6) a variável resposta é dada como a biomassa lenhosa acima  
 775 do solo (AGWB - *Above Ground Wood Biomass*, em Mg ha<sup>-1</sup>). Para as parcelas de 0,0625 ha (n=48), a variável-  
 776 resposta é dada como o Fator de Conversão Estrutural (SCF - *Structural Conversion Factor*, em Mg m<sup>2</sup> área  
 777 basal). Valores entre parênteses indicam o desvio-padrão. \*  $p < 0,05$ ; \*\* $p < 0,001$ .

Igapó - Parcelas de 0,5 ha: AGWB = a + exp(-c*(x-b))	Parâmetros da equação					
	a	b	c	r	R <sup>2</sup>	p
Modelo 1	75,4 (1,6)	316,9 (11,3)	0,01 (0,0)	0,89	0,80	<0,05*
Modelo 2	92,8 (1,2)	235,2 (7,3)	0,02 (0,0)	0,88	0,78	<0,05*
Média dos modelos (1) e (2)	89,1 (1,2)	234,8 (7,5)	0,02 (0,0)	0,89	0,79	<0,05*
Igapó - Parcelas de 0,0625 ha: SCF = 0,001*(a + exp(-c*(x-b)))	a	b	c	r	R <sup>2</sup>	p
Modelo 1	2416,5 (2,9)	1441,0 (2,6)	0,0055 (0,0)	0,58	0,34	<0,05**
Modelo 2	2616,3 (2,9)	1450,7 (2,4)	0,0055 (0,0)	0,57	0,33	<0,05**
Média dos modelos (1) e (2)	2515,9 (2,9)	1446,3 (2,5)	0,0055 (0,0)	0,58	0,33	<0,05**

778

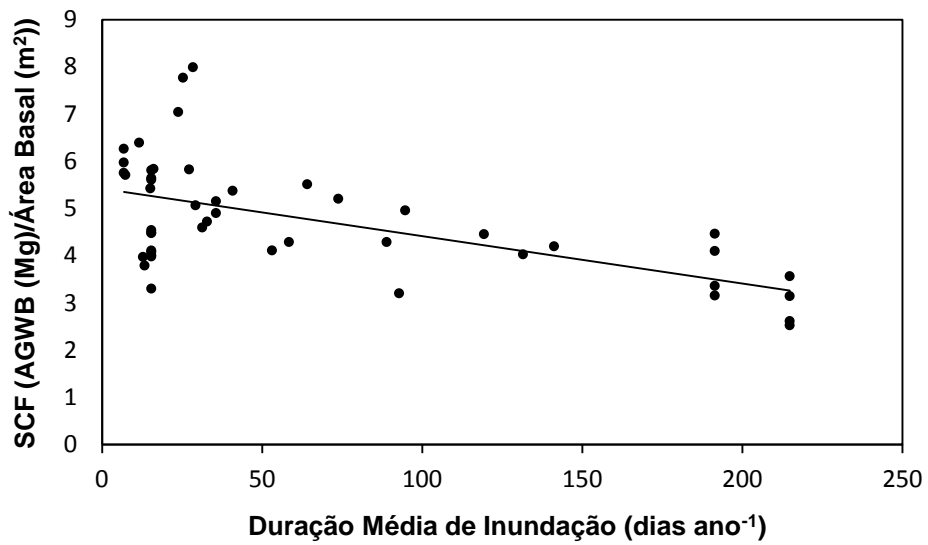
779



780

781 Figura 1. Relação entre biomassa (Mg ha<sup>-1</sup>) e duração média de inundação (dias ano<sup>-1</sup>) para as seis parcelas (0,5  
 782 ha) do igapó. Valores de biomassa referentes ao modelo (1) (Cannel 1984).

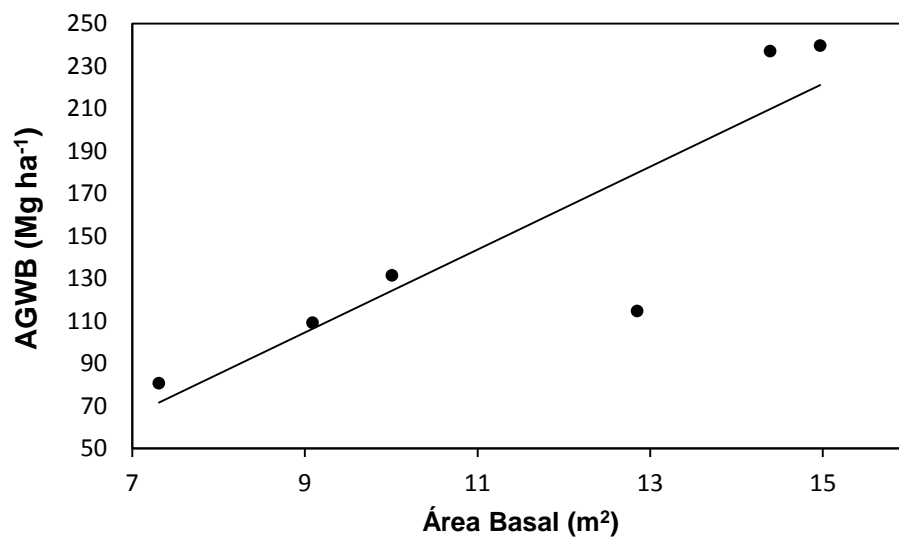




783

784 Figura 2. Relação entre Fator de Correção Estrutural (SCF – *Structural Correction Factor*: AGWB (Mg)/Área  
 785 Basal (m<sup>2</sup>) e duração média de inundação (dias ano<sup>-1</sup>) para as 48 sub-parcelas (0,0625 ha) do igapó. Valores de  
 786 biomassa referentes à média dos valores para os modelos (1) e (2).

787



788

789 Figura 3. Relação entre área basal (m<sup>2</sup>) e biomassa (Mg ha<sup>-1</sup>) para as seis parcelas (0,5 ha) da campinarana.  
 790 Valores de biomassa referentes ao modelo (1) (Cannel 1984).

