



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical
Mestrado e Doutorado
UNIFAP / EMBRAPA-AP / IEPA / CI - Brasil



ADRIANO CASTELO DOS SANTOS

RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA
TROPICAL MANEJADA NO VALE DO JARÍ, AMAZÔNIA ORIENTAL

MACAPÁ, AP

2016

ADRIANO CASTELO DOS SANTOS

RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA TROPICAL
MANEJADA NO VALE DO JARÍ, AMAZÔNIA ORIENTAL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO) da Universidade Federal do Amapá, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Dr. Marcelino Carneiro Guedes

Co-Orientadora: Dra. Eleneide Doff Sotta

MACAPÁ, AP

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Biblioteca da Embrapa Amapá

634.9

S237r Santos, Adriano Castelo dos.

Recuperação da biomassa acima do solo em floresta tropical manejada no Vale do Jarí, Amazônia Oriental / Adriano Castelo dos Santos; orientador, Marcelino Carneiro Guedes. – Macapá, 2016.

108 f.

Dissertação (mestrado) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical.

1. Floresta tropical. 2. Manejo florestal sustentável. 3. Exploração de impacto reduzido. 4. Modelo alométrico. I. Guedes, Marcelino Carneiro, orientador. II. Fundação Universidade Federal do Amapá. III. Título.

ADRIANO CASTELO DOS SANTOS

RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA TROPICAL
MANEJADA NO VALE DO JARÍ, AMAZÔNIA ORIENTAL

Orientador: Dr. Marcelino Carneiro Guedes
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA AMAPÁ)

Co-Orientadora: Dra. Eleneide Doff Sotta
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA AMAPÁ)

Examinador: Dr. Perseu da Silva Aparício
Universidade do Estado do Amapá (UEAP)

Examinador: Dr. Silas Mochiutti
Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA AMAPÁ)

Aprovada em 31 de maio de 2016, Macapá, AP, Brasil

*Ao meu tio Francisco Castelo (in memoriam)
e a toda minha família, pelo apoio, dedicação
e motivação.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pai todo poderoso criador de tudo, meu guia em todos os momentos. Toda honra e toda glória a ele, sempre.

Aos meus familiares Maria do Carmo Castelo (mãe) e Leda Castelo (irmã) pelo apoio e carinho em todos os momentos de minha vida. Muito obrigado. À querida Caroline Jacques pelo carinho e apoio em todos os momentos.

À EMBRAPA Amapá pelo apoio logístico e infraestrutura na execução da pesquisa.

À UEAP (Universidade do Estado do Amapá) pelo apoio aos trabalhos em campo.

Ao Grupo Jari (Jari Florestal S.A, Jari Celulose S.A e Fundação Jari).

Ao meu orientador, Dr. Marcelino Guedes, por aceitar o desafio de me orientar e conduzir os trabalhos no meio do caminho.

À Dra. Eleneide Doff Sotta pela oportunidade que me foi dada, pelos muitos ensinamentos e por todo o apoio para a realização da pesquisa.

Aos pesquisadores Lilian Blanc, Ervan Rutishauser e Vincent Freycon pelos trabalhos em campo e pelos ensinamentos.

Ao amigo Alex Moreno (UEAP) e a Keyla Cambraia (Unifap) pelo apoio em campo.

Aos amigos da turma de mestrado do PPGbio 2014, pela força e companheirismo, pelos momentos felizes juntos!

Ao querido amigo Adjalma Souza (Embrapa Amapá) pela ajuda imensa em campo e por tudo.

À querida Vânia (Fundação Jari) e ao Felipe Dallagnol (Jari celulose) pelo apoio e carinho.

Aos amigos da Jari Florestal, Ravani, Jussian, Tapiaca, Djalma, José Alípio e Paloma (FRMBrasil).

À FRMBrasil pelo apoio e por disponibilizar informações importantes para a pesquisa.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho, meu muito obrigado!

*“No passado, nós vivíamos em paz com as árvores.
Nossos ancestrais as viam...
como deuses respeitáveis e benevolentes.
Hoje, somos vítimas do nosso próprio poder.
Cuidemos das árvores.
Na serenidade imóvel delas...
jazem as raízes do que foi nosso berço...
e nossa sabedoria.”*

*Francis Hallé
Il était une forêt (2012)*

RESUMO

Castelo dos Santos, Adriano. Recuperação da biomassa acima do solo em floresta tropical manejada no Vale do Jarí, Amazônia oriental. Macapá, 2016. Dissertação (Mestre em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

Florestas tropicais manejadas mantêm grandes estoques de biomassa acima do solo (BAS) e podem atuar como um regulador sobre as alterações climáticas. A quantificação com acurácia da BAS em florestas manejadas requer alguns cuidados com relação a erros de inventário, uso de modelos alométricos (local ou de larga escala) e quanto aos dados de intensidade de exploração (parcela local) ou em nível de Unidade de produção (UPA). Neste estudo focamos nas incertezas de estimativas da BAS geradas pelas questões anteriores. Os dados foram coletados em 15 parcelas (100x100m) na área de manejo da Jari Florestal, Amazônia oriental, Brasil. Avaliamos as principais inconsistências do inventário florestal de 8898 árvores antes e após exploração de impacto reduzido (EIR), iniciada em 2003. Foram utilizados quatro métodos para estimar a BAS, a) três com equação pan-tropical dependente de dados de densidade, com diferentes formas de integrar os dados de densidade de madeira (obtidos a partir de bancos de dados do Serviço Florestal Brasileiro, Jari e Wood Density database) e b) um com equação local. As principais inconsistências encontradas no inventário foram relacionadas à identificação de espécies (16,03 %) e valores negativos de crescimento das árvores (7,8 %). A organização e o tratamento das principais inconsistências encontradas nos inventários florestais melhoraram as estimativas de biomassa. As principais incertezas nas estimativas da BAS ocorreram em função da escolha do método e do modelo alométrico (local ou pan-tropical) mais adequado para o cálculo da biomassa. Com relação à recuperação da BAS, as análises mostraram que, dependendo da intensidade de exploração aplicada, é possível recuperar a BAS explorada em 12 anos após a EIR.

Palavras-chave: manejo florestal sustentável; exploração de impacto reduzido; estimativa de biomassa e carbono; modelos alométricos; biomassa remanescente; intensidade de exploração.

ABSTRACT

Castelo dos Santos, Adriano. Recovery of above-ground biomass in tropical forests managed in the Vale do Jari, eastern Amazon. Macapá, 2016. Dissertação (Mestre em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

Managed tropical forests hold large stocks of aboveground biomass (AGB) and may act as a regulator on climate change. Quantification with accuracy of AGB in managed forests requires some attention regarding inventory errors, use of allometric models (local or large-scale) and on the exploitation intensity data (local plot) or production unit level (APU). In this study we focus on the uncertainties of AGB estimates generated by these mentioned problems. The data were collected in 15 plots (100x100m) in the management area of the Jari Florestal, eastern Amazonia, Brazil. We evaluated the major inconsistencies of the forest inventory of 8898 trees before and after reduced impact logging (RIL), started in 2003. We used four methods to estimate the AGB a) three with a wood density dependent pan-tropical equation with different ways of integrating the wood density data (obtained from databanks of the Brazilian Forest Service, Jari and Wood Density Database) and b) one local equation. The main inconsistencies found in the inventory were related to identification of species (16.03%) and negative values of tree growth (7.8%). The organization and processing of forest inventory data have improved estimates of biomass. The main uncertainties in the AGB estimates occurred by the choice of the method and allometric model (local or pan-tropical) most appropriate to calculate the biomass. Regarding the recovery of AGB, the analysis showed that the forest can recover their initial stocks of AGB in 12 years after the RIL.

Keywords: Sustainable forest management; reduced impact logging; biomass and carbon estimates; allometric models; remaining biomass; logging intensity.

ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização da área de estudo dentro da área de manejo da Jari Florestal S.A., Monte Dourado, Almeirim (PA), Brasil. Fonte: Adaptado de (Alves 2006).....	34
Figura 2 – Intervalos de confiança das médias para os quatro métodos (M-1, M-2, M-3 e M-4) propostos de cálculo da BAS inicial das 15 parcelas permanentes da Jari Florestal.....	45
Figura 3 – Localização da área de manejo florestal da Jari Florestal S.A., Monte Dourado, Almeirim (PA), Brasil. Fonte: Adriano Castelo.	55
Figura 4 – Correlação entre grandes árvores maiores que 60 cm de DAP e biomassa inicial antes da exploração de impacto reduzido.	64
Figura 5 – Correlação entre a taxa de mortalidade (M%) e o percentual de biomassa explorada nas parcelas.....	65
Figura 6 – Evolução da BAS ao longo de 12 anos de monitoramento nas 15 parcelas permanentes da Jari Florestal, parcelas sem EIR (A) e parcelas com exploração (B).	66

TABELAS

Tabela 1 – Principais inconsistências nos dados de inventários comerciais em parcelas permanentes de floresta manejada na Amazônia oriental (n=8898).	39
Tabela 2 – Cálculo da biomassa acima do solo inicial com inconsistências (antes da correção) e após as correções.	41
Tabela 3 – Variáveis inventariadas e calculadas em 15 parcelas (1 ha cada, DAP \geq 10 cm), incluindo as grandes árvores (Nº) e estimativa do volume comercial com equação* local.	43
Tabela 4 – Volume comercial (m ³ ha ⁻¹) e biomassa acima do solo (Mg ha ⁻¹) total e média (IC 95%) por parcela, calculada para os quatro métodos avaliados.	44
Tabela 5 – Volume (Vol. - m ³ ha ⁻¹) explorado na Unidade de Produção Anual (UPA) e com o total de árvores colhidas no local de cada parcela, somando as abatidas (Ab) dentro (d) e nas proximidades (f - fora) de 15 parcelas permanentes de 1 ha, na área de manejo da empresa Jari Florestal.	46
Tabela 6 – Biomassa acima do solo antes da exploração (Bio.i (Mg ha ⁻¹)), percentual de BAS explorada na parcela (%Bio-ex.P), biomassa remanescente (B.rem (Mg ha ⁻¹)), tempo de monitoramento (t (ano)), biomassa de ingressos (I (Mg ha ⁻¹)), número de árvores que ingressaram (In (n ha ⁻¹)), taxa de ingressos (I%), biomassa perdida pela mortalidade (M (Mg ha ⁻¹)), número de árvores mortas (Mn (n ha ⁻¹)), taxa de mortalidade (M%), crescimento ou dano às árvores remanescentes (Cc ou dano B.rem (Mg ha ⁻¹)), ingressos menos a mortalidade (I-M) e BAS final (Bio.fin (Mg ha ⁻¹)).	62
Tabela 7 – Nº de árvores com DAP \geq 60 cm, Nº de árvores com DAP \geq 156 cm, Riqueza de espécies (Riq.esp), volume comercial (Vol (m ³ ha ⁻¹)), Densidade de árvores (D (n ha ⁻¹)), diâmetro máximo (DAPmax (cm)) e diâmetro médio (DAPmed (cm)) nas 15 parcelas da Jari Florestal.	63

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS E MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS	13
1.1.1 Florestas tropicais manejadas e mudanças climáticas	15
1.2 BIOMASSA ACIMA DO SOLO - BAS	16
1.2.1 Quantificação da biomassa florestal	16
1.2.2 Recuperação da biomassa acima do solo em florestas manejadas	19
2. HIPÓTESES	21
3. OBJETIVOS	22
3.1 OBJETIVO GERAL	22
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
4. REFERÊNCIAS	23

CAPÍTULO 1 - INCERTEZAS E QUESTÕES METODOLÓGICAS ENVOLVIDAS NA AVALIAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL	28
--	-----------

RESUMO	29
ABSTRACT	30
1. INTRODUÇÃO	31
2. MATERIAL E MÉTODOS	34
2.1 ÁREA DE ESTUDO	34
2.2 COLETA DE DADOS.....	35
2.2.1 Dados de Inventário florestal de Parcelas Permanentes da Jari Florestal S.A.	35
2.2.2 Visita em campo para levantamento da exploração local	35
2.3 ANÁLISE DE DADOS	36
2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	38
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
3.1 ERROS E INCONSISTÊNCIAS NOS INVENTÁRIOS	39
3.1.1 Correções para as principais inconsistências encontradas nos dados de inventário	40
3.2 DENSIDADE DE MADEIRA PARA A AMAZÔNIA ORIENTAL	42
3.3 ESTIMATIVAS DE BIOMASSA	42
3.4 INFLUÊNCIA DA INTENSIDADE DE EXPLORAÇÃO NA ESTIMATIVA DE BIOMASSA.....	46
4. CONCLUSÃO	48

CAPÍTULO 2 – RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA TROPICAL MANEJADA NO VALE DO JARÍ, AMAZÔNIA ORIENTAL	49
--	-----------

RESUMO	50
ABSTRACT	51
1. INTRODUÇÃO	52
2. MATERIAL E MÉTODOS	55
2.1 ÁREA DE ESTUDO	55
2.2 COLETA DE DADOS.....	56

2.2.1 Dados de Inventário florestal de Parcelas Permanentes da Jari Florestal S.A.	56
2.2.2 Visita em campo para levantamento da exploração local	57
2.3 ANÁLISE DE DADOS	57
2.3.1 Cálculo da Biomassa acima do solo - BAS	57
2.3.2 Equação do volume comercial.....	58
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4. CONCLUSÃO.....	68
REFERÊNCIAS	69
APÊNDICES	75
ANEXO.....	103

1. INTRODUÇÃO GERAL

A influência humana sobre o sistema climático é clara e as emissões antrópicas recentes de gases de efeito estufa são as maiores da história. As mudanças climáticas vêm causando impactos generalizados sobre os sistemas humanos e naturais (Pachauri et al. 2014), principalmente em áreas desflorestadas.

