



PROJETO **CADAFA**

CARBON DYNAMICS OF AMAZONIAN FOREST



DINÂMICA DO CARBONO DAS FLORESTAS DA AMAZÔNIA

ORGANIZADORES

Adriano José Nogueira Lima
Flávia Machado Durgante
Moacir Alberto Assis Campos
Joaquim dos Santos
Moriyoshi Ishizuka
Niro Higuchi



Dinâmica do Carbono das Florestas da Amazônia: Resultados do Projeto CADAF

Presidente da República
Dilma Vana Rousseff Linhares

Ministro da Ciência, Tecnologia e Inovação
Clelio Campolina Diniz

Diretor do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Luiz Renato de França

ORGANIZADORES

Adriano José Nogueira Lima
Flávia Machado Durgante
Moacir Alberto Assis Campos
Joaquim dos Santos
Moriyoshi Ishizuka
Niro Higuchi



Dinâmica do Carbono das Florestas da Amazônia: Resultados do Projeto CDAF

Manaus - Amazonas



Copyright © 2014, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Equipe Técnica:

Adriano José Nogueira Lima
Flávia Machado Durgante
Moacir Alberto Assis Campos
Joaquim dos Santos
Moriyoshi Ishizuka
Niro Higuchi

Editora INPA

Editores:

Mario Cohn-Haft; Isolde Dorothea Kossmann Ferraz.

Produção editorial:

Rodrigo Verçosa; Shirley Ribeiro Cavalcante; Tito Fernandes.

Projeto Gráfico e Capa:

Thiago Barata (A1 studiografico)
studiograficoa1@gmail.com

Imagens:

Laboratório de Manejo Florestal

Ficha Catalográfica

D583 Dinâmica do Carbono das Florestas da Amazônia: resultados do Projeto CADAFA / Editor Adriano José Nogueira Lima... [et. al.]. -- Manaus : Editora INPA, 2014. 87 p. : il. color.

ISBN 978-85-211-0133-8

1. Dinâmica do Carbono – Floresta Amazônica. 2. Projeto CADAFA. I. Lima, Adriano José Nogueira.

CDD 581.5



Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Av. André Araújo, 2936 – Caixa Postal 2223 - Cep: 69067-375 Manaus – AM, Brasil
Fax: 55 (92) 3642-3438 Tel: 55 (92) 3643-3223 www.inpa.gov.br E-mail: editora@inpa.gov.br

SUMÁRIO

- APRESENTAÇÃO _____ **pág. 07**
- PROJETO CADAF _____ **pág. 09**
- CAP 1** | COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE NOVE DIFERENTES SÍTIOS AMOSTRADOS NO ESTADO DO AMAZONAS _____ **pág. 13**
- CAP 2** | EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS ESPECÍFICAS: ESTIMATIVAS DE BIOMASSA PARA DIFERENTES SÍTIOS DA AMAZÔNIA BRASILEIRA _____ **pág. 21**
- CAP 3** | ESTOQUE E DINÂMICA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO, DAS FLORESTAS DE TERRA-FIRME DO ESTADO DO AMAZONAS _____ **pág. 29**
- CAP 4** | DINÂMICA DE RAÍZES FINAS EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL _____ **pág. 35**
- CAP 5** | DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DA BIOMASSA DE RAÍZES FINAS EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL _____ **pág. 43**
- CAP 6** | RELAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA E INCREMENTO EM DIÂMETRO DE UMA FLORESTA MADURA NA AMAZÔNIA CENTRAL _____ **pág. 49**

- CAP 7** | ISOTOPIC TREE-RING ANALYSIS OF TREES WITH NO DISTINCT ANNUAL RINGS IN AMAZONIAN TERRA FIRME FORESTS _____ **pág. 55**
- CAP 8** | RECOVERY PROCESS OF TREE BIOMASS IN SELECTIVELY LOGGED TERRA FIRME FOREST: A CASE STUDY IN THE PRECIOUS WOODS AMAZON _____ **pág. 65**
- CAP 9** | TOPOGRAPHIC GRADIENT IN STEM DIAMETER–HEIGHT ALLOMETRY FOR BIOMASS ESTIMATION OF A TERRA-FIRME FOREST IN THE CENTRAL AMAZON _____ **pág. 73**
- CAP 10** | INFLUÊNCIA DA COBERTURA VEGETAL NA COLETA DE COORDENADAS GEOGRÁFICAS COM GPS _____ **pág. 83**
- CAP 11** | ESTIMATIVA DE CARBONO COMBINANDO IMAGEAMENTO A LASER (LIDAR) E INVENTÁRIO FLORESTAL. _____ **pág. 87**

APRESENTAÇÃO

Em geral, projetos com os japoneses têm dia para começar e dia para terminar. O projeto CADAF começou no dia 1º de abril de 2010 e se encerrou no dia 31 de março de 2014 coincidindo com o ano fiscal japonês. O seminário final do projeto ocorreu nos dias 28 e 29 de abril de 2014. Neste seminário foram apresentados resultados finais dos três produtos do projeto e um painel sobre REDD-plus. O painel contou com participações de representantes da JICA, IPCC, Ministério do Meio Ambiente representantes dos estados do Amazonas, Amapá e Rondônia. Todas as apresentações estão disponíveis em <http://cadaf.inpa.gov.br/>. Além das apresentações, nesta página há também links para acessar os artigos publicados pelos participantes do CADAF.

Este livro se abre com uma descrição compreensiva do projeto CADAF e a sua ligação com o REDD-plus. Uma breve história do REDD-plus é apresentada num box, de sua gênese como “desmatamento evitado” até o Quadro de Varsóvia como REDD-plus. O primeiro capítulo trata da composição florística de vários sítios inventariados pelo CADAF. Os dois capítulos seguintes tratam da alometria e dos estoques e dinâmica de carbono das florestas do Amazonas. Em alometria, o principal objetivo foi comparar equações de diferentes sítios da Amazônia (Amapá, Pará, Amazonas e Acre) na tentativa de encontrar uma única equação para todas as fitofisionomias da região. Depois, são três capítulos com estoques e dinâmica de raízes finas e de serapilheira. O uso de isótopos de carbono e oxigênio para analisar o desenvolvimento de árvores que não produzem anéis anuais de crescimento é apresentado no capítulo 7. O capítulo 8 trata sobre o comportamento da biomassa em uma floresta explorada comercialmente e o capítulo 9 sobre a variação de caracteres dendrométricos em diferentes classes topográficas. Os últimos dois capítulos são dedicados à área de sensoriamento remoto.

Esta linha de pesquisa, configurada como inventário florestal contínuo (IFC) do Amazonas, não começou com o CADAF e nem vai terminar com o encerramento formal do mesmo. Os planos do laboratório de manejo florestal (LMF) do INPA incluem novos inventários no Alto Juruá e Alto Purus para fechar as lacunas do Amazonas. As aproximações iniciadas durante o CADAF com o Amapá e Acre deverão ser estreitadas para completar os estudos de alometria e partir para os inventários de carbono das florestas desses dois estados. Vários artigos científicos ainda serão publicados com dados do CADAF, assim como vários doutores e mestres serão formados. A cooperação com o FFPRI deve continuar. Da mesma forma, novas cooperações deverão ser estabelecidas para que os produtos do CADAF sejam ampliados para toda a Amazônia, quiçá para outras florestas tropicais do mundo.

Os organizadores

Projeto CADAF

Carbon Dynamics of Amazonian Forests Dinâmica do Carbono das Florestas da Amazônia

O projeto CADAF foi aprovado sob o edital **SATREPS** (Science and Technology Research Partnership for Sustainable Development ou Parceria de Pesquisa Científica e Tecnológica para o Desenvolvimento Sustentável). Este edital é executado pelo consórcio de instituições do Japão tendo de um lado, a JST (Agência de Ciência e Tecnologia do Japão – Japan Science and Technology Agency) e de outro, a JICA (Agência de Cooperação Internacional do Japão – Japan International Cooperation Agency). No Brasil, o projeto foi executado sob a chancela do JBPP (Programa de Parceria Brasil – Japão ou Japan – Brazil Partnership Program), que é coordenado pela ABC (Agência Brasileira de Cooperação do Ministério das Relações Exteriores).

Este projeto foi tecnicamente executado pelo consórcio INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia), INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) – ambas do MCTI (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação) e as instituições japonesas FFPRI (Instituto de Pesquisas sobre Floresta e Produtos Florestais – Forestry and Forest Products Research Institute) e o IIS-UT (Instituto de Ciência Industrial da Universidade de Tóquio – Institute of Industrial Science of University of Tokyo).

O objetivo principal do CADAF foi o desenvolvimento de técnica de avaliação, em grande escala, da dinâmica do carbono da floresta amazônica tendo os seguintes produtos:

- (1) consolidação de um sistema de inventário florestal contínuo para o Amazonas;
- (2) identificação da relação entre os diferentes tipos florestais e a dinâmica do carbono florestal de florestas primárias e de áreas manejadas seletivamente;
- (3) elaboração de mapas da dinâmica do carbono utilizando dados do inventário florestal contínuo, do sensoriamento remoto e imagens de satélite.

Do ponto de vista metodológico, a execução do CADAF foi realizada, desde o início, em sintonia com as orientações do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima) para inventários de carbono florestal. O objetivo desta sintonia era poder atender as exigências técnicas de projetos de carbono florestal que serão submetidos sob o mecanismo REDD-plus (Redução de Emissões pelo Desmatamento e Degradação Florestal em Países em Desenvolvimento) – v. box, especialmente, na Amazônia brasileira. Basicamente, o CADAF foi executado de acordo com os princípios do sistema MRV (Mensurável, Reportável e Verificável) para o REDD-plus. O CADAF procurou combinar inventário florestal (verdade de campo) e sensoriamento remoto (tecnologia, inovação e trabalhos na fronteira do conhecimento) para se chegar a um MRV local.

O projeto CADAF foi, na realidade, uma continuação de um programa institucional do INPA em direção à instalação de um sistema de inventário florestal contínuo (IFC) do estado do Amazonas. A fase anterior ao CADAF foi iniciada em 2004 com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) e do CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico). Nesta fase foi

desenvolvida uma equação para estimar a biomassa com dados coletados, destrutivamente, na região de Manaus. Durante o CADAF, coletas para equações alométricas foram realizadas em São Gabriel da Cachoeira (artigo publicado na *Forest Ecology and Management*). O sistema IFC-AM conta, atualmente, com 2.503 parcelas (temporárias e permanentes), das quais, 1.272 foram instaladas e medidas antes do CADAF e 1.231 durante o CADAF – Tabela 1. Todas essas parcelas foram georeferenciadas. Na Tabela 2 são apresentados os sítios que foram remeidos durante o CADAF e o número de parcelas de cada. Por último, a Figura 1 apresenta a distribuição espacial dos sítios inventariados pelo IFC-AM.

Tabela 1 – Sistema de inventário florestal contínuo do Amazonas: antes e sob o projeto CADAF.

Sítios	ano	n
Antes do CADAF		1272
São Gabriel da Cachoeira	2010	100
Mil Madeireira Ltda (Itacoatiara)	2010	119
Benjamin Constant e Atalaia do Norte	2011	105
Resex Rio Jutai	2011	104
EMBRAPA (Rio Preto da Eva)	2011	18
Resex Capanã Grande (Manicoré)	2012	118
Resex Rio Unini	2012	136
Resex Auati-paraná	2012	130
Flona do Pau-rosa (Maués)	2013	132
Resex do Baixo Juruá	2013	123
Reserva Biológica Abufari (Baixo Purus)	2013	146
Sob o CADAF		1231

Tabela 2 – Remedições em parcelas do inventário florestal contínuo do Amazonas durante o CADAF.

Sítios	Planejada	Executada
Resex Rio Jutai (Jutai)		104
EMBRAPA (*)		18
Resex Capanã Grande (Manicoré)		118
Resex Rio Unini (Barcelos)		136
Resex Auati-paraná (Fonte Boa)		130
Flona do Pau-rosa (Maués)		132
Resex do Baixo Juruá (Juruá)		123
Total	400	761

(*) parcelas de 1 ha; todas as demais são de ¼ ha

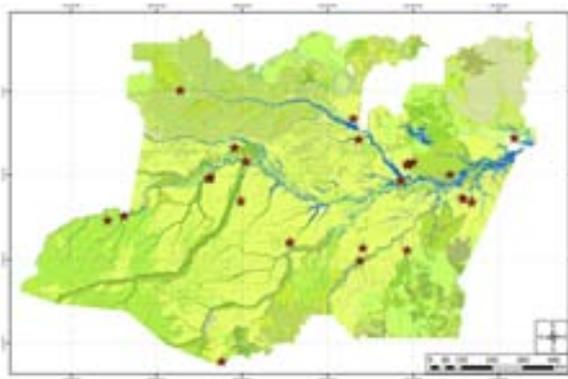


Figura 1 – Distribuição espacial dos sítios do sistema de inventário florestal contínuo do Amazonas.

O padrão de coletas do IFC-AM envolve uma equipe numerosa e multidisciplinar. A última coleta, por exemplo, na Reserva Biológica do Abufari, contou com as seguintes equipes: geotecnologia, picada, dendrologia, inventário florestal, madeira caída, solos, raízes finas, crescimento e índice de área foliar. Sempre que permitido pelos responsáveis pelas áreas inventariadas, o IFC-AM inclui uma equipe de socioambiental. Sob a chancela do IFC-AM foi publicado em 2013 o livro intitulado “Morar e viver em unidades de conservação do Amazonas: considerações socioambientais para os planos de manejo”. O tamanho adotado de cada parcela foi de 20 x 125 m (1/4 ha), exceto no sítio da Embrapa, onde foi utilizado o tamanho de 100 x 100 m (1 ha) por causa do protocolo da empresa.

Para facilitar a combinação de inventário florestal e sensoriamento remoto, todas as parcelas foram georeferenciadas. Além disso, informações sobre o índice de área foliar de algumas parcelas foram coletadas para facilitar a comunicação entre campo e sensoriamento remoto. A equipe de dendrologia atuou dentro e fora da parcela do inventário; fora para caracterizar a composição florística do sítio e dentro para tirar dúvidas da equipe de identificadores. Esta equipe trabalhou na descrição morfológica das árvores selecionadas e na coleta de material botânico. A madeira caída é utilizada para a cubagem rigorosa e para estimar a altura dominante da área inventariada. O CADAF utilizou a razão entre altura dominante da área inventariada e da obtida em Manaus para corrigir a equação de biomassa de simples entrada desenvolvida com dados coletados em Manaus.

Sob o CADAF foram introduzidos estudos básicos para auxiliar no entendimento, principalmente, da dinâmica do carbono da floresta madura. O principal foi o estudo de raízes finas (raízes menores do que 2 mm de diâmetro na ponta mais grossa). Apesar de contribuir pouco para o peso total de uma árvore, as raízes finas desempenham papel importante na ciclagem de água e nutrientes e, por conseguinte, na produção primária de uma floresta. Foram introduzidas novas técnicas e novas tecnologias, tanto para estimar os estoques como também para a dinâmica de raízes finas. Este estudo envolveu um postdoc do Japão e três alunos de pós-graduação do INPA (um DR e dois de MSc); uma dissertação já foi defendida, outra deverá ser defendida ainda no primeiro semestre de 2014 e a tese será defendida até meados de 2015.

Outro estudo básico foi a utilização de isótopos estáveis de carbono e de oxigênio para analisar o desenvolvimento de árvores que não formam anéis anuais de crescimento. Este estudo envolveu um postdoc japonês e uma aluna de DR do INPA. Os resultados deverão ser confrontados com informações advindas das parcelas permanentes de longo prazo e de bandas dendrométricas instaladas em árvores selecionadas. Serão, igualmente, confrontadas com análises do radiocarbono (^{14}C). As análises de laboratório estão sendo realizadas no Japão, em Manaus, na Universidade da Califórnia em Irvine e no Departamento de Biogeoquímica do Instituto Max Planck na Alemanha. A tese de doutorado da pesquisadora brasileira deverá ser defendida em meados de 2015.

Nos dois primeiros componentes ou produtos, o lado brasileiro foi representado pelo laboratório de manejo florestal (LMF) do INPA e, o lado japonês, pelo FFPRI. Ao todo foram envolvidos 14 brasileiros do LMF (4 do quadro permanente, um postdoc e 9 alunos da PG do INPA) e 9 japoneses do FFPRI (7 do quadro permanente e dois postdocs). Em todas as coletas no campo havia, no mínimo, dois japoneses. Todos os alunos de PG envolvidos no projeto receberam treinamento no Japão.

Para o componente de sensoriamento remoto, o CADAF contou com um pesquisador do quadro permanente do INPA, quatro do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e dois do Instituto de Ciências Industriais da Universidade de Tóquio (ICI-UT). Um postdoc do ICI-UT e três alunos da PG do INPA foram envolvidos no projeto. O CADAF montou um laboratório de sensoriamento remoto e SIG e treinou cinco participantes brasileiros, no Japão. O plano inicial previa a utilização de imagens do LiDAR como um passo intermediário de comunicação entre campo e imagens de Landsat. O projeto acabou não conseguindo autorização para sobrevoos para obtenção de imagens. Como solução alternativa foi adquirido um veículo aéreo não tripulado (VANT) para a obtenção das imagens do LiDAR. Apesar do contratempo provocado pela não autorização do sobrevoos, o CADAF finalizou um mapa do carbono das

florestas da Amazônia – Figura 2. Este mapa apresenta as incertezas das estimativas de carbono das diferentes fitofisionomias da Amazônia. No mapa fica claro que as incertezas são menores quando se combina o sensoriamento remoto e a verdade de campo, que é o caso do Amazonas onde o CADAFL atuou.

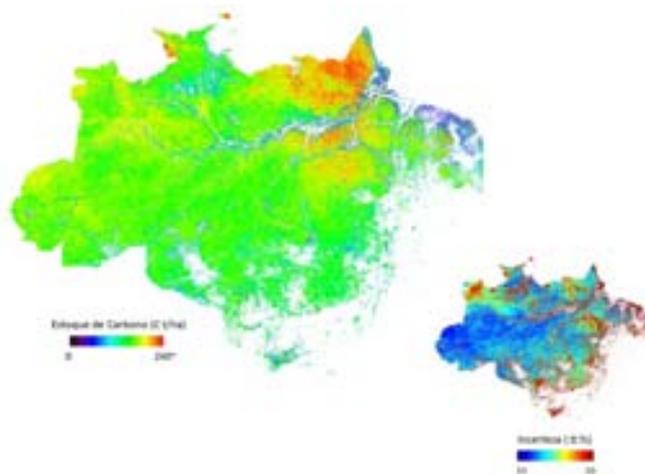


Figura 2 – Mapa de carbono das florestas da Amazônia brasileira e os níveis de incerteza das estimativas.

CAPÍTULO 1

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE NOVE DIFERENTES SÍTIOS AMOSTRADOS NO ESTADO DO AMAZONAS

Márcio Rogério Mota AMARAL¹; Carlos Henrique CELES¹; Tatiana GAUI¹; Gabriel Henrique Pires de Mello RIBEIRO¹; Hydeiky NOGUCHI²; Adriano José Nogueira LIMA¹; Joaquim dos SANTOS¹ e Niro HIGUCHI¹.

1 - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Laboratório de Manejo Florestal, Manaus, Amazonas, Brasil, CEP-69060-000

2 - Forestry and Forest Products Research Institute, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687, Japan.

INTRODUÇÃO

A principal característica da floresta amazônica está na sua elevada diversidade florística e formação de diferentes tipos de vegetação (Phillips *et al.* 1994). No entanto, ainda não é conhecida ao certo a quantidade de espécies de plantas existentes, tampouco suas relações filogenéticas, distribuição ou a quantidade de espécies raras ou comuns (ter Steege *et al.* 2013; Hubbell *et al.* 2008; Ribeiro *et al.* 1999). Isto se deve ao fato da grande extensão territorial, principalmente de terra firme (Terborgh e Andresen 1998; Tuomisto *et al.* 2003). Hubbell *et al.* (2008), estimam que na Bacia Amazônica há mais de 11.000 espécies de árvores, que atingem tamanhos maiores que 10 cm de DAP (diâmetro a altura do peito). No entanto, menos de 2% destas espécies, contribuem com cerca da metade de todas as árvores existentes neste bioma, ou seja, os mais raros são responsáveis por apenas 0,12% e há uma hiperdominância de poucas espécies (ter Steege *et al.* 2013). A elevada diversidade florística amazônica está associada a quantidade de espécies raras ou incomuns (Hubbell 2001).

No geral, estas florestas são menos estudadas devido à complexidade fisionômica, a dificuldade de acesso às áreas de amostragem, a extensão territorial, poucos taxonomistas e a dificuldade de realizar a coleta (Nelson *et al.* 1990). Estes problemas deixam uma lacuna de amostragem e impede um mapa de distribuição de plantas e identificação de áreas de endemismo (Hopkins 2007; Nelson *et al.* 1990; ter Steege *et al.* 2006). Estes fatores limitam e tornam grande parte da bacia amazônica com pouca amostragem em coleções botânicas. Outra grande dificuldade de estudos florísticos é a correta identificação de árvores. Muitas espécies não possuem frutificação e floração regular (Ribeiro *et al.* 1999) e estas são características fundamentais na sistemática. Neste sentido, a dendrologia torna-se uma ferramenta importante para identificação arbórea, que se utiliza, preferencialmente, de características morfológicas macroscópicas de órgãos vegetativos como folhas, casca, tronco, base do tronco, exsudações e cheiro. Em conjunto, essas características constituem poderoso instrumento para reconhecimento das árvores (Lorenzini 2006).

Os inventários florestais realizados na Amazônia utilizam, principalmente, de características dendrológicas, para a identificação das espécies. O reconhecimento florístico é fundamental na análise, tanto em ecologia de comunidades tropicais, como na modelagem de padrões de diversidade de espécies e até mesmo contribuir no entendimento da distribuição dessas espécies. O projeto intitulado

"Dinâmica do Carbono da Floresta Amazônica - CADAFA" tem por objetivo inventariar as áreas restritas da Amazônia brasileira, estimando por meio de inventário florestal, o estoque e a dinâmica de carbono da floresta amazônica além de contribuir para a coleção botânica da bacia amazônica e consequentemente a distribuição geográfica das espécies. Neste trabalho é analisado a composição, estrutura e distribuição das principais famílias botânicas e gêneros pertencentes em nove diferentes sítios inventariados no estado do Amazonas, caracterizado por floresta ombrófila densa de terra firme. Este conjunto de dados pode ajudar no entendimento da distribuição e mapeamento das plantas, bem como na identificação de regiões de endemismo. Essas informações são extremamente importantes para que os planos de manejo de unidades de conservação na Amazônia possam levar em conta as diferenças biogeográficas em termos de composição de espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizados dados de inventários florestais de 9 sítios diferentes, no estado do Amazonas (Figura 1). No total, 986 parcelas foram distribuídas, aleatoriamente, em vegetação caracterizada por floresta ombrófila densa de terra firme. Cada parcela mede 20 metros por 125 metros (0,25 hectare) e o limite de inclusão das árvores era as que tinham Diâmetro a Altura do Peito (DAP) ≥ 10 cm. O diagrama de *cluster*, de todos os sítios estudados, foi baseado na composição florística, apenas no nível de família e gênero. O método utilizado para identificação das espécies arbóreas foi a dendrologia, que utiliza, principalmente, características macroscópicas das árvores, mais especificamente de fuste. O índice de diversidade florística utilizado foi o de Shannon Weaver, equitabilidade de Pielou e similaridade de Jaccard. Para o índice de dissimilaridade foi utilizado o de Bray Curtis. Todas as análises foram realizadas no programa "R".

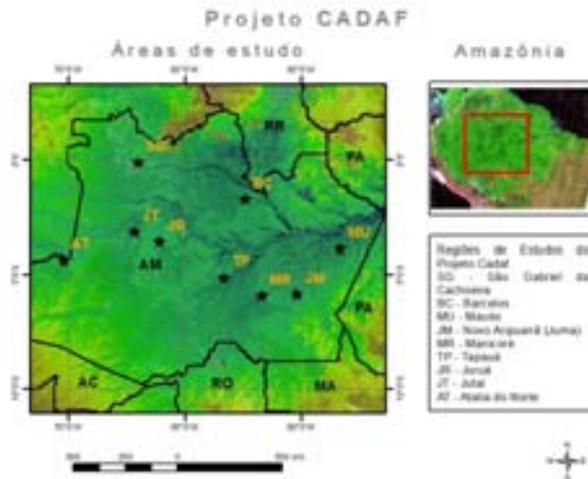


Figura1. Mapa da área de estudo do projeto CADAFA.

RESULTADOS

Nos 9 diferentes sítios estudados foram registradas um total de 122.670 árvores com DAP ≥ 10 cm, distribuídos em 60 famílias e 203 gêneros (Tabela 1). A média da densidade de indivíduos foi de 500 ± 25 árv.ha⁻¹ (IC 95%) ficando dentro do intervalo de confiança (IC 95%) estimado por Lima (2010), para o estado do Amazonas, em torno de 505 ± 52 árv.ha⁻¹ (IC 95%).

Tabela 1. Estimativas do número de indivíduos, família, gênero e seus respectivos índices de diversidade e de equabilidade para cada região inventariada.

Região	Nº de parcelas	Área (ha)	Nº de Árvores	Nº de Família	Nº de Gêneros	"H" Índice de Shannon	"J" Equabilidade de Pielou
Atalaia do Norte	105	26,25	13686	51	158	3,93	0,78
Barcelos	96	24	12660	48	140	3,76	0,76
Juma	115	28,75	14238	50	158	3,95	0,78
Juruá	123	30,75	14645	52	150	3,61	0,72
Jutaí	104	26	14123	50	149	3,83	0,77
Manicoré	120	30	13331	52	158	3,98	0,79
Maués	81	20,25	9522	52	147	3,88	0,78
São Gabriel da Cachoeira	100	25	13817	50	157	3,62	0,72
Tapauá	142	35,5	16648	50	157	4,08	0,81

O índice médio de Shannon Weaver, para o Amazonas, foi de $3,85 \pm 0,10$ (IC 95%). Este valor é típico para as florestas tropicais amazônicas, sendo considerado de alta diversidade florística. De acordo com Saporetti Jr. *et al.* (2003), valores acima de 3,11, para o índice de Shannon-Weaver, indicam formações vegetais bem conservadas. Para a equabilidade de Pielou, este valor foi de $0,77 \pm 0,02$ (IC 95%), mostrando que as espécies são uniformemente distribuídas na Amazônia.

As 5 principais famílias encontradas nas áreas de estudo foram respectivamente, Fabaceae, Lecythidaceae, Myristicaceae, Sapotaceae e Burseraceae. Apenas estas famílias representam cerca de 58% de todas as árvores mensuradas e 8,3% das famílias botânicas encontradas (Figura 2). ter Steeg *et al.* (2013), sugerem uma hiperdominância da floresta amazônica, ou seja, poucas espécies ou famílias, contribuem com mais da metade de todas as árvores que compõe a flora da Amazônia.

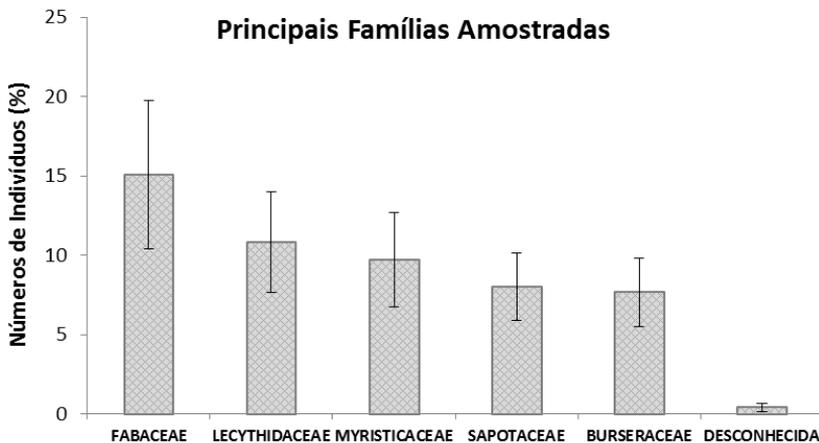


Figura 2. As cinco famílias mais abundantes inventariadas durante o projeto CADA.

Trabalhos de ter Steeg *et al.* (2006), realizado na Amazônia, corrobora com a presente pesquisa. Estes autores encontraram as 5 maiores famílias, que ocorrem em maior abundância na Amazônia: Fabaceae, Sapotaceae, Lecythidaceae, Moraceae e Burseraceae. Fabaceae apresenta-se como a família mais abundante no conjunto de dados, o mesmo resultado também foi observado no trabalho de ter Steeg *et al.* (2013).