### **Conclusão Geral**

Igapó e campinarana apresentaram-se distintos quanto à composição florística, mas semelhantes quanto à estrutura da vegetação e biomassa lenhosa acima do solo. A vegetação de porte baixo, a dominância de indivíduos com pequenos diâmetros e as baixas estimativas de biomassa para os dois ecossistemas são entendidas como um reflexo da escassez de nutrientes dos solos nos quais se desenvolvem. Os dois ecossistemas apresentaram-se homogêneos quanto às características edáficas, que não foram relacionadas à variação florística dentro de cada ecossistema, mas sim entre ecossistemas. A biomassa, mas não o gradiente florístico, foi relacionada ao gradiente de inundação no igapó. A influência da inundação no acúmulo de biomassa no igapó decorre provavelmente do zoneamento de espécies ao longo do gradiente de inundação, enquanto na campinarana a biomassa está relacionada às características estruturais, principalmente ao porte diamétrico dos indivíduos. Embora os estoques locais de carbono contidos nas florestas de igapó e campinarana sejam baixos quando comparados às florestas de terra-firme, ainda assim constituem importantes estoques de carbono em toda a bacia Amazônica, devido principalmente à sua grande extensão. O conhecimento detalhado sobre a extensão, distribuição e conteúdo de biomassa destes ecossistemas na Amazônia é importante no que diz respeito às estimativas de biomassa e estoques de carbono para toda a bacia Amazônica, uma vez que, diante da ausência de dados sobre esses ecossistemas menos produtivos, as estimativas para a bacia geralmente incorporam somente dados das florestas de terra-firme.

### Referências Bibliográficas

- Anderson, A.B. 1978. *Aspectos florísticos e fitogeográficos de campinas e campinaranas na Amazônia Central*. Dissertação Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Universidade Federal do Amazonas, Manaus.
- Anderson, A.B. 1981. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. *Biotropica*, 13:199-210.
- Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá, p. 1-123. In: *Sociedade Civil Mamirauá* (Ed.). Estudos de Mamirauá, Vol. 1. MCT CNPq, Brasília.
- Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiore, A.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Silva, J.N.M.; Vásquez Martínez R. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10: 545-562.
- Barbosa, R.I.; Ferreira, C.A.C. 2004. Biomassa acima do solo de um ecossistema de “campina” em Roraima, norte da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica*, 34(4): 577-586.
- Bongers, F.; Engelen, D.; Klinge, H. 1985. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: the bana woodland. *Vegetatio*, 63: 13-34.
- Boubli, J.P. 2002. Lowland floristic assessment of Pico da Neblina National Park, Brazil. *Plant Ecology*, 160: 149-167.
- Brown, S.; Gillespie, A.; Lugo, A. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with application to forest inventory data. *Forest Science*, 35: 881-902.
- Brown, S. 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*. FAO Forestry Paper 134, Rome.
- Brown, S. 2002. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A*, 360: 1669-1683.
- Cannell, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. *Forest Ecology and Management*, 8: 299-312.

- Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; Araújo, R.N.O.; Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Lima, A.P.; Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234: 85-96.
- Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Higuchi, N. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 152: 73-84.
- Chave J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 359: 409-420.
- Chave, J.; Andalo, C.; Brown S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Fölster, H.; Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; Lescure, J.-P.; Nelson, B.W.; Ogawa, H.; Puig, H.; Riéra, B.; Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145: 87-99.
- Chave, J.; Riéra, B.; Dubois, M.-A. 2001. Estimation os biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 79-96.
- Clark, D.B.; Clark, D.A.; Read, J.M. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology*, 86: 101-112.
- Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.Q.; Thomlinson J.R.; Ni, J.; Holland, E.A. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, 11(2): 371-384.
- Clark, D.B.; Clark, D.A. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 137: 185-198.
- Coomes, D.A. 1997. Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area: nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 831-839.
- Coomes, D.A.; Grubb, P.J. 1996. Amazonian caatinga and related communities at La Esmeralda, Venezuela: forest structure, physiognomy and floristics, and control by soils factors. *Vegetatio*, 122: 167-191.

Costa, F.R.C.; Guillaumet, J.; Lima, A.P.; Pereira, O.S. 2009. Gradients within gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science*, 20: 69-78.

Costa, F.R.C.; Magnusson, W.E.; Luizão, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soils and watersheds. *Journal of Ecology*, 93: 863-878.

Curtis, J.T.; McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32: 476-496.

Daly, D.C.; Prance, G.T. 1989. Brazilian Amazon, p. 402-426. In: Campbell, D.G.; Hammond, H.D. (Eds.). *Floristic inventory of tropical countries*. New York Botanical Garden. Bronx, NY.

Daly, D.C.; Mitchell, J.D. 2000. Lowland vegetation of Tropical South America – An Overview, p. 391-454. In: Lentz, D. (Ed.). *Imperfect Balance: Landscape transformations in the pre-Columbian Americas*. Columbia University Press.

Damasco, G.; Vicentini, A.; Castilho, C.V.; Pimentel, T.P. & Nscimento, H.E.M. 2012. Disentangling the role of edaphic variability, flooding regime and topography of Amazonian white-sand vegetation. *Journal of Vegetation Science*, Doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01464.x.

Dickson, R.E. 1989. Carbon and nitrogen allocation in trees. *Forest Tree Physiology*, 46: 631-647.

Duivenvoorden, J.F.; Svenning, J.-C.; Wright, S.J. 2002. Beta Diversity in Tropical Forests. *Science*, 295: 636-637.

EMBRAPA, 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solos* / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, RJ. 112 p.

Fearnside, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 80: 21-34.

Fearnside, P.M. 1997a. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change*, 35(3): 321-360.