As florestas sequestram e armazenam mais carbono do que qualquer outro ecossistema terrestre e são um importante controle natural sobre as mudanças climáticas (Gibbs et al. 2007). As florestas tropicais são de extrema importância para as mudanças climáticas globais porque elas podem emitir ou sequestrar volumes significativos de dióxido de carbono, dependendo de como são utilizadas (Phillips et al. 2008, Lindsell and Klop 2013).

O ciclo global do carbono desempenha um papel central na regulação do dióxido de carbono atmosférico e do clima da Terra (Moreira 2013). A principal causa do aquecimento global é o aumento da concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera (Healey et al. 2000, Kindermann et al. 2008). As florestas tropicais desempenham um papel importante na determinação da concentração atmosférica atual de CO₂, tanto como fonte; liberando CO₂ durante a respiração e após queimadas, desmatamento ou exploração; ou como sumidouro de CO₂, absorvendo através da fotossíntese e estocando o excesso na forma de biomassa (Laurance 1999, Malhi and Grace 2000, Houghton 2005). A função da floresta tropical como reservatório ou fonte de carbono para a atmosfera é motivo ainda de intenso debate entre a comunidade científica mundial (Houghton et al. 2000, Houghton 2005, Souza 2012).

Poucos estudos têm mostrado a influência da exploração das florestas sobre os processos de fixação e liberação de CO₂ pelas florestas (Mazzei et al. 2010, Gourlet-Fleury et al. 2013, West et al. 2014, Sist et al. 2015). Alguns autores defendem que a exploração florestal pode causar impactos negativos severos nas florestas (Asner et al. 2005, Rist et al. 2012, Zimmerman and Kormos 2012). A exploração florestal pode prejudicar os serviços ecossistêmicos fundamentais, como o armazenamento de carbono na biomassa e padrões climáticos regionais (Rist et al. 2012); mas também pode melhorar. De acordo com Sist et al. (2014), as florestas exploradas aumentam a retenção de carbono em florestas tropicais. Em estudo na Amazônia Oriental, Mazzei et al. (2010) relatam que o ganho observado de biomassa acima do solo em florestas exploradas, 2 a 4 anos após a exploração, foi o dobro do observado em florestas primárias, reforçando a importância para a fixação de carbono pelas florestas manejadas.

Um desafio para todos os gestores é a lacuna no conhecimento atual sobre como as florestas tropicais manejadas atuam em relação aos estoques de biomassa acima do solo e a

sustentabilidade em longo prazo das colheitas de madeira. É essencial avaliar a capacidade das florestas tropicais de se regenerar logo após a exploração, para se compreender os efeitos de longa duração de colheitas sobre a produção de madeira, conservação da biodiversidade e estoques de carbono. Com isso, será possível medidas de compensação para as pessoas que ajudam a conservar as florestas e seus serviços ecossistêmicos.

A Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) é um esforço para limitar o impacto das alterações climáticas através da criação de um valor financeiro para o carbono armazenado nas florestas (Midgley et al., 2010; Hou et al., 2013). De acordo com Salimon et al. (2011), um dos primeiros passos para a implementação de um programa de REDD+ é estimar os estoques de carbono florestais.

Tais estimativas são fundamentais para implantar o REDD+ e a captação de recursos posteriores de fundos públicos ou de mercados de carbono. Os resultados podem orientar as políticas para a compreensão de mudanças de carbono em florestas, na biodiversidade e no desenvolvimento de políticas de intervenção baseadas em iniciativas emergentes de pagamentos de carbono (Kalaba et al., 2013). Como a distribuição e as tendências nos estoques de carbono em florestas tropicais são considerações importantes para desenvolver programas de REDD+ em escalas locais e regionais, há necessidade de uma maior compreensão do impacto da perturbação sobre os estoques de carbono (Midgley et al., 2010; Lindsell; Klop, 2013).

Portanto, entender como se dá o processo de recuperação da biomassa acima do solo de florestas tropicais manejadas torna-se importante para o aprimoramento das técnicas de exploração madeireira e proposição de ciclos de corte ideais, em função dos estoques de volume de madeira comercial, buscando minimizar os impactos sobre a própria floresta e maximizar sua capacidade de estocar carbono. Em escala global, analisar o processo de recuperação da floresta após exploração é importante para verificar a capacidade das florestas manejadas com relação ao balanço de carbono e para mitigação das mudanças climáticas.

1.1 FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS E MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS

O aquecimento global, decorrente da emissão de gases de efeito estufa por fontes antrópicas, tem gerado grande preocupação à sociedade, principalmente, pelo cenário de crise energética, longos períodos de seca e aumento da temperatura do planeta. Embora o aumento da temperatura média nesta última década possa ser explicado pela variabilidade natural no sistema climático da Terra, existe uma convergência de evidências que aumentam a

probabilidade do efeito estufa ser o principal gerador desse aquecimento (Moreira 2013). As florestas tropicais têm evidenciado sua importância no controle das mudanças climáticas globais, tanto pela capacidade de emitir CO₂ para a atmosfera, como de absorver carbono por meio do processo de fotossíntese (Souza 2012).

As florestas tropicais são grandes reservatórios de biomassa e há uma necessidade de informação sobre os estoques de carbono existentes nestes ecossistemas. Estima-se que, somente na Amazônia brasileira, o estoque de carbono da biomassa florestal alcance quase 80 bilhões de toneladas (Higuchi et al. 2009).

Enquanto a floresta fixa o CO₂, o desmatamento e a degradação florestal conduzem à liberação adicional de CO₂, contribuindo para a intensificação do efeito estufa (Moreira 2013). A queima e a degradação das florestas tropicais são uma das principais fontes de gases de efeito estufa como o dióxido de carbono (Laurance 1999, Houghton et al. 2000, Malhi and Grace 2000, Numata et al. 2011). A maior fonte de emissões de gases de efeito estufa na região dos trópicos é proveniente do desmatamento e degradação florestal (Gibbs et al. 2007), responsáveis por cerca de 15-35% das emissões globais de carbono (Houghton 2005).

O ciclo terrestre do carbono pode ser sumarizado na seguinte sequência de processos: as plantas removem CO₂ da atmosfera através do processo de fotossíntese e uma quantidade desse carbono é usada na própria manutenção da planta, no processo denominado respiração autotrófica e que resulta em liberação de CO₂ de volta para atmosfera. O restante do carbono é assimilado pelas plantas compondo as folhas, galhos, troncos e raízes das plantas (Moreira 2013).

As florestas em regeneração podem ser sumidouros temporários em função de perdas iniciais de carbono decorrentes de ação antrópica. Assim, áreas anteriormente consideradas sumidouros de carbono podem passar a atuar como fontes de gases do efeito estufa para a atmosfera, intensificando o processo de aquecimento global (Laurance 1999, Souza 2012).

De acordo com relatório publicado pelo IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima) as ações de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) são opções políticas e econômicas para mitigar a mudança climática. A aplicação dessas políticas tem potencial econômico, social e benefícios ambientais como a conservação da biodiversidade (Pachauri et al. 2014).

Por esse mecanismo, os países desenvolvidos poderiam financiar a manutenção de florestas nas áreas tropicais, para abater suas próprias metas de redução de emissões de gases de efeito estufa, valorizando a manutenção da floresta em pé (Putz and Redford 2009, Midgley et al. 2010).

1.1.1 Florestas tropicais manejadas e mudanças climáticas

A exploração de madeira comercial no mundo vem ocorrendo por meio de dois tipos principais de colheita. Um deles é a exploração seletiva de madeira (exploração convencional/sem planejamento), que embora seja bem menos agressiva do que o desmatamento, pode causar grandes impactos aos estoques originais de biomassa da floresta, devendo ser evitada (Asner et al. 2005, Blanc et al. 2009, Macpherson et al. 2010). O outro método é o da exploração de mínimo impacto ou de impacto reduzido - EIR (Manejo florestal), que tem sido amplamente difundido na Amazônia e na região tropical como um todo, sobretudo, pelos benefícios ambientais com relação aos estoques remanescentes de biomassa florestal (Mazzei et al. 2010, Medjibe and Putz 2012, Sist et al. 2014).

Globalmente, cerca de 20,3% ou mais de 3.900 km² das florestas tropicais úmidas foram destinados, recentemente, à exploração de madeira (Asner 2009). As florestas tropicais designadas para a exploração comercial de madeira desempenham papel fundamental para a manutenção dos estoques de carbono na biomassa das florestas (Azevedo 2006, Gourlet-Fleury et al. 2013, Sist et al. 2015). O monitoramento dessas florestas é importante para compreender sua função no ciclo global do carbono e suas implicações sobre a mudança do clima (West et al. 2014, Sist et al. 2015).

O manejo florestal oferece duas possibilidades para benefícios em relação ao sequestro de carbono da atmosfera para mitigação dos efeitos do aquecimento global. Uma delas é estocar carbono em produtos de madeira, duráveis por longo período de tempo, enquanto a floresta manejada cresce novamente (absorvendo mais carbono da atmosfera). A segunda opção é através de mudanças nas práticas de exploração, que podem reduzir consideravelmente os danos à floresta remanescente e a consequente emissão de carbono (Souza 2012). De acordo com Houghton et al. (2000), as liberações de carbono associados à exploração florestal de madeira são amplamente compensadas pelas acumulações de biomassa nas florestas em franca recuperação logo após a exploração.

Para alguns autores, a exploração comercial de madeira degrada as florestas porque resulta em reduções nos estoques de carbono e uma das principais causas da degradação das florestas tropicais úmidas é a exploração convencional sem planejamento (Putz et al. 2008). De acordo com Sist et al. (2012), um dos maiores impactos sobre a floresta tropical é a exploração madeireira, a qual altera sua estrutura, mas não destrói a floresta.

A diminuição dos danos à floresta é um passo importante para a redução de emissões de carbono de florestas tropicais manejadas (Medjibe et al. 2013). As florestas manejadas mantêm de forma substancial a biodiversidade e os estoques de carbono (Sist et al. 2012). Esse estoque de carbono na vegetação assume importância fundamental, uma vez que ele pode aumentar ou diminuir rapidamente em resposta ao clima ou intervenções humanas, tendo efeitos fortes e imediatos na concentração de CO₂ na atmosfera (Moreira 2013).

Pouco se sabe sobre a extensão ou impactos da exploração florestal ao longo das florestas tropicais do mundo, incluindo a bacia amazônica (Asner et al. 2006). O potencial de conservação das florestas tropicais de produção tem sido promovido através da implementação de práticas de colheita de madeira referidas como técnicas de exploração de impacto reduzido (Sist and Ferreira 2007).

Estudos realizados em florestas tropicais úmidas mostram que o emprego de práticas de exploração de impacto reduzido, tais como: planejamento pré-colheita e melhoria das técnicas de colheita, redução da colheita e tratamentos silviculturais; reduz o dano colateral à floresta, o que resulta em reduções substanciais das emissões de carbono (Healey et al. 2000, Sist et al. 2003, Blas and Pérez 2008, Blanc et al. 2009, Imai et al. 2009, Medjibe et al. 2011, Medjibe and Putz 2012, Medjibe et al. 2013, Sist et al. 2014).

Em estudo comparando dois locais de exploração madeireira, com certificação FSC (com emprego de EIR) e outro sem certificação, Medjibe et al. (2013) relatam que a redução do dano resulta em reduções de emissões de carbono que contribuem para redução das alterações climáticas. Técnicas de EIR reduzem eficazmente, em até 50%, as perdas de carbono de curto prazo, em relação à exploração convencional. No entanto, seus efeitos em longo prazo são bem menos compreendidos, devido ao tempo e ao custo de estendidos esforços de monitoramento das florestas (Vanderwel et al. 2013). A exploração EIR aplicada a florestas tropicais pode ajudar a mitigar os impactos negativos com relação à quantidade de biomassa acima do solo (Imai et al. 2009).