A Família Fabaceae também foi a família mais amplamente distribuída em todos os sítios estudados e esta é a família que mais se destaca em várias regiões da Amazônia, tanto pelo número de indivíduos, como pela riqueza de espécies (Rodrigues 1961; Ferreira e Prance 1998; Boubli 2002; Stropp *et al.* 2011).

Os 10 principais gêneros identificados corresponderam com 46% do total de árvores inventariadas e, estes gêneros contribuem com 5% do total dos gêneros amostrados (Figura 3). ter Steeg *et al.* (2006), também encontraram os gêneros *Eschweilera*, *Pouteria*, *Protium*, *Swartzia* e *Virola*, como os gêneros mais abundantes da floresta amazônica. Pouco mais de 1% dos indivíduos não foram identificados no nível considerado neste trabalho.

Estes resultados, apesar de se tratar apenas em nível de gênero, leva acreditar que há uma alta riqueza de espécies nos sítios amostrados (Shannon $3,85 \pm 0,10$ (IC 95%)). No entanto, existem muitas espécies com densidade absoluta menor que 1 indivíduo por hectare. E isto pode caracterizar estas espécies, como raras ou incomuns.

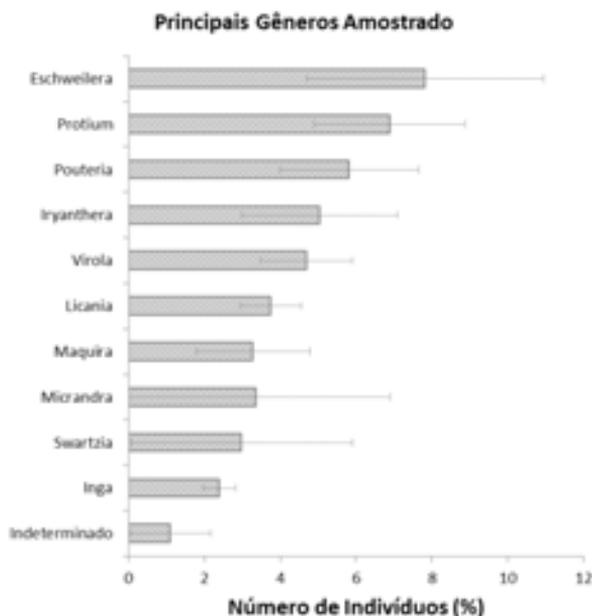


Figura 3. Os 10 gêneros mais abundantes amostrados no sítio estudado.

Por meio da análise de agrupamento UPGMA, foi possível observar certos locais que possuem alguma similaridade florística (similaridade de Jaccard), como por exemplo, Atalaia do Norte (AT) e Jutai (JT) (Figura 4) representados principalmente pelos gêneros *Eschweilera*, *Protium*, *Virola* e *Iryanthera*. No entanto, estes locais não são muitos distantes um do outro, assim como Novo Aripuanã (JM) e Manicoré (MR). Por outro lado, São Gabriel da Cacheira (SG), que é o local mais remoto, a variação foi muito pouca dentro do local. Em São Gabriel da Cachoeira, os gêneros dominantes foram *Micrandra* e *Swartzia*, pertencentes às famílias Euphorbiaceae e Fabaceae, respectivamente. Segundo Boubli (2002), espécies pertencentes ao gênero *Micrandra* sp. são monodominantes na região do alto rio Negro.

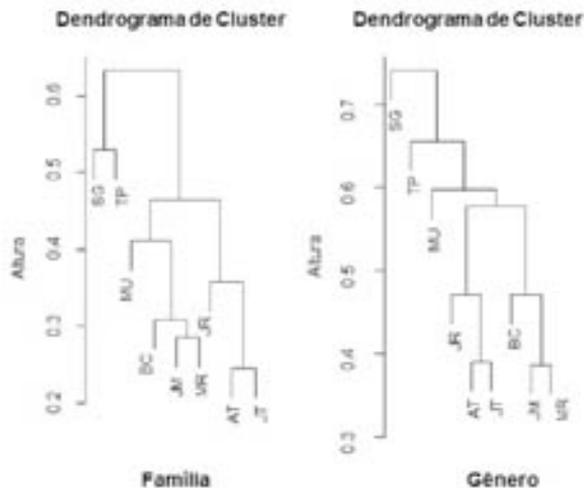


Figura 4. Agrupamento hierárquico (UPGMA) por meio do Índice de Similaridade Florística de Jaccard. Respectivamente da esquerda para a direita, baseado em nível de Família e Gênero dos nove sítios amostrados: SG – São Gabriel da Cachoeira; TP – Tapauá; MU – Maués; BC – Barcelos; JM – Novo Aripuanã (Resex do Juma); MR – Manicoré; JR – Juruá; AT – Atalaia do Norte; e JT – Jutai.

Apenas as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae, correspondem a 52% do total de árvores inventariadas em São Gabriel da Cachoeira. Valores estes exatamente iguais ao observado por Boubli (2002) para esta área. Segundo Cowan (1967), a região do noroeste do Brasil é um importante centro de origem do gênero *Swartzia* que pertence à família Fabaceae.

A comparação feita, não apenas pela presença qualitativa das espécies, mas também pelos os valores quantitativos, ou seja, as abundâncias das espécies mostram que a dissimilaridade de Bray-Curtis, da região de São Gabriel da Cachoeira, tem uma estrutura florística diferenciada com as demais áreas estudadas (Figura 5). Por outro lado, regiões próximas, como em AT e JT e JM e MR, partilham nas abundâncias das mesmas espécies.

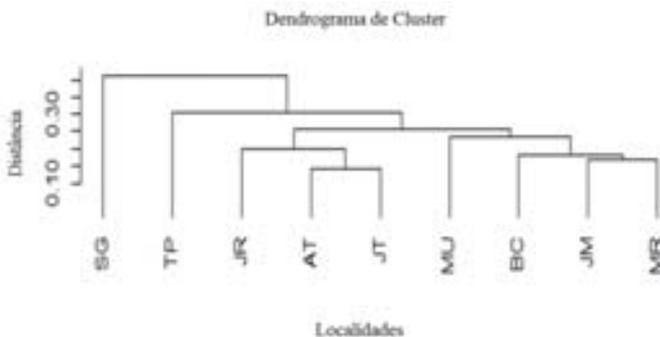


Figura 5. Dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis baseado na abundância das espécies. Onde: SG – São Gabriel da Cachoeira; TP – Tapauá; MU – Maués; BC – Barcelos; JM – Novo Aripuanã (Resex do Juma); MR – Manicoré; JR – Juruá; AT – Atalaia do Norte; e JT – Jutai.

CONCLUSÃO

Os resultados mostraram que em áreas que estão relativamente próximas, são floristicamente similares, mas estruturalmente diferentes em áreas mais distantes. Em todos os sítos amostrados, apresentaram diversas espécies com distribuição restrita. Estas espécies podem ser consideradas como raras. No entanto, para fazer esta afirmação, carece de mais informações sobre quantidade de espécies que existem na Amazônia e, vale ressaltar que estas análises foram baseadas apenas em nível de gênero.

Estes resultados podem ajudar ainda na melhoria do mapeamento de distribuição de plantas, bem como a identificação de regiões de endemismo. Sendo que, estas informações são extremamente importantes para planos de gestão das unidades de conservação da Amazônia.

REFERÊNCIAS

- Boubli, J. P. 2002. Lowland floristic assessment of Pico da Neblina National Park, Brazil. *Plant Ecology*, 160: 149-167.
- Cowan, R. S. 1967. *Flora Neotropica – Swartzia (Leguminosae, Caesalpinioideae Swartzieae)*. New York Botanical Garden, Bronx, New York, USA, Press: 228 p.
- Ferreira, V. L.; Prance G. T. 1998. Species richness and floristic composition in four hectares in the Jaú National Park in upland forests in Central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 7: 1349-1364.
- Hopkins, M.J.G. 2007. Modelling the known and Unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 34:1400-1411.
- Hubbell, S.P. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. *Princeton University Press*. Princeton.
- Hubbell, S.P.; He, F.; Condit, R.; Borda-de-Água, L.; Kellner, J.; ter Steeg, H. 2008. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proc Natl Acad. Sci, USA* 105:11498–11504.
- Lima, A.J. 2010. *Avaliação de um sistema de inventário florestal contínuo em áreas manejadas e não manejadas do estado do Amazonas*. Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 181p.
- Lorenzini, A.R. 2006. *Fitossociologia e aspectos dendrológicos da goiabeira-serrana na Bacia Superior do Rio Uruguai*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado de Santa Catarina/Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, Santa Catarina. 51p.
- Nelson, B. W.; Ferreira, C. A. C.; Silva, M. F.; Kawasaki, M. L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature*, 345, 714 – 716.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A.; Vásquez, M. 1994. Dynamics and species richness of tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 91: 2805 – 22809.

Ribeiro, J.E.L. da S.; Hopkins, M.J.G.; Vicentini, A.; Sothers, C.A.; Costa, M.A.S.; Brito, J.M.; Souza, M.A.D.; Martins, L.H.P.; Lohmann, L.G.; Assunção, P.A.C.L.; Pereira, E. C.; SILVA, C.F.; Mesquita, M.R.; Procópio, L.C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. INPA, Manaus, 816 p.

Rodrigues, W.A. 1961. Aspectos fitossociológicos das caatingas do Rio Negro. – *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, n. 15, p.1-41.

Saporetti Jr, A. W.; Meira Neto, J. A. A.; Almado, R. P. 2003. Fitossociologia de cerrado sensu stricto no município de Abaeté-MG. *Revista Árvore*, 27: 413-419.

Stropp, J.; 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.

Terborgh, J.; Andresen, E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 645 – 664.

ter Steeg, 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.

ter Steege, H.; Pitman, N. C. A.; Sabatier, D.; Baraloto, C; Salomão, R. P; Guevara, J. E.; *et al.* 2013. Hyperdominance In The Amazonian Tree Flora. *Science*. New York, 342: 1243092.

Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Aguilar, M.; Sarmiento, A. 2003. Floristic patterns along a 43 - km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology*, 91: 743–756.

CAPÍTULO 2

EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS ESPECÍFICAS: ESTIMATIVAS DE BIOMASSA PARA DIFERENTES SÍTIOS DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

Francisco Gasparetto HIGUCHI¹ ; Adriano José Nogueira LIMA² ; Gabriel Henrique Pires de Mello RIBEIRO² ; Joaquim dos SANTOS² ; Niro HIGUCHI²

1 - Universidade Federal do Paraná Centro Politécnico - Jardim das Américas - CEP 81531-900, Curitiba-PR, Brasil, Cx 19031.

2 - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av André Araújo 2.936 – Petrópolis – CEP 69067-375, Manaus-AM, Brasil, Cx 2223.

INTRODUÇÃO

Nos trópicos úmidos, Klinge e Rodrigues (1973), realizaram um dos primeiros trabalhos de biomassa florestal na região de Manaus. Estes autores adotaram metodologia semelhante à que Kira empregou na Malásia em 1971 (Kira 1987). Poucos são os estudos publicados que utilizam dados coletados por métodos destrutivos, devido a dificuldades de aquisição em campo (Chave *et al.* 2005). Na Amazônia, nos municípios de Manaus (AM) e Tomé-Açu (PA), as primeiras equações alométricas desenvolvidas com base em coletas destrutivas foram apresentadas por Higuchi e Carvalho Jr. (1994), Araújo (1995) e Santos (1996). Mais tarde, estes trabalhos foram publicados em revistas científicas como Higuchi *et al.* (1994), Higuchi *et al.* (1998) e Araújo *et al.* (1999). Posteriormente, para a região de Manaus com uso de 315 árvores Chambers *et al.* (2001) desenvolveu estimativas para biomassa aérea e Lima *et al.* (2012) com uso de 101 árvores desenvolveu estimativas para biomassa total, aérea e de raízes para o município de São Gabriel da Cachoeira-AM.

Indiscutivelmente o modelo matemático mais utilizado em estudos de biomassa é representado por uma equação exponencial (Zianis e Mencuccini 2004). Esse modelo foi apresentado por West *et al.* (1997, 1999) e Enquist e Niklas (2002):

$$M_i = aD_i^b + \epsilon_i$$

onde: M_i = massa seca acima do nível do solo da i -ésima árvore; D = DAP da i -ésima árvore; a = coeficientes de escala; b = expoente de escala; ϵ_i = é o erro aleatório com média $E(\epsilon_i) = 0$ e variância ϵ^2 (ϵ_i) = ϵ^2 .

Como alternativa para as aproximações empíricas, os princípios biomecânicos de estrutura das árvores e modelos ecofisiológicos baseados em propriedades fractais (distribuição dos recursos por meio do conjunto de galhos hierárquicos das plantas vasculares) podem ser utilizados. West *et al.* (1999) utilizaram este modelo para estimar o coeficiente de escala para prever que a biomassa viva acima do nível do solo, de espécies arbóreas, varia numa escala em relação ao tronco, em média com $b = 8/3$ ($\approx 2,67$). Independente da estrutura ou características morfológicas dos indivíduos arbóreos sobre investigação, tendo como principal desvantagem, o fato de considerar as taxas de crescimento específico em M e D constantes, para diferentes espécies em ambientes totalmente diversos (Zianis e Mencuccini 2004). Para a biomassa, em particular, medidas diretas de massa são necessárias para avaliar a precisão dos modelos (Clark e Kellner, 2012). Sempre que possível deve se recorrer à escala original para avaliar a precisão das

estimativas dos diferentes modelos levando em conta que, além da avaliação estatística, os modelos devem ser de uso prático (Overman *et al.* 1994).

Diante da complexidade e da heterogeneidade da Amazônia, o ideal seria o desenvolvimento de modelo específico para estimar a biomassa para cada tipo florestal e para cada sítio (Higuchi *et al.* 2004). No entanto, a coleta destrutiva é muito cara e demorada. Neste estudo será analisada a possibilidade de utilizar uma equação única para estimar a biomassa da floresta amazônica. Serão utilizados dados coletados destrutivamente em quatro sítios da Amazônia (Manaus, São Gabriel da Cachoeira, Floresta Estadual do Amapá e Floresta Estadual do Antimary no Acre). Todas as coletas foram realizadas sob a orientação do laboratório de manejo florestal (LMF) do INPA. Em Tomé-Açu foram apenas coletados dados da biomassa acima do solo; nos demais sítios, tanto os dados da biomassa acima como abaixo (raízes com diâmetro de colo maior do que 2 mm) do solo foram coletados.

Os objetivos do presente estudo foram: (1) desenvolver modelos alométricos para estimar a biomassa de árvores > 5 cm em DAP em áreas de floresta de “terra-firme” em Rio Branco (Acre), Macapá (Amapá), Manaus e São Gabriel da Cachoeira (Amazonas) e (2) testar a hipótese de que uma única equação é suficiente para ajustar os dados observados para as 4 localidades citadas, por meio de análise de covariância (ANCOVA).

MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas coletas destrutivas para aquisição de dados de biomassa total em quatro diferentes localidades da Amazônia brasileira. Para os sítios do Acre, Amapá, Manaus e São Gabriel foram coletados indivíduos arbóreos a partir de 5 cm em DAP totalizando 190, 105, 131 e 101 árvores respectivamente. No total foram testados seis modelos alométricos (sendo três exponenciais e três lineares) para estimativas de biomassa total (BT), biomassa aérea (BA) e biomassa de raízes (BR):

$$\text{modelo 1 } M = aD^b$$

$$\text{modelo 2 } M = aD^bH^c$$

$$\text{modelo 3: } M = a(D^2H)^b$$

$$\text{modelo 4: } M = a + bD$$

$$\text{modelo 5: } M = a + bD + cH$$

$$\text{modelo 6: } M = a + bD^2H$$

Onde M significa massas frescas individuais (kg), o D (cm) significa DAP, H significa altura (m), o ‘a’, ‘b’ e ‘c’ são coeficientes. Nos modelos 3 e 6 a variável combinada D^2H é m^3 . O grau de ajuste dos modelos foi avaliado por meio do cálculo do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{adj}) que leva em conta o número de coeficientes e a natureza dos diferentes modelos (Neter e Wasserman 1974) e o desvio padrão em relação à média $S_{y,x}$ (IPCC 2000). Todas as análises de regressão foram realizadas utilizando o software estatístico R versão 3.0.1.

A hipótese de que uma única equação é suficiente para ajustar os dados observados para todos os sítios foi testada por meio da análise de covariância com variáveis “dummy” (Freese 1968). No caso de regressões lineares de simples entrada, regressões para grupos (sítios) podem diferir por apresentarem diferentes angulações (valores do coeficiente **b** de cada equação) ou no caso de apresentarem mesma angulação, irão diferir nos níveis (intercepto **a** de cada equação). A covariância testa, primeiro, a hipótese de que não existe diferença em angulação. Posteriormente se não houver evidência, testa a hipótese de não existir diferença de níveis. Se nenhuma diferença é encontrada para ambas, angulações e níveis, então uma regressão simples poderá ser ajustada ignorando-se a diferença de grupos, ou seja, todos os sítios poderão ser representados por uma única equação.

Neste caso, foi desenvolvida uma equação linear de simples entrada para cada sítio: região central de Manaus e São Gabriel da Cachoeira (AM), Rio Branco (AC) e Macapá (AP) e aplicado o teste de análise de covariância utilizando a variável “dummy” (Silva e Schneider 1979), para verificar a possibilidade de utilizar uma única equação para a estimativa de biomassa na Amazônia brasileira. Para o sítio de Tomé-Açu (Pará) pelo método direto foram derrubadas 127 árvores a partir de 10 cm em DAP para aquisição de dados de biomassa aérea (BA) conforme descrito por Araújo *et al.* (1999). Para os sítios do Acre e Macapá os mesmos só serão utilizados para fins de comparação nas análises de covariância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre os seis modelos comparados para os diferentes componentes de biomassa tota (BT), biomassa aérea (BA) e biomassa de raízes (BR) para o sítio do Macapá (AP), com base em 105 árvores amostradas indiretamente por método destrutivo, os modelos 2 e 3 atingiram os maiores R^2 adj (BT, 98,9% e 98,8%; BA, 98,8% e 98,6%; BR 97,5% e 97,4%) e os menores $S_{y,x\%}$ (BT, 3,322% e 3,458%; BA, 3,518% e 3,728%; BR 5,568% e 5,617%) respectivamente. Para o sítio de Manaus com base em 131 árvores, os modelos 1, 2 e 3 atingiram os maiores R^2 adj (BT, 94,4%, 94,9% e 94,9%; BA, 92,9%, 93,6% e 93,7%; BR, 94,5%, 94,6% e 94,5%) e os menores $S_{y,x\%}$ (BT, 3,909%, 3,714% e 3,711%, BA, 4,197%, 3,975% e 3,961%) respectivamente. Para o sítio de São Gabriel da Cachoeira, com base em 101 árvores, os modelos 1, 2 e 3 atingiram os maiores R^2 adj (BT, 93,2%, 93,2% e 92,5%; BA, 93,6%, 93,6% e 92,9%; BR 83,3%, 83,1% e 82,6%) e os menores $S_{y,x\%}$ (BT, 4,915%, 4,909% e 5,161%; BA, 4,817%, 4,810% e 5,079; BR 7,475%, 7,501% e 7,630%) respectivamente. A inclusão da variável H no modelo 2 não melhorou significativamente o ajuste para nenhum componente de biomassa para os sítios de Manaus e São Gabriel. Em termos de precisão (diferença entre os valores estimados por cada modelo para cada componente e o valor real de cada componente de biomassa) apesar dos modelos 2 e 3 serem os modelos eleitos em termos de maior R^2 adj e menores $S_{y,x\%}$ para o sítio do Amapá, a medição da variável H em campo não é fácil (Chave *et al.* 2005) além de não ser padronizada em termos de instrumentos ou métodos e do acréscimo em tempo gasto para suas medições.

Considerando a simplicidade e ajuste, o modelo 1 foi selecionado como melhor modelo para estimar os diferentes componentes de biomassa para os três sítios: Amapá $BT = 0,21617 * DAP^{2,56955} R^2$ adj 96,8% $S_{y,x\%}$ 5,8%, $BA = 0,20158 * DAP^{2,55224} R^2$ adj 96,3% $S_{y,x\%}$ 6,1% e $BR = 0,01812 * DAP^{2,67914} R^2$ adj 96,8% $S_{y,x\%}$ 6,3%. Manaus $BT = 2,72915 * DAP^{1,87701} R^2$ adj 94,3% $S_{y,x\%}$ 3,9%, $BA = 3,42683 * DAP^{1,76525} R^2$ adj 92,9% $S_{y,x\%}$ 4,2% e $BR = 0,04676 * DAP^{2,47595} R^2$ adj 94,5% $S_{y,x\%}$ 5,11%. São Gabriel da Cachoeira, $BT = 1,30167 * DAP^{2,00992} R^2$ adj 93,2% $S_{y,x\%}$ 4,9%, $BA = 0,98725 * DAP^{2,04815} R^2$ adj 93,6% $S_{y,x\%}$ 4,8% e $BR = 0,37355 * DAP^{1,78540} R^2$ adj 83,3% $S_{y,x\%}$ 7,47%. Tukey (1977) aconselha antes da manipulação dos dados que os mesmos sejam plotados e examinados na escala original. Em relação à alometria de acordo com (Packard e Bordman 2008), este exame permite uma impressão sobre a natureza da relação entre as variáveis (por exemplo, linear versus não linear). Para qualquer um dos arquivos utilizados, o gráfico de qualquer um dos componentes de biomassa (BT, BA e BR) com a variável independente DAP apresenta uma relação exponencial, sendo esta, a imagem espelhada da distribuição diamétrica das florestas de “terra-firme”.

O resultado da análise de variância mostrou uma alta significância (ou seja, rejeita-se a hipótese de haver uma única equação para a Amazônia) sendo posteriormente aplicado o pós-teste Tukey para verificar as diferenças (Tabela 1 e 2). Ao aplicar o método da variável “dummy” houve significância tanto a 1% quanto 5% para diferentes inclinações, o que indica que é mais sensato desenvolver modelos alométricos para cada sítio do que utilizar uma única equação para todo a região (Tabelas 3 e 4). De acordo com os resultados de Ngomanda *et al.* (2013) o corrente uso de equações pantropicais (por exemplo, modelo de Brown *et al.* 1989 e o modelo tipo II de Chave *et al.* 2005) que em teoria podem ser utilizadas para diferentes localidades, falham em capturar corretamente a variabilidade na alometria da biomassa em escala global.

Tabela 1 – Pós-Teste Tukey para biomassa total

Categorias (i)	Categorias (j)	Diferença	p-valor	IC(95%)	
				Abaixo	Acima
Acre	Amapá	87,299	0,878	-261,391	435,989
Acre	Manaus	297,548	0,006	-28,093	623,190
Acre	São Gabriel	1682,289	0,000	1329,180	2035,399
Amapá	Manaus	210,249	0,305	-165,350	585,849
Amapá	São Gabriel	1594,990	0,000	1195,342	1994,639
Manaus	São Gabriel	1384,741	0,000	1005,035	1764,447

Tabela 2 – Análise de Covariância utilizando variável “dummy” para biomassa total.

Fonte Variação	GL	SS	QM	F cal	p-valor
Acre	1	6,912928E+008	6,912928E+008	554,88	0,000000
Amapá	1	2,607198E+008	2,607198E+008	209,27	0,000000
Manaus	1	3,942288E+008	3,942288E+008	316,43	0,000000
São Gabriel	1	1,056909E+008	1,056909E+008	84,83	0,000000
Total	4	1,166410E+009	2,916026E+008	234,06	0,000000
Erro	523	6,515715E+008			

Para a biomassa acima do nível do solo a análise de variância para a regressão mostrou uma alta significância ($p < 0,000000$). Os resultados mostram que o Acre, o Amapá, Manaus e São Gabriel da Cachoeira são diferentes de Tomé-Açu. Enquanto que Acre e Amapá; Amapá e Manaus apresentam uma forte evidência de serem iguais. Por outro lado, Manaus e o Acre mostram fracos sinais de similaridade.

Tabela 3 – Pós-Teste Tukey para biomassa acima do nível do solo

Categorias (i)	Categorias (j)	Diferença	p-valor	IC(95%)	
				Abaixo	Acima
Acre	Amapá	152,586	0,953	-477,444	782,616
Acre	Manaus	329,423	0,283	-258,961	917,809
Acre	São Gabriel	561,693	0,032	-76,321	1199,708
Acre	Tomé-Açu	1327,854	0,000	734,010	1921,699
Amapá	Manaus	176,837	0,931	-501,815	855,490
Amapá	São Gabriel	409,107	0,442	-312,997	1131,212
Amapá	Tomé-Açu	1175,268	0,000	491,877	1858,659
Manaus	São Gabriel	232,270	0,784	-453,801	918,342
Manaus	Tomé-Açu	998,431	0,000	353,231	1643,631
São Gabriel	Tomé-Açu	766,161	0,000	75,401	1456,920

Tabela 4 – Análise de Covariância utilizando variável “dummy” para biomassa acima do nível do solo.

Fonte Variação	GL	SS	QM	F cal	p-valor
Acre	1	3,922527E+008	3,922527E+008	108,727	0,000000
Amapá	1	1,267457E+008	1,267457E+008	35,132	0,000000
Manaus	1	1,848289E+008	1,848289E+008	51,232	0,000000
São Gabriel	1	6,940840E+008	6,940840E+008	19,239	0,000000
Total	4	5,306725E+008	1,326681E+008	36,773	0,000000
Erro	649	2,341372E+009			

CONCLUSÃO

Os resultados deste trabalho indicam que não é possível utilizar uma única equação para estimar a biomassa e, conseqüentemente, o carbono de toda a região amazônica. Na ausência de equação específica para cada tipo florestal, a utilização de um fator de correção é uma solução mensurável, reportável e verificável. O LMF do INPA está utilizando a relação entre a altura dominante do sítio inventariado e a de Manaus (onde a equação foi desenvolvida), como fator de correção para os inventários de carbono do Amazonas. A estimativa da altura dominante do sítio inventariado é obtida de árvores caídas naturalmente. Este procedimento permite a estimativa da incerteza da média estimada que, introduzida ao modelo desenvolvido em Manaus se propaga ao se juntar a incerteza do mesmo. Ao final, a estimativa de biomassa ou carbono de uma determinada área estará associada a uma incerteza declarada de forma transparente.

REFERÊNCIAS

- Araújo, T.M. 1995. Investigação das taxas de dióxido de carbono gerado em queimadas na região amazônica. Tese de Doutorado, Unesp – Guaratinguetá. 212 pp.
- Araújo, T. M.; Higuchi, N.; Carvalho Jr., J. A. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 117: 43-52.
- Brown, S., Gillespie, A.J.R., Lugo, A.E., 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *For. Sci*, 35(4): 881–902.
- 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.
- 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.