- Fearnside, P.M. 1997b. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 90: 59-87.
- Fearnside, P.M.; Leal Filho, N. 2001. Soil and development in Amazonia: lessons from the biological dynamics of forest fragment project, p. 291-312. In: Bierregaard, R.J.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Mesquita, R.C.G. (Eds.). *Lesson from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven.
- Ferreira, L.V. 1991. *O efeito do período de inundação na distribuição, fenologia e regeneração de plantas em uma floresta de igapó na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Ferreira, L.V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1353-1363.
- Ferreira, L.V. 2000. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests: implications for future design of protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1-14.
- Ferreira, L.V.; Almeida, S.S. 2005. Relação entre a altura de inundação, riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma Floresta inundável de igapó, na Amazônia central. *Revista Árvore*, 29: 445-453.
- Ferreira, L.V.; Almeida, S.S.; Parolin, P. 2010. Amazonian white- and black-water floodplain forests in Brazil: large differences on a small scale. *Ecotropica*, 16: 31-41.
- Ferreira, L.V.; Stohlgren, T.J. 1999. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. *Oecologia*, 120: 582-587.
- Fine, P.V.A.; Mesones, I.; Coley, P.D. 2004. Herbivores Promote Habitat Specialization by Trees in Amazonian Forests. *Science*, 305: 663-665.
- Fine, L.V.; Miller, Z.J.; Mesones, I.; Irazuzta, S.; Appel, H.M.; Stevens, M.H.H.; Sääksjärvi, I.; Schultz, J.C.; Coley, P.D. 2006. The growth-defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. *Ecology*, 87: S150-S162.

- Frangi, J.L.; Lugo, A.E. 1985. Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. *Ecological Monographs*, 55(3): 351-369.
- Furch, K. 1997. p. 47-68. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W.J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- Gehring, C.; Zelarayán, M.L.C.; Almeida, R.B.; Moraes, F.H.R. 2011. Allometry of the babassu palm growing on a slash-and-burn agroecosystem of the eastern periphery of Amazonia. *Acta Amazonica*, 41: 127-134.
- Guillaumet, J.L. 1987. Some structural and floristic aspect of the forest. *Experientia*, 43: 241-251.
- Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 36(1): 25-36.
- Houghton, R.A. 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology*, 11: 945-958.
- Houghton, R.A.; Lawrence, K.T.; Hackler, J.L.; Brown, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, 7: 731-746.
- Hubbel, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press.
- Huston, M.A. 1994. *Biological diversity*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IBGE, 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Série Manuais Técnicos em Geociências 1. IBGE, Rio de Janeiro, 92p.
- IBGE, 2012a. Mapas, ([ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas\\_tematicos/mapas\\_murais/clima.pdf](ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais/clima.pdf)). Acesso em 24/01/2012.
- IDESAM, 2009. *Plano de Gestão da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã. Versão para consulta pública*. Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas. Manaus, AM, Brasil.

- Inuma, J.J. 2006. *Comparação na diversidade e estrutura das comunidades de plantas lenhosas da terra firme, várzea e igapó do Amanã, Amazônia Central*. Tese Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Jackson, M.B.; Colmer, T.D. 2005. Response and Adaptation by Plants to Flooding Stress. *Annals of Botany*, 96: 501-505.
- Jones, M.M.; Tuomisto, H.; Clark, D.B.; Olivas, P. 2006. Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forests ferns. *Journal of Ecology*, 94: 181-195.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in River-Floodplain Systems, p. 110-127. In: Dodge, D.P. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 106, Ontario, Canada.
- Junk, W.J. 1997. p. 3-20. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: Junk, W.J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31: 623-640.
- Klinge, H.; Herrera, R. 1983. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: The tall Amazon Caatinga forest. *Vegetatio*, 53: 65-84.
- Kubitzki, K. 1987. The ecogeographical differentiation of Amazonia inundation forests. *Plant Systematics and Evolution*, 162: 285-304.
- Laurance, W.F.; Fearnside, P.M.; Laurance, S.G.; Delamonica, P.; Lovejoy, T.E.; Rankin-de-Merona, J.M.; Chambers, J.Q.; Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 118: 127-138.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74:1659-1673.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, B.V., Amsterdam.



Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Paiva, R.Q.; Monteiro, T.F.; Sousa, L.S.; Kruijt, B. 2004. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology*, 10: 592-600.

Magurram, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, UK, 255 p.

Malhi, Y.; Grace, J. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(8): 332-337.

Malhi, Y.; Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Arroyo, L.; Chave, J.; Czimczik, C.I.; Di Fiore, A.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Luance, W.F.; Lewis, L.L.; Montoya, L.M.M.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Nuñez Vargas, P.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Martínez, R.V.; Terborgh, J.; Vinceti, B.; Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10: 563-591.

Malhi, Y.; Wood, D.; Baker, T.R.; Wright, J.; Phillips, O.L.; Cochrane, T.; Meir, P.; Chave, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Luance, W.F.; Lewis, S.L.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Nuñez Vargas, P.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Terborgh, J.; Martínez, R.V.; Vinceti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, 12: 1107-1138.

Melack, J.M.; Hess, L.L. 2010. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazonian basin, p. 43-59. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht/Heidelberg/London/New York.

Moraes, P.R.L. 2005. Sinopse das Lauráceas nos Estados de Goiás e Tocantins, Brasil. *Biota Neotropica*, 5: 1-18.

Nebel, G.; Kvist, L.P.; Vanclay, J.L.; Christensen, H.; Freitas, L.; Ruíz, J. 2001. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon I. Overstorey. *Forest Ecology and Management*, 150: 27-57.

Nekola, J.C.; White, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26: 867-878.