1.2 BIOMASSA ACIMA DO SOLO - BAS

1.2.1 Quantificação da biomassa florestal

A biomassa vegetal é um elemento métrico importante para entender e gerenciar ecossistemas, sobretudo, para estimar a produção primária de carbono (Northup et al. 2005, Fox et al. 2010). Refinar as estimativas de carbono requer um melhor conhecimento da densidade e

distribuição espacial de biomassa florestal em todo o mundo, particularmente a biomassa aérea em ecossistemas florestais tropicais (Baccini et al. 2008).

Para quantificar os estoques de carbono da vegetação podem ser empregadas diferentes metodologias. A avaliação direta da biomassa da árvore requer colheita destrutiva, secagem e pesagem. O desenvolvimento e teste de modelos de alometria de biomassa dependem da disponibilidade de dados de colheita destrutivas diretas, os quais são extremamente morosos e dispendiosos de adquirir (Chave et al. 2014).

Como essas avaliações diretas muitas vezes não são viáveis, especialmente em áreas remotas, ou em sistemas onde as árvores são grandes (por exemplo, bosques e florestas), uma abordagem alternativa é coletar medições não destrutivas de atributos da planta (altura, dimensões do dossel, diâmetro do caule) e relacionar essas métricas à biomassa por meio de equações alométricas desenvolvidas a partir de amostragem destrutiva de árvores por classes de tamanho (Chave et al. 2005).

Estas abordagens alométricas são rápidas, razoavelmente precisas, e permitem estimativas não destrutivas da biomassa em áreas maiores do que seria possível com os métodos de colheita (Northup et al. 2005). De acordo com Chave et al. (2005), os preditores mais importantes da biomassa acima do solo de uma árvore são, em ordem decrescente de importância, o diâmetro do tronco, peso específico de madeira, altura total, e o tipo de floresta. A escolha de um modelo alométrico é impulsionada principalmente pela disponibilidade de dados.

Devido ao tempo e custos de coleta, a maioria dos inventários florestais são restritos a medidas de DAP (diâmetro à altura do peito) para quantificação da biomassa por meio de equações alométricas (Rutishauser et al. 2013). Embora seja importante considerar a altura da árvore em estimativas de biomassa, é extremamente difícil de medir essa variável com precisão dentro das florestas tropicais estruturalmente complexas, e esta medida raramente é disponibilizada nos dados do inventário florestal (Fayolle et al. 2013, Rutishauser et al. 2013).

As estimativas de biomassa disponíveis na literatura, dos diversos tipos florestais, vêm de estudos que utilizam métodos diretos e indiretos. Existe um consenso entre os grupos de pesquisadores que trabalham com biomassa de que é impossível estimar a BAS por meio do método direto, daí a necessidade de aprimorar os métodos indiretos para se chegar a uma estimativa confiável (Chave et al. 2005, Silva 2007, Gautam and Pietsch 2012, Rutishauser et al. 2013, Chave et al. 2014).

Entre os principais estudos realizados nos últimos anos para obtenção de equações com intuito de estimar com precisão a biomassa florestal para as diversas tipologias florestais

existentes, destacam-se os trabalhos de Higuchi et al. (1998), Chave et al. (2005), Nogueira et al. (2008), Lima et al. (2012), Rutishauser et al. (2013), Fayolle et al. (2013), Chave et al. (2014) e Lima (2015). Esses autores desenvolveram equações tanto locais, quanto para a região pan-tropical, envolvendo a Amazônia e outras florestas da região tropical.

Chave et al. (2005), utilizaram um banco de dados de 2410 árvores amostradas nas mais diversas florestas tropicais do mundo, sendo grande parte de regiões da Amazônia, para gerar equações que pudessem ser aplicadas em diversas regiões dentro da faixa pan-tropical. Esse banco de dados de biomassa florestal foi constituído por árvores a partir de 5 cm de diâmetro até 156 cm.

Buscando melhorar as estimativas de biomassa com foco na inclusão de dados de altura nos modelos, Rutishauser et al. (2013) avaliaram dados de 12 parcelas permanentes e relataram que o modelo pan-tropical desenvolvido por Chave et al. (2005), incluindo-se a altura da árvore melhorou as estimativas de biomassa acima do solo em florestas tropicais da Indonésia.

A falta de amostras das florestas tropicais da África gerou lacunas nas equações desenvolvidas por Chave et al. (2005), o que acabou levando a elaboração de novas equações com dados de amostragem nas florestas africanas. O modelo proposto por Chave et al. (2014) foi baseado em dados destrutivos de 4004 árvores e foram acrescentadas informações que retratam as características climáticas do local onde a equação foi aplicada, aumentando a precisão das equações.

De acordo com Lima (2015), em estudo sobre modelos alométricos para quantificação de biomassa em florestas na Amazônia Oriental, as equações pan-tropicais demonstraram bom desempenho na estimação de biomassa seca, sendo a equação de Chave et al. (2005), a indicada para estimar a biomassa na região Amazônica, por apresentar maior concentração de árvores amostradas nessa região.

Diversos estudos tem mensurado a quantidade de biomassa acima do solo presentes nas mais diversas florestas tropicais existentes no planeta. Por exemplo, no Alto Rio Negro, no Amazonas, Lima et al. (2012) estimaram estoques de biomassa com valores aproximados de 253 Mg ha⁻¹. Na Amazônia Oriental Mazzei et al. (2010) encontraram média de 410 Mg ha⁻¹ de biomassa acima do solo, avaliando 17 parcelas permanentes. Sist et al. (2014) estimaram valores de biomassa em torno de 378 Mg ha⁻¹ em Paragominas/PA. West et al. (2014), também na Amazônia Oriental, encontraram valores próximos de 260 Mg ha⁻¹ de biomassa acima do solo.

Em Paracou, Guiana Francesa, Rutishauser et al. (2010) estimaram a BAS de 395-443 Mg ha⁻¹. No continente africano, África Central, Gourlet-Fleury et al. (2013) encontraram

valores estimados de 374,5 Mg ha⁻¹ de biomassa e no Gabão, Medjibe et al. (2011) encontraram em torno de 420 Mg ha⁻¹ de estoques de biomassa florestal acima do solo.

1.2.2 Recuperação da biomassa acima do solo em florestas manejadas

Para Omeja et al. (2012), uma vez que deixou de se regenerar, florestas manejadas acumulam biomassa acima do solo de uma forma muito positiva. No entanto, a velocidade de acumulação de biomassa pode ser facilitada por meio de estratégias de recuperação específicas de cada local.

Em estudo na floresta tropical da África central Gourlet-Fleury et al. (2013) relatam que em vinte e quatro anos após a exploração florestal, a média de recuperação da biomassa acima do solo nas sub-parcelas com tratamentos silviculturais tinha atingido 144%, e 63% das sub-parcelas tinha recuperado a biomassa acima do solo inicial, apesar das elevadas perdas pela exploração florestal e danos associados ao desbaste.

Na Amazônia Oriental, West et al. (2014) avaliaram os impactos sobre a biomassa residual após a exploração florestal de impacto reduzido e relataram que após 16 anos, a biomassa acima do solo do sítio estudado havia recuperado 100% do estoque inicial, tendo o recrutamento contribuído em 9% com a biomassa recuperada. Em pesquisa na bacia do Congo, Medjibe et al. (2011) descrevem que antes da exploração, o estoque de biomassa acima do solo era de 420,4 Mg ha⁻¹, logo após a exploração florestal esse estoque teve redução de 34,2 Mg ha⁻¹, em torno de 8,1% de perda.

Avaliando 48 parcelas permanentes na Guiana francesa, Blanc et al. (2009) relataram que 20 anos após exploração, as parcelas exploradas não conseguiram recuperar seus estoques de carbono iniciais, permanecendo os lotes como fonte de emissões de carbono acima do solo por pelo menos 10 a 12 anos seguintes após a colheita florestal.

A biomassa acima do solo de árvores de grande porte também é um importante componente a ser considerado para compreender a dinâmica da floresta após a exploração e para entender o papel da floresta manejada no ciclo do carbono (Sist et al. 2014). O impacto da degradação florestal sobre os estoques de carbono vai depender da intensidade e do tipo de atividade. A remoção de grandes árvores selecionadas para a produção de madeira, por exemplo, terá um impacto desproporcional sobre os estoques de carbono em espécies florestais maiores e mais densas que contêm a maior proporção de biomassa em uma floresta (Lindsell and Klop 2013).

A dinâmica de biomassa acima do solo de florestas manejadas em escala regional e continental continua pouco estudada (Cho et al. 2013, Vanderwel et al. 2013, Sist et al. 2014). Devido à escassez de dados de longo prazo sobre a recuperação da biomassa das florestas tropicais sujeitas a exploração, esta estimativa é baseada principalmente em estudos de curto prazo e simulações de computador (West et al. 2014).

O estudo da dinâmica de recuperação da BAS de florestas tropicais manejadas poderá guiar os rumos do manejo florestal sustentável através da exploração de impacto reduzido em florestas tropicais e contribuir de forma decisiva para ações que mitiguem os impactos das emissões de gases de efeito estufa e as mudanças climáticas.

2. HIPÓTESES

É possível diminuir as incertezas na estimativa de biomassa com técnicas de organização e análise de consistência dos dados.

A floresta consegue recuperar seus estoques iniciais de volume comercial e biomassa acima do solo, até 12 anos após a exploração de impacto reduzido, com indícios de manutenção da capacidade produtiva para o segundo ciclo de corte de 30 anos.

A recuperação da biomassa é fortemente influenciada pela intensidade de exploração no local.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a recuperação da biomassa acima do solo em uma floresta tropical úmida após a exploração de impacto reduzido.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as incertezas relativas a erros e inconsistências nos inventários;
- Sistematizar e consolidar os dados de densidade de madeira de espécies na Amazônia Oriental, testando formas de gerar a densidade para espécies não identificadas e que não constam nos bancos de dados.
- Comparar os diferentes resultados das estimativas de biomassa por meio de quatro métodos de cálculo utilizando diferentes equações (local e pan-tropical) e ajustes para as árvores não identificadas.
- Analisar a associação da escala de dados de intensidade de exploração (UPA ou local de colheita) com estimativas de biomassa, verificando a relação da intensidade local de exploração com a recuperação da BAS.
- Definir quanto do estoque inicial de biomassa acima do solo é recuperado em 12 anos após a exploração.

4. REFERÊNCIAS

- Asner, G. P., D. E. Knapp, E. N. Broadbent, P. J. Oliveira, M. Keller, and J. N. Silva. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* **310**:480–482.
- Asner, G. P., E. N. Broadbent, P. J. Oliveira, M. Keller, D. E. Knapp, and J. N. Silva. 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proc Natl Acad Sci U S A* **103**:12947–12950.
- Asner, G. P. 2009. Tropical forest carbon assessment: integrating satellite and airborne mapping approaches. *Environmental Research Letters* **4**:034009.
- Azevedo, C. P. d. 2006. Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia oriental: Experimentação e simulação. Universidade federal do Paraná.
- Baccini, A., N. Laporte, S. J. Goetz, M. Sun, and H. Dong. 2008. A first map of tropical Africa's above-ground biomass derived from satellite imagery. *Environmental Research Letters* **3**:045011.
- Blanc, L., M. Echard, B. Herault, D. Bonal, E. Marcon, J. Chave, and C. Baraloto. 2009. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications* **19**:1397–1404.
- Blas, E., and M. R. Pérez. 2008. Prospects for Reduced Impact Logging in Central African logging concessions. *Forest Ecology and Management* **256**:1509–1516.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.-P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* **145**:87–99.
- Chave, J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. a Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Péliissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga, and G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology*.
- Cho, P., G. A. Blackburn, N. M. Bird, S. W. Brewer, and J. Barlow. 2013. The FORMNET-B database: monitoring the biomass and dynamics of disturbed and degraded tropical forests. *Journal of Vegetation Science* **24**:1204–1207.

- Fayolle, A., J. L. Doucet, J. F. Gillet, N. Bourland, and P. Lejeune. 2013. Tree allometry in Central Africa: Testing the validity of pantropical multi-species allometric equations for estimating biomass and carbon stocks. *Forest Ecology and Management* **305**:29–37.
- Gautam, S., and S. A. Pietsch. 2012. Carbon pools of an intact forest in Gabon. *African Journal of Ecology* **50**:414–427.
- Gibbs, H. K., S. Brown, J. O. Niles, and J. A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters* **2**:045023.
- Gourlet-Fleury, S., F. Mortier, A. Fayolle, F. Baya, D. Ouedraogo, F. Benedet, and N. Picard. 2013. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **368**:20120302.
- Healey, J. R., C. Price, and J. Tay. 2000. The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Management* **139**:237–255.
- Higuchi, N., J. Santos, R. J. Ribeiro, L. Minette, and Y. Biot. 1998. Biomassa da parte aérea da floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazônica* **28**:153–166.
- Hou, Z., Q. Xu, T. Nuutinen, and T. Tokola. 2013. Extraction of remote sensing-based forest management units in tropical forests. *Remote Sensing of Environment* **130**:1–10.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, C. A. Nobre, J. L. Hackler, K. T. Lawrence, and W. H. Chomentowski. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* **403**:301–304.
- Houghton, R. A. 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology* **11**:945–958.
- Imai, N., H. Samejima, A. Langner, R. C. Ong, S. Kita, J. Titin, A. Y. Chung, P. Lagan, Y. F. Lee, and K. Kitayama. 2009. Co-benefits of sustainable forest management in biodiversity conservation and carbon sequestration. *PLoS One* **4**:e8267.
- Kalaba, F. K., C. H. Quinn, A. J. Dougill, and R. Vinya. 2013. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management* **304**:99–109.
- Kindermann, G., M. Obersteiner, B. Sohngen, J. Sathaye, K. Andrasko, E. Rametsteiner, B. Schlamadinger, S. Wunder, and R. Beach. 2008. Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **105**:10302–10307.

- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* **91**:109–117.
- Lima, A. J. N., R. Suwa, G. H. P. de Mello Ribeiro, T. Kajimoto, J. dos Santos, R. P. da Silva, C. A. S. de Souza, P. C. de Barros, H. Noguchi, M. Ishizuka, and N. Higuchi. 2012. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. *Forest Ecology and Management* **277**:163–172.
- Lima, R. C. 2015. Equações para estimativas de biomassa de uma floresta tropical úmida do Amapá. Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).
- Lindsell, J. A., and E. Klop. 2013. Spatial and temporal variation of carbon stocks in a lowland tropical forest in West Africa. *Forest Ecology and Management* **289**:10–17.
- Macpherson, A. J., M. D. Schulze, D. R. Carter, and E. Vidal. 2010. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. *Forest Ecology and Management* **260**:2002–2011.
- Malhi, Y., and J. Grace. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology & Evolution* **15**:332–337.
- Mazzei, L., P. Sist, A. Ruschel, F. E. Putz, P. Marco, W. Pena, and J. E. R. Ferreira. 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **259**:367–373.
- Medjibe, V. P., F. E. Putz, M. P. Starkey, A. A. Ndouna, and H. R. Memiaghe. 2011. Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon. *Forest Ecology and Management* **262**:1799–1806.
- Medjibe, V. P., and F. E. Putz. 2012. Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal of Forest Economics* **18**:242–256.
- Medjibe, V. P., F. E. Putz, and C. Romero. 2013. Certified and uncertified logging concessions compared in Gabon: changes in stand structure, tree species, and biomass. *Environ Manage* **51**:524–540.
- Midgley, G. F., W. J. Bond, V. Kapos, C. Ravilious, J. P. W. Scharlemann, and F. I. Woodward. 2010. Terrestrial carbon stocks and biodiversity: key knowledge gaps and some policy implications. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **2**:264–270.
- Moreira, D. S. 2013. Simulação numérica do ciclo do carbono na Amazônia. Instituto de pesquisas espaciais.
- Nogueira, E. M., P. M. Fearnside, B. W. Nelson, R. I. Barbosa, and E. W. H. Keizer. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and

- adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* **256**:1853–1867.
- Numata, I., M. A. Cochrane, C. M. Souza Jr, and M. H. Sales. 2011. Carbon emissions from deforestation and forest fragmentation in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* **6**:044003.
- Omeja, P. A., J. Obua, A. Rwetsiba, and C. A. Chapman. 2012. Biomass accumulation in tropical lands with different disturbance histories: Contrasts within one landscape and across regions. *Forest Ecology and Management* **269**:293–300.
- Pachauri, R. K., M. R. Allen, V. R. Barros, J. Broome, W. Cramer, R. Christ, J. a. Church, L. Clarke, Q. Dahe, P. Dasgupta, N. K. Dubash, O. Edenhofer, I. Elgizouli, C. B. Field, P. Forster, P. Friedlingstein, J. Fuglestvedt, L. Gomez-Echeverri, S. Hallegatte, G. Hegerl, M. Howden, K. Jiang, B. Jimenez Cisneros, V. Kattsov, H. Lee, K. J. Mach, J. Marotzke, M. D. Mastrandrea, L. Meyer, J. Minx, Y. Mulugetta, K. O'Brien, M. Oppenheimer, J. J. Pereira, R. Pichs-Madruga, G. K. Plattner, H. O. Pörtner, S. B. Power, B. Preston, N. H. Ravindranath, A. Reisinger, K. Riahi, M. Rusticucci, R. Scholes, K. Seyboth, Y. Sokona, R. Stavins, T. F. Stocker, P. Tschakert, D. van Vuuren, and J. P. van Ypersele. 2014. IPCC, 2014: Climate change 2014 Synthesis Report Summary for Policymakers:1–39.
- Phillips, O. L., S. L. Lewis, T. R. Baker, K. J. Chao, and N. Higuchi. 2008. The changing Amazon forest. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **363**:1819–1827.
- Putz, F. E., P. A. Zuidema, M. A. Pinard, R. G. Boot, J. A. Sayer, D. Sheil, P. Sist, Elias, and J. K. Vanclay. 2008. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biol* **6**:e166.
- Putz, F. E., and K. H. Redford. 2009. Dangers of carbon-based conservation. *Global Environmental Change* **19**:400–401.
- Rist, L., P. Shanley, T. Sunderland, D. Sheil, O. Ndoye, N. Liswanti, and J. Tieguhong. 2012. The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management* **268**:57–69.
- Rutishauser, E., F. Wagner, B. Herault, E. A. Nicolini, and L. Blanc. 2010. Contrasting above-ground biomass balance in a Neotropical rain forest. *Journal of Vegetation Science* **21**:672–682.
- Rutishauser, E., F. Noor'an, Y. Laumonier, J. Halperin, K. Hergoualc'h, and L. Verchot. 2013. Generic allometric models including height best estimate forest biomass and carbon stocks in Indonesia. *Forest Ecology and Management* **307**:219–225.

- Salimon, C. I., F. E. Putz, L. Menezes-Filho, A. Anderson, M. Silveira, I. F. Brown, and L. C. Oliveira. 2011. Estimating state-wide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. *Forest Ecology and Management* **262**:555–560.
- Silva, R. P. 2007. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus-AM. Universidade federal do Amazonas (UFAM).
- Sist, P., D. Sheil, K. Kartawinata, and H. Priyadi. 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management* **179**:415–427.
- Sist, P., and F. N. Ferreira. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **243**:199–209.
- Sist, P., S. Gourlet-Fleury, and F. E. Putz. 2012. The Impacts of Selective Logging: Questionable Conclusions. *BioScience* **62**:786–786.
- Sist, P., L. Mazzei, L. Blanc, and E. Rutishauser. 2014. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **318**:103–109.
- Sist, P., E. Rutishauser, M. Peña-Claros, A. Shenkin, B. Hérault, L. Blanc, C. Baraloto, F. Baya, F. Benedet, K. E. da Silva, L. Descroix, J. N. Ferreira, S. Gourlet-Fleury, M. C. Guedes, I. Bin Harun, R. Jalonen, M. Kanashiro, H. Krisnawati, M. Kshatriya, P. Lincoln, L. Mazzei, V. Medjibé, R. Nasi, M. V. N. d'Oliveira, L. C. de Oliveira, N. Picard, S. Pietsch, M. Pinard, H. Priyadi, F. E. Putz, K. Rodney, V. Rossi, A. Roopsind, A. R. Ruschel, N. H. Z. Shari, C. Rodrigues de Souza, F. H. Susanty, E. D. Sotta, M. Toledo, E. Vidal, T. A. P. West, V. Wortel, and T. Yamada. 2015. The Tropical managed Forests Observatory: a research network addressing the future of tropical logged forests. *Applied Vegetation Science* **18**:171–174.
- Souza, C. R. d. 2012. Dinâmica de carbono em floresta explorada e em floresta nativa não explorada na Amazônia.
- Vanderwel, M. C., W. P. Cropper, J. W. Lichstein, and F. E. Putz. 2013. Predicting broad-scale carbon loss and recovery in managed tropical forests. *Carbon Management* **4**:575–577.
- West, T. A. P., E. Vidal, and F. E. Putz. 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* **314**:59–63.
- Zimmerman, B. L., and C. F. Kormos. 2012. Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience* **62**:479–487.

**CAPÍTULO 1 - INCERTEZAS E QUESTÕES METODOLÓGICAS ENVOLVIDAS NA
AVALIAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA TROPICAL
MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

RESUMO

Florestas tropicais manejadas detêm importantes estoques de carbono, contribuindo para minimizar as mudanças climáticas. A quantificação com acurácia da BAS em florestas manejadas requer alguns cuidados com relação a erros de inventário, uso de modelos alométricos (local ou de larga escala) e quanto aos dados de intensidade de exploração (parcela local) ou em nível de Unidade de produção anual (UPA). Neste estudo, focamos nas incertezas de estimativas da BAS geradas pelas questões anteriores. Os dados foram coletados em 15 parcelas (100x100m) na área de manejo da Jari Florestal, Amazônia oriental, Brasil. Avaliamos as principais inconsistências do inventário florestal de 8898 árvores antes e após exploração de impacto reduzido (EIR), iniciada em 2003. Foram utilizados quatro métodos para estimar a BAS, a) três com equação pan-tropical dependente de dados de densidade com diferentes formas de integrar os dados de densidade de madeira (obtidos a partir de bancos de dados do Serviço Florestal Brasileiro, Jari e Wood Density database) e b) um com equação local. O elevado número de grandes árvores em algumas parcelas influenciou significativamente os valores estimados de BAS. A organização e o tratamento dos dados de inventários florestais melhoraram as estimativas de biomassa, as principais inconsistências encontradas no inventário foram relacionadas à identificação de espécies (16,03 %) e valores negativos de crescimento das árvores (7,8 %). As principais incertezas nas estimativas da BAS ocorreram em função da escolha do método e do modelo alométrico (local ou pan-tropical) mais adequado para o cálculo da biomassa.

Palavras-chave: Manejo florestal sustentável; estimativa de biomassa e carbono; modelos alométricos.

ABSTRACT

Managed tropical forests hold large stocks of aboveground biomass (AGB) and may act as a regulator on climate change. Quantification with accuracy of AGB in managed forests requires some attention regarding inventory errors; the use of allometric models (local or large-scale); and use of data on logging intensity (logging site) or Annual Production Unit (APU) level. In this study we focus on the uncertainties of AGB estimates generated by these three factors. The data were collected in 15 plots (100x100m) in the management area of the Jari Florestal, eastern Amazonia, Brazil. We evaluated the major inconsistencies of the forest inventory of 8898 trees before and after reduced impact logging (RIL), started in 2003. We used four methods to estimate the AGB a) three with a wood density dependent pan-tropical equation with different ways of integrating the wood density data (obtained from databanks of the Brazilian Forest Service, Jari and Wood Density Database) and b) one local equation. The high number of large trees in some plots significantly influenced the AGB estimates. The organization and treatment of forest inventory data have improved estimates of biomass, the main inconsistencies found in the inventory were related to identification of species (16.03%) and negative values of tree growth (7.8%). The main uncertainties in the AGB estimates occurred by the choice of the method and allometric model (local or pan-tropical) most appropriate to calculate the biomass.

Keywords: Sustainable forest management; biomass and carbon estimates; allometric models

1. INTRODUÇÃO

Em escalas regionais e globais, as florestas tropicais detêm importantes estoques de carbono, contribuindo para minimizar as mudanças climáticas (Laurence 1999, Nogueira et al. 2008, Lima et al. 2012, Souza et al. 2014a). A determinação dos estoques de carbono das florestas é tema principal de vários trabalhos que tratam sobre mudanças climáticas (Oliveira et al. 2012). Considerando-se que, aproximadamente, 50% da madeira seca é carbono (C), a biomassa florestal é um elemento importante no entendimento dos processos envolvidos nas mudanças climáticas globais (SFB 2013).

A biomassa florestal e o estoque de carbono, assim como outros serviços ecossistêmicos, podem ser impactados tanto positiva como negativamente pelo manejo florestal. Os impactos imediatos variam de acordo com a intensidade de exploração e os métodos de colheita (West et al. 2014). As florestas tropicais manejadas representam uma alternativa entre o desmatamento e a proteção total da floresta pela proposta de manutenção da elevada biodiversidade, estoques de carbono e outros valores ambientais mesmo após a exploração (Putz et al. 2012).

O manejo florestal sustentável objetiva fazer com que as florestas forneçam benefícios econômicos, sociais e ecológicos de forma contínua, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema (Gama et al. 2005, SFB 2013). A utilização de práticas de exploração de impacto reduzido (EIR) que visam a proteção do solo e a qualidade da floresta remanescente, também contribui para redução das emissões de carbono e para a manutenção das florestas manejadas. No entanto, dados de áreas manejadas são escassos e difíceis de interpretar devido às diferenças de intensidades de exploração e aos diferentes sítios florestais avaliados (Mazzei et al. 2010, Medjibe and Putz 2012, Putz et al. 2012, Sist et al. 2015).