- Clarck, D. B. e Kellner, J. R. 2012. Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. *Journal of Vegetation Science*, 23: 1191-1196.
- Enquist, B. J.; Niklas, K. J. 2002. Global allocation rules for patterns of biomass partitioning in seed plants. *Science*, 295: 517-520.
- Freese, F. 1968. *Linear regression methods for forest research*. USDA-Forest Service. 136 pp.
- IPCC 2000. *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, IPCC Task Force on National Greenhouse Gas Inventories, 2000.
- Higuchi, N.; Carvalho Jr., J. A. 1994. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: Companhia Vale do Rio Doce (ed.). *Emissão e sequestro de CO₂: uma nova oportunidade de negócios para o Brasil, Rio de Janeiro*. p. 125-153.
- Higuchi, N.; Santos, J. M. dos; Imanaga, M.; Yoshida, S. 1994. Aboveground biomass estimate for Amazonian dense tropical moist forests. *Mem.Fac.Agr.* Kagoshima Univ, 30: 43-54.
- Higuchi, N.; Santos, J. dos; Ribeiro, J. R.; Minette, L.; Biot, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazônica*, 28(2): 153-166.
- Higuchi, N.; Chambers, J.; Ribeiro, R. J.; Pinto, A. C. M.; Silva, R. P.; Rocha, R. M.; Tribuzy, E. S. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*, 34(3): 295-304.
- Kira, T. 1987. Primary production and carbon cycling in a primeval lowland rainforest of Peninsular Malaysia. In: *Tree crop physiology* (editado por M.R. Sethuraj e A.S. Raghavendra). Capítulo 6. p. 99-119.
- Klinge, H.; Rodrigues, W.A. 1973. Biomass estimation in a Central Amazonian rain forest. *Acta Cient. Venezolana*, 24: 225-237.
- Lima, A. J. N.; Suwa, R.; Ribeiro, G. H. P. M.; Kajimoto, T.; Santos, J.; Silva, R. P.; et al. 2012. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass of tropical rainforests at São Gabriel da Cachoeira in upper Rio Negro, Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 277: 163-172.
- Neter, J.; Wasserman, W. 1974. *Applied linear statistical models: regression, analysis of variance and experimental design*. Richard D. Irwin, Inc., Illinois. 1974, 842 pp.
- Ngomanda, A.; Obiang, N. L. E.; Lebamba, J.; Mavouroulou, Q. M.; Gomat, H.; Mankou, G. S.; Loumeto, j.; Iponga, D. M.; Ditsouga, F. K.; Koumba, R. Z.; Bobé, K. H. B.; Okouyi, C. M.; Nyangadouma, R.; Lépengué, n.; Mbacthi, B.; Picardi, N. 2013. Site-specific versus pantropical allometric equations: Which option to estimate the biomass of a moist central African forest? *Forest Ecology and Management*. 2013.
- Overman, J. P. M.; Witte, H. J. L.; Saldarriaga, J. G. 1994. Evaluation of regression models for above-ground biomass determination in Amazon rainforest. *Journal of Tropical Ecology*, 10: 207-218.
- Packard, G. C.; Boardman, T. J. 2008. Model selection and logarithmic transformation in allometric analysis. *Physiological and Biochemical Zoology*, 81(4): 496-507.
- Santos, J. dos. 1996. *Análise de modelos de regressão para estimar a fitomassa da floresta tropical*

úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 121 pp.

Silva, J. N. M.; Schneider, P. R. 1979. Comparação de equações de volume para povoamento de *Acacia mearnsii* de Will (Acacia negra) no estado do Rio Grande do Sul. *Floresta*, 10(1): 36-42.

Tuckey, J. W. 1977. *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Reading, MA.

West, G. B.; Brown, J. H.; Enquist, B. J. 1997. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. *Science*, 276(4): 122-126.

West, G. B.; Brown, J. H.; Enquist, B. J. 1999. A general model for the structure and allometry of plants vascular systems. *Nature*, 400: 664-667.

Zianis, D. e Mencuccini, M. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management*, 187: 311-332.

CAPÍTULO 3

ESTOQUE E DINÂMICA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO, DAS FLORESTAS DE TERRA-FIRME DO ESTADO DO AMAZONAS

Francisco Gasparetto HIGUCHI¹; Alberto Carlos Martins PINTO²; Moriyoshi ISHIZUKA⁴; Takuya KAJIMOTO⁴; Adriano José Nogueira LIMA³; Joaquim dos SANTOS³ e Niro HIGUCHI³

1 - Universidade Federal do Paraná Centro Politécnico - Jardim das Américas - CEP 81531-900, Curitiba-PR, Brasil, Cx 19031.

2 - Universidade Federal do Amazonas – Manaus – AM - Av. General Rodrigo Octávio 6200 - Coroado I - CEP 69077-000

3 - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av André Araújo 2.936 – Petrópolis – CEP 69067-375, Manaus-AM, Brasil, Cx 2223.

4 - Forestry and Forest Products Research Institute, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687, Japan.

INTRODUÇÃO

A floresta amazônica é a maior floresta tropical úmida contínua do mundo e com a mais rica biodiversidade terrestre (Malhi *et al.* 2006). Depois de constatadas alterações significativas no clima e em seus ciclos, como por exemplo, o aumento de $0,7^{\circ} \text{C} \pm 0,18$ (IC 95%) na temperatura média anual do planeta, durante o período de 1880 a 2004, apresentado no 4º Relatório de Avaliação do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima) – os estoques de carbono das florestas tropicais, como a da Amazônia, passaram a ser olhados com mais atenção. Estes estoques podem desempenhar papéis ambíguos na interação entre a biosfera e a atmosfera. Podendo ser considerados como fontes ou sumidouros de gases de efeito estufa.

Desde a aprovação da Convenção do Clima, em 1992, as exigências sobre as estimativas de estoques de biomassa florestal evoluíram de grosseiras para estimativas obtidas de processos MRV (Mensurável, Reportável e Verificável). Porém, estimativas de larga escala na Amazônia ainda incluem altos níveis de incertezas devido a inúmeros fatores, entre eles, a grande variabilidade das estruturas florestais, à extensão territorial da região e, a falta de verdade de campo para corroborar com as estimativas calculadas por meio de sensoriamento remoto, análises de imagens de satélites e geoprocessamento de dados (Houghton *et al.* 2001; Eva *et al.* 2003; Fearnside e Laurance, 2003; Chave *et al.* 2008; Saatchi *et al.* 2011).

Em estudos passados (Malhi *et al.* 2006; ter Steege *et al.* 2006; Anderson *et al.* 2009), sugeriram que as florestas da região central e oriental da Amazônia, onde os solos são reconhecidamente mais pobres, possuem estoques de biomassa mais altos que as demais regiões onde a produtividade tende a ser maior. O argumento é que com solos mais pobres, as taxas de incrementos são menores e conseqüentemente, as densidades das madeiras são maiores. No entanto, apesar destes estudos contarem com uma grande quantidade de informações primárias sobre a região Amazônica, o estado do Amazonas é quase totalmente excluído e as informações existentes estão concentradas na região de Manaus (Malhi *et al.* 2006).

Com a intenção em colaborar com estudos e análises de estoques de biomassa e carbono florestal mais precisas e acuradas para a região amazônica, o presente trabalho contou um arquivo imenso de dados coletados em inventários florestais, executados em sete sub-regiões do Estado do Amazonas, de

um único projeto: *Carbon Dynamics of Amazonian Forests* – projeto CADAFA. O CADAFA é a continuação de outros projetos similares que envolveram a instalação e mensuração de parcelas de inventários florestais em sítios específicos do Amazonas, permitindo o monitoramento de cinco localidades. O objetivo principal deste trabalho foi estimar os estoques e avaliar a dinâmica destes estoques nos sítios monitorados. Mais especificamente, estimar os estoques de biomassa seca acima do solo (AGB) de árvores vivas, com diâmetro superior à 10,0 cm das 11 localidades do Amazonas amostradas pelo CADAFA e para todo o estado. Pela análise dos sítios e das parcelas monitoradas foi estimado a dinâmica dos estoques, para os cinco sítios remediados.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram amostrados 11 sítios distintos, distribuídos em 7 sub regiões do estado do Amazonas: Alto Solimões (Atalaia do Norte e Benjamin Constant), Triângulo Jutai/Solimões/Juruá (Fonte Boa, Jutai e Juruá), Região do Purus (Tapauá), Região do Madeira (Manicoré), Alto Rio Negro (São Gabriel da Cachoeira e Barcelos), Região do Rio Negro/Solimões (Manaus) e o Médio Amazonas (Itacoatiara e Maués). As amostras de campo foram concentradas em áreas de florestas primárias de terra-firme em todas as localidades, com exceção dos sítios de Tapauá (que incluiu amostragem em áreas de várzea) e Itacoatiara (que incluiu amostragem em florestas manejadas). A amostragem adotada em cada sítio (com exceção do sítio de Manaus, na área da Embrapa Amazônia Ocidental, onde se utilizou parcelas quadradas de 1ha foi de acordo com o Sistema de Inventário Florestal Contínuo (IFC) do Laboratório de Manejo Florestal do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (LMF/INPA), no qual conta com uma amostragem padronizada.

O IFC considerou as referências clássicas florestais (Husch *et al.* 1972; Loetsch *et al.* 1973; Cochran 1977; e Péllico Netto e Brena 1997) e uma amostragem aleatória sistemática, com instalação de unidades amostrais (parcelas) de área fixa (Higuchi *et al.* 1982; Higuchi 1986-87; Oliveira 2010), de 2.500 m² (¼ ha), retangulares, dimensionadas em 20 x 125 m. As parcelas foram instaladas em conglomerados do tipo transectos e em cruz, dependendo da viabilidade de cada, agrupando 6 e 20 parcelas, respectivamente.

Nas parcelas foram coletados todos os diâmetros à altura do peito (DAP) de todas as árvores vivas com DAP ≥ 10 cm, em sub-amostras (10 x 20 m) foram amostrados indivíduos com DAP entre 5,0 cm e 9,9 cm. Palmeiras vivas e árvores mortas (caídas e em pé) foram amostrados da mesma forma. Também foram registrados a, qualidade de fuste (semelhança com um cilindro ou não) e as coordenadas geográficas das árvores com DAP superior à 40 cm. Todos os indivíduos amostrados no inventário florestal foram identificados pelo seu nome popular, de acordo com as suas respectivas características dendrológicas.

A estimativa de biomassa seca acima do solo (AGB) individual de cada árvore mensurada foi calculada com base na equação descrita por Higuchi *et al.* (2009). A extrapolação do estoque médio por unidade de área (hectare) foi realizado pela média aritmética em função do tamanho da parcela. Antes do processamento das médias por parcelas de cada sítio, foi realizado uma Análise de Variância (ANOVA) dos dados dentro cada sítio, para garantir que todos os pontos amostrais representam a mesma fitofisionomia e que cada parcela poderia ser considerada como uma amostra e não o conglomerado em si.

Para compensar o uso de uma equação generalizada (ajustada na região de Manaus), foi considerado um fator de correção com base na altura dominante (H_{dom}) de cada sítio amostrado. A H_{dom} foi calculada com base na definição de Weise (1880), descrita por Loetsch *et al.* (1973), a qual considera a média das alturas das 20% árvores mais grossas amostradas. Para a mensuração das alturas totais das árvores foi utilizado os dados do inventário de árvores caídas naturalmente.

A dinâmica dos estoques de AGB foi estimada com base em duas análises: temporal e de parcelas

permanentes. Com base na análise temporal, consideraram-se as parcelas temporárias instaladas em dois períodos distintos, onde foi estimado o estoque em cada momento e comparados entre si. Na análise de parcelas permanentes foi possível avaliar: recrutamento, mortalidade e *ingrowth* (que uma árvore passa de uma classe para a seguinte).

No cálculo da estimativa média de AGB para o estado do Amazonas, foram excluídos os sítios de Itacoatiara e Manaus, pois não estão padronizados com as demais áreas. Para o sítio de Tapauá, a média do sítio foi calculada com base na média ponderada das duas tipologias: terra-firme e várzea. Os níveis de incertezas (intervalo de confiança) foram estimados com base numa probabilidade de 95%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo, o projeto CADAF no período de 2010 até 2013, instalou e mediu 1.234 parcelas, totalizando 322 ha de área amostrada. Deste total, 961 (78%) parcelas foram instaladas pelo projeto em áreas de floresta de terra-firme, apenas 72 (6%) em áreas de várzea e 201 parcelas foram remediadas. Da mensuração das parcelas, foram amostrados um total de 191.251 indivíduos, distribuídos em árvores vivas (DAP > 10 cm) (84%), árvores da regeneração natural (DAP de 5,0 a 9,9 cm) (6%), necromassa (árvores mortas) (5%) e palmeiras (4%). Para as análises estatísticas e estimativas, foram consideradas apenas as árvores vivas, com DAP ≥ 10 cm.

Para a estimativa da H_{dom} de cada localidade, foram amostrados 1.832 indivíduos caídos naturalmente, nenhuma árvore foi abatida para esta análise. A maior altura total encontrada foi de 48 m, de uma árvore com DAP de 56,2 cm. O “fator de correção” da equação de biomassa foi calculado com base na relação entre a H_{dom} do sítio amostrado e a H_{dom} do sítio onde a equação foi ajustada (Estação Experimental de Silvicultura Tropical – ZF-2) do Inpa.

Com base nas estimativas de cada localidade (Tabela 01), foi calculada a média aritmética dos estoques para determinar a média do estado do Amazonas: $325,3 \text{ t.ha}^{-1} \pm 10,3$ (IC 95%). Considerando as estimativas de cada sítio amostrado, os resultados encontrados neste trabalho contrariam as conclusões de Malhi *et al.* (2006) e Anderson *et al.* (2009). Os sítios localizados em regiões de alta produtividade, ou seja, regiões dos interflúvios Rio Solimões e Rio Madeira (Sioli e Klinge 1962; Sioli 1968; Gibbs 1970; Santos e Ribeiro 1988; Konhauser *et al.* 1994; Horbe *et al.* 2005; Queiroz *et al.* 2009) apresentaram estimativas de estoques superiores aos sítios localizados nas regiões de alta influência de rios de água preta (baixa produtividade). Esta discrepância dos resultados pode ser explicada por dois motivos básicos: a aplicação de equações de biomassa diferentes e a falta de dados primários, de campo, nos outros estudos.

Tabela 01. Estimativas dos estoques de biomassa seca acima do solo de árvores vivas adultas de cada sítio amostrado pelo Projeto CADAF.

Sítio	Estoque de AGB	
	Média (t.ha ⁻¹)	IC (95%)
Atalaia do Norte e Benjamin Constant	364.7	11.2
Resex do Rio Jutai	353.0	12.7
Resex do Auati-paraná	373.5	11.1
Resex do Baixo Juruá	291.8	8.8
Rebio do Abufari	261.0	12.2
Resex do Lago do Capanã Grande	362.3	11.9
São Gabriel da Cachoeira	316.2	14.1
Resex do Rio Unini	299.9	8.7
Flona de Pau Rosa	304.9	7.6

De acordo com as análises de dinâmica, observou-se uma tendência de recrutamento duas vezes maior do que a taxa de mortalidade, em todos os sítios monitorados (Resexs do Baixo Juruá, Lago do Capanã Grande, Auati-Paraná, do Rio Unini e a Flona do Pau Rosa). Mesmo assim, com exceção da Resex Lago do Capanã Grande, todos os sítios apresentaram uma redução nos seus respectivos estoques de AGB (Tabela 02). Este comportamento pode ser explicado pelo fato da mortalidade ocorrer em todas as classes de diâmetro, inclusive de indivíduos de DAPs grandes, que não é suprimida pela entrada de árvores finas. Em termos de *ingrowth*, foi observado que é muito raro uma árvore “pular” duas classes num período de até 5 anos. Esta taxa, nas primeiras classes (até 40 cm de DAP) tende a ser menor (média de 7%), já para as classes maiores, esta média sobe para quase 15% indicando que a floresta continua em desenvolvimento.

Tabela 02. Relação do estoque de biomassa seca acima do solo de dois períodos distintos.

Sítio	Período monitorado	Dinâmica do estoque (%)
Flona de Pau Rosa	2009 – 2013	-2,2%
Resex do Baixo Juruá	2006 – 2013	-3,7%
Resex Lago do Capanã Grande	2008 – 2012	+6,6%
Resex do Rio Unini	2010 – 2012	-13,8%
Resex do Auati-paraná	2007 – 2012	-4,9%

CONCLUSÃO

Mesmo com um esforço amostral enorme, ainda falta muito para responder certas questões sobre os estoques de biomassa da floresta amazônica. O uso da altura dominante de cada sítio para corrigir o uso de uma equação genérica pode ser uma alternativa interessante, mas precisa ser estudada mais a fundo. Apesar dos resultados curiosos da análise da dinâmica da floresta, é importante esclarecer que o monitoramento dos sítios foi de apenas dois períodos. É necessária a continuidade para avaliar com mais precisão a dinâmica da floresta. É possível que esta tendência (decréscimo no estoque) possa ser revertida numa próxima amostragem. Pois as relações ecológicas da floresta (*recrutamento* e *ingrowth*) apresentaram resultados positivos, o que indica que a floresta primária de terra firme ainda possui capacidade de se renovar, mesmo que isto não se reflita em termos absolutos de estoque de biomassa.

REFERÊNCIAS

Anderson, L. O.; Malhi, Y.; Ladle, R. J.; Aragão, L. E. O. C.; Shimabukuro, Y.; Phillips, O. L.; Baker, T.; Costa, A. C. L.; Espejo, J. S.; Higuchi, N.; Laurance, W. F.; López-González, G.; Monteagudo, A.; Núñez-Vargas, P.; Peacock, J.; Quesada, C. A.; Almeida, S.; Vásquez, R. 2009. Influence of landscape heterogeneity on spatial patterns of wood productivity, wood specific density and above ground biomass in Amazonia. *Biogeosciences*, 6: 2039-2083.

Chave, J.; Condit, R.; Muller-Landau, H. C.; Thomas, S. C.; Ashton, P. S.; Bunyavejchewin, S.; Co, L. L.; Dattaraja, H. S.; Davies, S.; Esufali, S.; Ewango, C. E. N.; Feeley, K. J.; Foster, R. B.; Gunatilleke, N.; Gunatilleke, S.; Hall, P.; Hart, T. B.; Hernández, C.; Hubbell, S. P.; Itoh, A.; Kiratiprayoon, S.; LaFrankie, J. V.;

Lao, S. L. de.; Makana, J-R.; Noor, M. N. S.; Kassim, A. R.; Samper, C.; Sukumar, R.; Suresh, H. S.; Tan, S.; Thompson, J.; Tongco, M. D. C.; Valencia, R.; Vallejo, M.; Villa, G.; Yamakura, T.; Zimmerman, J. K.; Losos, E. C. 2008. *Assessing Evidence for a Pervasive Alteration in Tropical Tree Communities*. PLoS Biology, 6(3):455-462.

Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. John Wiley & Sons, 3rd. Edition. 428p.

Eva, H. D.; Achard, F.; Stibig, H. J.; Mayaux, P. 2003. Response to comment on “ Determination of deforestation rates of the World ´ s humid tropical forests.” *Science* 299:1015b.

Fearnside, P.M.; Laurance, W. F. 2003. Comment on “ Determination of deforestation rates of the World ´ s humid tropical forests.” *Science* 299:1015a.

Gibbs, R. J. 1970. Water chemistry of Amazon river. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 36: 1061-1066.
Higuchi, N., J. dos Santos e F.C.S. Jardim. 1982. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. *Acta Amazônica*, 12(1):91-103.

Higuchi, N. 1986-87. Amostragem sistemática versus amostragem aleatória em floresta tropical úmida de terra-firme na região de Manaus. *Acta Amazônica*, 16/17 (único): 393-400.

Higuchi, N., Perereira, H. dos S., Santos, J., Lima, A. J. N., Higuchi, F. G., Higuchi, M. I. G., Ayres, I. G. S. S. 2009. *Governos locais amazônicos e as questões climáticas globais – Manaus*. p. 104.

Higuchi, N.; Santos, J. dos; Jardim, F. C. S. 1982. Tamanho da parcela amostral para inventários florestais. *Acta Amazonica*, 12 (1):91-103.

Horbe, A. M. C.; Gomes, I. L. F.; Miranda, S. A. F.; Silva, M. S. R. 2005. Contribuição à hidroquímica de drenagens no município de Manaus – Amazonas. *Acta Amazonica*, 35: 119-124.

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.

Husch, B.; Miller, C. I.; Beers, T. W. 1972. *Forest Mensuration*. New York: John Wiley & Sons, p. 402, 2º ed.

Konhauser, K. O.; Fyfe, W. S.; Kronberg, B. I. 1994. Multi-element chemistry of some Amazonian Waters and soils. *Chemical Geology*, 11:155-175.

Loetsch, F., Zöhner, F. e Haller, K.E. 1973. *Forest Inventory*. 2ed., Munich, BLV Verlagsgesellschaft. 469p. Vol. II.

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.; Laurance, S. G.; Laurance, W. F.; Lewis, S. L.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Núñez-Vargas, P.; Pitman, N. C. A.; Quesadas, C. A.; Salomão, R.; Silva, J. N.; Lezama, A. T.; Terborgh, J.; Vásquez-Martínez, R.; Vicenti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, 12: 1107-1138.

Oliveira, M. M. de. 2010. *Tamanho e Forma de Parcelas para Inventários Florestais de Volume de Madeira e Estoque de Carbono de Espécies Arbóreas da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. 72 p.

Péllico Netto, S. e Brena, D.A. 1997. *Inventário Florestal*. Editorado pelos autores. 316p. Vol. I.

Queiroz, M. M. A., Horbe, A. M. C., Seyler, P., Moura, C. A. V. 2009. The Solimões river hydrochemistry between Manacapuru and Alvarães – Amazonas – Brazil. *Acta Amazonica*, 39 (4): 943-952.

Saatchi, S. S.; Harris, N. L.; Brown, S.; Lefsky, M.; Mitchard, E. T. A.; Salas, W.; Zutta, B. R.; Buermann, W.; Lewis, S. L.; Hagen, S.; Petrova, S.; White, L.; Silman, M.; Morel, A. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *PNAS*, 108 (24): 9899-9904.

Santos, U. M.; Ribeiro, M. N. G. 1988. A Hidroquímica do rio Solimões – Amazonas. *Acta Amazonica*, 18 (3-4): 145-172.

Sioli, H.; Klinge, H. 1962. Solos, típicos de vegetação e águas na Amazônia. *Amazoniana*, 1:27-41.

Sioli, H. 1968. *Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region*. *Amazoniana*, 3:267-277.

ter Steege, H.; Pitman, N. C. A.; Phillips, O. L.; Chave, J.; Dabatier, 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.

Weise, W. 1880. *Ertragstafeln für Kiefer*. J. Springer. 156 p.

CAPÍTULO 4

DINÂMICA DE RAÍZES FINAS EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL

Rosiane Oliveira da SILVA¹; Cacilda Adélia Sampaio de SOUZA¹; Lucas Kosvoski de OURIQUE¹; Hideyuki NOGUCHI²; Joaquim dos SANTOS¹; Niro HIGUCHI¹ e Moriyoshi ISHIZUKA²

1 - Laboratório de Manejo Florestal (LMF), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA - Av. André Araújo, 2.936 Petrópolis, 69011-970 Manaus, AM, Brasil

2 - Instituto de Florestas e Produtos Florestais do Japão (FFPRI) - Tsukuba, Ibaraki prefecture 305-8687, Japão

INTRODUÇÃO

A dinâmica das raízes finas é, particularmente, importante para as florestas tropicais, onde a biomassa e as taxas de produção e decomposição são elevadas (Silver *et al.* 2005). E, apesar de, geralmente, representarem menos de 5% da biomassa florestal (Sanford 1989), apresentam grande contribuição nos ciclos biogeoquímicos por ser a parte mais dinâmica do sistema radicular (Silver *et al.* 2005; Trumbore e Gaudinski 2003). A sua importância na ciclagem de nutrientes e na produtividade florestal não é proporcional à sua contribuição para a biomassa total (Sanford 1989).

Em florestas tropicais, as raízes finas, em contraste com os outros componentes acima do solo, são os componentes menos estudados e compreendidos. Em uma floresta de terra firme na Amazônia Central, em duas contrastantes topografias (platô e baixo) verificou-se que a estrutura e composição de espécies diferenciam-se de acordo com cada tipo de solo (Carneiro 2004; Castilho *et al.* 2006). Assim sendo, procurou-se verificar se a biomassa de raízes finas também segue esse padrão de diferenciação.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado em uma floresta de terra firme localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA (EEST-INPA). A EEST está distante, aproximadamente, 90 km a noroeste da cidade de Manaus com acesso pelo BR-174 (Figura 1). As coordenadas geográficas da estação são 2°35'55,5" de latitude sul e 60°02'14,8" de longitude oeste GRW.



Figura 1 – Localização da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA, Manaus-AM.

O tipo climático da EEST, conforme a classificação de Köppen é o Amw, que é caracterizado como tropical chuvoso com temperaturas elevadas. Com temperatura média de 26,0 °C e precipitação anual média de 2.612 mm (Antonio 2011). A cobertura florestal da EEST pode ser considerada como típica da floresta tropical úmida densa de terra firme (Higuchi *et al.* 2003).

A topografia da EEST apresenta um relevo levemente ondulado com sequências de platô, vertente e baixio. A diferença entre as calhas dos igarapés e a superfície dos platôs varia entre 70 a 80 m (Santos 1996). Nos platôs, os solos apresentam textura argilosa e nos do baixio textura arenosa, sendo classificados como Latossolo amarelo e Espodosolos hidromórficos, respectivamente (Ferraz *et al.* 1998).

Em seis parcelas de 60 x 60 m (Figura 2), contemplando duas tipologias de solos (argiloso e arenoso), foram coletadas amostras de raízes finas (≤ 2 mm) com a utilização de anel volumétrico de 100 cm³ e trado de amostras indeformadas (TAI) tipo Uhland (Figuras 2 e 3). Cada parcela foi subdividida em sub-parcelas de 20 x 20 m, onde foram coletadas amostras de raízes finas nos anos de 2010, 2011 e em duas ocasiões de 2012, as quais foram denominadas de 2012a e 2012b.

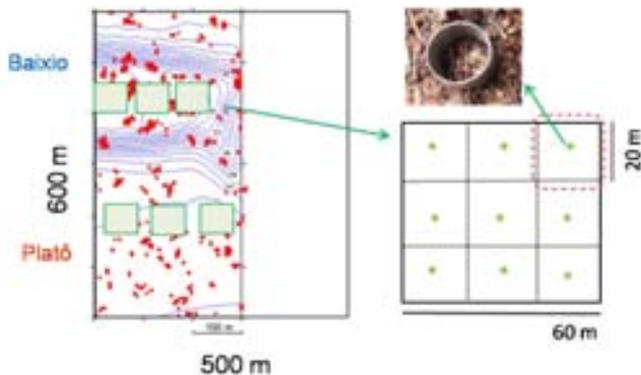


Figura 2 – Esquema das parcelas e sub-parcelas onde foram coletadas as amostras de raízes finas com a utilização de anel volumétrico, em dois ambientes com solos distintos.



Figura 3 – Trado utilizado na coleta da camada de 10-20 cm.

As amostras foram coletadas em diferentes gradientes de profundidade: 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm, uma vez que, grande parte da biomassa de raízes finas, cerca de 80%, está localizada nos primeiros 30 cm de solo (Witschoreck *et al.* 2003; Sanford 1989). Posteriormente, foram identificadas, armazenadas em sacos plásticos e

levadas até a base de apoio da Estação, onde foram conservadas em geladeira. Para a separação das raízes do solo, as amostras foram lavadas em água corrente com a utilização de peneira com malha de 2 mm de abertura e uma bacia (Figura 4).



Figura 4 – Processo de lavagem das amostras de raízes finas.

As raízes que ficavam depositadas na peneira foram triadas e classificadas em vivas ou mortas. A classificação teve como base as características de coloração e elasticidade, onde as raízes mortas apresentam uma coloração escura e são quebradiças devido à deterioração do xilema e o decréscimo do grau de coesão entre o córtex e a epiderme (Xiao *et al.* 2008). Dessa forma, as raízes vivas geralmente apresentam uma coloração mais clara e são mais elásticas. O restante de água da bacia foi peneirado por mais cinco vezes com o auxílio de escumadeira com malha de 1 mm de abertura, visando a menor perda possível de material.

Após a triagem, as raízes já classificadas, foram armazenadas em sacos de papel e secas em estufa a 65°C. Para proceder a primeira pesagem, as amostras foram mantidas em estufa por período de 48 horas e permaneceram na estufa por período inferior a 15 dias até obtenção do peso constante. Após a secagem foi realizada a pesagem em balança analítica com precisão de 0,001 g.

Para obtenção do conteúdo volumétrico de umidade do solo foram instalados na área de estudo sensores de umidade (Decagon Devices - Em 50,5 ch). Os sensores, assim como a coleta das raízes, foram instalados obedecendo um gradiente de profundidade: 7 cm e 15 cm. Os dados de precipitação foram obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A biomassa média de raízes finas (raízes vivas + mortas) foi de $11,39 \pm 2,13 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (IC 95%); $8,13 \pm 0,56 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (IC 95%); $7,40 \pm 0,50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (IC 95%) e $7,61 \pm 0,63 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (IC 95%) para os anos de 2010, 2011, 2012a e 2012b, respectivamente. As estimativas do estoque médio de raízes finas para a região amazônica encontradas na literatura são: $12,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Sanford 1989); $4,98 - 5,33 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Klinge 1973); $8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Powers *et al.* 2005); $2,01 - 2,96 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Silver *et al.* 2005); $2,34 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Trumbore *et al.* 2006) e $8,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Lima *et al.* 2012). As incertezas das estimativas deste estudo são sempre em torno de 10%, o que significa que as mesmas são robustas e que foram obtidas de uma intensidade amostral ideal.