- Nelson, B.W.; Mesquita, R.; Pereira, J.L.G.; de Souza, S.G.A.; Batista, G.T.; Couto, L.B. 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management*, 117: 149-167.
- Oliveira-Wittmann, A.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. 2007. Patterns of Structure and Seedling Diversity Along a Flooding and Successional Gradient in Amazonian Floodplain Forests. *Pesquisas, Botânica*, 58: 119-138.
- Parolin, P. 2000. Seed mass in Amazonian floodplain forests with contrasting nutrient supplies. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 417-428.
- Parolin, P. 2001. Seed germination and early establishment of 12 tree species from nutrient-rich and nutrient-poor Central Amazonian floodplains. *Aquatic Botany*, 70: 89-103.
- Parolin, P.; Adis, J.; Rodrigues, W.A.; Amaral, I.; Piedade, M.T.F. 2004. Floristic study of an igapó floodplain forest in Central Amazonia, Brazil (Tarumã-Mirim, Rio Negro). *Amazoniana*, 18: 29-47.
- Parolin, P.; Wittmann, F. 2010. Struggle in the flood: tree responses to flooding stress in four tropical floodplain systems. *AoB PLANTS*, plq003, doi: 10.1093/aobpla/plq003.
- Phillips, O.L.; Aragão, L.E.O.C.; Lewis, S.L.; Fisher, J.B.; Lloyd, J.; López-González, G.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Peacock, J.; Quesada, C.A.; Heijden, G.; Almeida, S.; Amaral, I.; Arroyo, L.; Aymard, G.; Baker, T.R.; Bánki, O.; Blanc, L.; Bonal, D.; Brando, P.; Chave, J.; Oliveira, A.C.A.; Cardozo, N.D.; Czimczik, C.I.; Feldpausch, T.R.; Freitas, M.A.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Jiménez, E.; Lloyd, G.; Meir, P.; Mendoza, C.; Morel, A.; Neill, D.A.; Nepstad, D.; Patiño, S.; Peñuela, M.C.; Prieto, A.; Ramírez, F.; Schwarz, M.; Silva, J.; Silveira, M.; Thomas, A.S.; ter Steege, H.; Stropp, J.; Vásquez, R.; Zelazowski, P.; Dávila, E.A.; Andelman, S.; Andrade, A.; Chao, K.-J.; Erwin, T.; Di Fiore, A.; Honorio C., E.; Keeling, H.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; Cruz, A.P.; Pitman, N.C.A.; Vargas, P.N.; Ramírez-Angulo, H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Silva, N.; Terborgh, J.; Torres-Lezama, A. 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*, 323: 1344-1347.
- Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Adis, J.; Parolin, P. 2005. Ecologia, zonação e colonização da vegetação arbórea das ilhas Anavilhanas. *Pesquisas, Botânica*, 56: 117-144.
- Pitman, N.C.A.; Terborgh, J.; Silman, M.R.; Nuñez, P. 1999. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. *Ecology*, 80: 2651-2661.

Potts, M.D.; Ashton, P.S.; Kaufman, L.S.; Plotkin, J.B. 2002. Habitat patterns in tropical rain forests: a comparison of 105 plots in Northwest Borneo. *Ecology*, 83: 2782-2797.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Ricklefs, R.E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7: 1-15.

Saatchi, S.S.; Houghton, R.A.; Dos Santos Alvalá, R.C.; Soares, J.V.; Yu, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13: 816-837.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Worbes, M. 2000. Successional Differentiation in Structure, Floristic Composition and Wood Increment of Whitewater Floodplain Forests in Central Amazonia. *German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research*. Hamburg, Germany.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Ludwigshausen, S.; Horna, V.; Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 581-597.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J.; Worbes, M. 2005. Wood growth patterns of *Macaranga acaciifolia* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia*, 145: 454-461.

Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. 2010. Biomass and Net Primary Production of Central Amazonian Floodplains Forests, p. 347-388. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht/Heidelberg/London/New York.

Scudeller, V.V.; Souza, A.M.G. 2009. Florística da Mata de Igapó na Amazônia Central. In: Santos-Silva, E.N. e Scudeller, V.V. (Orgs.). *Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. Vol. 2.UEA Edições, Manaus, AM.

- Silva Junior, M.C. 2005. Fitossociologia e estrutura diamétrica na Mata de Galeria do Pitoco, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. *Cerne, Lavras*, 11: 147-158.
- Silveira, M. 2003. *Vegetação e Flora das Campinaranas do Sudoeste Amazônico (JU-008)*. Relatório de Defesa Técnica, Associação S.O.S. Amazônia, Rio Branco. 28 pp.
- Silver, W.L.; Neff, J.; McGroddy, M.; Veldkamp, E.; Keller, M.; Cosme, R. 2000. Effects of Soil Texture on Belowground Carbon and Nutrient Storage in a Lowland Amazonian Forest Ecosystem. *Ecosystems*, 3: 193-209.
- Stropp, J.; Van Der Sleen, P.; Assunção, P.A.; Silva, A.L. ter Steege, H. 2011. Tree communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. *Acta Amazonica*, 41: 521-544.
- ter Steege, H.; Pitman, N.C.A.; Phillips, O.L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; Molino, J.-F.; Prévost, M.-F.; Spichiger, R.; Castellanos, H.; von Hildebrand, P.; Vásquez, R. 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, 443: 444-447.
- Terborgh, J.; Andresen, A. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 645-664.
- Tiessen, H.; Chacon, P.; Cuevas, E. 1994. Phosphorus and nitrogen status in soils and vegetation along a toposequence of dystrophic rainforests on the upper Rio Negro. *Oecologia*, 99: 145-150.
- Trémolières, M. 2004. Plant response strategies to stress and disturbance: the case of aquatic plants. *Journal of Biosciences*, 29: 461-470.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K. 1994. Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rainforest. *Journal of Vegetation Science*, 5: 25-34.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Kalliola, R.; Linna, A.; Danjoy, W.; Rodriguez, Z. 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. *Science*, 269: 63-66.
- Tuomisto, H. 2007. Interpreting the biogeography of South America. *Journal of Biogeography*, 34: 1294-1295.

- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.R.L.; Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brasil. 124 pp.
- Vicentini, A. 2004. A Vegetação ao Longo de um Gradiente Edáfico no Parque Nacional do Jaú, p. 117-143. In: Borges, S.H.; Iwanaga, S.; Durigan, C.C.; Pinheiro, M.R. (Eds.). *Janelas para a Biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia*. Fundação Vitória Amazônica (FVA)/WWF/IBAMA, Manaus, Brasil.
- Vormisto, J.; Phillips, O.L.; Ruokolainen, K.; Tuomisto, H.; Vasquez, R. 2000. A comparison of fine-scale distribution patterns of four plant groups in an Amazonian rainforest. *Ecography*, 23: 349-359.
- Vormisto, J.; Svenning, J.-C.; Hall, P.; Balslev, H. 2004. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in *terra firme* forests in the western Amazon basin. *Journal of Ecology*, 92: 577-588.
- Wittmann, F.; Anhof, D.; Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 805-820.
- Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests. *Journal of Biogeography*, 30: 1533-1544.
- Wittmann, F.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196: 199-212.
- Wittmann, F.; Parolin, P. 2005. Aboveground Roots in Amazonian Floodplain Trees. *Biotropica*, 37: 609-619.
- Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- Wittmann, F.; Zorzi, B.T.; Tizianel, F.A.T.; Urquiza, M.V.S.; Faria, R.R.; Sousa, N.M.; Módena, E.S.; Gamarra, R.M.; Rosa, A.L.M. 2008. Tree Species Composition, Structure and

Aboveground Wood Biomass of a Riparian Forest of the Lower Miranda River, Southern Pantanal, Brazil. *Folia Geobotanica*, 43: 397-411.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Junk, W.J. 2010. Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests, p. 61-102. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht/Heidelbergh/London/New York.

Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. Erich Goltze, Göttingen. *Scripta Geobotanica*, 17: 1-112.

Worbes, M. 1997. The Forest Ecosystem of the Floodplains, p. 223-265. In: Junk, W.J. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies, vol. 126. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.

Wright, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130: 1-4.

**APÊNDICE A – Lista das espécies amostradas no igapó da RDS Uatumã**

<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Annonaceae</b>	
<i>Annona</i> sp.	1
<i>Oxandra riedeliana</i> R.E.Fr.	5
<b>Apocynaceae</b>	
<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	3
<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A.DC.	3
<b>Arecaceae</b>	
<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	77
<b>Bignoniaceae</b>	
<i>Tabebuia barbata</i> (E. Mey.) Sandwith	32
<b>Boraginaceae</b>	
<i>Cordia</i> sp.	18
<b>Capparaceae</b>	
<i>Crataeva benthamii</i> Eichler	1
<b>Chrysobalanaceae</b>	
<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	35
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	99
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roenn. & Schult.) Kuntze	58
<i>Licania</i> sp.	1
<b>Combretaceae</b>	
<i>Buchenavia</i> cf. <i>oxycarpa</i> Eichler	4
<b>Elaeocarpaceae</b>	
<i>Sloanea</i> cf. <i>laurifolia</i> (Benth.) Benth.	5
<b>Euphorbiaceae</b>	
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	44
<i>Hevea spruceana</i> (Benth.) Müll.Arg.	15
<i>Mabea caudata</i> Pax & K.Hoffm.	167
<b>Fabaceae</b>	
<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	55
<i>Campsiandra comosa</i> (Benth.) Cowan	18
<i>Crudia amazonica</i> Spruce ex Benth.	18
<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	16
<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	80
<i>Hydrochorea marginata</i> (Spruce ex Benth.) Barneby & J.W.Grimes	15
<i>Inga</i> sp.	14
<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	41
<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	5
<i>Macrolobium multijugum</i> (DC.) Benth.	25
<i>Peltogyne catingae</i> Ducke	10
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	4
<i>Swartzia laevicarpa</i> Amshoff	45
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	6

<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Fabaceae</b>	
<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	13
<i>Zygia</i> cf. <i>cataractae</i> (Kunth) L.Rico	6
<b>Humiriaceae</b>	
<i>Humiria</i> sp.	4
<b>Lamiaceae</b>	
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	11
<b>Lauraceae</b>	
<i>Endlicheria macrophylla</i> (Meins.) Mez	29
<i>Nectandra amazonum</i> Nees	199
<b>Lecythidaceae</b>	
<i>Eschweilera</i> sp.1	60
<i>Eschweilera</i> sp.2	3
<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg.) Miers	8
<b>Malpighiaceae</b>	
<i>Burdachia sphaerocarpa</i> A.Juss.	37
<i>Byrsonima</i> sp.1	5
<i>Byrsonima</i> sp.2	3
<b>Malvaceae</b>	
<i>Chorisia</i> sp.	6
<i>Mollia</i> sp.	1
<b>Melastomataceae</b>	
<i>Mouriri nigra</i> (DC.) Morley	4
<b>Meliaceae</b>	
<i>Trichilia</i> cf. <i>rubra</i> C.DC.	1
<b>Moraceae</b>	
<i>Maquira coriacea</i> (H.Karst.) C.C.Berg.	44
<b>Myristicaceae</b>	
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	1
<b>Myrtaceae</b>	
<i>Calyptranthes</i> sp.	2
<b>Ochnaceae</b>	
<i>Elvasia calophyllea</i> DC.	3
<b>Olacaceae</b>	
<i>Minguartia guianensis</i> Aubl.	8
<b>Phyllanthaceae</b>	
<i>Amanoa</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	384
<b>Polygonaceae</b>	
<i>Coccoloba</i> sp.	22
<b>Proteaceae</b>	
<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	4



<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Rubiaceae</b>	
<i>Duroia cf. genipoides</i> Hook.f. ex K.Schum.	1
<b>Salicaceae</b>	
<i>Homalium racemosum</i> Benth.	6
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	43
<b>Sapindaceae</b>	
<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	3
<b>Sapotaceae</b>	
<i>Micropholis cf. egensis</i> (A.DC.) Pierre	6
<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	142
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	5
<i>Pouteria pachyphylla</i> (A.C.Sm.) Baehni	3
<i>Pouteria</i> sp.1	6
<i>Pouteria</i> sp.2	1
<b>Simaroubaceae</b>	
<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	123
<b>Urticaceae</b>	
<i>Cecropia</i> sp.	1
<b>Violaceae</b>	
<i>Amphirrhox surinamensis</i> Eichler	1
<b>Vochysiaceae</b>	
<i>Erisma calcaratum</i> (Link) Warm.	44