O manejo florestal precisa ser eficaz em escala regional para viabilizar a produção de madeira e a conservação dos serviços ecossistêmicos essenciais, como a manutenção dos estoques de carbono da biomassa (Imai et al. 2009, Rutishauser et al. 2015). Porém, as incertezas quanto às estimativas de biomassa estocada aumentam quando se trabalha em larga escala. Por isso, a elaboração de novos modelos alométricos gerais e validação local dos existentes, se faz necessária (Alvarez et al. 2012, Lima et al. 2012).

O modelo geral mais reconhecido para estimativa de biomassa em larga escala é o de Chave et al. (2005). Esses autores consolidaram um banco de dados de 2410 árvores amostradas em várias florestas tropicais do mundo, grande parte na Amazônia, e geraram equações com

aplicabilidade nas mais diversas regiões dentro da faixa pan-tropical. Esse banco de dados de biomassa florestal foi constituído por árvores de 5 a 156 cm de diâmetro.

Em estudo na Amazônia Oriental, as equações pan-tropicais demonstraram bom desempenho na estimativa da biomassa seca acima do solo (Lima, 2015). Nesse estudo, a equação de Chave et al. (2005) foi indicada para estimar a biomassa na região amazônica, por apresentar um bom ajuste e maior concentração de árvores amostradas nessa região. No entanto, a equação de Chave et al. (2005) depende de dados de densidade da madeira.

Dados de densidade da madeira são determinantes para redução de incertezas das estimativas de biomassa em florestas tropicais, mas a determinação dessa variável para espécies tropicais é problemática (Chave et al. 2005, Nogueira et al. 2005, Henry et al. 2010).

A medição da densidade exige obtenção de amostras que nem sempre são possíveis e as informações disponíveis na literatura são escassas para a maioria das espécies. Os bancos de dados disponíveis sobre densidade da madeira na Amazônia são poucos e não abrangem a elevada variedade de espécies arbóreas existentes. Aliado a isso, quando se usa dados da literatura gera-se a necessidade de estimar os valores da densidade da madeira das árvores sem identificação.

Outro grande desafio para melhorar estimativas de biomassa em florestas tropicais manejadas são os possíveis problemas do monitoramento de longo prazo, inconsistências de dados de inventários oriundos de planos de manejo florestal (PMF), tais como: erros de tabulação dos dados, nomenclatura e identificação de espécies e, principalmente, erros de mensuração das árvores em campo.

O uso de informações provenientes de PMF também acarreta conflitos e incertezas sobre as estimativas de biomassa existente nas florestas de produção. As informações disponíveis a respeito da intensidade de exploração (volume e número de árvores por hectare) são resumidas e generalizadas. Normalmente, o nível de informação no PMF fica restrito à Unidade de Produção Anual (UPA), que engloba uma grande área, enquanto o impacto da exploração (danos às remanescentes, abertura de clareiras) é localizado.

De acordo com a hipótese de que é possível diminuir as incertezas na estimativa de biomassa com técnicas de organização e análise de consistência dos dados, nossos objetivos foram: 1) avaliar as incertezas relativas a erros e inconsistências nos inventários; 2) sistematizar e consolidar os dados de densidade de madeira de espécies na Amazônia Oriental; 3) comparar os diferentes resultados das estimativas de biomassa por meio de quatro métodos de cálculo utilizando diferentes equações (local e pan-tropical) e ajustes para as árvores não identificadas;

4) analisar a relação da escala de dados de intensidade de exploração (UPA ou local de colheita) com estimativas de biomassa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em uma área do projeto de manejo florestal (AMF) da empresa Jari Florestal, situada no vale do rio Arraiolos, afluente pela margem direita do Rio Jari (Figura 1). A área fica situada no município de Almeirim, Estado do Pará, Brasil, entre as latitudes $0^{\circ} 27'$ e $1^{\circ} 30'$ S, e longitudes de $51^{\circ} 40'$ e $53^{\circ} 20'$ W. Os limites da propriedade são: ao norte: Estação Ecológica do Jari (ESEC Jari); ao oeste: Rio Paru; ao sul: Rio Amazonas; ao leste: Rio Jarí (Alves and Miranda 2008, Souza et al. 2014b).

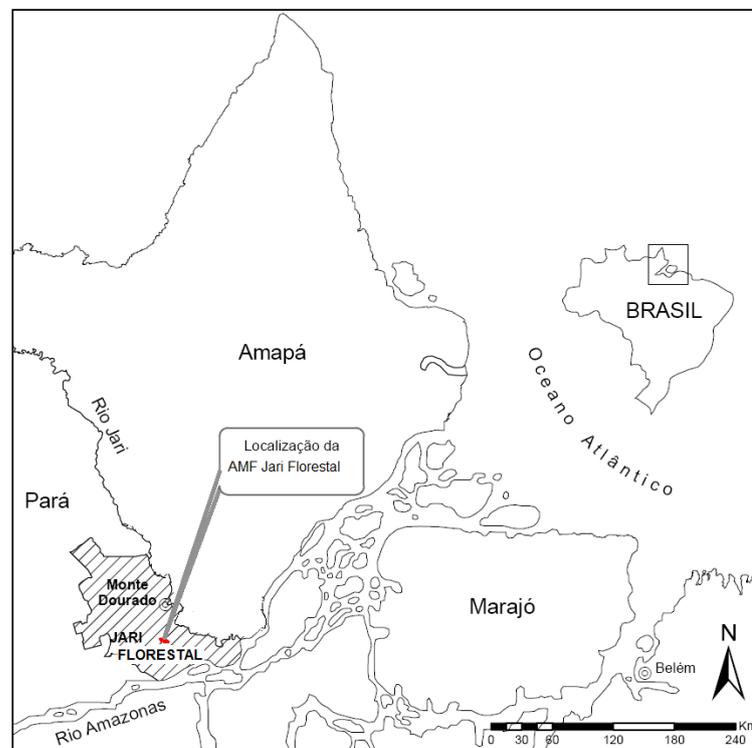


Figura 1 – Localização da área de estudo dentro da área de manejo da Jari Florestal S.A., Monte Dourado, Almeirim (PA), Brasil. Fonte: Adaptado de (Alves 2006).

Do total da propriedade do Grupo Jari na região, correspondente a 1,3 milhão de hectares, a Jari Florestal maneja 545 mil hectares de floresta nativa, dos quais 92 mil são preservados. Para respeitar o ciclo de reposição da floresta, definido em 30 anos, e proteger as árvores mais novas para o corte futuro, a área total autorizada para exploração, de 545 mil hectares, foi demarcada em 30 lotes. A cada ano, apenas um lote pode ser explorado, definindo uma Unidade de Produção Anual - UPA (Grupo Orsa 2010).

A classificação fitofisionômica na área de estudo é de Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE 2012, Alves and Miranda 2008).

Os solos predominantes são os Latossolos Amarelos e os Argissolos Vermelho-amarelos. Em menores intensidades ocorrem os Plintossolos e os Cambissolos. A precipitação pluviométrica média anual é de 2.115 mm (Orsa Florestal 2009).

O clima na região é o Equatorial Quente Úmido e caracteriza-se por duas estações bem distintas: uma chuvosa, de janeiro a julho, e outra menos chuvosa, de agosto a dezembro (Jari Florestal 2014). Segundo a classificação de Köppen, o clima é do subtipo 'Amw'. A temperatura permanece estável durante o ano inteiro, com média mensal de 25,5 a 27,4 °C (Souza et al. 2014b).

2.2 COLETA DE DADOS

2.2.1 Dados de Inventário florestal de Parcelas Permanentes da Jari Florestal S.A.

Nesse estudo foram utilizados dados das parcelas de monitoramento da área de manejo da Empresa Jari Florestal S.A. Esses dados são coletados por uma equipe de inventário, antes e depois da exploração de impacto reduzido (EIR), que foi iniciada em 2003.

As parcelas permanentes implantadas pela Jari Florestal para monitoramento do manejo são de 1 ha (100 m x 100 m). Cada parcela é dividida em 100 subparcelas de 10 m x 10 m. Nessas parcelas são medidas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP), medido a 1,30 m do solo, maior ou igual a 10,0 cm. As parcelas foram alocadas por sorteio ao longo das unidades de trabalho (UTs), que são blocos (250 m X 400 m) dentro das UPA's.

Foram analisados dados de árvores (DAP \geq 10 cm) de 15 parcelas permanentes de 01 ha cada, escolhidas de um total de 90, cujos dados foram disponibilizados. Os critérios para escolha foram: 1) aquelas com maior período de monitoramento; 2) parcelas com histórico de exploração; 3) aquelas com pelo menos 03 (três) medições completas ao longo do tempo.

Após o recebimento dos dados, foi realizada análise prévia de consistência dos mesmos. As árvores repetidas (dados de CAP repetidos para uma mesma árvore) em uma medição foram excluídas do banco de dados, permanecendo apenas uma observação referente àquele indivíduo.

2.2.2 Visita em campo para levantamento da exploração local

Para verificação e constatação, se houve ou não exploração nas 15 parcelas escolhidas, foram realizadas vistorias de campo na AMF da Jari Florestal.

Foram realizadas duas campanhas para quantificar quantas árvores foram colhidas no interior e arredores (aproximadamente, 10 m de distância do limite de cada parcela) das 15 parcelas permanentes avaliadas no presente estudo. A primeira no mês de agosto (8 dias de campo) e a segunda no mês de setembro de 2015 (5 dias de campo).

Durante as campanhas também foram coletadas informações sobre e direção de queda da árvore, distância do toco para a copa, sendo marcado o ponto de GPS no local do toco de cada árvore abatida. Também foi realizada a medição da circunferência dos tocos das árvores abatidas.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

O volume comercial foi calculado através da equação de Silva et al. (1984), descrita por Azevedo et al. (2007), e desenvolvida em trabalho no vale do Jari, na mesma região de estudo:

$$V = e^{(-7,6281 - 2,1809 \cdot \ln(DAP))}$$

Onde:

V = volume comercial (m³)

DAP= diâmetro à altura do peito (cm)

O cálculo da BAS foi realizado apenas para árvores vivas com DAP \geq 10 cm, com os dados do inventário antes da exploração de impacto reduzido. Árvores com dados de DAP (mas sem identificação botânica completa) foram consideradas como NI, mas tiveram seus valores de DAP's considerados para o cálculo de biomassa total da parcela.

Para estimar a biomassa acima do solo de cada árvore amostrada e da floresta como um todo, foram utilizados dois modelos alométricos: 1) global (Chave et al. 2005), 2) local (Lima, 2015).

A equação alométrica utilizada nos métodos 1, 2 e 4, com base em DAP e densidade da madeira, é apresentada a seguir:

$$BAS = p \times \exp(-1,499 + 2,148 \ln(DAP) + 0,207 (\ln(DAP))^2 - 0,0281 (\ln(DAP))^3)$$

Onde:

BAS=biomassa seca acima do solo (Mg ha⁻¹)

p =densidade específica da madeira (g cm^{-3})

DAP=diâmetro medido à altura do peito (cm)

Os dados de densidades da madeira foram obtidos a partir dos bancos de dados da Jari Florestal S.A., Global Wood Density Database (GWDD) - Zanne et al. (2009) e também do banco de dados brasileiros, compilado pelo Laboratório de Produtos Florestais do Serviço Florestal Brasileiro. Foi organizada uma lista das espécies ocorrentes na área e respectivas densidades da madeira encontradas nos três bancos de dados consultados (Apêndice 1). Quando foram encontrados mais de um valor por espécie, a média da densidade da madeira de cada espécie foi utilizada para os cálculos.

A equação local e de simples entrada utilizada nos métodos 2 e 3, tendo DAP como variável independente (Lima 2015), é apresentada a seguir:

$$\text{LnBSAS} = -1,97256 + 2,44723 \cdot \text{LnDAP}$$

Para comparar as estimativas de biomassa total das parcelas em função do método de cálculo e da forma utilizada para estimar a densidade da madeira das faltantes, utilizamos três métodos para a estimativa da biomassa:

- 1) Equação de Chave et al. (2005), com dados de densidades da madeira do GWDD. Para espécies identificadas sem densidade e nas NI, utilizamos, respectivamente, a média do gênero e a média geral ($p=0,62$) das densidades da madeira disponíveis.
- 2) Equação de Chave et al. (2005) com médias de densidades de três bancos de dados (GWDD, SFB e JARI). Nos indivíduos sem dados de densidade e nas NI, utilizamos a equação de Lima (2015).
- 3) Equação de Lima (2015), de simples entrada, em todos os indivíduos do inventário.
- 4) Equação de Chave et al. (2005) com médias de densidades de três bancos de dados, considerando as árvores muito grandes ($\text{DAP}>156$ cm) como $\text{DAP}=156$, conforme proposto por Sist et al. (2014).