Considerando os diferentes tipos de solos, a biomassa média no período avaliado foi de $6,87 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ e $10,38 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para o platô e baixio, respectivamente (Figura 5). Esta diferença pode ser explicada pelas características distintas apresentadas pelos dois ambientes avaliados. Segundo Sanford (1989), as características físicas e conseqüentemente a drenagem dos solos, podem influenciar diretamente no crescimento das raízes.

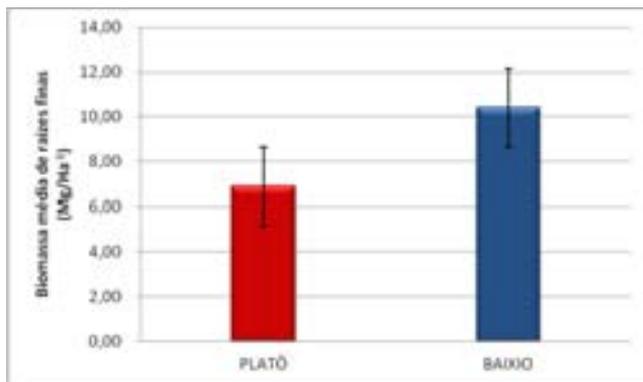


Figura 5: Biomassa média (raiz viva + morta) nas diferentes topografias (platô e baixo) no período estudado (2010, 2011, 2012 a e 2012 b).

Segundo Jiménez *et al.* (2009), na Amazônia colombiana, avaliando biomassa de raízes finas até 20 cm de solo, encontrou os valores de 3,04 Mg.ha⁻¹ e 3,63 Mg.ha⁻¹ para solo argiloso em uma floresta de terra firme no Parque Nacional de Amacayacu e 10,938 Mg.ha⁻¹ para solo arenoso (caatinga) na Estação Biológica de Zafire. Silver *et al.* (2005), na Floresta Nacional de Tapajós, Pará, encontrou valores de 2,18 Mg.ha⁻¹ para solo argiloso e 2,92 Mg.ha⁻¹ para solo arenoso para biomassa de raízes finas até 10 cm de solo. Em ambos os estudos, os autores, apontam a textura do solo como um dos principais fatores que influenciaram na biomassa de raízes.

A textura do solo pode ser um importante controle da biomassa. No entanto, indiretamente, a impedância mecânica gerada pelas diferentes características dos solos (Sanford e Cuevas, 1996) é mais relevante. Os solos do baixo possuem macroporos, permitindo assim, penetração relativamente fácil das raízes (Sanford 1989; Taiz e Zeiger 2004). Além dos fatores inerentes ao solo, o desenvolvimento das raízes também sofre influência de variáveis ambientais, como por exemplo, a precipitação que afeta a disponibilidade de água no solo (Gonçalves e Mello 2000; Finér *et al.* 2011).

Na figura 6 observa-se a relação entre a precipitação e o conteúdo de água no solo com a biomassa de raízes finas vivas (BRV) e mortas (BRM). A BRV, quando comparada a BRM, foi superior em ambos ambientes (Figura 5a). A BRV no baixo, devido a todas as características já citadas anteriormente, como drenagem e porosidade, foi maior (Figura 5a).

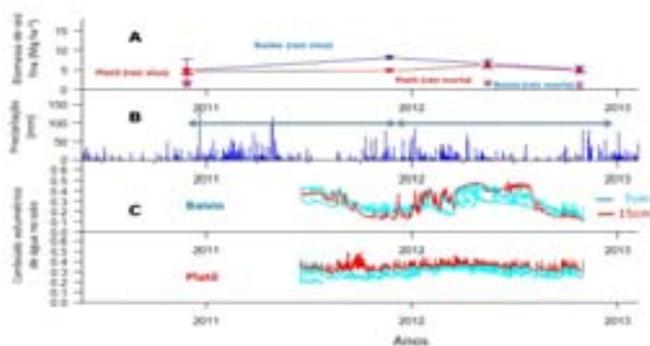


Figura 6: A- Biomassa de raízes finas vivas (BRV) e mortas (BRM); B- Precipitação na EEST no período de estudo; C- Conteúdo de água no solo no período estudado.

A precipitação apresentou-se bem distribuída, onde os picos referem-se ao período chuvoso (Figura 5B), que segundo Miranda (2002), para a área deste estudo, abrange os meses de dezembro a maio. De acordo com Taiz e Zeiger (2004), o conteúdo de água no solo depende em grande parte do tipo e estrutura do solo. Isso pode explicar o comportamento diferenciado entre os solos do platô e baixo (Figura 5c), uma vez que no baixo a variação do conteúdo de água no solo foi maior.

No final do ano 2011, verificou-se um pico na biomassa do baixo, que pode ser explicado pelo baixo conteúdo de água nesse ambiente (Figura 5A e 5C). Tal comportamento pode ser uma estratégia da planta para aumentar a capacidade de absorção de recursos do solo (Eissenstat *et al.* 2000; Lima *et al.* 2012). Esta é uma estratégia alternativa das plantas que aumentam a absorção de água não por meio do aumento da massa total de raiz, mas pela produção de raízes mais finas com maior comprimento (Metcalf *et al.* 2008).

No entanto, esse período de baixa umidade no baixo coincide com o período chuvoso na área em estudo (Figura 5b e 5b). Verifica-se que mesmo sendo um período de ocorrência de chuvas não houve um aumento no gradiente de água no solo. Esse comportamento pode ser explicado pelas características deste solo que apresentam maior drenagem e dessa forma, resulta no escoamento de água e nutrientes para as camadas mais profundas do solo.

CONCLUSÃO

Ao contrário da biomassa total (acima do solo + raízes grossas acima de 2 mm de diâmetro), os estoques de raízes finas são maiores no baixo do que no platô. Neste estudo foi confirmado que a contribuição das raízes finas à biomassa total da floresta - dentro de uma área fixa - é de, aproximadamente, 2%. Apesar da pequena contribuição, as raízes finas são importantes nos processos de ciclagem de água e nutrientes e na produtividade da floresta.

REFERÊNCIAS

- Antonio, I. C. 2011. Boletim agrometeorológico 2010: Agroclimatológica da Embrapa Amazônia Ocidental, no km 29 da Rodovia AM-010. *Documentos*. Vol 93. 29 p.
- Carneiro, V. M. C. 2004. Composição Florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do Rio Cuieiras, Manaus-AM. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais/INPA. 77 p.
- Castilho, C. V. *et al.* 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*. 234: 85–96.
- Eissenstat, D. M., Wells, C. E., Yanai, R. D., Whitbeck, J. L. 2000. Bulding roots in a changing environment: implications for root longevity. *New Phytologist* 147: 33-42.
- Ferraz, J.; Ohta, S.; Sales, P.C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao norte de Manaus (AM). In: Higuchi, N.; Campos, M.A.A.; Sampaio, P.T.B.; Santos, J.(Ed.) *Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazonia - Manaus*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 111-143.
- Finér, L.; Ohashi, M.; Noguchi, K.; Hirano, Y. 2011. Fine root production and turnover in forest ecosystems in relation to stand and environmental characteristics. *Forest Ecology and Management* 262: 2008–2023.
- Gonçalves, J.L.M.; Mello, S.L.M. 2000. O sistema radicular das árvores. In: *Nutrição e fertilização de florestas*. Piracicaba: IPEF, pp.221-267.

Higuchi, N. *et al.* 2003. Uso de Bandas Metálicas e dendrômetros automáticos para a definição do padrão de crescimento individual das principais espécies arbóreas da floresta primária da região de Manaus, Amazonas, Brasil. In: Higuchi *et al.* 2004. *Projeto Jacaranda Fase II: Pesquisas Florestais na Amazônia Central*. Manaus: INPA, 252 p. livro, pp. 55 a 68.

Jiménez, E. M. *et al.* 2009. Fine root dynamics for forests on contrasting soils in the Colombia Amazon. *Biogeosciences*. 6: 2809-2827.

Klinge, H. 1973. Root mass estimation in lowland tropical rain forests of central Amazonia, Brazil: I. Fine root masses of pale yellow latosol and a giant humus podzol. *Tropical Ecology*. 14: 29–38.

Lima, T. T. S.; Miranda, I. S.; Vasconcelos, S. S. 2012. Fine-root production in two secondary forest sites with distinct ages in Eastern Amazon. *Acta Amazônica*. 42(1): 95–104.

Metcalf, D. B. *et al.* 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. *Plant Soil*. 311: 189-199.

Miranda, E.V. 2002. *Padrão de desenvolvimento radial horário do fuste de três espécies florestais típicas da Amazônia utilizando dendrômetros automáticos*. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais/INPA. 76p.

Powers, J.S.; Treseder, K.K; Lerdau, M.T. 2005. Fine roots, arbuscular mycorrhizal hyphae and soil nutrients in four neotropical rain forests: patterns across large geographic distances. *New Phytologist*, Vol. 165, No. 3 (Mar., 2005), pp. 913-921.

Sanford, R.L. Jr. 1989. Root systems of three adjacent, old growth Amazon forests and associated transition zones. *Journal of Tropical Forest Science*. 1 (3):268-279.

Sanford, R.L.; Cuevas, E. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forests. In: S.S. Mulkey; R.L. Chazdon & A.P. Smith (Ed.). *Tropical forest plant ecophysiology*. Chapman & Hall, New York, p. 268-300.

Santos, J. 1996. *Análise de modelos de regressão para estimar a fitomassa da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG. 120p.

Silver, W. *et al.* 2005. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. *Global Change Biology*, 11: 290-306.

Taiz, L.; Zeiger, E. 2004. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed. 719 p.

Trumbore S.E.; Gaudinski J.B. 2003. The Secret Lives of Roots. *Science*, (302):1344-1345.

Trumbore, S.; Costa, E. S.; Nepstad, D. C.; Camargo, P. B.; Matinelli, L. A.; Ray, D.; Restom, T.; Silver, Whendee. 2006. Dynamics of fine root carbon in Amazonian tropical ecosystems and the contribution of roots to soil respiration. *Global Change Biology*, 12: 217–229.

Witschoreck, R.; Schumacher, M. V.; Caldeira, M.V.W. 2003. Estimativa da biomassa e do comprimento de raízes finas em *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake no município de Santa Maria-RS. *Rev. Árvore*, 27(2): 177-183.

Xiao, C. W.; Sang, W. G.; Wang, Ren-Zhong. 2008. Fine root dynamics and turnover rate in an Asia white birch forest of Donglingshan Mountain, China. *Forest Ecology and Management*, 255: 765–773.

CAPÍTULO 5

DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DA BIOMASSA DE RAÍZES FINAS EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL

Cacilda Adélia Sampaio de SOUZA¹; Rosiane Oliveira da SILVA¹; Lucas Kosvoski de OURIQUE¹; Hideyuki NOGUCHI²; Joaquim dos SANTOS¹; Niro HIGUCHI¹ e Moriyoshi ISHIZUKA²

1 - Laboratório de Manejo Florestal (LMF), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA - Av. André Araújo, 2.936 Petrópolis, 69011-970 Manaus, AM, Brasil

2 - Instituto de Florestas e Produtos Florestais do Japão (FFPRI) - Tsukuba, Ibaraki prefecture 305-8687, Japão

INTRODUÇÃO

As raízes das plantas constituem um dos principais meios para acessar os recursos do solo, sendo as raízes finas (diâmetro ≤ 2 mm) as principais responsáveis pela absorção de água e nutrientes (Navroski *et al.* 2010). Embora contribuam com apenas 1 a 3% da biomassa total de árvores de uma floresta (IPCC 1999), elas são parte considerável da produção primária líquida (PPL). Segundo Navroski *et al.* (2010), as raízes constituem cerca de 30-50% da PPL global e sua dinâmica tem o potencial de contribuir significativamente para a ciclagem de nutrientes e para a dinâmica de carbono das florestas.

Apesar do papel fundamental no ecossistema, o funcionamento das raízes finas é pouco compreendido em razão das dificuldades técnicas dos métodos utilizados no seu estudo. Outro fator é referente à variação local da biomassa de raiz fina, que é alta dentro e entre os sítios que refletem os fatores ambientais. Além disso, a maioria desses estudos é direcionada a regiões temperadas e poucos têm se voltado a regiões tropicais (Metcalfe *et al.* 2008).

Na Amazônia, existem poucos dados disponíveis sobre a distribuição das raízes finas e os fatores que afetam sua biomassa. Segundo Silver *et al.* (2005), os diferentes tipos de solo e a disponibilidade de nutrientes são os principais fatores que regulam os padrões de biomassa e comprimento das raízes finas. Mediante a isto, o objetivo deste estudo foi quantificar e comparar a distribuição vertical da biomassa de raízes finas em diferentes ambientes (platô e baixo) em uma floresta de terra firme, na Amazônia Central.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma floresta de terra firme, localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST) do INPA, núcleo ZF-2 (Figura 1). Esta área localiza-se, aproximadamente, a 90 km ao noroeste de Manaus com acesso pela BR-174. As coordenadas geográficas da EEST estão aproximadamente entre 2°35'55,5" de latitude sul e 60°02'14,8" de longitude oeste. A área de estudo é uma parcela permanente do LMF/INPA que cobre uma área de 30 ha e localiza-se no km 18 da estrada vicinal ZF-2.

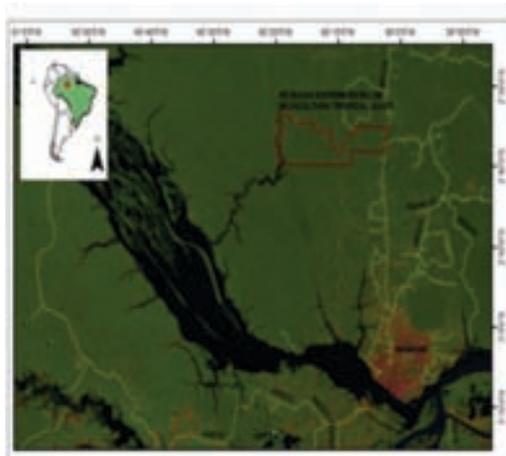


Figura 1: Localização da Estação Experimental de Silvicultura Tropical. Fonte: LMF.

Esta área é coberta por floresta tropical úmida densa de terra firme e a topografia apresenta sequência de platô, vertente e baixo (Higuchi *et al.* 2003). Os solos do platô apresentam textura argilosa e os do baixo textura arenosa, sendo classificados como Latossolo amarelo e Espodosolo hidromórficos, respectivamente (Ferraz *et al.* 1998). O clima da região, segundo a classificação de Köppen é do tipo Amw, que é caracterizado como tropical chuvoso com temperaturas elevadas. Segundo Antonio (2011), a temperatura média é de 26,0 °C e a precipitação anual média é de 2.612 mm.

Em seis parcelas de 60 x 60 m, subdivididas em sub-parcelas de 20 x 20 m, foram coletadas amostras de raízes finas (≤ 2 mm) (Figura 2). As amostras foram coletadas em 11 camadas de profundidade. Para a coleta das camadas de 0-5 e 5-10 cm foi utilizado um anel volumétrico de aço inox com altura de 5 cm e volume de 100 cm³ (Figura 3). Para as demais camadas (10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40, 40-45 e 45-50 cm) foi utilizado um trado para coleta de amostras indeformadas (TAI) tipo Uhland, de aço inox, com volume de coleta de 100 cm³ (Figura 3).

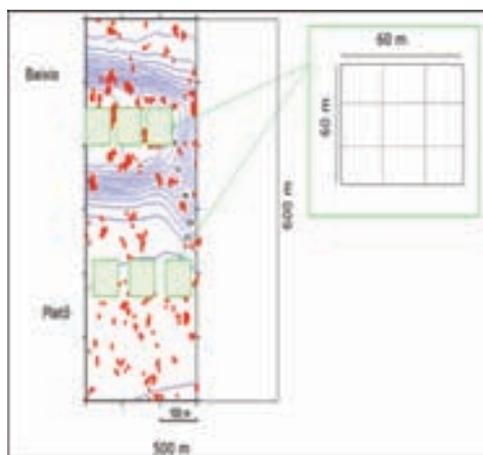


Figura 2: Esquema da distribuição das parcelas na área de estudo.



Figura 3: Métodos utilizados na coleta de raízes finas (A – Anel volumétrico; B e C – Trado).

As amostras coletadas foram identificadas, armazenadas em sacos plásticos e conservadas em geladeira por período inferior a uma semana. Para a separação das raízes e solo, as amostras foram lavadas em peneiras com malha de 2 mm de abertura e bacia (Figura 4). As raízes que ficavam depositadas na peneira eram separadas para serem triadas com auxílio de pinças de aço inox. O restante de água da bacia foi peneirado por mais cinco vezes com auxílio de escumadeira com malha de 1 mm de abertura, visando a perda mínima de material.

Após a triagem, as raízes foram armazenadas em sacos de papel e secas em estufa a 65° C. As amostras foram mantidas em estufa por período de 48 horas até obtenção do peso constante. A pesagem foi realizada em balança analítica com precisão de 0,001 g.



Figura 4: A – Processo de lavagem; B e C – Triagem das amostras de raízes finas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da comparação da biomassa de raízes finas nas profundidades e diferentes classes topográficas são apresentados na Tabela 1. Podemos verificar que é muito provável ($p=0,086$) haver diferença na biomassa de acordo com as diferentes classes topográficas. Em relação à distribuição de raízes nos gradientes de profundidade avaliados, o resultado da ANOVA (Tabela 1) indica que é virtualmente certo ($p<0,0001$) que haja diferença na distribuição de raízes ao longo das diferentes profundidades.

Tabela 1: Análise de variância da densidade de raiz fina entre classes topográficas (platô e baixo), blocos e profundidade.

Fontes de variação	GL	SQ	QM	F	P
Classe topográfica	1	0,0582	0,05816	2,9766	0,0865
Bloco	4	0,0993	0,02483	1,2708	0,2839
Profundidade	9	4,6328	2,31640	118,5533	0,0000
Resíduo	152	2,9699	0,01954		

O desenvolvimento das raízes, além de coordenado pelo genótipo de cada espécie, sofre influência de fatores externos, como por exemplo, densidade e textura do solo (Raven *et al.* 2001; Gonçalves e Mello 2000). Na área estudada, os solos do platô são predominantemente de textura argilosa e os do baixo são predominantemente de textura arenosa. Tais características podem explicar a diferença na densidade de raízes finas de acordo com a classe topográfica.

A textura do solo pode ser um importante controle da biomassa, embora indiretamente, devido à impedância mecânica gerada pelos diferentes tipos de solos, que interfere na aeração e disponibilidade de água (Sanford e Cuevas 1996). Os solos argilosos apresentam área de superfície muito maior e canais menores entre as partículas e ainda contam com o auxílio de substâncias orgânicas, como o húmus, que auxilia na retenção de água e nutrientes (Taiz e Zeiger 2004). No entanto, os solos arenosos apresentam uma área de superfície por unidade de grama de solo relativamente pequena e grandes espaços ou canais entre as partículas (Taiz e Zeiger 2004), tornando-os propícios para o escoamento de água e nutrientes para as camadas mais profundas do solo.

Essa característica pode ser mais bem observada na Figura 5, na qual se pode verificar que a biomassa foi maior no baixo. As características dos solos arenosos “obrigam” as plantas que habitam este local a investirem em biomassa de raízes para capturar água e nutrientes que percolam para as zonas mais profundas do solo. No entanto, nos solos do platô isso não ocorre, pois devido suas características retêm umidade e nutrientes nas zonas superficiais. Dessa forma, as plantas deste tipo de habitat não necessitam investir tanto em biomassa, quanto no baixo, para obter os seus recursos do solo.

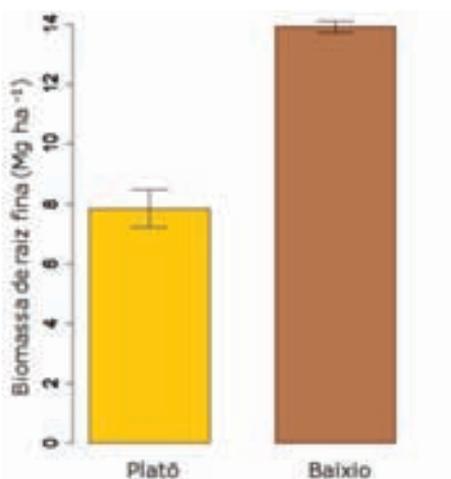


Figura 5: Biomassa de raiz fina (0-50 cm profundidade) nas classes topográficas.

Em relação à distribuição vertical, 74 a 89% das raízes foram encontradas nas camadas de 0 - 20 cm do solo, as quais concentram grande quantidade de matéria orgânica representando, desta maneira, um mecanismo estratégico de captura de nutrientes em solos de baixa fertilidade. Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Witschoreck *et al.* (2003) e Sanford (1989), os quais verificaram em seus estudos, que 80% das raízes foram encontradas nos 30 cm de profundidade. Neste estudo, pode-se observar um padrão de concentração da densidade de raízes nas zonas mais superficiais em ambas as classes topográficas (Figura 6).

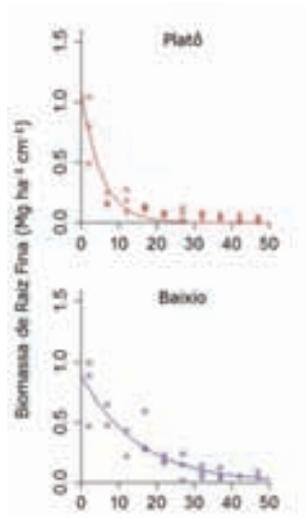


Figura 6: Distribuição vertical da biomassa de raiz fina nas diferentes classes topográficas.

A concentração de raízes nas zonas mais superficiais indica o baixo nível de nutrientes nestes solos e que há maior ciclagem de nutrientes via decomposição da serapilheira (Sanford 1989). Em um estudo realizado por Ferraz *et al.* (1998), na mesma área de estudo, verificou-se que os solos são distróficos, ou seja, apresentam baixa disponibilidade de nutrientes para as plantas. Na Amazônia, apesar dos solos nutricionalmente pobres, a ciclagem de nutriente dentro do próprio sistema é que mantém uma floresta exuberante e de rica biodiversidade (Ferraz *et al.* 2012).

CONCLUSÃO

Como em outras regiões cobertas com florestas tropicais úmidas, as raízes finas se concentram nos primeiros 20 cm do solo. Os estoques são influenciados pelo tipo de solo e pela topografia.

REFERÊNCIAS

Antonio, I. C. 2011. Boletim agrometeorológico 2010: Agroclimatológica da Embrapa Amazônia Ocidental, no km 29 da Rodovia AM-010. *Documentos*. Vol. 93. 29 p.

Ferraz, J.; Ohta, S.; Sales, P.C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao norte de Manaus (AM). In: Higuchi, N.; Campos, M.A.A.; Sampaio, P.T.B.; Santos, J.(Ed.) *Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazonia - Manaus*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. pp. 111-143.

Ferraz, J.B.S.; Bastos, R.P.; Guimarães, G.P.; Reis, T.S.; Higuchi, N. 2012. A floresta e o solo. In: Higuchi, M.I.G.; Higuchi, N. (Eds). *A floresta amazônica e suas múltiplas dimensões: uma proposta de educação ambiental*. 2. Ed. Ver. E ampl. – Manaus: (s.n). p.101-121.

Gonçalves, J.L.M.; Mello, S.L.M. 2000. O sistema radicular das árvores. In: *Nutrição e fertilização de florestas*. Piracicaba: IPEF, p.221-267.

Higuchi, N. *et al.* 2003. Uso de Bandas Metálicas e dendrômetros automáticos para a definição do padrão de crescimento individual das principais espécies arbóreas da floresta primária da região de Manaus, Amazonas, Brasil. IN: Higuchi *et al.* 2004. *Projeto Jacaranda Fase II: Pesquisas Florestais na Amazônia Central*. Manaus: INPA, 252 p. livro, pag 55 a 68.

IPCC. 1999. *The science of climate change*. Cambridge: Cambridge University Press. 572p.

Metcalfe, D. B. *et al.* 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. *Plant Soil*, 311: 189-199.

Navroski, M. C.; Biali, L. J.; Bianchin, J. E.; Camargo, L.; Schumacher, M. V. 2010. Quantificação de biomassa e comprimento de raízes finas em povoamento de *Eucalyptus cloeziana* F. Muell. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 5(4): 535-540.

Raven, H. P.; Evert, F. R.; Eichhorn, E. S. 2001. *Biologia vegetal*. 6.ed Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 906p.

Sanford, R.L. Jr. 1989. Root systems of three adjacent, old growth Amazon forests and associated transition zones. *Journal of Tropical Forest Science*, 1 (3):268-279.

Sanford, R.L.; Cuevas, E. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forests. In: S.S. Mulkey; R.L. Chazdon & A.P. Smith (Ed.). *Tropical forest plant ecophysiology*. Chapman & Hall, New York, p. 268-300.

Silver, W. *et al.* 2005. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. *Global Change Biology*, 11: 290-306.

Taiz, L.; Zeiger, E. 2004. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed. 719 p.

Witschoreck, R.; Schumacher, M. V.; Caldeira, M.V.W. 2003. Estimativa da biomassa e do comprimento de raízes finas em *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake no município de Santa Maria-RS. *Rev. Árvore*, 27(2): 177-183.

CAPÍTULO 6

RELAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA E INCREMENTO EM DIÂMETRO DE UMA FLORESTA MADURA NA AMAZÔNIA CENTRAL

Lucas Kosvoski de OURIQUE¹; Cacilda Adélia Sampaio de SOUZA¹; Rosiane Oliveira da SILVA¹; Hideyuki NOGUCHI²; Rempei SUWA²; Takuya KAJIMOTO²; Moriyoshi ISHIZUKA²; Joaquim dos SANTOS¹ e Niro HIGUCHI¹

1 - Laboratório de Manejo Florestal (LMF), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA - Av. André Araújo, 2.936 Petrópolis, 69011-970 Manaus, AM, Brasil

2 - Forestry and Forest Products Research Institute - Tsukuba, Ibaraki prefecture 305-8687, Japão

INTRODUÇÃO

A produção de serapilheira e o incremento em biomassa das árvores são componentes importantes da produção primária líquida (PPL) do sistema florestal, que garantem a dinâmica do carbono acima do solo (Clark *et al.* 2001). O diâmetro do tronco é comumente mensurado para verificar a quantidade de carbono que as árvores têm estocado por meio da utilização de equações alométricas. Quando há repetições nessa medida em intervalo de tempo, o incremento significa a produtividade dessas florestas, sendo que essas taxas podem indicar o quanto de carbono as árvores sequestraram em novos tecidos.

A serapilheira é uma forma de retorno para o sistema florestal, sendo uma parte importante da ciclagem de nutrientes. O material orgânico depositado vai se decompondo e funciona como fonte contínua de nutrientes para o solo. Na região da Amazônia Central, onde os solos são pobres, os nutrientes estão estocados na biomassa da vegetação, sendo a ciclagem de nutrientes via serapilheira vital para sua manutenção e produção dessas florestas. (Herrera *et al.* 1978; Vitousek 1984).

A relação entre os solos, vegetação e a ciclagem de nutrientes ganha contexto diferenciado em função das contrastantes texturas dos solos da Amazônia Central. O platô (argiloso) e o baixo (arenoso) têm diferentes características, o que interfere diretamente na velocidade da decomposição da serapilheira e na conservação de água (Luizão *et al.* 2004; Telles *et al.* 2003). Nesse sentido, as árvores que habitam os diferentes solos podem ter sua produtividade influenciada por essas características que influenciam na disponibilidade de nutrientes e água que são essenciais e limitantes para o crescimento das árvores.

Dessa forma, os incrementos das árvores são diferentes entre as espécies e até mesmo entre os indivíduos da mesma espécie. Entretanto, espécies adaptadas podem apresentar elasticidade em diferentes condições ambientais. Diante disto, a proposta deste estudo foi investigar se o incremento das árvores sofre influência do retorno da biomassa ao sistema por meio da serapilheira nos diferentes ambientes avaliados (platô e baixo) de acordo com o regime de chuva. Nesse sentido, procurou-se responder as seguintes perguntas: a produção de serapilheira é diferente em função do tipo de solos? O incremento em diâmetro varia com a produção de serapilheira? Qual é a correlação de produção de serapilheira e o incremento? Espécies que ocorrem em platô e baixo crescem de forma diferente em função da maior ou menor quantidade de serapilheira aportada?

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA, vicinal ZF2 (EEST/INPA), distante, aproximadamente, 90 km a noroeste de Manaus. As parcelas utilizadas neste estudo foram dois transectos com dimensão de 20x2500 m cada, monitoradas desde o ano de 1996 com o início do projeto JACARANDA (JICA). Os transectos são dispostos em duas direções, o primeiro no km 28 do ramal ZF2 na direção leste-oeste e o segundo no km 33 na direção norte-sul. As coletas foram realizadas durante um ano, entre os meses de setembro de 2012 a setembro de 2013, proporcionando a observação da sazonalidade regional.