**APÊNDICE B – Lista das espécies amostradas na campinarana da RDS Uatumã**


<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Anarcadiaceae</b>	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	6
<b>Annonaceae</b>	
<i>Guatteria</i> sp.1	15
<i>Guatteria</i> sp.2	2
<i>Guatteria</i> sp.3	1
<i>Xylopia parviflora</i> Spruce	10
<b>Apocynaceae</b>	
<i>Couma utilis</i> (Mart.) Müll.Arg.	5
<i>Heterostemma</i> sp.	1
<i>Lacmellea arborescens</i> (Müll.Arg.) Markgr.	21
<i>Macoubea sprucei</i> (Müll.Arg.) Markgr.	18
<i>Malouetia</i> sp.	1
<b>Arecaceae</b>	
<i>Mauritia carana</i> Wallace	39
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	3
<i>Mauritiella aculeata</i> (Kunth) Burret	5
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	17
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	13
<b>Boraginaceae</b>	
<i>Cordia</i> sp.	4
<b>Burseraceae</b>	
<i>Dacryodes</i> cf. <i>microcarpa</i> Cuatrec.	27
<i>Protium apiculatum</i> Swart	47
<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	26
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	1
<b>Calophyllaceae</b>	
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	2
<i>Caraipa</i> sp.	1
<b>Chrysobalanaceae</b>	
<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	53
<i>Couepia parillo</i> DC.	50
<i>Licania bracteata</i> Prance	27
<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	1
<i>Licania macrophylla</i> Benth.	54
<i>Licania oblongifolia</i> Standl.	5
<i>Licania</i> sp.2	1
<b>Clusiaceae</b>	
<i>Clusia</i> cf. <i>nemorosa</i> G.Mey.	14
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	1

<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Clusiaceae</b>	
<i>Tovomita cf. acutiflora</i> Barros & G.Mariz	8
<b>Combretaceae</b>	
<i>Buchenavia macrophylla</i> Eichler	5
<i>Buchenavia</i> sp.	2
<b>Dichapetalaceae</b>	
<i>Tapura guianensis</i> Aubl.	19
<b>Euphorbiaceae</b>	
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	4
<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	15
<i>Micrandra</i> sp.	5
<i>Pera bicolor</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	7
<b>Fabaceae</b>	
<i>Abarema adenophora</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	3
<i>Aldina heterophylla</i> Spruce ex Benth.	122
<i>Andira</i> sp.	6
<i>Chamaecrista adiantifolia</i> (Spruce ex. Benth.) H.S.Irwin & Barneby	3
<i>Diploctropis cf. triloba</i> Gleason	16
<i>Eperua bijuga</i> Mart. ex Benth.	2
<i>Inga alba</i> (SW.) Willd.	1
<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	107
<i>Macrolobium</i> sp.	2
<i>Ormosia cf. costulata</i> (Miq.) Kleinh.	6
<i>Ormosia nobilis</i> Tul.	3
<i>Ormosia</i> sp.	16
<i>Parkia discolor</i> Spruce ex Benth.	16
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	1
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	1
<i>Parkia</i> sp.	1
<i>Swartzia acuminata</i> Willd. ex Vogel	6
<i>Swartzia cf. recurva</i> Poepp.	4
<i>Swartzia corrugata</i> Benth.	1
<i>Swartzia ingifolia</i> Ducke	3
<i>Zygia</i> sp.	5
<b>Humiriaceae</b>	
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	147
<b>Icacinaceae</b>	
<i>Emmotum cf. orbiculatum</i> (Benth.) Cowan	26
<b>Lamiaceae</b>	
<i>Vitex duckei</i> Huber	8
<b>Lauraceae</b>	
<i>Endlicheria arenosa</i> Chanderbali	13
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	2


<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Lauraceae</b>	
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	15
<i>Ocotea</i> sp.	2
<b>Lecythidaceae</b>	
<i>Cariniana decandra</i> Ducke	7
<i>Cariniana micrantha</i> Ducke	4
<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A.Mori	7
<i>Eschweilera bracteosa</i> (Poepp. ex O.Berg.) Miers	29
<b>Malpighiaceae</b>	
<i>Byrsonima</i> cf. <i>garcibarrigae</i> Cuatrec.	8
<b>Malvaceae</b>	
<i>Catostemma sclerophyllum</i> Ducke	9
<i>Pachira</i> sp.	1
<i>Rhodognaphalopsis faroensis</i> (Ducke) A.Robyns	41
<i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke	26
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner	13
<b>Meliaceae</b>	
<i>Guarea convergens</i> T.D.Penn.	3
<b>Moraceae</b>	
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	4
<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Pittier	4
<i>Helicostylis scabra</i> (J.F.Macbr.) C.C.Berg	4
<b>Myristicaceae</b>	
<i>Iryanthera sagotiana</i> (Benth.) Warb.	42
<i>Virola caducifolia</i> W.A.Rodrigues	1
<i>Virola calophylla</i> Warb.	1
<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	4
<i>Virola venosa</i> (Benth.) Warb.	1
<b>Myrtaceae</b>	
<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	1
<i>Eugenia</i> sp.	3
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) D.C.	6
<b>Nyctaginaceae</b>	
<i>Neea madeirana</i> Standl.	1
<i>Neea</i> sp.	16
<b>Olacaceae</b>	
<i>Chaunochiton angustifolium</i> Sleumer	7
<i>Ptychopetalum olacoides</i> Benth.	6
<b>Opiliaceae</b>	
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex. Benth. & Hook.f.	1
<b>Primulaceae</b>	
<i>Cybianthus fulvopulverulentus</i> (Mez) G.Agostini	50
<i>Cybianthus</i> sp.	83