A intensidade de exploração foi calculada em cada parcela somando-se o número total de árvores colhidas dentro da parcela e nas proximidades (perímetro de 10 metros nas margens de cada parcela). O volume de cada árvore colhida foi reconstituído, utilizando a posição na parcela, a identificação e medida do toco e calculado com equação de Silva et al. (1984).

Para avaliar as incertezas referentes aos erros de inventários florestais, foi calculada a porcentagem de árvores com cada tipo de erro.

2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foi realizada análise de regressão simples e análise de variância entre os 4 (quatro) métodos propostos para estimar a BAS nas 15 parcelas permanentes.

As análises estatísticas foram realizadas com o software estatístico R (R Development Core Team, 2015).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ERROS E INCONSISTÊNCIAS NOS INVENTÁRIOS

Para efeito de contabilização das inconsistências nos dados de inventário, consideramos o total de árvores medidas (n=8898), antes e após a exploração. Para os cálculos da estimativa de biomassa, e comparação dos métodos de cálculo, utilizamos apenas os dados da primeira medição (n=7502), antes da exploração.

Identificamos 04 tipos de inconsistências mais recorrentes nos dados de inventários florestais. As principais foram relacionadas à identificação de espécies (1426 árvores, 16,03 % do total), as quais consideramos como (NI) (Tabela 1).

Tabela 1 – Principais inconsistências nos dados de inventários comerciais em parcelas permanentes de floresta manejada na Amazônia oriental (n=8898).

Fonte de Erro*	(NI)	Cre.(-)	Cre.>2cm	Nºesp.S/D	Nºarv.S/D
Quant.	1426	694	514	7	44
Total (%)	16,03	7,80	5,77	0,08	0,49

*Erros de nomes botânicos (NI), crescimento DAP negativo (Cre -), crescimento positivo acima de 2 cm ano⁻¹ (Cre. > 2), número de espécies sem dado de densidade (Nºesp.S/D) e número de árvores sem dado de densidade (Nºarv.S/D).

As inconsistências encontradas nos nomes das árvores foram relacionadas, principalmente, com a troca do nome comum entre uma medição e outra. Isso ocorre em função de dificuldades de manter equipes permanentes e experientes em campo para realização dos inventários e também no momento de passar os dados de campo para os computadores da empresa. Além disso, a falta de profissionais habilitados ao serviço de identificação botânica e a falta de coleta de materiais para identificação, podem contribuir para esse tipo de erro durante os inventários empresariais.

Os erros mais comuns que ocorrem pela identificação por parataxônomo (mateiro) são: a) atribuição de nomes diferentes para uma mesma espécie; b) variação nos nomes comuns em diferentes lugares; c) alteração na identificação de espécie identificada em medições anteriores (Nogueira et al. 2005). De acordo com relatos das equipes de campo, os erros ocorrem em função da exaustão e do grande esforço físico necessário para permanecer longos períodos continuados executando trabalho de campo.

Os erros relacionados aos valores negativos de crescimento acontecem, principalmente, em função da medição acima do ponto medido no ano anterior. Esse é um problema frequente em inventários empresariais, pois a marcação do local de medição nas árvores não é uma prática comum. O mesmo problema pode ocorrer para valores positivos muito elevados quando se observa uma taxa de crescimento em diâmetro acima do esperado para florestas tropicais. Para nosso estudo assumimos um crescimento diamétrico máximo de 2 cm ano^{-1} , com base em dados da literatura, tais como os relatados por Braz et al. (2015), de $1,26 \text{ cm ano}^{-1}$ para classe de 45 cm de DAP, e por Dauber et al. (2005), de $1,3 \text{ cm ano}^{-1}$ para tipologias florestais semelhantes na Amazônia brasileira. Quando havia pelo menos duas medições com valores coerentes para a mesma árvore, os valores inconsistentes de crescimento negativo e crescimento positivo excessivo foram corrigidos pelas médias dos crescimentos coerentes. Apenas os indivíduos cujos valores estavam incoerentes em todas as medições foram eliminados do banco de dados para avaliação da dinâmica, mantendo-se a primeira medição para os cálculos de biomassa.

3.1.1 Correções para as principais inconsistências encontradas nos dados de inventário

- Falta de dados em medições consecutivas.

Verificou-se que em algumas medições de uma mesma parcela, faltavam dados de alguns indivíduos, principalmente dados entre a primeira e a terceira medições e entre a segunda e quarta medições. Por exemplo: a árvore N° XXX possuía dados para a primeira medição, para a terceira e quarta medições, porém não apresentava dado para a segunda medição.

Correção: para esse tipo de erro procedemos com o cálculo do crescimento médio anual da mesma espécie, entre duas medições existentes para se chegar a um valor estimado para os dados que estavam faltando.

- Crescimento anual positivo acima de 2 cm ano^{-1} de DAP e crescimento negativo de árvores.

Algumas árvores apresentaram valores de crescimento em circunferência e diâmetro muito acima do que aqueles valores médios que a literatura e a ciência apontam para crescimento médio anual de florestas nativas. Ex: 1ª MED: 120, 2ª MED: 230, 3ª MED: 310 cm de CAP. Em alguns casos, indivíduos apresentaram decréscimo em seus valores de CAP. Ex: 1ª MED: 230, 2ª MED: 190, 3ª MED: 120 cm de CAP, apresentando crescimento negativo.

Correção: assumimos valores aceitáveis até (2 cm DAP) para crescimento positivo (incremento médio anual - IMA).

Para os indivíduos com crescimento negativo e acima de 2 cm de DAP de crescimento anual foi efetuada a correção, somando-se os valores do IMA aos valores de medições corretas existentes. Por exemplo: 1ª medição: 131; 2ª medição: 120; 3ª medição: 122. Procedemos com o cálculo do valor do IMA entre a segunda e terceira medições e subtraímos ao valor da segunda medição para encontrar o valor estimado da primeira medição. Quando não houve pelo menos duas medições corretas e coerentes, aquela árvore foi excluída do banco de dados.

- Erros de nomes de espécies:

Algumas parcelas apresentaram divergências de nome científico para alguns indivíduos. Por exemplo: na primeira medição a árvore N° XX apresentava um nome botânico e nas demais medições, outra nomenclatura.

Correção: nesses casos considerou-se as árvores como espécies não identificadas (NI) e computou-se os dados de CAP para os cálculos de biomassa total da parcela. Essas árvores, somadas com aquelas realmente não identificadas em campo, totalizaram 18% das observações.

Após a limpeza e correção dos dados de inventário, uma nova planilha com os dados corrigidos foi elaborada para realizar as análises necessárias ao cálculo da biomassa total das parcelas.

A comparação da recuperação da BAS, calculada com a equação local, que depende apenas do DAP, antes e após a correção dos dados, mostrou que o tratamento dos dados melhorou as estimativas de BAS (Quadro 1).

Tabela 2 – Cálculo da biomassa acima do solo inicial com inconsistências (antes da correção) e após as correções.

Parcela	Biomassa Antes da correção	Biomassa Corrigida
C07	495,59	496,82
D14	256,65	259,74
E01	444,67	343,15
E06	326,29	269,60
E10	521,95	492,42
E12	631,71	360,21
E16	265,64	274,06
F08	465,73	466,74
F11	189,08	189,05
G04	682,74	548,21
G06	218,52	157,94
G12	443,64	619,95
G13	264,08	209,25

H05	454,13	417,86
I16	433,69	332,48
Total	6094,12	5437,49

3.2 DENSIDADE DE MADEIRA PARA A AMAZÔNIA ORIENTAL

Em nosso banco de dados de árvores, 07 espécies permaneceram sem valor para densidade da madeira, representado 44 árvores. De maneira geral, os valores mínimos e máximos para os gêneros foram parecidos entre os três bancos de dados consultados. A variação da densidade dentro do gênero foi elevada para alguns (Apêndice 2), como no caso do gênero *Aniba*, que apresentou variação de 0,37 a 1,05 g cm⁻³ para suas espécies. O uso da média do gênero para estimativa da densidade da madeira das espécies sem informação, como realizado por Chave et al. (2005), Medjibe et al. (2011), pode ser uma fonte de erro nas estimativas da biomassa das árvores. Principalmente, em alguns gêneros como *Swartzia*, que apresentam muitas espécies e elevada variação. No caso desse gênero, a variação nesse trabalho foi de 0,54 a 0,92 g cm⁻³, o que representa uma diferença de 0,5 t de biomassa estimada por árvore, por exemplo, para uma árvore de 100 cm de DAP. Isso pode ocasionar superestimativa da árvore individual para casos específicos de determinadas espécies ou gêneros e para a BAS por hectare, dependendo da importância dessa espécie no contexto geral.

O uso das equações gerais mais aceitas para estimativa da biomassa estocada nas florestas tropicais depende da densidade da madeira. Essa é uma informação de difícil obtenção prática. Na maioria dos trabalhos são utilizadas informações da literatura ou de banco de dados organizados para tal. No entanto, os bancos de dados não são sempre acessíveis a todos os potenciais usuários. Por isso, estamos sistematizando aqui essas informações de três bancos de dados consultados (Apêndice 1), de maneira que essa publicação possa ser uma referência para consulta aos valores de densidade da madeira das espécies da floresta tropical que ocorrem no sudeste do Pará (Amazônia Oriental), em regiões próximas ao estuário do rio Amazonas.

3.3 ESTIMATIVAS DE BIOMASSA

O diâmetro máximo entre as parcelas variou de 85,9 a 288,7 cm (Tabela 2), o número de árvores grandes com diâmetro ≥ 60 cm também variou consideravelmente, de 3 a 27 árvores. O volume comercial por parcela variou de 209,78 a 636,44 m³ ha⁻¹, valores esses que englobam os valores de 328,33 a 408,69 m³ ha⁻¹, encontrados em trabalho realizado na mesma tipologia florestal (Souza et al. 2006).

Tabela 3 – Variáveis inventariadas e calculadas em 15 parcelas (1 ha cada, DAP \geq 10 cm), incluindo as grandes árvores (Nº) e estimativa do volume comercial com equação* local.

Parcela	D (n ha)	DAP (max)	DAP (média)	Nº (n \geq 60)	Nº (n>156 cm)	Riqueza	Vol (m ³ ha ⁻¹)
P-01	436	254,65	24,48	23	3	123	525,03
P-02	513	127,32	22,22	12	0	160	333,66
P-03	527	121,91	23,30	27	0	118	422,40
P-04	509	106,70	23,29	15	0	87	351,24
P-05	567	189,46	24,30	21	2	127	564,88
P-06	435	173,80	24,90	19	1	110	424,50
P-07	464	114,59	23,74	19	0	105	350,72
P-08	430	251,46	21,95	7	5	104	467,10
P-09	581	85,94	19,94	3	0	104	264,38
P-10	479	286,48	24,41	25	2	89	571,64
P-11	414	102,18	19,74	9	0	106	209,78
P-12	527	288,71	23,69	22	3	124	636,44
P-13	593	122,55	20,11	5	0	109	285,26
P-14	465	231,41	23,50	15	3	126	459,46
P-15	562	134,96	22,46	20	0	136	411,86
(15ha)	7502	288,71	–	242	19	–	6278,34
Média	500	172,8	22,8	16	3	115	418,6

* $V = e^{(-7,62812,1809 \cdot \ln(DAP))}$

O menor volume encontrado na P09 mostra a importância das grandes árvores para as estimativas de volume e biomassa na floresta. Essa parcela é a segunda maior em termos de densidade (581 árvores ha⁻¹), mas mesmo assim apresentou o menor volume, indicando que a maioria das árvores são finas. Os diâmetros de 19 árvores (Tabela 2) ficaram acima do escopo de intervalo diamétrico (DAP > 156 cm) das equações de Chave et al. (2005) e Lima (2015) para o cálculo da biomassa.

A BAS estimada em cada parcela, calculada pelo Método 1, variou de 234,5 a 936,59 Mg ha⁻¹, com o Método 2 variou de 217,02 a 881,11 Mg ha⁻¹, com o Método 3 de 157,94 a 619,95 Mg ha⁻¹ e com o Método 4 de 217,01 a 716,69 Mg ha⁻¹. As médias e os intervalos de

confiança, com 95% de certeza, são: $IC_1 = 530,94 \pm 115,46 \text{ Mg ha}^{-1}$, $IC_2 = 505,87 \pm 107,25 \text{ Mg ha}^{-1}$, $IC_3 = 362,49 \pm 77,39 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $IC_4 = 455,95 \pm 79 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 3).

Tabela 4 – Volume comercial ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) total e média (IC 95%) por parcela, calculada para os quatro métodos avaliados.