AMOSTRAGENS E DELINEAMENTO

Para a coleta de serapilheira foram instalados 120 coletores, distribuídos, proporcionalmente, no platô e baixo. Os coletores possuem área de 0,25 m² e foram dispostos sistematicamente em 2 linhas equidistantes com 10 m entre si a cada 40 metros ao longo dos transectos. O material foi coletado em períodos de 15 a 30 dias e separado em folhas, galhos (diâmetro < 2 cm) e miscelânea. Em seguida, esse material foi secado em estufa a 65 °C e pesado em balança analítica. Após a secagem, o material foi moído para posterior análise dos teores de carbono e nitrogênio em analisador elementar Perkin Elmer 2400 no laboratório temático de solos e plantas do INPA.

O experimento com bandas dendrométricas foi instalado em 1999 (Silva *et al.* 2002). No entanto, para este estudo foram considerados somente os dados coletados durante o experimento de serapilheira. Para a avaliação do incremento foram selecionadas 250 árvores com bandas dendrométricas, distribuídas aleatoriamente entre indivíduos arbóreos de diferentes classes de diâmetros e proporcionalmente entre as classes topográficas.

Os dados de precipitação e potencial hídrico dos solos foram obtidos por meio de equipamentos automáticos instalados na área de estudo, onde as coletas foram realizadas mensalmente. O pluviômetro automático possui sistema de armazenamento digital de dados, que monitora a quantidade de chuva. Os dados de potencial hídrico do solo foram obtidos por meio de tensiômetros distribuídos aleatoriamente nas áreas de platô e baixo, instalado em diferentes gradientes de profundidades (7 cm, 15 cm e 25 cm), monitorados a cada hora.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foi realizado uma ANOVA de medidas repetidas para a análise da produção de serapilheira e do incremento em diâmetro. Para proceder esta análise foi utilizado o método proposto por von Ende (1993) para avaliar experimentos com medições repetidas. Nesta metodologia, os fatores de correção G-G (Greenhouse-Geisser) e H-F (Huynh-Feldt) são utilizados para fazer inferência sobre as probabilidades do teste, corrigindo o valor de F. Para o relacionamento entre as variáveis (produção de serapilheira, incremento, precipitação e potencial hídrico) utilizou-se a correlação de Pearson com o teste de Bonferroni onde foi considerada uma média mensal (n= 12) para correlação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO PRECIPITAÇÃO E POTENCIAL HÍDRICO DOS SOLOS

A precipitação acumulada para o ano estudado foi de 3155 mm, acima da média histórica de 40 anos da EMBRAPA que é de 2612 mm (Antonio 2011). Quando correlacionados os dados de precipitação e

umidade dos solos é possível notar um pouco da diferença entre os solos do platô e baixo. Esta diferença fica mais evidente quando é feita uma correlação entre a precipitação e a umidade em cada local, onde o platô praticamente não tem correlação com a precipitação $r=0,13$ ($p=0,69$) e os solos do baixo apresentam uma correlação fraca $r=0,31$ ($p=0,12$), que, no entanto, deve ser considerada. Estes resultados podem ser devido às diferentes características granulométricas dos solos. Os solos do platô possuem partículas de argila e dessa forma conseguem reter e manter a umidade em períodos com menores índices pluviométricos. Já os solos do baixo, possuem partículas de areia e assim a água percola em direção às camadas mais profundas (Marques *et al.* 2010; Telles 2003).

PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA

A estimativa da produção de serapilheira para o período foi de $7,1 \pm 0,23 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o platô, $6,3 \pm 0,15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o baixo (IC= 95%). A produção de serapilheira foi diferente entre as classes topográficas ($n=120$, $p=0,008$) e entre os meses (tempo=12, $n=120$, $p=0,0001$). Não houve interação entre os fatores topografia e tempo. A queda do material orgânico das árvores apresentou um comportamento contrário à quantidade das chuvas. Observou-se que os primeiros 5 meses, com apenas 20% da precipitação acumulada (junho a outubro), foram os que apresentaram maior produção de serapilheira, com 56% do total da queda anual. Do total da produção de serapilheira, a produção de folhas obteve cerca de 70%, seguida da produção de galhos e miscelânea com 14% e 16%, respectivamente.

Os teores carbono foram de $46,6 \pm 2,1 \%$ (IC 95%) para o platô e $46,5 \pm 2,6 \%$ (IC 95%) para o baixo. As produtividades de serapilheira em carbono durante o período observado foram: $3,35 \pm 0,15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $2,94 \pm 0,10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o platô e o baixo, respectivamente. Os teores de nitrogênio presentes no material da serapilheira foram virtualmente diferentes ($n=48$, $p=0,000$) entre o platô e o baixo, sendo de 1,48% e 1,15%, respectivamente. Assim, a relação C/N também foi diferente para as áreas de estudo, sendo de $31,5 \pm 1,5$ no platô e $40,5 \pm 2,9$ no baixo.

Os resultados para a produção de serapilheira são semelhantes aos encontrados na Amazônia Central. Luizão e Schubart (1987) e Luizão (1989) encontraram, respectivamente, valores de $7,42 \pm 1,1$; $8,25 \pm 0,8$ para o platô e $6,48 \pm 0,8$ e $7,44 \pm 0,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o baixo. Ambas as estimativas são semelhantes. Entretanto, considerando o intervalo de confiança a estimativa desse estudo apresenta valores bem menores, mostrando uma incerteza na estimativa menor do que 4%. Esta baixa incerteza está associada ao esforço amostral deste estudo. Luizão *et al.* (2004) encontraram valores semelhantes no percentual de nitrogênio da serapilheira, apontando esse resultado como um dos fatores para decomposição da serapilheira ser mais lenta no baixo comparativamente ao platô. A menor produção de serapilheira no baixo está relacionada à menor quantidade de árvores e consequentemente menor biomassa.

O pico de produção no período de menor precipitação é parte da estratégia de sobrevivência das árvores para economizar água. A diminuição da umidade no solo faz com que as árvores dispersem folhas velhas para diminuir a perda de água por transpiração (Van Shaik *et al.* 1993). As correlações entre a produção de serapilheira e a precipitação acumulada apresentaram valores negativos, demonstrando que os maiores valores de produção estão associados aos menores valores de precipitação acumulada, onde a correlação de Pearson para o platô foi de $r= -0,83$ ($p=0,001$) e $r= -0,70$ ($p=0,011$) para o baixo. Estas correlações são bem mais altas do que de outros autores, como Luizão (1989) ($r= -0,34$) e Rice *et al.* (2004) ($r= -0,40$). Segundo Luizão (1989), períodos sem precipitação maiores que 5 dias podem ocasionar picos na queda das folhas, com isso a distribuição das chuvas torna-se também importante para determinar a queda da serapilheira.

INCREMENTOS EM DIÂMETRO

O incremento diamétrico médio para as 250 árvores foi de $1,43 \pm 0,18 \text{ mm.ano}^{-1}$ (IC=95%). Quando separado pelas classes topográficas, no platô o incremento médio foi avaliado em $1,46 \pm 0,18 \text{ mm.ano}^{-1}$ (IC=95%) e $1,35 \pm 0,26 \text{ mm.ano}^{-1}$ (IC=95%) no baixo. A ANOVA de medidas repetidas demonstra que o fator classe topográfica apresentou um fraco sinal ($n = 250$ e $p = 0,23$), indicando que os incrementos entre classes topográficas não foram diferentes. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva *et al.* (2002), em um estudo na mesma área, onde verificou-se um fraco sinal de interação entre o incremento e a classe topográfica ($p = 0,886$). No entanto, considerando o fator mês, houve um forte sinal (tempo = 12, $n = 250$ e $p = 0,000$), o que indica que o incremento variou com o passar do tempo. A correlação entre a precipitação e o incremento médio das árvores para o período estudado foi de $r = 0,55$ ($p = 0,063$).

O incremento diamétrico individual variou bastante entre os indivíduos, sendo um indivíduo de cardeiro (*Scleronema micranthum* Ducke) a árvore com maior incremento ($9,16 \text{ mm.ano}^{-1}$) e rosada brava (*Micropholis splendens* Gilly) com o menor ($-0,47 \text{ mm.ano}^{-1}$). As árvores com maiores diâmetros mostraram tendência a obter maiores incrementos. Entretanto, para algumas espécies essas diferenças no diâmetro nem sempre refletiram em maiores incrementos quando analisados por grupo de espécies (Tabela 1).

Tabela 1: Incremento médio para o grupo de árvores com repetição ($n \geq 5$) no platô e baixo.

Espécies	Nº árvores	Incremento	Incremento			
			Platô		Baixo	
			Incremento	DAP (\bar{x})	Incremento	DAP (\bar{x})
<i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S.Cowan	25	$0,95 \pm 0,43$	$1,33 \pm 0,60$	27	$0,91 \pm 0,52$	26
<i>Scleronema micranthum</i> Ducke	19	$2,55 \pm 0,79$	$2,42 \pm 1,50$	36	$2,62 \pm 1,57$	37
<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	16	$0,68 \pm 0,38$	$0,94 \pm 0,81$	36	$0,52 \pm 0,38$	23
<i>Eschweilera</i> spp.	14	$1,74 \pm 0,72$	$1,73 \pm 0,94$	36	$1,80 \pm 1,14$	24

Os indivíduos de *Scleronema micranthum* Ducke e do gênero *Eschweilera* obtiveram incrementos semelhantes no platô e no baixo. Apesar da maior produção de serapilheira e conseqüentemente maior quantidade de nutrientes no platô, é pouco provável que haja diferença no incremento entre platô e baixo ($p = 0,23$). Os resultados demonstram que embora o período deste estudo seja de apenas 1 ano e este apresentar índices pluviométricos bem acima da média histórica, o incremento se assemelha a outros estudos para a Amazônia central. Silva *et al.* (2002), avaliaram o incremento em diâmetro de 300 árvores e encontraram um valor de $1,64 \pm 0,21 \text{ mm.ano}^{-1}$; Higuchi *et al.* (2011) trabalhando com dados de 5 anos do mesmo experimento encontraram valores médios de $1,5 \text{ mm.ano}^{-1}$ para 545 árvores. Em diferentes locais na floresta amazônica brasileira, Vieira *et al.* (2005) encontrou em 3 anos de monitoramento $1,44 \pm 1,82$ a $1,99 \pm 2,01 \text{ mm.ano}^{-1}$ com apenas 79 árvores no platô. Para este estudo, a alta incerteza da estimativa pode ser devido ao pequeno número de amostras utilizadas e ao curto período de monitoramento.

SERAPILHEIRA E INCREMENTO

A correlação entre serapilheira e incremento pode ser considerada boa $r = 0,60$ ($p = 0,06$), principalmente, devido a grande complexidade dessas variáveis dentro da floresta tropical com a maior

biodiversidade do mundo. Quando a correlação é feita em função das classes topográficas, a correlação para o platô é de $r = -0,51$ ($p = 0,087$) e para o baixo é $r = -0,57$ ($p = 0,055$). As correlações, de forma geral, demonstram que as árvores são adaptadas as condições de solo e principalmente ao clima e todo mecanismo de reciclagem de nutrientes via serapilheira.

De forma a contribuir com essa discussão, ambas as variáveis são bem correlacionadas com a precipitação, demonstrando a estreita relação entre essas adaptações e as condições temporais de chuva (figura 1). Neste estudo, quando os valores de precipitação acumulada foram superiores a 200 mm por mês, as árvores tiveram incrementos altos e uma deposição baixa de serapilheira. Nos meses em que a precipitação foi inferior a 200 mm, o incremento das árvores foi menor e a queda de folhas teve um grande pico na produção de serapilheira, evidenciando maior presença de material reprodutivo (flores) nesse pico.

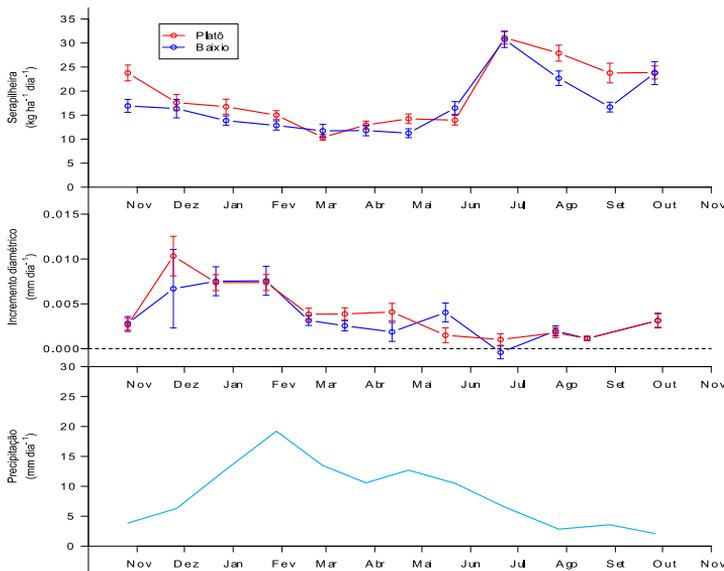


Figura 1: Produção de serapilheira, incremento em diâmetro diferenciados em platô e baixo e precipitação acumulada para o período.

CONCLUSÃO

Apesar de o estudo monitorar a dinâmica de incremento e deposição de serapilheira por um ano, os resultados corroboram com outros estudos realizados, demonstrando que as florestas na Amazônia Central, tem um fator importante em todas as suas correlações, que é a chuva. O mecanismo de crescimento e a reciclagem de nutrientes estão especificamente desenhados e sincronizados para o padrão de precipitação. As estimativas de produção de serapilheira para a região apresentam ainda grandes incertezas. Nesse sentido, um maior esforço amostral e continuidade dos estudos pode melhorar a confiabilidade das estimativas. As diferenças entre os solos demonstram quão variada é a produção das florestas. Essa característica, quando da extrapolação, resulta em grande erro nas estimativas.

REFERÊNCIAS

- Antonio, I. C., 2011. Boletim agrometeorológico 2010: Estação agroclimatológica da Embrapa Amazônia Ocidental, no Km 29 da rodovia AM-010. *Embrapa Amazônia Ocidental*, Manaus.
- Clark, D. A. *et al.*; 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications*, 11(2), página 356-370.
- Higuchi, N. *et al.* 2011. A floresta amazônica e a água da chuva. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 41, n. 3, p. 427-434.
- Herrera, R.; Jordan, C.F.; Klinge, H.; Medina, E. 1978. Amazon ecosystems: Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. *Interciência*, 3: 223-232.
- Luizão, F. J. e Schubart, H. R. 1987. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of central Amazon. *Experientia*43.
- Luizão, F. J. 1989. Litter Production and Mineral Element Input to the Forest Floor in a Central Amazonian Forest. *GeoJournal* 19.4.
- Luizão, R. C. C. *et al.* 2004. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian Forest. Blackwell Publishing Ltd, *Global Change Biology*, 10, 592–600.
- Marques, J. D. O. *et al.* 2010. Atributos químicos, físico-hídricos e mineralogia da fração argila em solos do baixo Amazonas: Serra de Parintins. *Acta Amazônica* vol. 40(1) : 1 – 12.
- Rice, A. H. *et al.* 2004. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecological Applications*, 14(4) pp. S55–S71.
- Silva, R. P. *et al.* 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management* 166, 295–301.
- Telles, E.D.C. *et al.* 2003. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, v.17, n.2.
- Van Schaik C.P. *et al.* 1993. The phenology of tropical forests: adaptative significance and consequences for primary consumers. *Annual Review Ecology Systematics*, 24:353–377.
- Vieira, S. A. *et al.* 2005. Slow growth rates and great ages of Amazonian trees. *PNAS*, 102 (51):18502-18507.
- Vitousek, P.M. 1984. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forest. *Ecology*, volume 65, n 1, pág. 285-298.
- Von Ende, C.N. 1993. Repeated-Measures Analysis: Growth and Other Time-Dependent Measures. Em: Design and Analysis of Ecological Experiments, editado por S.M. Scheiner e J.Gurevitch. Chapman & Hall. pp. 113-137.

CAPÍTULO 7

ISOTOPIC TREE-RING ANALYSIS OF TREES WITH NO DISTINCT ANNUAL RINGS IN AMAZONIAN TERRA FIRME FORESTS: A PRELIMINARY REPORT

Shinta OHASHI¹; Flávia Machado DURGANTE²; Akira KAGAWA¹; Susan TRUMBORE^{3,4}; Takuya KAJIMOTO¹; Xiaomei XU⁴; Moriyoshi ISHIZUKA¹; Niro HIGUCHI¹

1 - Forestry and Forest Products Research Institute, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan.

2 - National Institute for Amazon Research, Av. André Araújo 2936, 69060-000 Manaus, Amazonas, Brazil.

3 - Max Planck Institute for Biogeochemistry, Hans-Knoell-Strasse 10, 07745 Jena, Thuringia, Germany.

4 - University of California, Irvine, CA 92697-3100, USA.

INTRODUCTION

Tropical trees growing in a less-seasonal climate generally do not form anatomically distinct annual rings and have indistinct or irregular ones. Although some tree species in floodplain forests of Amazonian basin (*várzea* and *igapó*) form annual rings (Worbes 1997), most trees in non-flooded forests (*terra firme*), which extensively cover the Amazonian basin, are considered to lack distinct annual rings. Thus, in most parts of the Amazonian forest, it is quite difficult to know ages and growth rates of the trees. These information are critical for understanding the processes of forest dynamics and carbon cycling, and for evaluating climatic impacts on trees growth and mortality.

Recently, several approaches have been made to estimate ages and past growth rates of tropical trees. One of the promising approaches is radiocarbon (¹⁴C) dating. There are two types of ¹⁴C dating, one is based on the physical half-life of ¹⁴C with the assumption that atmospheric ¹⁴C concentration is temporally constant, and the other is based on the drastic variation in atmospheric ¹⁴C concentration generated by nuclear bomb tests (“bomb peak”). The former is used for wood samples formed before 1950; however, there are some periods that the dating is difficult (e.g. 1640-1950) because the atmospheric ¹⁴C concentration is actually not constant (Stuiver and Becker 1986; Fichtler *et al.* 2003). The latter (bomb-peak dating) is used for wood samples formed after 1950s, and enables more accurate dating compared to the former. It has been shown that the bomb-peak dating can be applied to tropical trees (Worbes and Junk 1989). Chambers *et al.* (1998) unveiled the age distribution (200 to 1,400 year-old) of emergent trees in the central Amazon by using the former ¹⁴C dating. They showed that the stem diameters were not a reliable predictor of the ages and implied that the strategy to emerge from the canopy was highly variable by species. In addition to these important basic insights from the ¹⁴C dating, shorter-period information of tree growth is desired for the further understanding. To obtain detailed growth information, approaches with stable isotope ratios are more useful. Oxygen and carbon stable isotope ratio of stem cellulose are considered to record climatic and biological signals, and have been reported to show seasonal variations even in ring-less trees (e.g. Leavitt and Long 1991; Evans and Schrag 2004; Poussart *et al.* 2004).

The oxygen stable isotope ratio ($\delta^{18}\text{O}$) is $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ratio (R) of a sample expressed as per mil deviation from that in a standard [$\delta^{18}\text{O}$ (‰) = $(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}} - 1) \times 1000$]. $\delta^{18}\text{O}$ of stem cellulose ($\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$) is considered to reflect both relative humidity and $\delta^{18}\text{O}$ of source water (Roden *et al.* 2000). The origin of oxygen atoms in plant carbohydrate is H_2O because oxygen from CO_2 exchanges with that from H_2O before carbohydrate synthesis (DeNiro and Epstein 1979). After water uptake from root to leaf, the $\delta^{18}\text{O}$ of source water is enriched by transpiration, leaving the heavy oxygen (^{18}O) in leaf water. The oxygen of enriched leaf water is then incorporated in sucrose through the exchange with carbonyl oxygen during the hydration (Sternberg *et al.* 1986). This exchange involves isotopic discrimination and increases the $\delta^{18}\text{O}$ of sucrose by 27‰ compared to that of leaf water (Cernusak *et al.* 2003). Finally, the sucrose transported to stem cambium via phloem is used for cellulose synthesis. Here, further oxygen exchange occurs with xylem water (\approx source water). The proportion of oxygen exchange during the synthesis is estimated to be about 0.4 for mature trees (Barbour 2007). As a result, the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ reflects $\delta^{18}\text{O}$ of both leaf water and source water. It seems reasonable to assume that the source water is essentially rainfall for the trees in the moist climate, where sufficient water exists near the soil surface, although there is possibility of water uptake from groundwater by deep roots to some extent (Nepstad *et al.* 1994, Davidson *et al.* 2011). Consequently, the seasonal variations in $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ are considered to arise from the variations in relative humidity and $\delta^{18}\text{O}$ of precipitation ($\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$).

The $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ in tropical area is known to be negatively correlated with the amount of precipitation (“amount effect”; Dansgard 1964; Rozanski *et al.* 1993). Also, the $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ decreases with increasing distance from the coast due to gradual removal of moisture from air masses which move inland and preferential removal of the heavy isotopes during condensation process (“continental effect”; Rozanski *et al.* 1993). In the Amazonian basin, however, the continental effect is quite small because of intensive recycling of rainwater through transpiration and re-evaporation within the basin (Salati *et al.* 1979). In addition to those effects, the Intertropical Convergence Zone (ITCZ) affects the seasonality of $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$. When the ITCZ crosses the eastern margin of the Amazonian basin, isotopically depleted moisture will be pushed toward inland (Matsui *et al.* 1983; Rozanski *et al.* 1993). Thus, $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ in the Amazonian basin is considered to originate at the east coast of basin and to be altered by the amount effect and the ITCZ drift. The monthly precipitation and $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ data in Manaus (the city of central Amazon) shows clear seasonality and the amplitude of $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ is relatively large ($\approx 5\text{‰}$) (Fig. 1). On the other hand, the relative humidity is around 90% in most months of the year and drops about 5-10% for several months (around August). This small decrease in relative humidity may promote somewhat the ^{18}O leaf enrichment and amplify the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ seasonal variations. Therefore, if the seasonal variations in $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ are recorded well in the stem cellulose, the radial variations in $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ will show annual cycle and thus be an annual-ring proxy. This has been already demonstrated in ring-less trees in a tropical wet forest of Costa Rica (Evans and Schrag 2004), seasonally dry forests of Thailand and Indonesia (Poussart *et al.* 2004; Poussart and Schrag 2005), and an Amazonian forest of Manaus, Brazil (Ballantyne *et al.* 2011). However, the report of Amazonian trees is scarce and the approach is still in the trial phase.

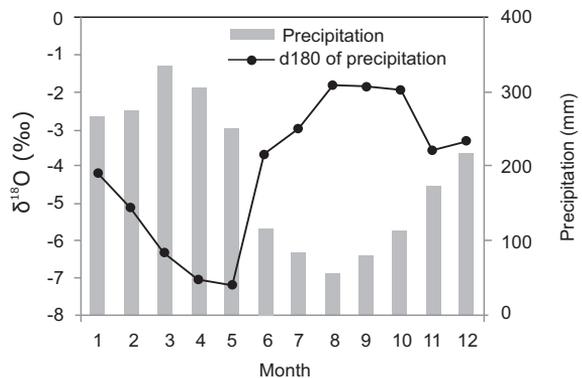
The carbon stable isotope ratio ($\delta^{13}\text{C}$), on the other hand, is $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratio of a sample expressed as well as $\delta^{18}\text{O}$. The $\delta^{13}\text{C}$ of photosynthates in C3 plants is decided mainly by isotopic discriminations during CO_2 diffusion through stomata ($\approx -4.4\text{‰}$) and carboxylation ($\approx -27\text{‰}$); however, the intensity of

discrimination depends on a ratio between the intercellular and ambient partial pressures of CO_2 (c/c_a) (Farquhar *et al.* 1982, 1989). The c/c_a ratio can be changed by stomatal conductance and photosynthesis rate; the former affects CO_2 supply from the ambient and the latter does CO_2 consumption in the leaf. Because $^{12}\text{CO}_2$ is consumed preferentially in photosynthesis, a balance between the CO_2 supply and consumption is a key factor determining the intercellular $^{13}\text{CO}_2/^{12}\text{CO}_2$ ratio and thus the $\delta^{13}\text{C}$ of photosynthates. For example, decreasing $^{12}\text{CO}_2$ supply due to lower stomatal conductance or increasing $^{12}\text{CO}_2$ consumption due to higher photosynthesis rate will increase the $\delta^{13}\text{C}$.

Although both the stomatal conductance and photosynthesis rate are known to decrease simultaneously with the decrease in soil moisture, the $\delta^{13}\text{C}$ of photosynthates will increase if the stomatal conductance decreases faster than the photosynthesis rate (Farquhar and Sharkey 1982; Farquhar *et al.* 1989). Thus, the $\delta^{13}\text{C}$ of photosynthates might be changed seasonally if the trees experience remarkable seasonal changes in water availability. Furthermore, in the post-photosynthetic phase, a time lag between the productions of photosynthates and the utilization for cellulose synthesis at stem cambium alters the seasonal variations in $\delta^{13}\text{C}$ of stem cellulose ($\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$). Helle and Schleser (2004), investigating broad-leaf deciduous tree species in temperate forests, pointed out that seasonal changes in dependence of tree growth on reserved carbon is one of the dominant factors of the seasonal variations in $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$. Nevertheless, we expect that this factor is not critical in tropical evergreen species compared to the deciduous species. Ohashi *et al.* (2009) reported that the $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ in evergreen dipterocarp tree species would be changed mainly by water availability, whereas that in teak (deciduous and semi-ring-porous species) seemed to be influenced by the reserved carbon. Consequently, although there is no strong dry season in the central Amazon, $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ is expected to increase more or less in the relatively dry season (around August).

In the present study, we aimed to examine the potential of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ as an annual-ring proxy in a *terra firme* forest of the central Amazon and to reveal growth characteristics of some dominant trees by isotopic approaches including the ^{14}C dating. Thus, we investigated (1) radial variations of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$, (2) synchronicity of the variations within individual, between individuals and between species, (3) annual cyclicity of the variations with ^{14}C bomb-peak dating, and (4) growth characteristics with isotopic signals.

Fig. 1 Mean monthly precipitation and $\delta^{18}\text{O}$ of precipitation in Manaus, Brazil. The data are mean of 1965-1990 (including missing data), provided by Global Network of Isotopes in Precipitation (IAEA/WMO, 2014).



MATERIAL AND METHODS

Study site and samples

The field investigation was conducted in the ZF-2 experimental forest (2°38'S, 60°9'W, 108 m asl) of the National Institute for Amazon Research (INPA). It is a natural forest located in *terra firme* (non-flooded area) of the Negro River basin, about 90 km north of Manaus, Amazonas State, Brazil (Fig. 2). In Manaus, the monthly precipitation and the $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ is known to show seasonal variations as mentioned above (Fig.1). There is a relatively dry season (<100 mm/month) for about three months around August. The climate seems to be intermediate between the tropical rainforest and the tropical monsoon according to the Köppen-Geiger climate classification.

Two common species in *terra firme* forests, *Eschweilera coriacea* (family: Lecythidaceae, common name: Matamatá amarelo) and *Iryanthera coriacea* (family: Myristicaceae, common name: Ucuuba punã), were selected for the study. Two individuals of each species were felled and stem disks were collected at breast height in May 2013. Additional sampling for another *E. coriacea* was done in October 2013. All individuals were canopy trees and growing at plateau. Distances between the individuals were within 1 km.

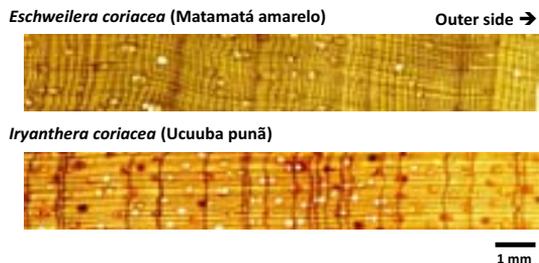
E. coriacea is one of the most common species in *terra firme* forests, being dominant not only in the central but also in the other regions of Amazon (ter Steege *et al.* 2013). The leaf habit of *E. coriacea* is evergreen, whereas that of *I. coriacea* in the study site is not well known (probably, semi-deciduous or evergreen).