<b>Família / Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Rhabdodendraceae</b>	
<i>Rhabdodendron macrophyllum</i> (Spruce ex Benth.) Huber	3
<b>Rhizophoraceae</b>	
<i>Sterigmapetalum colombianum</i> Monach.	24
<b>Rubiaceae</b>	
<i>Duroia</i> sp.	1
<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.	32
<i>Ferdinandusa</i> sp.	1
<i>Pagamea coriacea</i> Spruce ex Benth.	36
<b>Rutaceae</b>	
<i>Hortia longifolia</i> Spruce ex Engl.	1
<b>Sapindaceae</b>	
<i>Matayba opaca</i> Radlk.	3
<b>Sapotaceae</b>	
<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni	24
<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	1
<i>Manilkara cavalcantei</i> Pires & W.A.Rodrigues ex T.D.Pennington	58
<i>Micropholis</i> cf. <i>guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	12
<i>Pouteria</i> cf. <i>venosa</i> (Mart.) Baehni	1
<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	4
<i>Pouteria</i> sp.1	1
<i>Pouteria</i> sp.2	8
<i>Pouteria</i> sp.3	1
<i>Pradosia schomburgkiana</i> (A.DC.) Cronquist	108
<b>Simaroubaceae</b>	
<i>Simaba</i> sp.	36
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2
<b>Urticaceae</b>	
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	1
<b>Violaceae</b>	
<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	3
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	2
<b>Vochysiaceae</b>	
<i>Qualea paraensis</i> Ducke	3
<i>Ruizterania retusa</i> (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti	22
<i>Vochysia obscura</i> Warm.	4

## APÊNDICE C – Ata da Aula de Qualificação



PG-ECO-INPA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



INPA  
INSTITUTO NACIONAL DE  
PESQUISAS DA AMAZÔNIA

### AULA DE QUALIFICAÇÃO

Aluno(a): NATÁLIA TARGHETTA  
Curso: ECOLOGIA  
Nível: MESTRADO  
Orientador(a): FLORIAN K. WITTMANN

**PARECER**

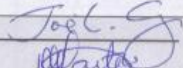
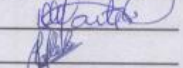
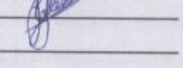
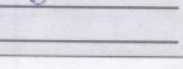
**Título:**

“Comparação florística e estrutural de florestas de igapó e campina ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia Central”.

**BANCA JULGADORA:**

**TITULARES:**  
José L. Camargo (INPA)  
Maria T. Piedade (INPA)  
José Júlio de Toledo (INPA)

**SUPLENTES:**  
Alberto Vicentini (INPA)  
Veridiana Scudeller (UFAM)

	PARECER	ASSINATURA
José L. Camargo (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado    ( ) Reprovado	
Maria Teresa Piedade (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado    ( ) Reprovado	
José Julio de Toledo (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado    ( ) Reprovado	
Alberto Vicentini (INPA)	<input type="checkbox"/> Aprovado    ( ) Reprovado	
Veridiana Scudeller (UFAM)	<input type="checkbox"/> Aprovado    ( ) Reprovado	

Manaus(AM), 31 de março de 2011

OBS: A banca recomenda que, caso possível, o número de parcelas seja expandido de forma a conferir maior robustez ao trabalho.

---

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA INPA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA PPG-ECO/INPA  
Av. Efigênio Sales, 2239 – Bairro: Adrianópolis – Caixa Postal: 478 – CEP: 69.011-970, Manaus/AM.  
Fone: (+55) 92 3643-1909  
site: <http://pg.inpa.gov.br>

Fax: (+55) 92 3643-1909  
e-mail: [pgeco@inpa.gov.br](mailto:pgeco@inpa.gov.br)

## APÊNDICE D – Avaliações do manuscrito da dissertação



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA  
Programa de Pós-graduação em Ecologia



### Avaliação de dissertação de mestrado

Título: **Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia central**

Aluno: **NATÁLIA TARGHETTA**

Orientador: **Florian K. Wittmann**

Co-orientador: -----

Avaliador:

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	( x )	( )	( )	( )
Revisão bibliográfica	( x )	( )	( )	( )
Desenho amostral/experimental	( )	( x )	( )	( )
Metodologia	( x )	( )	( )	( )
Resultados	( x )	( )	( )	( )
Discussão e conclusões	( )	( x )	( )	( )
Formatação e estilo texto	( )	( x )	( )	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	( )	( x )	( )	( )

#### PARECER FINAL

( x ) **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

**Necessita de correções mínimas. Estou enviando minhas contribuições no arquivo em anexo.**

( ) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

( ) **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

( ) **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Belém, Pará, 29 de maio de 2012

*Gildinha S. Miranda*

Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese.



**Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA**  
**Programa de Pós-graduação em Ecologia**



**Avaliação de dissertação de mestrado**

Título: **Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia central**

Aluno: **NATÁLIA TARGHETTA**

Orientador: **Florian K. Wittmann**

Co-orientador: -----

Avaliador: **Flávia R. C. Costa (INPA)**

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	( )	( x )	( )	( )
Revisão bibliográfica	( )	( )	( )	( )
Desenho amostral/experimental	( )	( )	( )	( )
Metodologia	( )	( )	( x )	( )
Resultados	( )	( )	( x )	( )
Discussão e conclusões	( )	( )	( x )	( )
Formatação e estilo texto	( )	( )	( x )	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	( )	( )	( )	( )

**PARECER FINAL**

**Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

**Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

**Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

**Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Manaus 29/05/2012

Local

Data

Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para [pgecologia@gmail.com](mailto:pgecologia@gmail.com) e [claudiakeller23@gmail.com](mailto:claudiakeller23@gmail.com) ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Claudia Keller  
DCEC/CPEC/INPA  
CP 478 69011-970 Manaus AM Brazil





Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA  
Programa de Pós-graduação em Ecologia



### Reavaliação de dissertação de mestrado

Título: **Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia central**

Aluno: **NATÁLIA TARGHETTA**

Orientador: **Florian K. Wittmann**

Co-orientador: -----

Avaliador: **Flávia R. C. Costa (INPA)**

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	( )	( x )	( )	( )
Revisão bibliográfica	( )	( x )	( )	( )
Desenho amostral/experimental	( )	( )	( x )	( )
Metodologia	( )	( )	( x )	( )
Resultados	( )	( )	( x )	( )
Discussão e conclusões	( )	( x )	( )	( )
Formatação e estilo texto	( )	( )	( )	( )
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	( )	( x )	( )	( )