Parcela	Bio1	Bio2	Bio3	Bio4	vol (m^3ha)
P-01	736,74	701,33	496,82	573,45	525,03
P-02	363,36	348,80	259,74	383,95	333,66
P-03	508,53	487,78	343,15	487,80	422,40
P-04	390,69	369,68	269,60	369,68	351,24
P-05	749,77	728,86	492,42	700,97	564,88
P-06	544,10	528,84	360,21	517,42	424,50
P-07	403,96	389,57	274,06	389,57	350,72
P-08	681,31	618,26	466,74	435,23	467,10
P-09	277,69	273,21	189,05	273,23	264,38
P-10	749,41	708,62	548,21	520,80	571,64
P-11	234,50	216,97	157,94	217,02	209,78
P-12	936,59	885,68	619,95	716,69	636,44
P-13	290,85	297,93	209,25	297,94	285,26
P-14	613,43	577,86	417,86	487,72	459,46
P-15	483,20	467,79	332,48	467,79	411,86
Total	7964,13	7601,20	5437,49	6839,26	6278,34
Média \pm IC (95%)	530,94 \pm 115,46	505,87 \pm 107,25	362,49 \pm 77,39	455,95 \pm 79	418,56 \pm 67,71

Biomassa acima do solo (BAS) estimada pelo método 1 (Bio1), BAS estimada pelo método 2 (Bio2), BAS estimada pelo método 3 (Bio3) e BAS estimada pelo método 4 (Bio4).

As médias de BAS estimadas pelos métodos 1 e 3 apresentaram diferenças significativas ($F = 2,76$, $df = 13$, $p = 0,05$) com base em seus intervalos de confiança, mostrando que as estimativas de BAS podem ser influenciadas de acordo com a escolha da abordagem (Figura 2). Vemos que os quatro fatores se diferenciam com relação à BAS inicial estimada, uma vez que o método 3 possui resultados relativamente inferiores aos demais métodos.

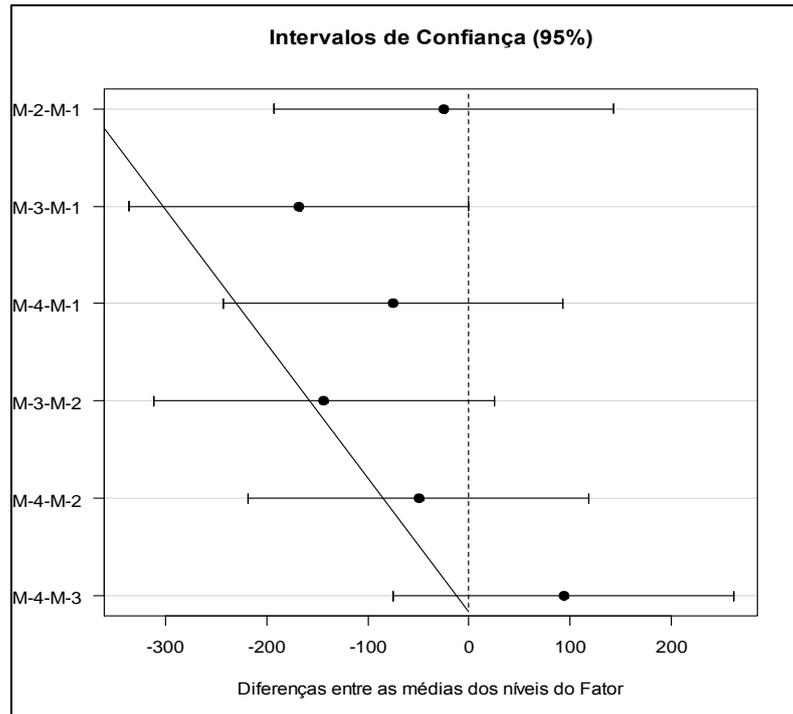


Figura 2 – Intervalos de confiança das médias para os quatro métodos (M-1, M-2, M-3 e M-4) propostos de cálculo da BAS inicial das 15 parcelas permanentes da Jari Florestal.

Os métodos 1, 2 e 4, com base em DAP e dados de densidade da madeira, apresentaram maior variação nas estimativas, em função do uso de dados estimados de densidade da madeira, diferente do método 3 que não depende dessa variável. Na Guiana francesa, em floresta húmida de terra firme, Rutishauser et al. (2010) estimaram a biomassa em 395-443 Mg ha⁻¹. Em Paragominas, Pará, Amazônia oriental, Mazzei et al. (2010) encontraram em floresta densa de terra firme em média 409,8 Mg ha⁻¹ e West et al. (2014), na mesma região, estimaram em torno de 260 Mg ha⁻¹. Todos esses valores estão abaixo de nossas estimativas de BAS pelos métodos que dependem da equação global e da densidade da madeira.

O cálculo pelo método 3 demonstrou ser mais parcimonioso em relação aos outros métodos, por se tratar de um modelo local, com escopo em uma única variável de entrada, o DAP. Nesse caso, a única fonte de incerteza seria algum erro de medição, que foi minimizado com o tratamento dos dados. Outro indicativo de que esse método pode ser mais confiável, é que foi o único a estimar a biomassa abaixo do volume comercial calculado com cubagem rigorosa e equação desenvolvida para o local de estudo. Biomassas maiores do que os volumes implicariam no predomínio de densidades da madeira maiores que 1 t m⁻³, o que não é condizente com os dados encontrados.

Os valores de biomassa para as árvores acima do escopo diamétrico ($DAP > 156$ cm) dos modelos foram estimados por extrapolação conforme metodologia utilizada por West et al. (2014). Alguns autores (Sist et al., 2014) preferem substituir os indivíduos maiores pelo máximo do escopo. No nosso estudo, fizemos essa substituição no método 4, usando os mesmos procedimentos do método 1, o que implicou na redução de 14% da biomassa média estimada.

3.4 INFLUÊNCIA DA INTENSIDADE DE EXPLORAÇÃO NA ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Erros de estimativa da biomassa retirada com a exploração de impacto reduzido, e, conseqüentemente, da biomassa remanescente após o manejo podem ocorrer devido ao uso de diferentes informações disponíveis sobre o volume colhido e o número de árvores abatidas na área estudada (Tabela 4).

Tabela 5 – Volume (Vol. - $m^3 ha^{-1}$) explorado na Unidade de Produção Anual (UPA) e com o total de árvores colhidas no local de cada parcela, somando as abatidas (Ab) dentro (d) e nas proximidades (f - fora) de 15 parcelas permanentes de 1 ha, na área de manejo da empresa Jari Florestal.

Parcela	EIR	Ab.total	Ab.d	Ab.f	Vol.UPA	Vol.local	Vol.f	Vol.d
P-01	Não	0	0	0	16,7	0	0	0
P-02	Não	0	0	0	16,7	0	0	0
P-03	Sim	4	4	0	21,6	29,84	0	29,84
P-04	Não	0	0	0	13,6	0	0	0
P-05	Sim	6	5	1	16,7	71,81	10,12	61,69
P-06	Sim	3	2	1	21,6	24,14	4,46	19,68
P-07	Não	0	0	0	21,6	0	0	0
P-08	Sim	15	7	8	16,7	253,72	210,10	43,62
P-09	Sim	7	3	4	13,6	75,68	64,50	11,18
P-10	Sim	3	2	1	29,2	17,49	8,71	8,78
P-11	Sim	6	5	1	13,6	30,17	7,04	23,13
P-12	Não	0	0	0	16,7	0	0	0
P-13	Não	0	0	0	21,6	0	0	0
P-14	Sim	8	7	1	21,6	156,77	10,12	146,65

P-15	Sim	6	5	1	21,6	66,48	6,22	60,26
Total(15ha)		58	40	18	283,1	726,11	321,27	404,84
Média		4	3	1	18,87	48,41	21,42	26,99

Parâmetros: n° de árvores abatidas total (Ab.total), abatidas dentro da parcela (Ab.d), abatidas fora da parcela (Ab.f), volume explorado na UPA (Vol.UPA), volume explorado no local (Vol.loc), volume explorado fora da parcela (Vol.f), volume explorado dentro da parcela (Vol.d).

Houve elevada variedade (zero a 147 m³ ha⁻¹) no volume explorado dentro de cada parcela permanente avaliada, com média de 27 m³ ha⁻¹. Apesar de a média do volume explorado dentro das parcelas estar dentro do limite máximo de 30 m³ ha⁻¹ previsto no plano de manejo e um pouco superior à média do volume médio planejado para as UPAs (19 m³ ha⁻¹), as variações locais na intensidade de exploração podem gerar elevada variação nas estimativas de biomassa. Em várias parcelas de 1 ha cada, não houve exploração de nenhuma árvore, enquanto outra parcela foi afetada pela colheita de 15 árvores, chegando a uma intensidade local de exploração na parcela e arredores de 254 m³. Considerando que os efeitos da exploração, assim como os danos causados pela queda das árvores e influência da abertura das clareiras sobre o crescimento e mortalidade das espécies, são localizados, essa informação da intensidade local de colheita é essencial para avaliação do efeito do manejo sobre a capacidade de recuperação da biomassa explorada.

A variação nos dados de intensidade de exploração observados na Tabela 4 é decisiva nas estimativas de BAS em florestas de produção, como é o caso da floresta em estudo. Dependendo da análise, se com dados de EIR específicos do local ou geral das (UPAs), e da amostragem após a exploração, os resultados para BAS podem ter elevadas variações. Efeitos associados à intensidade de exploração em florestas manejadas são considerados de extrema importância para as estimativas de BAS e sua evolução após a EIR (Sist et al. 2014, Putz et al. 2012, Rutishauser et al. 2015). Assim, é preciso estar atento ao nível de informação disponível sobre a intensidade de exploração praticada nas parcelas amostradas.

4. CONCLUSÃO

- A organização e tratamento dos dados ajudaram a reduzir as incertezas nas estimativas de biomassa, as inconsistências de nomenclatura e identificação das espécies foram preponderantes para determinação da BAS, as análises mostraram que os erros e inconsistências de inventários florestais empresariais podem comprometer a qualidade das estimativas de BAS;
- A variação dentro de alguns gêneros não foi fator limitante para as estimativas de BAS das parcelas, os demais gêneros apresentaram valores mínimos e máximos de densidade da madeira parecidos;
- As maiores incertezas nas estimativas de BAS se deram em função da escolha do melhor método a ser utilizado para o cálculo da biomassa;
- Por mais que a análise de coerência dos dados melhore as estimativas, ela não é capaz de minimizar o problema representado pela elevada variabilidade espacial da intensidade local de exploração. Em média, a intensidade da exploração local se aproxima da planejada para a UPA, mas os efeitos da exploração são localizados e não são distribuídos de maneira homogênea na floresta. Estudos em florestas exploradas, assim como o monitoramento da atividade de manejo pelas empresas, devem levar em consideração a posição geográfica das árvores que foram colhidas.

**CAPÍTULO 2 – RECUPERAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM FLORESTA
TROPICAL MANEJADA NO VALE DO JARÍ, AMAZÔNIA ORIENTAL**

RESUMO

As florestas, mesmo aquelas manejadas para produção de madeira, exercem importante papel na manutenção do regime regional de chuvas e do clima global, uma vez que emitem grandes volumes de água para a atmosfera e representam um significativo estoque de carbono. Este estudo teve por objetivo avaliar a recuperação da biomassa acima do solo, após exploração de impacto reduzido em uma floresta manejada no vale do rio Jari. Foram utilizados dados de 15 parcelas de monitoramento da área de manejo da Empresa Jari Florestal S.A., localizadas em típica floresta ombrófila densa da Amazônia oriental. O tempo de monitoramento das parcelas e a intensidade de exploração foram os principais fatores que influenciaram a recuperação da BAS nos lotes avaliados na área de manejo. As análises mostraram que a floresta consegue recuperar seus estoques iniciais de BAS em 12 anos após a EIR, em locais de intensidade de exploração. Em locais com elevada intensidade de colheita, nos primeiros anos após exploração de impacto reduzido, a floresta continua perdendo biomassa, além das árvores retiradas, pelos danos e mortalidade provocados nas árvores remanescentes.

Palavras-chave: biomassa remanescente; intensidade de exploração; exploração de impacto reduzido.

ABSTRACT

Forests focused in timber production (managed) play an important role in maintaining regional rainfall and the global climate, since they emit large volumes of water to the atmosphere and are a significant carbon stock. The future of biodiversity conservation of forest ecosystems will be through tropical forests sustainably harvested. This study aimed to evaluate the recovery of aboveground biomass, after reduced impact logging in a managed forest on the Jari River valley. The vegetation of the study area consists of some vegetation types, especially in the southern part of the floodplains (floodplains), igapó forests along rivers, savannah vegetation and terra firme forest. The data of 15 monitoring plots the management area of the Company Jari Florestal S.A. The time evaluation of the plots and the logging intensity were the main factors that influenced the recovery of AGB in the lots evaluated in the management area. The analysis showed that the forest can recover their initial stocks of AGB in 12 years after the RIL. At locations with high intensity of harvest, in the first years after reduced impact logging, the forest continues to lose biomass, beyond the trees removed, for the damage caused and mortality in the remaining trees.

Keywords: Remaining biomass; logging intensity; reduced impact logging.