Both species have recognizable growth-ring structures (Fig. 3). The growth ring of *E. coriacea* is characterized by a number of axial parenchyma bands and radial variations in their interval; the interval between the bands decreases toward the end of a ring and increases drastically at the beginning of the next ring. However, the ring boundary is not always clear, making it difficult to count rings consistently. On the other hand, the growth ring of *I. coriacea* is formed by marginal parenchyma bands. It is very clear and easy to count. Wedging rings are found in both species

Fig. 2 Location of study site (ZF-2 experimental forest of INPA, Manaus).



Fig. 3 Transverse section of studied species.



Wood processing and cellulose extraction

The surface of stem disks was first polished roughly with a disk grinder (grain size = 80) and then carefully with a sander (grain size = 60-200). After ring structures became clear, positions for the isotopic analyses were decided for two radii and the lines were drawn on the surface. The angle between the two radii was set to 180°; however, in the disks which had holes (due to rot or insect damage), the angle was not 180° but at least 120°. Then, the whole disk surface was scanned with a flatbed scanner (image resolution = 2,400 dpi). The images were later used to check whether the ring structures are continuous throughout the circumference or not. Radial sections (12 mm wide) were sawn out from the disks with a band saw. Finally, thin sections (1 mm thick) were cut out with a circular table saw.

α -cellulose was extracted from the thin sections. We used “the plate method” (Xu *et al.* 2011), which extracts cellulose directly from a wood plate before subdividing to slivers. A caution of the plate method is shrinking of the plate due to the extraction. A length correction is necessary for the purposes of calculation of growth rate and comparison between isotope ratios and anatomical structures. Consequently, the thin sections were scanned with a flatbed scanner (image resolution = 2,400 dpi) to record the original sizes. Then, the sections were set in a Teflon frame 1.5 mm thick and enclosed with Teflon sheets that have punched holes 1.5 mm in diameter and a Teflon string. The chemical protocol was based on the Jayme and Wise method (Green 1963) which was modified for the extraction of cellulose (Mullane *et al.* 1988; Loader *et al.* 1997). The thin sections were pretreated with toluene and ethanol (1:1) for 1 d and with heated water for 2 d (100°C) to remove lipid. Then, lignin was removed by treating with a solution of acidified NaClO_2 for 1 h (70°C). This treatment was repeated three times or more until the samples became uniformly white, and finalized by flashing carefully with distilled water. Finally, the samples were treated with a solution of 17 wt% NaOH for 1 h (80°C) to remove hemicellulose. After twice repetitions of the treatment, the samples were flashed once with a solution of HCl (pH 2) and repeatedly with distilled water until pH of the samples became 5-7. Before taking out the α -cellulose plates from the Teflon package, they were dried with a vacuum freeze dryer.

Stable isotope analysis

To analyze seasonal variations in $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$, the δ -cellulose plate was subdivided radially with a scalpel under a stereomicroscope. The radial interval (resolution) was set to 0.2 mm because it is a relatively facile and reliable resolution in terms of slicing the α -cellulose precisely and accurately, and because we expected that it is an enough resolution for radial growth of a canopy tree in a tropical wet forest. Here, we must note that the resolution of 0.2 mm is for α -cellulose and the resolution for bulk wood (original size) is a bit lower because of the shrinkage during the extraction, and the resolution used in the Fig. 4 is that of bulk wood. It is able to subdivide with higher resolutions if we slice bulk wood with a microtome; however, since a microtome can slice only straight, it may be a critical problem if a growth ring is strongly curved or twisted. Thus, we took the advantage of using a scalpel to slice rings flexibly.

To divide the plates every 0.2 mm, 1mm scale marks were made on the surface with a scalpel and ruler. This marked surface was recorded with a digital camera attached to a stereomicroscope. The radial length (resolution) of α -cellulose was corrected every 1 mm by comparing the images of before and after the extraction. Then, the 1mm scale marks were divided into five equal pieces so that the radial length of each piece became 0.2 mm. From each piece, 80-200 μg was taken for the analysis (as a result, the tangential length of each piece was ca. 2 mm) and wrapped with a silver foil. The wrapped samples were kept in a vacuum oven dryer (70°C) at least for 1 d until the isotope analysis.

The $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ of all subsamples were measured with a high temperature pyrolysis oven (Hekatech HTO) coupled to an isotope ratio mass spectrometer (Thermo Fisher MAT252) in Forestry and Forest Products Research Institute, Japan. The standard of $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$ was VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) and PDB (Pee Dee belemnite), respectively. Celluloses of IAEA-C3 ($\delta^{18}\text{O} = 33.5\text{‰}$, $\delta^{13}\text{C} = -24.9\text{‰}$) and Merck ($\delta^{18}\text{O} = 28.7\text{‰}$) were used as reference materials. The analytical uncertainty (1σ) of $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$ was within 0.2‰.

Radiocarbon bomb-peak dating

Samples for the ^{14}C analysis were prepared from the same cellulose plates used for the stable isotope analysis. Assuming that the growth rings were formed almost annually, several growth rings, which were distinct and wide, were cut out from the plates. The wide rings were selected because the analysis requires at least 1 mg. The $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios of samples were analyzed by Accelerator Mass Spectrometry in University of California, Irvine, USA. All results were corrected for isotopic fractionation (Stuiver and Polach 1977), with $\delta^{13}\text{C}$ values measured on prepared graphite using the AMS spectrometer.

The dating was done by OxCal (version 4.2; Bronk Ramsey 2009) with the calibration curve “Bomb 13 SH3 (southern hemisphere mean summer intertropical convergence zone)” (Hua *et al.* 2013). Results were shown with 95.4% probability determined from uncertainties in the ^{14}C analysis and the calibration curve.

Increment data of permanent plots

Increment data of two permanent plots in the same site were used to compare with the increment estimated from the isotopic signals. Periodic annual increment (PAI) of *E. coriacea* was calculated from (1) dendrometer-band data of 17 individuals in the plot of undisturbed forest measured every month for about 10 years and (2) census data of 87 individuals in the plot of disturbed forest collected every year for 26 years.

RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Radial variations of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$

In *Eschweilera coriacea*, radial variations of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ showed distinct cyclicity and amplitudes of the cycles were large (5–10‰) (Fig. 4). The variations at the outermost part of the individual felled in May showed decreasing trend (Fig. 4a), whereas those of the individual felled in October showed increasing trend (Fig. 4b). These amplitudes and variation trends in $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ are consistent with those in $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ (Fig. 1). In addition, the variation patterns were similar between two radial sections of the same individuals and, furthermore, between the individuals of *E. coriacea*. These similarities imply that the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ is less affected by biological processes (e.g. transpiration) than by source water. Thus, it would be reasonable to consider that the $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ is the main factor that generates the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cyclic variations in *E. coriacea* of the study site.

In *Iryanthera coriacea*, on the other hand, the amplitudes of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles were smaller and intervals (widths) of the cycles were shorter than in *E. coriacea*. This indicates that the *I. coriacea* trees had slower growth rates than we expected and the radial resolution (0.2 mm) was not enough to detect the seasonal variations. By the limitation, it was not demonstrated whether the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ variations in *I. coriacea* were similar with those in *E. coriacea* or not in the present study.

The $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ cycles were indistinct and the amplitudes were small (mostly within 1‰) in both species (data not presented for *I. coriacea*). The small amplitudes in $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ indicate that seasonal changes in stomatal opening ratio and photosynthesis rate of the trees are small. Consequently, the $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ of studied species in the study site is not suitable as an annual-ring indicator. However, the $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ of *E. coriacea* increased slightly at growth-ring boundaries, implying the improvement in water-use efficiency during the relatively dry season. This suggests that $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ would be a useful tool for analyzing seasonally physiological responses in some species.

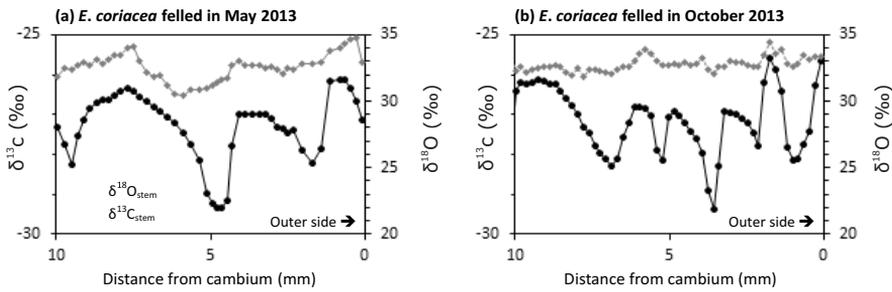


Fig. 4 Radial variations of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ in *Eschweillera coriacea*.

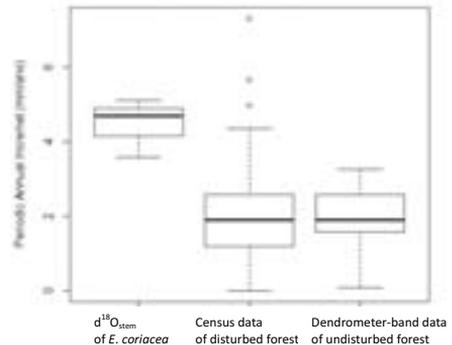
Comparison of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles with ^{14}C dating and permanent plot data

Ages of outer-part growth rings estimated from the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles were mostly matched with ^{14}C ages in *E. coriacea*. Thus, the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles would be a good annual-ring proxy. However, longer $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ chronologies showed that there were some mismatches between the number of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles and the ^{14}C years. The number of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles was less than the ^{14}C years in most case. The mismatch raises the possibility that there are more or less missing rings (years without radial increment) even in the well-grown crown trees and the possibility that there are the years when the $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ lacks distinct annual cyclicity. At the same time, the possibility of ^{14}C dating error should be mentioned. Utilization of reserved carbon or recycling of old carbon through respiration and photosynthesis will result in older ^{14}C ages than actual ages.

The ^{14}C dating confirmed that the growth rates of *E. coriacea* trees were low ($0.3\text{--}1.3\text{ mm y}^{-1}$ in diameter). It was also demonstrated that growth rings of both species were not formed annually. In most cases, the numbers of rings were less than the ^{14}C years, whereas they almost coincided in the well-grown *E. coriacea*. This implies that missing rings may occur easily in slow growing individuals.

Periodic annual increment (PAI) of *E. coriacea* estimated from the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles was significantly larger than that derived from the dendrometer-band data in the undisturbed forest ($p < 0.01$; Tukey's post-hoc test) and than that from the census data in the disturbed forest ($p < 0.005$) (Fig. 5). This would be partly because the dendrometer-band and census data include the individuals growing below the crown. Another important aspect would be the influence of missing rings on the PAI. Since the estimation of PAI from the $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ cycles do not contain "zero" increment (0 mm y^{-1}), the PAI will be overestimated if there missing rings occur unexpectedly. Thus, the comparison implies that the studied *E. coriacea* trees were fast growing compared to the trees in the permanent plots but they might stop growth (partially or completely) in some years.

Fig. 5 Periodic annual increment (PAI) of *Eschweillera coriacea* derived from three different measurements. The bold black line is the average of annual increment.



Summary

Radial variations of $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ in *Eschweilera coriacea* were considered to reflect $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ and to show annual cyclicity. The variation patterns seemed to synchronize within and between individuals; however, the synchronicity between species was not able to demonstrate because of the low growth rates in the *Iryanthera coriacea* trees. Radial variations of $\delta^{13}\text{C}_{\text{stem}}$ were not suitable as annual-ring indicator because of their small amplitudes. Thus, we conclude that $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ would be a promising annual-ring proxy in the study site. Further investigations of intra-annual variations in $\delta^{18}\text{O}_{\text{stem}}$ and $\delta^{18}\text{O}_{\text{prec}}$ by using trees with distinct annual rings are necessary to confirm their annual cyclicity in each year. The combination of $\delta^{18}\text{O}$ and ^{14}C analyses implied that a lack of annual increment may occur unexpectedly even in well-grown canopy trees.

REFERENCES

- Ballantyne, A. P., Baker, P. A., Chambers, J. Q., Villalba, R., Argollo, J., 2011. Regional differences in South American monsoon precipitation inferred from the growth and isotopic composition of tropical trees. *Earth Interactions* 15:1–35.
- Barbour, M. M., 2007. Stable oxygen isotope composition of plant tissue: a review. *Functional Plant Biology* 34:83–94.
- Bronk Ramsey, C., 2009. Bayesian analysis of radiocarbon dates. *Radiocarbon* 51:337–360.
- Cernusak, L. A., Wong, S. C., Farquhar, G. D., 2003. Oxygen isotope composition of phloem sap in relation to leaf water in *Ricinus communis*. *Functional Plant Biology* 30:1059–1070.
- Chambers, J. Q., Higuchi, N., Schimel, J. P., 1998. Ancient trees in Amazonia. *Nature* 391:135–136.
- Davidson, E., Lefebvre, P. A., Brando, P. M., Ray, D. M., Trumbore, S. E., Solorzano, L. A., Ferreira, J. N., Bustamante, M. M. D. C., Nepstad, D. C., 2011. Carbon inputs and water uptake in deep soils of an eastern Amazon forest. *Forest Science* 57:51–58.
- Dansgaard, B. W., 1964. Stable isotopes in precipitation. *Tellus* 16:436–468.
- DeNiro, M. J., Epstein, S., 1979. Relationship between the oxygen isotope ratios of terrestrial plant cellulose, carbon dioxide and water. *Science* 204:51–53.
- Evans, M. N., Schrag, D. P., 2004. A stable isotope-based approach to tropical dendroclimatology. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68:3295–3305.
- Farquhar, G. D., Sharkey, T. D., 1982. Stomatal conductance and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology* 33:317–345.
- Farquhar, G. D., O'leary, M. H., Berry, J. A., 1982. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Functional Plant Biology* 9:121–137.
- Farquhar, G. D., Ehleringer, J. R., Hubick, K. T., 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Biology* 40:503–537.

- Fichtler, E., Clark, D. A., Worbes, M., 2003. Age and long-term growth of trees in an old-growth tropical rain forest, based on analyses of tree rings and ^{14}C . *Biotropica* 35:306–317.
- Green, J. W., 1963. Wood cellulose. In: Whistler, R. L. (Ed.). *Methods in carbohydrate chemistry* vol. 3, pp. 9–21. Academic Press, New York.
- Helle, G., Schleser, G. H., 2004. Beyond CO_2 -fixation by Rubisco-an interpretation of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ variations in tree rings from novel intra-seasonal studies on broad-leaf trees. *Plant Cell and Environment* 27:367–380
- Hua, Q., Barbetti, M., Rakowski, A. Z., 2013. Atmospheric radiocarbon for the period 1950–2010. *Radiocarbon* 55:2059–2072.
- IAEA/WMO, 2014. Global Network of Isotopes in Precipitation. The GNIP Database. Accessible at: <http://www.iaea.org/water>.
- Leavitt, S. W., Long, A., 1991. Seasonal stable-carbon isotope variability in tree rings: possible paleoenvironmental signals. *Chemical Geology: Isotope Geoscience Section* 87:59–70.
- Loader, N. J., Robertson, I., Barker, A. C., Switsur, V. R., Waterhouse, J. S., 1997. An improved technique for the batch processing of small wholewood samples to α -cellulose. *Chemical Geology* 136:313–317.
- Matsui, E., Salati, E., Ribeiro, M. N. G., Reis, M. C., Tancredi, A. C., Gat, J. R., 1983. Precipitation in the central Amazon Basin: the isotopic composition of rain and atmospheric moisture at Belém and Manaus. *Acta Amazonica* 13:307-369.
- Mullane, M. V., Waterhouse, J. S., Switsur, V. R., 1988. On the development of a novel method for the determination of stable oxygen isotope ratios in cellulose. *Applied radiation and isotopes* 39:1028-1035.
- Nepstad, D. C., de Carvalho, C. R., Davidson, E. A., Jipp, P. H., Lefebvre, P. A., Negreiros, G. H., da Silva, E. D., Stone, T. A., Trumbore, S. E., Vieira, S., 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372:666–669.
- Ohashi, S., Okada, N., Nobuchi, T., Siripatanadilok, S., Veenin, T., 2009. Detecting invisible growth rings of trees in seasonally dry forests in Thailand: isotopic and wood anatomical approaches. *Trees - Structure and Function* 23:813–822.
- Poussart, P. F., Schrag, D. P., 2005. Seasonally resolved stable isotope chronologies from northern Thailand deciduous trees. *Earth and Planetary Science Letters* 235:752–765.
- Poussart, P. F., Evans, M. N., Schrag, D. P., 2004. Resolving seasonality in tropical trees: multi-decade, high-resolution oxygen and carbon isotope records from Indonesia and Thailand. *Earth and Planetary Science Letters* 218:301–316.
- Roden, J. S., Lin, G., Ehleringer, J. R., 2000. A mechanistic model for interpretation of hydrogen and oxygen isotope ratios in tree-ring cellulose. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64:21–35.
- Rozanski, K., Araguás-Araguás, L., Gonfiantini, R., 1993. Isotopic patterns in modern global precipitation. In: Swart, P. K., Lohmann, K. C., Mckenzie, J., Savin, S. (Eds.), *Climate Change in Continental Isotopic*

Records, pp. 1–36. American Geophysical Union, Washington, D.C.

Salati, E., Dall'Olio, A., Matsui, E., Gat, J. R., 1979. Recycling of water in the Amazon basin: an isotopic study. *Water Resources Research* 15:1250–1258.

Sternberg, L. D. S. L., Deniro, M. J., Savidge, R. A., 1986. Oxygen isotope exchange between metabolites and water during biochemical reactions leading to cellulose synthesis. *Plant Physiology* 82:423–427.

Stuiver, M., Becker, B., 1986. High-precision decadal calibration of the radiocarbon time scale, AD 1950–2500 BC. *Radiocarbon* 28:863–910.

Stuiver, M., Polach, H. A., 1977. Discussion; reporting of ^{14}C data. *Radiocarbon* 19:355–363.

ter Steege, H., Pitman, N. C. A., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* 342:1243092.

Worbes, M., 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: Junk, W.J. (Ed.), *The Central Amazon floodplain*, pp. 223–265. Springer-Verlag, Berlin.

Worbes, M., Junk, W. J., 1989. Dating tropical trees by means of ^{14}C from bomb tests. *Ecology* 70:503–507.

Xu, C., Sano, M., Nakatsuka, T., 2011. Tree ring cellulose $\delta^{18}\text{O}$ of *Fokienia hodginsii* in northern Laos: a promising proxy to reconstruct ENSO? *Journal of Geophysical Research* 116:D24109.

CAPÍTULO 8

RECOVERY PROCESS OF TREE BIOMASS IN SELECTIVELY LOGGED *TERRA FIRME* FOREST: A CASE STUDY IN THE PRECIOUS WOODS AMAZON

Tatsuya OTANI¹; Adriano José Nogueira LIMA²; Rempei SUWA³; Marcio Rogério Mota AMARAL²; Shinta OHASHI⁴; Takuya KAJIMOTO⁴; Moriyoshi ISHIZUKA⁴; Niro HIGUCHI²

1 - Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 2-915 Asakuranishi, Kochi, 780-8077, Japan.

2 - National Institute of Amazonian Research (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil, CEP-69060-000

3 - Kansai Research Center, FFPRI, 68 Nagaikyutaroh, Momoyama, Fushimi, Kyoto, 612-0855, Japan.

4 - FFPRI, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687, Japan.

INTRODUCTION

Since the early 1950's, the sustainable management of forest resource for timber production has been as a potential tool for the conservation of large area of tropical forest (Sist *et al.* 2012). Recently worldwide concern for the fate of tropical forests has increased more than ever from the view points of the global warming issue, biomass and carbon stock in forests, and REDD+. On the other hand, selective logging is still widely employed in the Amazon area, due to high tree species diversity in natural forest and limited markets for timber of the most tree species. Even though low intensity of selective harvesting, forests lose biomass and carbon stock of extracted timbers plus tree mortality due to logging activity. Modern mechanized selective logging can cause serious damage on residual trees (Uhl and Vieira 1989). Collateral damage on forests after selective logging, however, can be reduced by up to 50% with so-called reduced impact logging (RIL) techniques (Pinard and Cropper 2000). We may also expect that the sustainable forest management (SFM) techniques can also shorten the period that selectively logged forests restore their initial biomass before logging. In this paper, we report the biomass recovery process after selective logging under SFM techniques in a *terra firme* forest managed by a private company, and also provided an estimation for biomass recovery period by using a logistic regression model.

MATERIALS AND METHODS

Study site

The study site was located in a forest managed by Precious Woods Amazon (PWA) Ltd., 40 km west of Itacoatiara in central Amazon, Brazil. PWA is the Brazilian subsidiary of Precious Woods AG (Zurich, Switzerland). The forest area of PWA covered approximately 75,000 ha (S2°43'–3°04', W58°31'–58°57', FAO 2002). This area was covered by Amazonian '*terra firme*' forest dominated by species of the following botanical families, Burseraceae, Lauraceae, Lecythidaceae, Leguminosae, and Sapotaceae. Mean annual temperature was 26°C with mean annual rain fall of 2200mm (FAO 2002). Excluding conservation areas, watersheds, and buffer zones, the remaining forest surface was divided into 25 annual operating compartments of roughly equal size approximately 2,100 ha, and was subjected to selective logging since 1995 (Webster and Callejon 1998). The selective logging scheme in PWA, targeting sustainable forest management, was based on the CELOS management system (de Graaf and Poels 1990) with some

adaptation to Amazon area. Also, PWA was certified with the Forest Stewardship Council (FSC) label in 1997. Under the management plan in PWA, trees with diameter at breast height (DBH) > 50 cm of approximately 40 species were subjected to selective logging with the maximum wood volume of 30 m³ ha⁻¹, and cutting cycle was planned with a rotation period of 25 years (FAO 1997, 2002; personal communication in PWA). An exception is with the species 'Acariquara' (*Minquartia guianensis*, Olacaceae), for which trees with DBH of 20 to 40 cm may be logged for masts, pylons, and breakwaters (FAO 2002). Operation techniques employed by PWA included mapping of target trees, well-designed forest roads, pre-harvest vine cutting, and directional felling.

Tree inventory and biomass estimation

In 2006, 192 sample plots of size 125m by 20m, 0.25 ha, were established in 24 forest compartments including a conservation forest compartment in the PWA forest area. These forest compartments except for the protective forest have undergone selective logging during 1995 to 2005. Therefore, the number of years after logging operation for each compartment ranged from 1 to 11 years at 2006. All logged forest compartments were harvested under the consistent management scheme. All trees larger than 10 cm in DBH were measured their DBH. Because of forest inventory work in a production forest, no metal tags on tree trunks and no survey poles on the ground were left, and the plot location was recorded by handy GPS receivers.

In 2010, 119 plots of same size with ones in 2006 were established again at adjacent location of the plots established in 2006. Tree survey was conducted with same manner as in 2006, however, measured trees were marked with splay paint on trunk at breast height during the field work in 2010. Number and size of stumps in plots were also recorded (Photo 1). In 2013, 54 plots out of 119 plots settled in 2010 were revisited, including six plots in 2012, and tree survey was carried out again. The field activity in 2006 was done under the INPA project, and the survey in 2010 and 2012-2013 was carried out under the JST-JICA project.

The allometry equation below (Silva 2007) was employed to estimate the sum of dry above ground biomass (AGB) and below ground biomass (BGB) of an individual tree.

$$AGB + BGB \text{ (Kg)} = 0.584 * 2.72 * DBH \text{ (cm)} ^ 1.88$$

AGB was also obtained from the equation below,

$$AGB = 0.880 * (AGB + BGB)$$

This conversion equation was derived from the equation $BGB = 0.136 * AGB$ (Lima *et al.* 2012). Hereafter, 'biomass' refers simply to the sum of AGB and BGB. In this study, palms and woody vines were out of survey target.



Photo 1 A large and half-decomposed stump in a logged forest plot.

Biomass stock per plot was a simple sum of all individual biomass in a plot. Mean biomass density per ha for each compartment was obtained by the bootstrap method, in which observed biomass stock per plot of four randomly selected plots from a single compartment at same inventory year were added up (a plot had a quarter hectare area), and this procedure was repeatedly performed 5000 times for each compartment and inventory year. When huge trees were found in a plot and biomass density per ha would be obtained by simply multiplying observed value in a plot 4 times, large variation in biomass density could be generated. Such large variation due to huge trees would be reduced by above procedure using the bootstrap method.

A logistic regression model was employed to represent the growth process of biomass density per ha after selective logging. Biomass density after logging was modeled below:

$$Biomass = \frac{a_i K}{1 + \exp\left(\frac{a - Year}{b}\right)}$$

where *Biomass* (Mg ha⁻¹) is mean biomass density of each forest compartment at each inventory, *Year* is the number of years after selective logging operation, and a_i is a random effect for *i*th compartment, following a normal distribution with a mean of 1.0. *K*, *a*, and *b* are parameters to be estimated. Parameters were estimated by Bayesian analysis with the Markov Chain Monte Carlo (MCMC) algorithm. The MCMC procedure was run for 10,000 iterations after a burn-in of 2,000 iterations. Validation of the convergence of MCMC was performed visually by using Convergence Diagnostic and Output Analysis, and also by the values of Gelman and Rubin's convergence diagnostic for all parameters. The computation was performed by using software 'JAGS 3.2.0', 'R 3.0.3' with an additional packages 'R2WinBUGS' and 'rjags'.

RESULTS AND DISCUSSION

Mean biomass density for each logged compartment ranged from 238.7 to 329.9 Mg ha⁻¹, 274.9 to 358.0 Mg ha⁻¹, and 258.7 to 360.4 Mg ha⁻¹ in 2006, 2010, and 2013, respectively (Fig. 1). There was a positive significant correlation between years after selective logging and mean biomass density for each compartment for the data of 2006 inventory ($r=0.63$, $p=0.0012$, $d.f.=21$), however, no significant relationship was detected for the data of 2010 and 2013 inventory ($p>0.05$). In the conservation forest plots, mean biomass density was estimated as 320.2 Mg ha⁻¹ (255 – 386.3 Mg ha⁻¹, the 95% confidence interval), 326.1 Mg ha⁻¹ (272.4 – 375.1 Mg ha⁻¹), and 312.6 Mg ha⁻¹ (278.7 – 333.3 Mg ha⁻¹), in 2006, 2010, and 2013, respectively. There was no significant difference among three means of biomass density in the unlogged forest compartment, according to their confidence intervals. The overall average of biomass density was 319.7 Mg ha⁻¹ for the unlogged forest compartment, consisting of AGB 281.3 Mg ha⁻¹ and BGB of 38.4 Mg ha⁻¹.

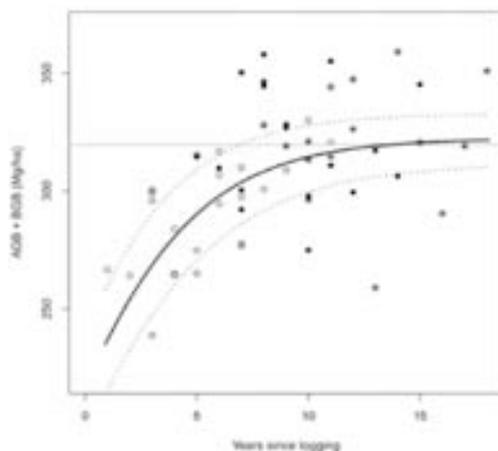


Fig. 1 The relationship between years after selective logging and mean biomass density of each forest compartment. White circle, data from inventory in 2006; black circle, in 2010; and asterisk, in 2012/2013. Bold line indicates the logistic growth process estimated, and dotted lines are the 95% credible envelope. Horizontal gray solid line shows the mean biomass density of natural forest compartment, 319.7 Mg ha⁻¹.

Figure 1 shows the relationship between years after selective logging and mean biomass density of each compartment. The medians of three parameters in the logistic regression model were estimated as $a = -2.45$, $b = 3.39$, and $K = 322$ with a , ranging from 0.912 to 1.100. The 95% credible intervals and the values of Gelman and Rubin's convergence diagnostic for each parameter were shown in Table 1. The estimated value for parameter K , indicating the upper limit of biomass density, was very similar to the mean value in the unlogged forest compartment (319.7 Mg ha⁻¹), and this mean value fell into the 95% credible interval of K (311.5 – 332.8 Mg ha⁻¹). This result suggested that the biomass density of approximately 320 Mg ha⁻¹ is an average value for the PWA forest area including the conservation forest in the central Amazon. According to the regression line, it was expected that the logged forest recovered their biomass density with increase rate of 18.4 Mg ha⁻¹y⁻¹ at 1 year after logging, 15.7 Mg ha⁻¹y⁻¹ at 2 years after, 8.5 Mg ha⁻¹y⁻¹ at 5 years after, and 2.3 Mg ha⁻¹y⁻¹ at 10 years after. Comparing with the mean value of biomass density in the unlogged forest (a horizontal gray line in Fig. 1), it was suggested that the logged forest would take on average 13.8 years, at least 7.0 years, to regain their biomass density to equivalent level to the unlogged forest.