#### PARECER FINAL

- ( ) **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)
- ( x ) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)
- ( ) **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)
- ( ) **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Manaus

10/09/2012

Local

Data

Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para [pgecologia@gmail.com](mailto:pgecologia@gmail.com) e [claudiakeller23@gmail.com](mailto:claudiakeller23@gmail.com) ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Claudia Keller  
DCEC/CPEC/INPA  
CP 478  
69011-970 Manaus AM  
Brazil

## APÊNDICE E – Ata da Defesa Oral Pública



### ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 31 dias do mês de outubro do ano de 2012, às 09:00 horas, no mini-auditório da Casa da Ciência, Bosque da Ciência/INPA, reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o(a) Prof(a). Dr(a). **Alberto Vicentini**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, o(a) Prof(a). Dr(a). **Veridiana Vizoni Scudeller**, da Universidade Federal do Amazonas – UFAM, e o(a) Prof(a). Dr(a). **Michael John Gilbert Hopkins**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, tendo como suplentes o(a) Prof(a). Dr(a). Jochen Schöngart, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/Max Planck e o(a) Prof(a). Dr(a). Flávia Regina Capelotto Costa, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a arguição pública do trabalho de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de **NATÁLIA TARGHETTA**, intitulado “Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia Central”, orientado pelo(a) Prof(a). Dr(a). Florian Karl Wittmann, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA/Max Planck.

Após a exposição, o(a) discente foi arguido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

APROVADO(A)                       REPROVADO(A)  
 POR UNANIMIDADE                       POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

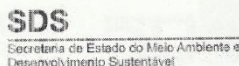
Prof(a).Dr(a). Alberto Vicentini

Prof(a).Dr(a). Veridiana Vizoni Scudeller

Prof(a).Dr(a). Michael John Gilbert Hopkins

  
 Coordenação PPG-ECO/INPA

**ANEXO A – Autorização de Pesquisa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã dada pelo Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS)**



**AUTORIZAÇÃO Nº. 55/2010– CEUC/SDS**

O Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas (SDS), no âmbito de sua área de competência e considerando:

*A Lei Complementar Nº. 53, de 05 de junho de 2007, que instituiu o Sistema Estadual de Unidades de Conservação do Amazonas (SEUC/AM);*

*O artigo 43 do Capítulo VI da Lei do SEUC/AM, que trata das pesquisas científicas em unidades de conservação.*

**AUTORIZA** à execução de Pesquisa Científica em Unidade de Conservação Estadual de Uso Sustentável, a saber:

**1. UNIDADE (S) DE CONSERVAÇÃO CONTEMPLADA (S):**

➤ RDS Uatumã.

**2. PROJETO:**

"Comparação florística e estrutural de florestas de igapó e campina ao longo de gradientes hidro-edáficos na RDS Uatumã".

**3. PESQUISADOR (ES) AUTORIZADO (S):**

**4.**

Nome	Instituição	Documento de Identificação
Natália Targuetta	INPA	228703001-SP
Florian Karl Wittmann	INPA	W7040008-AM
Celso Rabelo Costa	INPA	311976-AM
Edvaldo Souza Ferreira	INPA	0438818-AM

**5. PERÍODO:**

➤ 23 de novembro de 2010 a 23 de dezembro de 2011.

**6. NORMAS:**

5.1. O Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC/SDS) mantém cooperação técnica com o INPA para depósito de material biológico originário das Unidades de Conservação (UC)

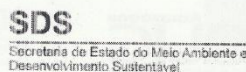
**CENTRO ESTADUAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO AMAZONAS**

Av. Mário Ypiranga Monteiro (antiga Recife), 3280. Parque Dez. 69.050-030. Manaus/AM

Fone: (92) 3642-4330 – Ramais: 2021/2023 – Fax: (92) 3642-4607

Web: <http://www.sds.am.gov.br>

1



estaduais. Dessa forma, solicitamos que duplicatas de exsicatas botânicas coletadas sejam incorporadas ao Herbário dessa instituição para contribuir com o acervo de referência.

- 5.2. O CEUC autoriza apenas o acesso às unidades de conservação estaduais, não autorizando a coleta de nenhum tipo de material ou objeto biológico. Coletas de qualquer natureza deverão ser respaldadas por autorização do órgão competente.
- 6.1. Esta autorização não elimina outras licenças exigidas por lei, de acordo com a natureza da atividade e/ou pesquisa;
- 5.3. Sugere-se a contratação de moradores locais para auxiliarem na execução de tarefa de campo.
- 5.4. Qualquer alteração no cronograma deverá ser comunicado ao Departamento de Pesquisas e Monitoramento Ambiental, e avisado ao gestor da UC para avaliação de acordo com a agenda da UC. Sendo assim, recomenda-se à pesquisa e a emissão de autorização ao interessado com validade para o período **23 de novembro de 2010 a 23 de novembro de 2011**, para a Unidade de Conservação RDS Uatumã, podendo ser renovada, se necessário, mediante apresentação de relatório e justificativa.
- 5.5. Após término da pesquisa, deverão ser apresentados os resultados (relatório técnico, teses e demais publicações) em duas vias, uma impressa e outra em formato digital, ao CEUC. Estando também condicionada a renovação dessa autorização e emissão de novas;
- 5.6. Nas publicações deverá constar reconhecimento à referida unidade de conservação e à instituição a qual está vinculada.

**Gabinete do Centro Estadual de Unidades de Conservação do Amazonas**, em Manaus/AM, 30 de novembro de 2010.

**Domingos Macedo**  
Coordenador do Centro Estadual de  
Unidades de Conservação do Amazonas

**CENTRO ESTADUAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO AMAZONAS**

Av. Mário Ypiranga Monteiro (antiga Recife), 3280. Parque Dez. 69.050-030. Manaus/AM

Fone: (92) 3642-4330 – Ramais: 2021/2023 – Fax: (92) 3642-4607

Web: <http://www.sds.am.gov.br>