Table 1. Posterior medians, 95% credibility, and the values of Gelman and Rubin's convergence diagnostic of parameters in the logistic regression model for years after logging and biomass density in an Amazon forest.

Parameter	Median	95% credibility	R*
a	-2.450	-2.947 – -2.042	1.00
b	3.391	3.095 – 3.737	1.01
K	322.4	311.5 – 332.8	1.02

* Gelman and Rubin's convergence diagnostic.

The balance of biomass density between 2010 and 2012/2013 surveys showed that increment of biomass density was 3.1 ± 4.7 Mg ha⁻¹y⁻¹ ($n=49$) in the selectively logged forest and -4.7 ± 6.8 Mg ha⁻¹y⁻¹ ($n=5$) in the unlogged forest. The decrease in biomass density of the unlogged forest was governed by a large value of biomass loss by tree mortality (-9.8 ± 7.8 Mg ha⁻¹y⁻¹), comparing with a value for the logged

forest ($-4.0 \pm 3.7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Increment of biomass density due to new tree recruitment was accounted as almost equivalent for the unlogged and logged forests (1.5 ± 1.2 and $1.4 \pm 1.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, respectively), as well as tree growth in the unlogged and logged forests (3.5 ± 1.3 and $5.8 \pm 2.3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, respectively).

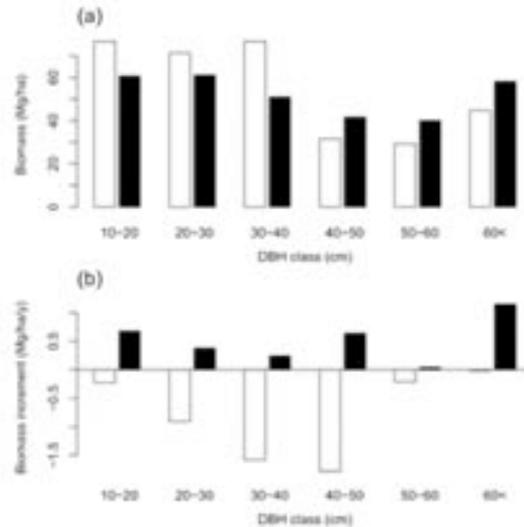


Fig. 2 (a) Biomass density (Mg ha^{-1}) in 2010 and (b) annual biomass increment ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) from 2010 to 2012/2013 in DBH size classes. White bars show mean values for conservation forest plots ($n=5$); black bars for logged forest plots ($n=49$).

Small and medium sized trees with DBH ranging from 10 to 40 cm occupied more biomass in the unlogged forest than in the logged forest in 2010 (Fig. 2 (a)). In contrast, large sized trees > 40 cm in DBH in the unlogged forest share smaller portion than in the logged forest (Fig. 2(a)). Such large contribution of small and medium sized trees to total biomass was also observed in the natural forest of ZF-2 station, Manaus, central Amazon (Vieira *et al.* 2004). The decrease of biomass density from 2010 to 2012/2013 was large in medium sized trees, 30 – 50 cm in DBH, in the unlogged forest, showing -1.6 and $-1.8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ in 30 – 40 cm and 40 – 50 cm DBH class, respectively (Fig 2. (b)). In the logged forest, trees in all DBH size class demonstrated increase of biomass from 2010 to 2012/2013, and trees in the largest size class, >60 cm, contributed most to the biomass growth ($1.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, Fig 2. (b)). These results showed that dynamics and size structure of biomass were still different between the unlogged and logged forests, even though biomass density of the logged forest recovered to equivalent level to the unlogged forest 10 and several years after logging.

According to the record of stumps during inventory work in 2010, on average 1.9 stumps ha^{-1} with diameter of 61 ± 19 cm was found in 99 plots in the logged forest compartments. The logistic regression model illustrated that the logged forest restored their biomass with 13.8 years after logging. Previous studies in Amazonian forest underwent selective logging with SFM plan showed some examples for the relationship between logging intensity and biomass recovery period. West *et al.* (2014) pointed out that selectively logged *terra firme* forest in Paragominas, Eastern Amazon, took 16 years to regain the original biomass after selective logging with intensity of $4.5 \text{ trees ha}^{-1}$ and under SFM technique. Mazzei *et al.* (2010) estimated the recovery period of biomass as 15 years for *terra firme* forests in Paragominas underwent selective harvesting with logging intensity of 3 trees ha^{-1} . Our estimation by the logistic

regression model, 13.8 years recovery after 1.9 trees ha⁻¹ logging, almost accorded with the past findings. Previous studies also provided drastically increased estimations for biomass recovery period for more intensive selective logging even though under SFM technique. Sist *et al.* (2012) expected that logging intensity of 6 and 8 trees ha⁻¹ would be followed 49 and 87 years of biomass recovery in northern Amazon, respectively. Mazzei *et al.* (2010) also illustrated similar results based on simple simulation that 6 and 9 trees ha⁻¹ logging would derive 49 and 87 years of biomass recovery, respectively. These estimation of fairly long duration of biomass recovery suggests that logging intensity should be regulated under 3 to 4 trees ha⁻¹ to ensure sustainable forest production with cutting cycle of several decades even when SFM technique will be employed. Moreover, Martin *et al.* (2013) stated that carbon pools recovered more quickly than tree and epiphyte species richness in tropical secondary forests. Further monitoring works in logged forests not only for tree biomass but also for biodiversity of plants and other species groups are required in order to achieve ecologically sustainable forest management.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are indebted to Precious Woods Amazon Ltd., in Itacoatiara, Amazon, for their kind understanding and cooperation for our study, and to the Japan International Cooperation Agency (JICA) office in Manaus for their proper management of the research project. This study was financially supported by the National Institute of Amazonian Research (INPA), and the Science and Technology Research Partnership for Sustainable Development (SATREPS) program funded by the Japan Science and Technology Agency (JST) and JICA.

REFERENCES

- de Graaf, N.R. and Poels, R.L.H. 1990. The Celos Management System: a polycyclic method for sustained timber production in South American rainforest. In: A.B. Anderson (ed.), *Alternatives to Deforestation: Steps toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*. Columbia University Press, New York. pp. 116 – 127.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO. 1997. *Environmentally sound forest harvesting: Testing the applicability of the FAO Model Code in the Amazon in Brazil*, Forest Harvesting Case Study 8, Rome, pp. 78.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO 2002. *Environmentally sound forest harvesting in Brazil: Assessment of regeneration and environmental impacts four years after harvesting*, Forest Harvesting Case Study 19, Rome, pp. 34.
- Lima, A.J.N., Suwa, R., Ribeiro, G.H.P.D., Kajimoto, T., dos Santos, J., da Silva, R.P., de Souza, C.A.S., de Barros, P.C., Noguchi, H., Ishizuka, M., and Higuchi, N. 2012. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at Sao Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. *Forest Ecology and Management* 277: 163-172.
- Martin, P.A., Newton, A.C., and Bullock, J.M. 2013. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 280: 20132236.

- Mazzei, L., Sist, P., Ruschel, A., Putz, F.E., Marco, P., Pena, W., & Ferreira, J.E.R. 2010., Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 259: 367-373.
- Pinard, M. A., and Cropper, W.P. 2002. Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest. *Journal of Applied Ecology* 37:267-283.
- Silva, R.P. 2007. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM). Ph.D. Dissertation, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brazil, pp. 152 (in Portuguese with English abstract).
- Sist, P., Blanc, L., Mazzei, L., Baraloto, C, and Aussenac, R. 2012. Current knowledge on overall post-logging biomass dynamics in Northern Amazonian forests. *Bois Et Forets Des Tropiques* 314: 41-49.
- Uhl, C., and Vieira, I.C.G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon - a case-study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21: 98-106.
- Vieira, S., *et al.* 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*. 140: 468-479.
- Webster, C.A., and Callejon, D.P. 1998. Precious Woods, Ltd., In: A Project of The Sustainable Forestry Working Group (ed.), *The business of sustainable forestry: case studies*, Chicago. pp.13-1 – 13-24.
- West, T.A.P., Vidal, E., and Putz, F.E. 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* 314: 59-63.

CAPÍTULO 9

TOPOGRAPHIC GRADIENT IN STEM DIAMETER–HEIGHT ALLOMETRY FOR BIOMASS ESTIMATION OF A *TERRA-FIRME* FOREST IN THE CENTRAL AMAZON

Rempei SUWA¹; Takeshi SAKAI¹; Joaquim dos SANTOS²; Rosiane Oliveira da SILVA²; Takuya KAJIMOTO³; Moriyoshi ISHIZUKA²; Niro HIGUCHI²

1 - Forestry and Forest Products Research Institute, Kansai Research Center, 68 Nagaikyutaro, Momoyama, Fushimi, Kyoto, 612-0855, Japan.

2 - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Laboratório de Manejo Florestal, Manaus, Amazonas, Brasil, CEP-69060-000

3 - Forestry and Forest Products Research Institute, Matsunosato 1, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan

INTRODUCTION

Accurate estimation of forest biomass in the Amazon basin is crucial for evaluating the global carbon budget, as the Amazonian forest occupies a large portion of carbon stocks among terrestrial ecosystems (Ogawa and Kira 1977). The main topographic feature of the basin is a gently undulating landscape, called *terra-firme*, composed of layers of alluvial soil. The vegetation structure within the *terra-firme* varies depending on soil conditions (Castilho *et al.* 2006; Laurance *et al.* 1999) along a topographic gradient characterised by sequentially-appearing plateaus and valleys called “*baixios*”.

The relationship between stem diameter at breast height D and tree height H often varies within a given forest due to local-scale heterogeneity in climate (Wang *et al.* 2006), elevation (Aiba and Kitayama 1999), and species (Thomas, 1996). Such local variation in the D – H relationship can also result in local variation in the biomass of the *terra-firme*. However, almost all previous studies (Castilho *et al.* 2006; Chambers *et al.* 2001; Laurance *et al.* 1999) have estimated biomass using allometric equations that only include the variable D , without accounting for H .

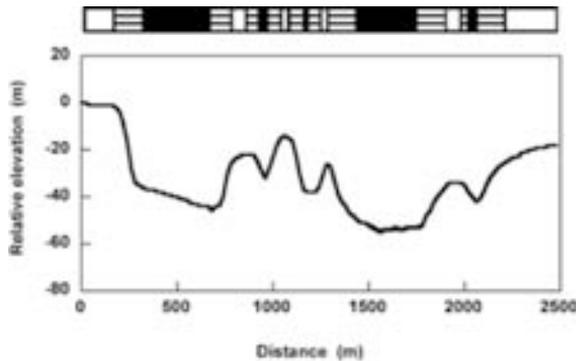


Fig. 1. Vertical profile of the belt transect. The bar indicates topographic categories. Open, striped, and closed bars mean plateau, slope, and *baixio* sites, respectively (Suwa *et al.* 2013).

In the present study, we would like to introduce how important the local variation of the D – H relationship along a topographic gradient is for estimating biomass in *terra-firme* forest mainly on the basis of our previous study (Suwa *et al.* 2013) conducted in a *terra-firme* forest in the central Amazon by. We carried out the investigation in a long belt transect (2500 × 20 m) near Manaus, Brazil (Fig. 1). The transect was oriented to include major components of the topography. First, we developed a D – H allometric model for estimating tree height with D , with emphasis on possible changes in the D – H relationship along the topographic gradient. In particular, we focused on relative elevation (i.e. the depth of a *baixio* relative to the level of the plateau) as the main topographic component, because soil conditions depend strongly on relative elevation (Chauvel 1987; Ferraz 1998) and affect vegetation structure at the landscape level in this region (Castilho *et al.* 2006; Laurance *et al.* 1999). Second, to evaluate the significance of the topographic gradient of the D – H relationship for estimating biomass, we compared estimates of biomass based on two D – H allometric models that differed in whether they included relative elevation. Finally, the significance of topographic gradients in biomass estimation at the landscape level in this region was discussed.

Material and Methods

Study site

This study was conducted in the ZF-2 Experimental Forest of the National Institute for Amazon Research (INPA) near Manaus, Brazil (2°36'S 11°35'W). We used one of the two belt transects established in 1996 as the permanent, long-term monitoring plots of the Jacaranda Project. This transect was 20 m wide by 2500 m long and oriented in an east-west (E-W) direction; the transect included “plateau”, “slope”, and “*baixio*” (valley bottom) sites (Fig. 1). The study site was dominated by dense *terra-firme* forest (Higuchi *et al.* 1998). The area also exhibited an apparent parallel change in clay content with relative elevation; soil textures at plateau, *baixio*, and slope sites were very clayey, very sandy, and moderately clayey and sandy, respectively (Ferraz *et al.* 1998).

Tree census

All trees ($D > 10$ cm) were marked, and values of D were recorded for 20 × 20-m sub-plots within the belt transect in 2000. For trees with buttresses, D was measured above the buttresses.

To assess the D – H relationship, 1307 individual trees ($D > 1$ cm) were sampled from part of the transect. The sampling area was selected from 0 to 760 m in distance (Fig. 1), encompassing a wide range of clay content (3–36%) with varying topography (Ferraz *et al.* 1998). Tree height was measured using a scale hypsometer.

Allometry for estimating tree height

The stem diameter D –height H relationship was preliminarily compared between two contrasting sites: a plateau (0–200 m, $n = 493$; left-side plateau in Fig. 1) and a *baixio* (300–720 m, $n = 664$; the first *baixio* in Fig. 1) using the following hyperbolic equation (Ogawa and Kira 1977):

$$\frac{1}{H} = \frac{1}{aD} + \frac{1}{b} \quad (1)$$

where a and b are coefficients. The difference in the D – H relationship was tested using an F -test based on residuals. A significant difference in the D – H relationship was detected between the two sites (F -test, $p < 0.01$). Therefore, the following D – H allometric model was developed to express variability in the D – H relationships according to topography:

$$\frac{1}{H} = \frac{1}{(c + dx_2)D} + \frac{1}{e + fx_2} \quad (2)$$

where x_2 is relative elevation with a standard point at the beginning of the transect (see the left side of Fig. 1), and $c, d, e,$ and f are coefficients. Here, $e + fx_2$ denotes the potential tree height specific to a site, since $e + fx_2 = H|_{D \rightarrow \infty}$

The nonlinear least-squares method based on the Levenberg-Marquardt algorithm (KaleidaGraph v4.1.0; Synergy Software, USA) was applied for Eqs. 1 and 2. Akaike's information criterion (*AIC*) was used as a measure of the relative goodness of fit. The *AIC* was calculated on the basis of the residual sum of squares (*RSS*) and the number of coefficients (*K*) as follows (Burnham and Anderson 2002): $AIC = n \ln(RSS/n) + 2K$, where n is the number of samples.

Allometry for estimating biomass

The following power equations were applied for estimating whole-plant fresh weight F_w (kg) including above- and below-ground parts (Silva 2007):

$$\ln F_w = 0.99 \ln(D^2 H) - 2.65, \quad (R^2 = 0.98) \quad (3)$$

where the unit of $D^2 H$ is $\text{cm}^2 \text{m}$. Equation 3 was derived from a dataset of harvested trees ($n = 131$) in a terra-firme forest near the present study site. We confirmed that Eq. 3 produces a more precise estimate of biomass than does the D -based power equation (Silva 2007). For calculating whole-plant dry weight W_w , an average dry / fresh ratio of 0.584 was used (Silva 2007), and the following allometric model was obtained:

$$\ln W_w = 0.99 \ln(D^2 H) - 3.19 \quad (4)$$

RESULTS

Development of allometric models for estimating tree height and tree weight

Maximum and average D were 114.2 cm and 13.7 ± 0.4 (SE) cm, respectively, and maximum and average H were 42.8 m and 13.3 ± 0.2 (SE) m, respectively. The H ranged from ~30–35 m which means the canopy height in the present study forest would be typical for this region since canopy height ranged reportedly from 30-37 m with emergent trees 18 reaching 40-45 m in central Amazonian forests (Ribeiro *et al.* 1999).

The regression analysis conducted using Eqs. 1 and 2 (Table 1) indicated that Eq. 2 was a better fit than Eq. 1 (*AIC* were estimated as 2616 for Eqs. 1 and 2, respectively). In Eq. 2, the range of the standard error for coefficient d included 0, indicating that the effect of relative elevation on the initial slope of Eq. 1 was not apparent. Consequently, a simpler equation was derived as follows:

$$\frac{1}{H} = \frac{1}{gD} + \frac{1}{h + ix_2} \quad (5)$$

where $g, h,$ and i are coefficients. The D - H relationship was fitted well by Eq. 5 (*AIC*: 2587, which was slightly lower than the *AIC* for Eq. 2; Fig. 2); therefore, Eq. 5 was selected as the best D - H allometric

model for the subsequent analysis described below. Potential tree height, $h + ix_2$ in Eq. 5, increased from 35 m at *baixio* (-46 m in relative elevation) to 40 m at plateau (0 m in relative elevation) sites within the sampled area.

Table 1. Results of the regression of stem diameter and tree height relationship based on Eqs. 1, 2 and 5. Mean value, standard error SE, and upper and lower limits of 95 % confidence interval for each coefficient are shown for each model (Suwa *et al.* 2013).

Coefficients	Mean	SE	Lower limit	Upper limit
Equation 1				
<i>a</i>	2.18	4.31×10^{-2}	2.11	2.25
<i>b</i>	37.49	6.01×10^{-1}	36.50	38.48
Equation 2				
<i>c</i>	2.21	8.19×10^{-2}	2.08	2.34
<i>d</i>	1.94×10^{-5}	3.37×10^{-3}	-5.53×10^{-3}	5.57×10^{-3}
<i>e</i>	39.8	9.75×10^{-1}	38.19	41.4
<i>f</i>	9.94×10^{-2}	3.63×10^{-2}	3.96×10^{-2}	1.59×10^{-1}
Equation 5				
<i>g</i>	2.21	4.36×10^{-2}	2.14	2.28
<i>h</i>	39.8	7.67×10^{-1}	38.54	41.06
<i>i</i>	9.96×10^{-2}	1.81×10^{-2}	6.98×10^{-2}	1.29×10^{-1}

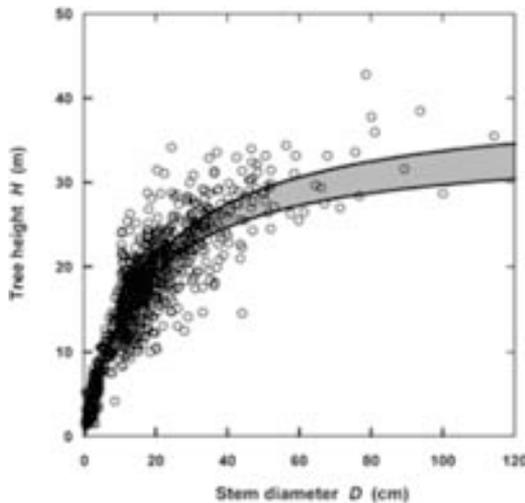


Fig. 2. Relationship between stem diameter *D* and tree height *H* relationship is shown. The grey area means the range covered by Eq. 7 under the condition that relative elevation x_2 in Eq. 5 ranges from -46 to 0 m (Suwa *et al.* 2013).

Equations 1 and 5 were incorporated into the D^2H-W_w model in Eq. 4, and the following equations were derived, respectively:

$$W_w = 0.0413 \left(\frac{1}{2.18D^3} + \frac{1}{37.49D^2} \right)^{-0.99} \quad (6)$$

$$W_w = 0.0355 \left[\frac{1}{2.21D^3} + \frac{1}{(39.80 + 0.0996x_2)D^2} \right]^{-0.99} \quad (7)$$

Biomass estimation along a topographic gradient

Values of D were obtained for all trees ($D > 10$ cm, $n = 2854$) within the belt transect. The tree densities of the 125 sub-plots (average \pm SE: 571 ± 13 ha⁻¹; Fig. 3a) were positively correlated with relative elevation ($r = 0.32$, $p < 0.001$). The average value of D was 21.7 ± 0.3 (SE) cm (Fig. 3b), which was not significantly correlated with relative elevation ($r = -0.09$, $p > 0.05$). The average biomass estimate based on Eq. 7 was 316.6 ± 28.3 (SE) Mg ha⁻¹ (Fig. 3c), which was correlated with relative elevation ($r = 0.28$, $p < 0.001$).

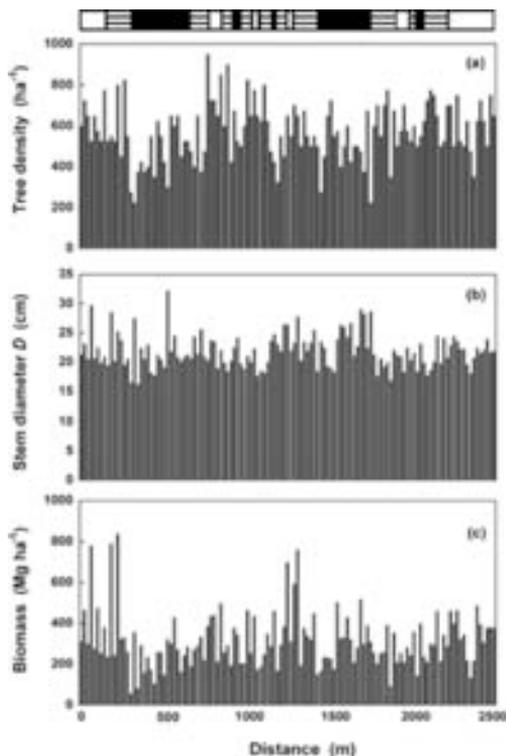


Fig. 3. Variation in (a) tree density, (b) stem diameter at breast height D , and (c) biomass is shown for 20×20 -m sub-plot along the belt transect. Biomass was estimated according to Eq. 7. The bar above the figures means topographic categories; open, striped, and closed bars represent plateau, slope, and *baixio* sites, respectively (Suwa *et al.* 2013).

Equation 7 can be assumed to provide a more precise biomass estimation than that by Eq. 6, as Eq. 7 involves a more precise H estimation model (Eq. 5) than that (namely Eq. 1) incorporated into Eq. 6 (Table 1). As shown in Fig. 4, Eq. 6 resulted in +6% overestimation at a low elevation plot (*baixio* at -53 m in relative elevation; 1700–1800 m in distance) and -5% underestimation at a high elevation plot (plateau at -1 m in relative elevation; 0–100 m in distance) compared with Eq. 7. The average biomass estimated using Eq. 6 was 319.6 ± 28.6 (SE) Mg ha⁻¹, which was similar to that (316.6 Mg ha⁻¹) estimated using Eq. 7. This similarity can be explained by the fact that overestimations at plateau and underestimations at *baixio* were balanced.

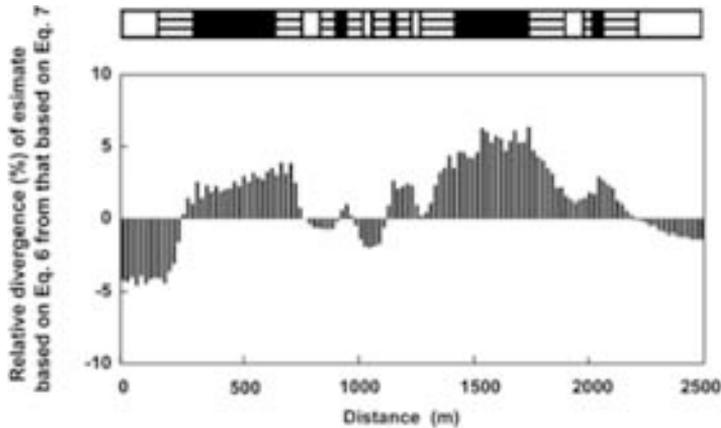


Fig. 4. Relative divergence (%) of biomass estimated using Eq. 6 from that estimated using Eq. 7 is shown. The bar above the figure represents topographic categories; open, striped, and closed bars represent plateau, slope, and *baixio* sites, respectively (Suwa *et al.* 2013).

DISCUSSION

We confirmed that the *D-H* relationship differed significantly between the plateau and *baixio* (valley bottom) topographies as found in another previous study conducted near the study site (Suwa *et al.* 2012). The *D-H* allometric model was developed considering the dependence of the *D-H* relationships on relative elevation, as expressed in Eq. 5 (Fig. 2). The developed model indicated that potential tree height decreased from 40 to 34 m with decreasing relative elevation from 0 m (plateau) to -55 m (*baixio*) within the transect. The plateau and *baixio* sites in the present study are characterised by clayey and sandy soils, respectively (Ferraz *et al.* 1998), and *baixio* areas are seasonally waterlogged. Aiba and Kitayama (1999) suggested that high allocation of biomass to height growth was related to the productive environments in a tropical Malaysian rainforest. Duivenvoorden (1996) reported that canopy height was higher at well-drained sites than at poorly drained sites in an upper Amazonian region. Suwa *et al.* (2012) also reported that the potential height decreased at *baixios* characterized by sandy soil and seasonal waterlogging in a *terra-firme* forest. Thus, stressful conditions such as sandy and poor-nutrient soils with seasonal waterlogging would explain the decrease in potential height at *baixios*.

Tree density and potential tree height decreased significantly with decreasing relative elevation, and the resultant estimate in biomass significantly decreased at *baixios*. Similarly, Castilho *et al.* (2006) reported that structural features, such as tree density and size, depended on absolute elevation in a central Amazonian forest. Suwa *et al.* (2012) also reported that tree density and cumulative basal area decreased at *baixios* in a *terra-firme* forest. Omitting the topographic gradient of the *D–H* relationship introduced error ranging from -5 to +6% in biomass models that were dependent on relative elevation (Fig. 4). Our findings emphasise that the topographic gradient in tree height is important for precise biomass estimation in *terra-firme* forests in the central Amazon.

Anderson *et al.* (2009) generated a vegetation map for central Amazonian forests around Manaus, demonstrating that 98% of the undisturbed forests in this region are classified as *terra firme* forests. They classified 17% of the *terra firme* forests as river valley-type forests with elevations less than ~70–80 m, whereas the other forests were plateau-type forests. According to their definition, river valley-type forests correspond to the *baixio* forests in the present study (the absolute elevation of the present study site ranged from 66 to 112 m). However, until now, no studies have attempted to evaluate biomass by considering differences in biomass between plateau and *baixio* sites in this region³. Further studies of forest biomass in low elevation areas, such as the *baixio* sites examined here, should be conducted to precisely map biomass within the central Amazon. Otherwise, the entire forest biomass in this region may be overestimated because of the higher biomass at plateaus than at *baixios*.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the members of the international cooperative research project of Carbon Dynamics of Amazonian Forests (CADAF) and Drs. R. Tabuchi, S. Iida, S. Saito, T. Sato, T. Yagihashi, and H. Sawada, for their valuable suggestions on an earlier version of the manuscript. We also thank another member of CADAF, Mr. M. Sakurai, for his kind help. This study was financially supported by the Science and Technology Research Partnership for Sustainable Development program of the Japan Science and Technology Agency (JST) and the Japan International Cooperation Agency (JICA).

REFERENCES

- Aiba, S., and Kitayama, K. 1999. Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecol.* 140: 139-157.
- Anderson, L.O., Malhi, Y., Ladle, R.J., Aragão, L.E.O.C., Shimabukuro, Y., Phillips, O.L., Baker, T., Costa, A.C.L., Espejo, J.S., Higuchi, N. 2009. Influence of landscape heterogeneity on spatial patterns of wood productivity, wood specific density and above ground biomass in Amazonia. *Biogeosciences* 6: 1883–1902.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, second edition. Springer Science+Business Media, Inc., New York, USA, 6-13.

Castilho, C.V., Mangnusson, W.E., Araujo, R.N.O., Luizao, R.C.C., Luizao, F.J., Lima, A.P., Higuchi, N. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian forest: Effects of soil and topography. *For. Ecol. Manage.* 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 a tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 152: 73-84.

Chauvel, A., Lucas, Y. & Boulet, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, central Amazonia, Brazil. *Experientia.* 43: 234-241.

Duivenvoorden, J.F. 1996. Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caqueta area, Colombia, NW Amazonia. *Biotropica.* 28: 142-158.

Ferraz, J., Ohta, S. and Salles, P.C. 1998. Distribuição dos Solos ao Longo de Dois Transectos em Floresta Primária ao Norte de INPA, Manaus, AM. *In* Pesquisas Florestais para Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia, eds. Higuchi, N. *et al.* Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brazil, 111-143.

Higuchi, N., Santos, J., Vieira, G., Ribeiro, R.J., Sakurai, S., Ishizuka, M., Sakai, T., Tanaka, N., Saito, S. 1998. Análise Estrutural da Floresta Primária da Bacia do Rio Cuieiras, ZF-2, Manaus-AM, Brasil. *In* Pesquisas Florestais para Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia, eds. Higuchi, N. *et al.* Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Brazil, 51-81.

Laurance, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Rankin-de-Merona, J.M., Chambers, J., Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *For. Ecol. Manage.* 118: 127-138.

Melillo, J.M., McGuire A.D., Kicklighter, D.W., Moor III, B., Vorosmarty, C.J., Scholoss, A. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature.* 363: 234-40.

Ogawa, H., Kira, T. 1977. Methods of estimating forest biomass. *In* Primary Productivity of Japanese Forests, eds. Shidei, T., Kira, T. University of Tokyo Press, Tokyo, Japan, 15-25; 35-36.

Ribeiro, J.E.L.S., Hopkins, M.G., Vicentini, A., Sothers, C.A., Costa, M.A.S., Brito, J.M., Souza, M.A.D., Martins, L.H.P., Lohmann, L.G., Assunção, P.A.C.L., Pereira, E.C., Silva, C.F., Mesquita, M.R., Procópio L. 1999. Flora da Reserva Ducke: 7 Guia de Identificação das Plantas Vasculares de uma Floresta de Terra Firme na Amazônia Central. INPA, Manaus.

Silva, R.P. 2007. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM). Ph. D. dissertation, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brazil pp. 152.

Suwa, R., Kajimoto, T., Ishizuka, M., Pinto, C. M. A., Trindade, S. A., Silva, O. R., Higuchi, N. 2012. Comparative study of forest structure between plateau and valley bottom in a central Amazonian forest. *Kantou Shinrin Kenkyu.* 63: 85-88.

Suwa, R., Sakai, T., Santos, J., Silva, P. R., Kajimoto, T., Ishizuka, M., Higuchi, N. 2013. Significance of topographic gradient in stem diameter–height allometry for precise biomass estimation of a tropical moist forest in the central Amazon. *JARQ.* 47: 109-114.

Thomas, S.C. 1996. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in Malaysian rain forest trees. *Am. J. Bot.* 83: 556-566.

Wang, X., Fang, J., Tang, Z., Zhu, B. 2006. Climatic control of primary forest structure and DBH–height allometry in Northeast China. *For. Ecol. Manage.* 234: 264-274 .

CAPÍTULO 10

INFLUÊNCIA DA COBERTURA VEGETAL NA COLETA DE COORDENADAS GEOGRÁFICAS COM GPS

Carlos Henrique Souza CELES¹, Raquel Fernandes de ARAUJO¹, Moacir Alberto Assis CAMPOS¹.

¹ Laboratório de Manejo Florestal (LMF), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA - Av. André Araújo, 2.936 Petrópolis, 69011-970 Manaus, AM, Brasil

INTRODUÇÃO

A utilização do Sistema de Posicionamento Global - GPS (do inglês: *Global Positioning System*) é de fundamental importância para a correta integração dos dados de inventários florestais com os dados do sensoriamento remoto. Esta combinação, assim como a maior transparência dos documentos e uso de tecnologias como LiDAR são recomendações levantadas no relatório sobre estimativas das emissões dos gases de efeito estufa por desflorestamento ou degradação florestal em Yokohama, Japão (IPCC 2010). Logo, o correto geoposicionamento de um inventário florestal é fundamental para projetos florestais envolvendo estimativas do estoque carbono, permitindo a verificação, o monitoramento de mudanças e a replicação das metodologias utilizadas.

No manejo florestal, o uso do GPS para planejamento e execução da exploração vem sendo realizado, ajudando a reduzir custos de operação da exploração florestal (Figueiredo 2007). O nível de precisão requerido na espacialização de parcelas ou árvores mensuradas no inventário florestal dependerá diretamente do objetivo, o qual definirá o aparelho receptor e o método a ser utilizado na coleta das posições geográficas. Existem basicamente dois tipos de receptores GPS disponíveis no mercado: o GPS de navegação e o GPS diferencial (pós-processado), chamado, também de topográfico ou geodésico (Roque *et al.* 2006).

Os receptores GPS de navegação fazem uso do Código CA (*Coarse Acquisition*) dos satélites para fornecer a posição atual. Esta posição atual pode ser gravada, mais o conjunto de informação que gerou esta posição não é gravado. Os GPS pós-processados permitem gravar os código CA e as fases L1 e/ou L2 emitidas pelos satélites e essas informações são processadas, utilizando-se dados de outros receptores GPS fixos, tendo em vista corrigir eventuais efeitos de flutuação no espaço pela distância dos dois aparelhos. O uso dos aparelhos GPS de navegação vem se popularizando nas atividades florestais e de pesquisa. Apesar do seu baixo custo e de possuir antenas de alta sensibilidade, podendo chegar a erros médios menores do que 3 metros, dentro da floresta, o seu funcionamento é influenciado pelo espesso dossel da floresta que diminui a precisão das coordenadas (Figueiredo *et al.* 2008).

Este trabalho teve como objetivo testar a precisão dos receptores GPS diferencial e GPS de navegação e verificar a influência da cobertura de vegetação na precisão das coordenadas geográficas coletadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Esse experimento foi executado, no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, *Campus* do V8, zona centro-sul de Manaus. A área é caracterizada por notável cobertura vegetal, constituída de fragmento adensado com frutíferas e palmeiras e espécies arbóreas espalhadas por toda a área com construções de um e dois andares, interligadas por uma via central (Figura 1).



Figura 1: Localização dos pontos de controle (esquerda),

A coleta de pontos foi feita sob a cobertura de árvores (Figura 2). Testou-se 4 diferentes métodos de coleta de coordenadas por posicionamento por ponto (Roque *et al.* 2006) com um receptor GPS Navegação Garmim 78s. A primeira coordenada foi uma coleta de ponto simples, feita após 10 segundos de descanso da chegada ao local (INI). O segundo ponto registrado foi a média das coordenadas obtidas durante 5 minutos (MEDIA). O terceiro ponto, também simples, foi registrado após concluir o ponto da média (FINAL). O quarto ponto foi obtido pela análise do tracking que foi registrado a cada 5 segundos (TRACK).

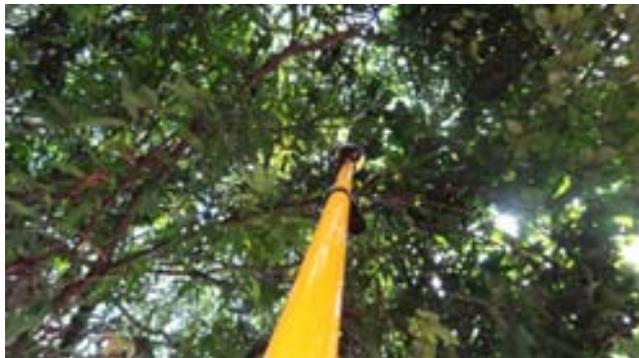


Figura 2: Visualização do GPS 6T sob a cobertura vegetal (direita).

A coordenada controle foi coletada por posicionamento relativo estático rápido (Roque *et al.* 2006) usando um receptor GPS código e fase L1 Trimble Pathfinder Pro 6T. O método de coleta com o GPS 6T foi registrar 300 pontos de informações intercalados a cada segundo. O pós-processamento foi realizado no

dia seguinte ao da coleta, empregando como base os dados da RBMC - Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo, referentes a cidade de Manaus (<http://www.ibge.gov.br/home/>).

As distâncias entre os pontos do GPS 78s e os pontos de controle do GPS 6T pós-processados foram calculadas. A partir das distâncias obtidas, foram calculadas a média, o desvio padrão e a incerteza. Um teste *t* de medidas repetidas foi realizado para verificar a probabilidade da diferença e a correlação entre as distâncias.

RESULTADOS

Todos os pontos foram visualmente analisados, sendo possível distinguir o efeito geral do posicionamento do GPS sob a cobertura das árvores. Os pontos obtidos com o GPS 6T se mantiveram dentro do limite e próximos ao centro das copas das árvores sob as quais foram coletados (Figura 3). O maior erro observado, comparando os pontos controle do 6T e as imagens no *Google Earth* foi menor do que 2 metros.



Figura 3: Os Hexágono vermelho representam os pontos controle e círculo branco e preto, o ponto início, o quadrado branco e preto o ponto final, o círculo amarelo o ponto da média, o círculo roxo é a média dos pontos roxo do tracking registrado.

Os pontos coletados com o GPS 78s apresentaram um padrão diferente. Na maioria dos casos, os pontos registrados localizaram-se em área aberta, fora dos limites das copas das árvores sob os quais foram coletados. As médias das distâncias entre os pontos (Tabela 1) foram altas, quando comparadas com as encontradas por Figueiredo *et al.* (2008). Muito disso pode ser explicado pelo fato das copas das árvores no Campus do INPA formarem uma cobertura única e muito densa, fazendo o efeito de um telhado. Por outro lado, sob o dossel de uma floresta é esperado um erro menor, uma vez que o espesso dossel da floresta espalha o sinal do satélite de forma mais uniforme, em comparação com as árvores isoladas com espaços abertos nas laterais, como ocorrem no *Campus* do INPA.

Quanto aos diferentes métodos de coleta com GPS de navegação, a análise do *tracking* (TRACK) demonstrou ser o método que apresentou menor distância média do ponto controle. A média das coordenadas obtidas durante 5 minutos (MEDIA) apresentou resultado com diferença muito pequena em comparação com o TRACK. Analisando a diferença entre as distâncias do TRACK e MEDIA com os pontos (INI) e FINAL, foi possível observar que os primeiros tiveram menores distâncias. Portanto a aferição de coordenadas pela análise do tracking ou média das coordenadas por 5 minutos é mais eficiente na melhoria da precisão.

Tabela 1: Estatísticas descritivas das distâncias do ponto controle e dos pontos coletados (INI, MEDIA, FINAL e TRACK) com o GPS 78s, valores respectivos de p do teste t e correlação de Pearson.

	<i>DIST_INI</i>	<i>DIST_MEDIA</i>	<i>DIST_FINAL</i>	<i>DIST_TRACK</i>
Média	8,42	7,61	8,57	7,51
Desvio padrão	3,47	3,00	4,38	3,13
Variância da amostra	12,02	9,02	19,15	9,78
Mínimo	3,28	1,92	2,29	1,66
Máximo	17,92	12,42	16,52	12,44
Nível de confiança(95,0%)	1,62	1,41	2,05	1,46
Incerteza	19,3%	18,5%	23,9%	19,5%

$P(T \leq t)$ bi-caudal	<i>DIST_MEDIA</i>	<i>DIST_INI</i>	<i>DIST_FINAL</i>
<i>DIST_TRACK</i>	0,8562069	0,331834694	0,247948525
<i>DIST_MEDIA</i>		0,111401841	0,202247496
<i>DIST_INI</i>			0,857656572

Correl. Pearson	<i>DIST_MEDIA</i>	<i>DIST_INI</i>	<i>DIST_FINAL</i>
<i>DIST_TRACK</i>	0,733074149	0,251294543	0,485646362
<i>DIST_MEDIA</i>		0,785172819	0,668155226
<i>DIST_INI</i>			0,557103862

SÍNTESE DOS RESULTADOS:

Nas atividades florestais, sempre que possível, utilizar receptor GPS que possa ter seu dados pós processados, como o Trimble 6T, utilizado neste trabalho.

Na utilização de GPS de navegação, proceder a coleta da média dos pontos ou a análise do tracking, para obtenção das coordenadas.

Dentro da floresta é esperado um erro menor, uma vez que o espesso dossel da floresta espalha o sinal do satélite de forma mais uniforme, quando comparado com árvores isoladas com espaços abertos nas laterais, como no Campus do INPA.

REFERÊNCIAS

Figueiredo, E. O.; Braz, E. M.; Oliveira, M. V. N. D., 2007 (Ed.). Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, . 183p.

Figueiredo, E. O.; Mesquita R. C.; Braz, E. M. Figueiredo S. M. M.; Neves M. V. d'O. 2008. Avaliação de procedimentos para localização de árvores em inventários florestais censitários, visando o emprego do manejo de precisão. In: Simpósio Latino Americano Sobre Manejo Florestal: Produção De Bens Materiais E Imateriais, 4., , Santa Maria. Anais...Santa Maria: UFSM.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: RBMC-Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo, (<http://www.ibge.gov.br/home/>), Acesso em: 24 março de 2014.

IPCC, 2010. IPCC Expert Meeting on National Forest GHG Inventories eds: Eggleston H.S., Srivastava N., Tanabe K., Baasansuren J., National Forest GHG Inventories – a Stock Taking, Pub. IGES, Japan.

Roque, C. G.; I Oliveira V. C.; Figueiredo P.P.; Brum E. V. P.; e Camargo M. F. 2006. Georreferenciamento. Revista de Ciências Agro-Ambientais, 1: 87-102.

CAPÍTULO 11

ESTIMATIVA DE CARBONO COMBINANDO IMAGEMAMENTO A LASER (LIDAR) E INVENTÁRIO FLORESTAL.

Carlos Henrique Souza CELES¹; Marcus Vinicio Neves D'OLIVEIRA²; Takahiro ENDO³; Haruo SAWADA²; Moacir Alberto Assis CAMPOS¹

1 - Laboratório de Manejo Florestal (LMF), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA - Av. André Araújo, 2.936 Petrópolis, 69011-970 Manaus, AM, Brasil

2 - Embrapa Acre Rodovia BR-364, km 14 - 69900-056 - Rio Branco - AC, Brasil

3 - The University of Tokyo Institute of Industrial Science Postal Code 153-8505 – Meguro - Tokyo, Japan

INTRODUÇÃO

A combinação dos levantamentos de campo com sensoriamento remoto é um pré-requisito para as estimativas do estoque e dinâmica do carbono na floresta. Esta combinação pode ser baseada em modelos de respostas espectrais dos alvos imageados ou por sensoriamento remoto ativo como Radar (*Radio Detection and Ranging*) e *LiDAR* (*Light Detection and Ranging*). O Radar utiliza ondas de rádio e o *LiDAR* utiliza pulsos laser para obter informações de objetos de interesse (Giongo *et al.* 2010).

O imageamento com *LiDAR* permite obter informações estruturais e tridimensionais da superfície terrestre com alta precisão (Popescu 2003), obtendo-se informações difíceis de serem coletadas em campo como a altura de árvores. Os trabalhos de Naesset (1997) e Magnussen *et al.* (1999), comparam alturas derivadas dos dados de *LiDAR* com medições em campo. As variáveis dendrométricas também têm sido estimados por meio de sobrevoos com *LiDAR* (Nilsson 1996).

Naesset (2002) demonstra o potencial desse sensor para estudos florestais em árvores individuais ou em grupos de árvores em parcelas. A estrutura do dossel, a luz ambiental e índice de área foliar (LAI) também foram estimados por meio do *LiDAR* terrestre e aéreo na Amazônia (Stark *et al.* 2012). Asner *et al.* (2012), sobrevoando com o CAO (*Carnegie Airborne Observatory*) equipado com um sensor *LiDAR*, estimou o carbono da floresta tropical no Peru, Panamá, Madagascar, Havaí e Colômbia. Entretanto, os dados do *LiDAR* precisam ser ajustados regionalmente, utilizando-se variáveis como diâmetro, espécie e altura de árvores, obtidas em inventários florestais (Asner *et al.* 2012). A tendência é utilizar o sensor *LiDAR* como uma ferramenta desde o planejamento à extrapolação dos resultados de um Inventário Florestal reduzindo tempos e custos.

Este trabalho visou investigar algumas características dos dados do *LiDAR* para extrapolar as estimativas de carbono em floresta. Neste caso foram utilizados dados de *LiDAR* obtidos em 2012, na Reserva Adolpho Ducke, em Manaus-AM.

MATERIAL E MÉTODOS

A Reserva Florestal Adolpho Ducke se localiza ao norte de Manaus, no quilômetro 23 da AM-010 (02° 55' S e 59° 59' W) (Figura 1). A floresta é caracterizada por um dossel fechado com a altura das árvores variando de 30 a 37 m, podendo chegar a 47 m (Ribeiro *et al.* 1999). A paisagem florestal e os tipos de solo estão correlacionados com a topografia ondulada da região, com cotas que variam de 40 m a 140 m de altitude.

A área de estudo está delimitada em uma superfície de 3 x 4 km, no interior da Reserva (Figura 1). Um perfilamento a Laser foi realizado em 2012 sobre esta área. Os dados utilizados neste trabalho foram cedidos pelo Dr. Marcus Vinício Neves d'Oliveira, pesquisador da Embrapa Acre.

O inventário florestal foi realizado no período de 16 a 24 de abril de 2013. O tipo de amostra aplicada foi a sistemática, com parcelas de 40 x 125 m, subdivididas em 10 parcelas de 20 x 25 m. Todos os indivíduos arbóreos vivos, mortos e palmeiras com DAP \geq 10 cm foram medidos, assim como variáveis espaciais e de topografia, utilizando GPS Garmim 62s e uma trena a Laser Trupulse, tendo em vista a integração e análise em um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

A nuvem de pontos contém uma média 10 pontos por metro quadrado com até 4 retornos por pulso. Os arquivos originais foram gerados no formato LAS. O processamento foi realizado em ArcGIS ArcInfo do Laboratório de Manejo Florestal/Geotecnologia, do INPA.



Figura 1. Área de estudo sobrevoada com *LiDAR* a bordo de avião, na Reserva Ducke-INPA.

A biomassa fresca total foi estimados aplicando-se a equação (1) e o carbono foi calculados retirando da biomassa fresca total o teor de água de 41,6% e multiplicando a biomassa seca pelo teor de carbono de 48,9% resultando na Equação (2). Estes valores foram obtidos para a região de Manaus por Silva (2007).

$$BIO = 2,7179 \times DAP^{1,8774} \quad (1)$$

$$C = BIO \times 0,2855 \quad (2)$$

Onde,

BIO = Biomassa em Mg

DAP = Diâmetro a altura do peito (1,30m)

C = Carbono em Mg

Os produtos primários gerados a partir desta nuvem de pontos do *LiDAR* são o Modelo Digital da Superfície (DSM) e o Modelo Digital de Elevação do Terreno (DEM). O primeiro é influenciado pela altura da vegetação e o segundo representa as altitudes ao nível do solo. Kraus e Pfeifer (1998) complementam que para elaboração do DEM é necessário a eliminação de pontos referentes à vegetação rasteira. A diferença entre DSM-DEM representa a altura da cobertura da vegetação DCM. A diferença entre cotas

altimétricas medidas em campo foi comparada com as diferenças de cotas obtidas pelo modelo digital de elevação do terreno DEM (Figura 2).

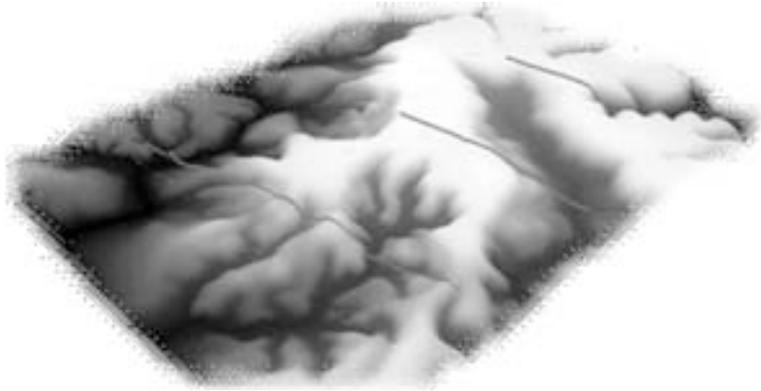


Figura 2. MDE e levantamento com GPS.

Foram sorteados aleatoriamente 16 mil pontos sobre toda área de 3 x 4 km e registradas a altura do dossel e a altura do terreno para cada ponto. Os valores obtidos do DEM foram ordenados e a média da altura da vegetação foi calculada para classes com intervalo de 1 metro de altura. Uma segmentação do DCM foi realizada, tendo em vista estimar o estoque de carbono relacionado a altura do vegetação. A média do carbono foi calculada para cada conjunto de segmentos com a mesma altura em metros.

RESULTADOS

A comparação entre as diferenças entre cotas altimétricas medidas em campo e as diferenças de cotas obtidas pelo DEM revelou forte relação entre a variável dependente e a independente, com o $R^2 = 0,9251$ (Figura 3). Isto significa que os dados de pontos do *LiDAR* do terreno, filtrados, são adequados na modelagem do terreno, mesmo utilizando algoritmos de simples interpolação como o vizinho mais próximo (*nearest neighbor*).

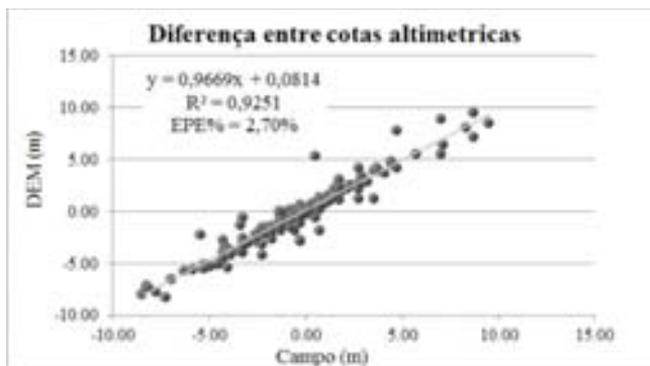


Figura 3. Ajuste de equações entre diferenças de cotas altimétricas do MDE e do levantamento de campo.

A altura do terreno obtida do DEM variou de 40 a 100 metros de altura ao nível do mar. A altura da vegetação segue uma relação positiva com o terreno, apresentando uma fisionomia de maior porte nas áreas mais altas. Apesar do R^2 de 0,77 do ajuste linear, podemos observar que entre 70 e 80 metros de altura, a altura da vegetação fica dentro de um patamar e não se altera com o aumento de altura do terreno (Figura 4).

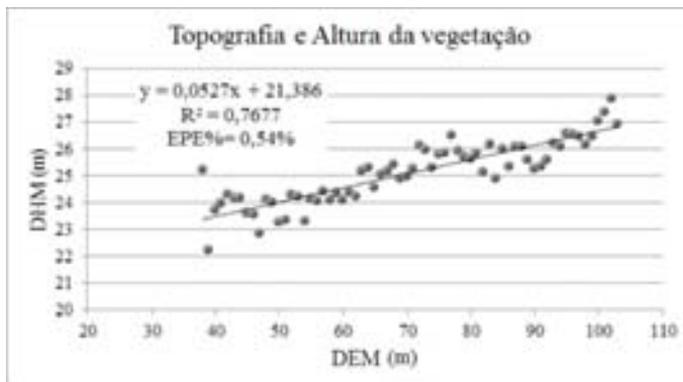


Figura 4. Variação da altura da vegetação entre as diferentes altitudes do terreno.

A média do carbono para cada conjunto de segmentos está mostrada no gráfico com seus respectivos intervalos de confiança (Figura 5). A altura da vegetação explica até 90% da variação espacial do carbono na floresta da área de estudo. Esta equação pode ser utilizada para extrapolar as estimativas de carbono para toda a área com cobertura do sobrevoo do *LiDAR*. Em uma série temporal de dados *LiDAR* é possível, portanto, estimar a dinâmica espacial do carbono.

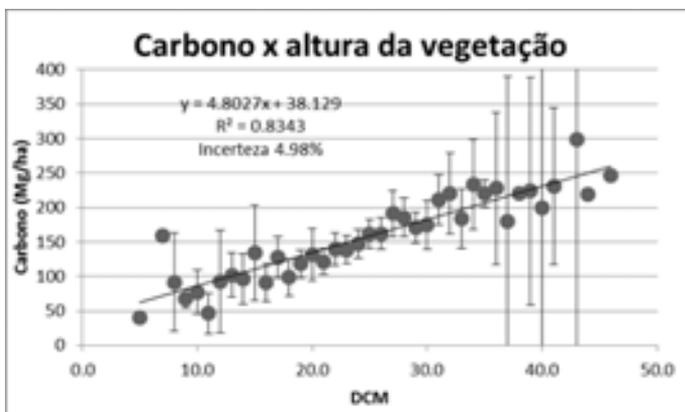


Figura 5. Carbono ajustado para a altura dos segmentos (DHM).

CONCLUSÃO

O mapa do carbono utilizando a combinação *LiDAR* e dados de campo foi bem sucedido. A segmentação do DCM demonstrou ser uma alternativa fácil para as estimativas de carbono da floresta. Outras métricas como localização dos indivíduos, assim como de variáveis dendrométricas tem sido

estudadas por meio das métricas do *LiDAR*. Estes resultados demonstram como as estimativas de carbono podem ser ajustadas para pequenos grupos de árvores na Amazônia central gerando um mapa digital do carbono MDC (Figura 6).

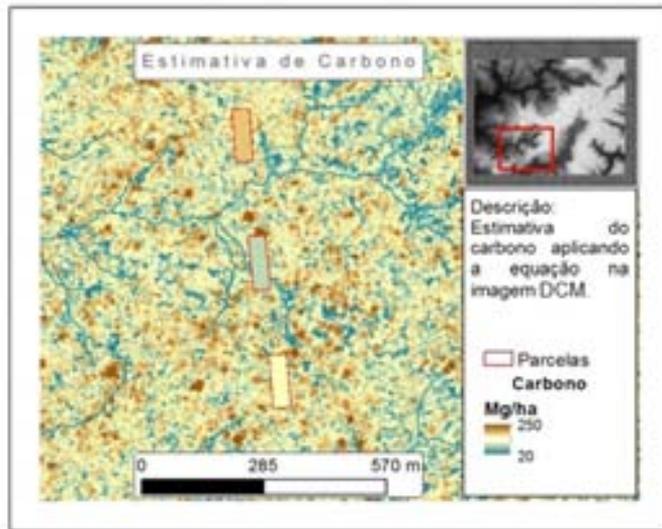


Figura 6. Mapa digital do carbono MDC da área estudada na Reserva Ducke.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Asner G. P., Mascaro J., Muller-Landau H. C., Vieilledent G., Vaudry R., Rasamoelina M., Hall J. S., Breugel M. 2012. A universal airborne *LiDAR* approach for tropical forest carbon mapping. *Oecologia* 168:1147–1160
- Giongo, M.; Koehler, H.S.; Machado, S.A.; Kirchner, F.F.; Marchetti, M. 2010. *LiDAR*: princípios e aplicações florestais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, 30(63): 231-244.
- Kraus, K., Pfeifer, N. 1998. Determination of terrain models in wooded areas with air-borne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 53(4): 193–203.
- Magnussen S, Eggermont P, LaRiccia VN. 1999. Recovering tree heights from airborne laser scanner data. *Forest Science* 45: 407–422.
- Naesset E. 1997. Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 52: 49–56.
- Naesset, E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80(1): 88–99.

Nilsson, M. 1996. Estimation of tree heights and stand volume using an airborne *LIDAR* system. *Remote Sensing of Environment*, 56: 1–7.

Popescu, S. C.; Wynne, R. H.; Nelson, R. F. 2003. Measuring individual tree crown diameter with *LIDAR* and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 564–577.

Ribeiro, J.E.L.S., Hopkins, M.G., Vicentini, A., Sothers, C.A., Costa, M.A.S., Brito, J.M., Souza, M.A.D., Martins, L.H.P., Lohmann, L.G., Assunção, P.A.C.L., Pereira, E.C., Silva, C.F., Mesquita, M.R., Procópio, L. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de Identificação das Plantas Vasculares de uma Floresta de Terra Firme na Amazônia Central*. INPA, Manaus. 800p.

Stark, S.; Leitold, V.; Wu, J.L.; Hunter, M.O. Castilho, C.V.; Costa, F.R.C.; McMahon, S.M. Parker, G.G.; Shimabukuro, M.T.; Lefsky, M.A.; Keller, M.; Alves, L.F.; Schiatti, J.; Shimabukuro, Y.E.; Brandão, D.O.; Woodcock, T.W; Higuchi, N.; Camargo, P.B.; Oliveira, R.C.; Saleska, S.R. 2012. Amazon forest carbon dynamics predicted by profiles of canopy leaf area and light environment. *Ecology Letters*, 15: 1406–1414.

Silva, R. P. D. 2007. *Alometria, Estoque e Dinâmica de biomassa de floresta primária e secundária na região de Manaus (AM)*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA) / Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Manaus, 152p.



MCTI

Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação

INPA



9 788521 101338