1. INTRODUÇÃO

As florestas, mesmo aquelas voltadas à produção de madeira (manejadas), exercem importante papel na manutenção do regime regional de chuvas e do clima global, uma vez que emitem grande volume de água para a atmosfera e representam um significativo estoque de carbono (SFB, IPAM 2011). A conservação das florestas tropicais é um dos principais desafios deste século, porém, as áreas estabelecidas e declaradas protegidas para conservação das florestas não serão capazes de assegurar a conservação de todas as espécies. O futuro da conservação da biodiversidade dos ecossistemas florestais será através das florestas tropicais exploradas de forma sustentável (IUFRO 2015).

O manejo florestal sustentável (MFS), que foi recentemente introduzido para as florestas tropicais naturais de produção, é benéfico para a manutenção dos recursos madeiros, mas as informações sobre sua contribuição para a conservação da biodiversidade e sequestro de carbono ainda são escassas (Imai et al. 2009). A aplicação do MFS em florestas tropicais de produção pode resultar em aumento do armazenamento de biomassa e carbono nesses ecossistemas. Apesar dos esforços das instituições reguladoras, manejo florestal madeireiro na floresta amazônica brasileira continua a ser realizado sem planejamento para ciclos de corte futuros (Braz et al. 2015).

Os planos de manejo devem ser consistentes com a gestão florestal sustentável e deverão garantir a produção contínua de produtos e serviços florestais (Gourlet-Fleury et al. 2013). Os custos associados à exploração planejada são compensados pelos benefícios da exploração de impacto reduzido (EIR), a saber, a redução do tempo de funcionamento de máquinas e do trabalho por m³ de madeira extraída, redução dos resíduos de madeira e diminuição dos danos às remanescentes (Jonhs et al. 1996, Sist and Ferreira 2007).

A intensidade de exploração e o ciclo de corte são os principais determinantes da medida em que os estoques de carbono florestal podem esgotar-se (Zimmermann and Kormos 2012). Os impactos da exploração seletiva de madeira nas florestas tropicais, em danos residuais, perda de biomassa e carbono, são amplamente explicadas por diferenças na intensidade de corte (Martin et al. 2015). Em uma escala de 4 ha, Gourlet-Fleury et al. (2013) detectaram que árvores comerciais não estavam uniformemente distribuídas, como resultado, a intensidade de exploração madeireira e perturbação foram altamente heterogêneas dentro das parcelas, a recuperação da biomassa acima do solo foi rápida após a exploração, com taxa proporcional a intensidade de corte.

Na África central, com intensidade de exploração variando de 10-134,8 m³ ha⁻¹, 24 anos após os tratamentos silviculturais, a média de recuperação da BAS nas subparcelas tinha atingido 144%. Na Guiana francesa, com média de 15,4-51,8 m³ ha⁻¹ de volume explorado, as parcelas permaneceram como fontes de emissão de carbono por 10 a 12 anos após a exploração convencional de madeira (Blanc et al. 2009). Na Amazônia oriental, com volume explorado de 39 m³ ha⁻¹, por 16 anos após a exploração de impacto reduzido, as parcelas haviam recuperado 100% de sua biomassa inicial acima do solo (West et al. 2014).

No entanto, os efeitos da exploração de impacto reduzido sobre a perda de biomassa são difíceis de avaliar devido às diferenças na intensidade de corte, um problema que não é amplamente reconhecido na literatura sobre a exploração da floresta tropical (Martin et al. 2015). A redução da intensidade de exploração poderia reduzir consideravelmente as emissões de carbono, favorecendo a recuperação da biomassa (Sist et al. 2014).

Embora as agências reguladoras tenham definido padrões mínimos de gestão florestal, essas propostas carecem de mais detalhes, sugestões ou procedimentos técnicos para orientar o manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira. Existem lacunas relevantes na gestão dos recursos naturais de florestas tropicais (Braz et al. 2015). O nível de sustentabilidade da produção florestal irá variar de acordo com a taxa de extração de madeira e a estrutura da floresta remanescente.

No manejo florestal, um item fundamental para a sustentabilidade de colheitas futuras de madeira é o diâmetro mínimo de corte, o qual é medido a 1,3 metros de altura a partir do solo, para que seja possível explorá-la. Pelas normas brasileiras (Resolução CONAMA 406/2009), o diâmetro mínimo em florestas da Amazônia é de 50 cm (Brasil 2009). Sist et al. (2003) ressaltam que apenas a imposição de um limite de diâmetro mínimo de corte não garante a sustentabilidade silvicultural, e por tanto, novas prescrições de silvicultura devem ser consideradas para melhorar o manejo florestal.

O planejamento da exploração no manejo florestal leva em consideração algumas medidas especiais para a proteção das espécies que serão exploradas, a proteção das árvores remanescentes (árvores das espécies comerciais exploradas em um dado empreendimento que contenham, no momento do inventário florestal, um DAP abaixo do diâmetro mínimo de corte) e também as matrizes e árvores grandes, porta-sementes. Além de suas contribuições para ganhos de BAS, árvores de grande porte também são

ecologicamente importantes para a produção de sementes (Mazzei et al. 2010, Sist et al. 2014).

Todas as práticas de exploração devem ser planejadas para provocar o menor impacto possível nesse estoque remanescente, de forma a permitir seu crescimento até o próximo ciclo de corte. Uma forma eficiente de melhorar o balanço de carbono na floresta tropical de produção poderia ser a própria preservação das grandes árvores, indivíduos com DAP > 100 cm (Sist et al. 2014).

Na Amazônia, mais de 15.000 espécies de árvores foram descritas, das quais, 227 espécies são hiperdominantes, representando metade das árvores da Amazônia inteira (Ter Steege et al. 2013). Entre as espécies hiperdominantes estão as espécies comerciais, comumente exploradas na região para produção de madeira. Estudos recentes têm mostrado que a floresta tropical, uma vez explorada não consegue recuperar seus estoques de madeira comercial para o segundo ciclo de corte, enquanto que a biomassa acima do solo recupera substancialmente seus estoques iniciais (Putz et al 2012, Souza et al. 2014a, Braz et al. 2015).

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar a recuperação da biomassa acima do solo e da capacidade produtiva de uma floresta tropical úmida após exploração de impacto reduzido. Nossa hipótese é de que a floresta é capaz de recupera seus estoques iniciais de biomassa, dependendo da intensidade de exploração na área e da quantidade de grandes árvores que são colhidas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em uma área do projeto de manejo florestal (AMF) da empresa Jari Florestal, situada no vale do rio Arraiolos, afluente pela margem direita do Rio Jari (Figura 3). A área fica situada no município de Almeirim, Estado do Pará, Brasil, entre as latitudes $0^{\circ} 27'$ e $1^{\circ} 30'$ S, e longitudes de $51^{\circ} 40'$ e $53^{\circ} 20'$ W. Os limites da propriedade são: ao norte: Estação Ecológica do Jari (ESEC Jari); ao oeste: Rio Paru; ao sul: Rio Amazonas; ao leste: Rio Jari (Alves and Miranda 2008, Souza et al. 2014b).

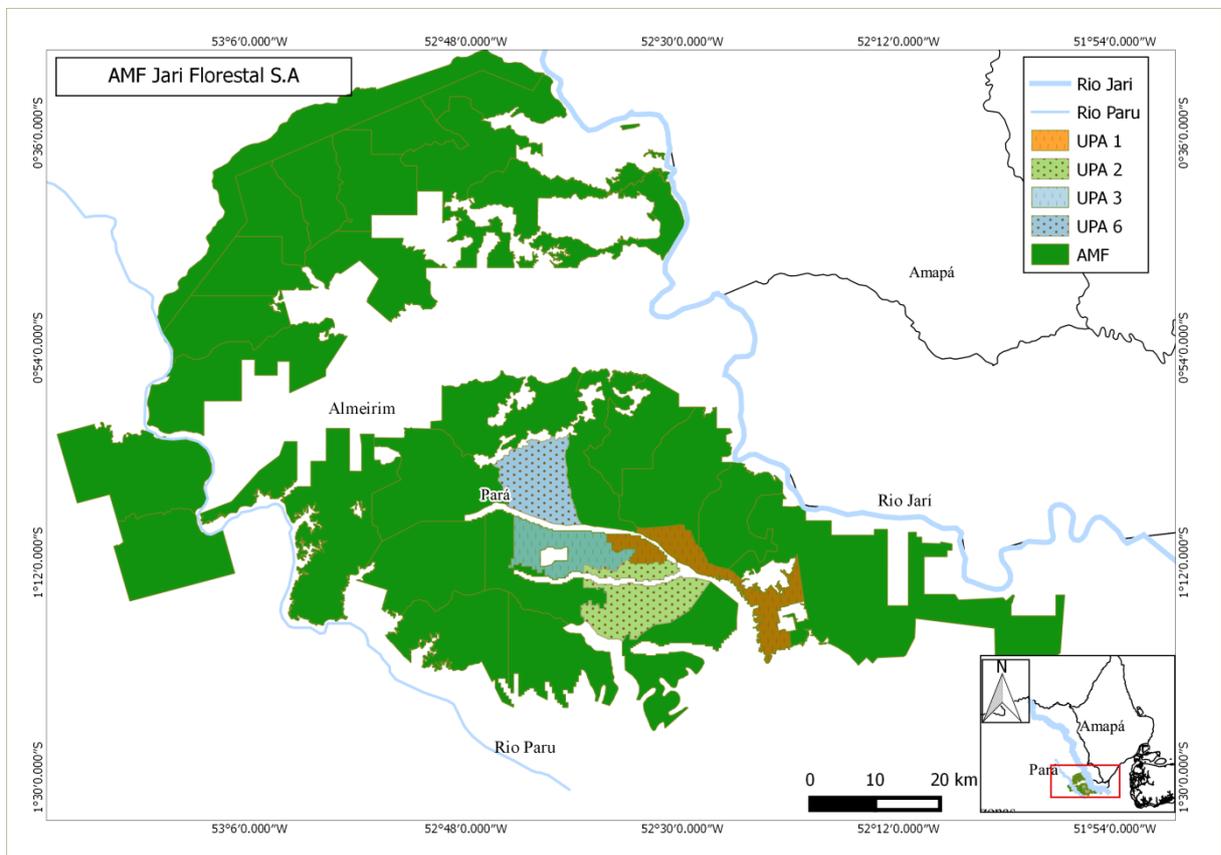


Figura 3 – Localização da área de manejo florestal da Jari Florestal S.A., Monte Dourado, Almeirim (PA), Brasil. Fonte: Adriano Castelo.

Do total da propriedade do Grupo Jari na região, correspondente a 1,3 milhão de hectares, a Jari Florestal maneja 545 mil hectares de floresta nativa, dos quais 92 mil são preservados. Para respeitar o ciclo de reposição da floresta, definido em 30 anos, e proteger as árvores mais novas para o corte futuro, a área total autorizada para exploração, de 545 mil

hectares, foi demarcada em 30 lotes. A cada ano, apenas um lote pode ser explorado (Grupo Orsa 2010).

A vegetação da área estudada é composta por algumas fitofisionomias, destacando-se na parte sul os campos inundáveis (várzeas), matas de igapó ao longo dos rios, vegetação de cerrado e principalmente floresta de terra firme, dominando praticamente toda a paisagem). A vegetação com influência fluvial reflete os efeitos das cheias dos rios nas épocas chuvosas ou das depressões alagáveis. A classificação fitofisionômica na área de coleta é de Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE 2012, Alves and Miranda 2008).

Os solos predominantes são os Latossolos Amarelos e os Argissolos Vermelho-amarelos. Em menores intensidades ocorrem os Plintossolos e os Cambissolos. A precipitação pluviométrica média anual é de 2.115 mm (Orsa 2009).

O clima na região é o Equatorial Quente Úmido e caracteriza-se por duas estações bem distintas: uma chuvosa, de janeiro a julho, e outra menos chuvosa, de agosto a dezembro (Jari Florestal 2014). Segundo a classificação de Köppen, o clima é do subtipo 'Amw'. A temperatura permanece estável durante o ano inteiro, com média mensal de 25,5 a 27,4 °C (Souza et al. 2014b).

2.2 COLETA DE DADOS

2.2.1 Dados de Inventário florestal de Parcelas Permanentes da Jari Florestal S.A.

Para avaliação da recuperação da biomassa acima do solo e da dinâmica de acúmulo de carbono, foram utilizados dados das parcelas de monitoramento da área de manejo da Empresa Jari Florestal S.A. Esses dados são coletados por uma equipe de inventário, antes e depois da exploração de impacto reduzido (EIR), que foi iniciada em 2003.

As parcelas permanentes implantadas pela Jari Florestal são de 1 ha (100 m x 100 m). Cada parcela é dividida em 100 subparcelas de 10 m x 10 m. Nessas parcelas são medidas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP), medido a 1,30 m do solo, maior ou igual a 10,0 cm.

As parcelas permanentes da Jari Florestal S.A., uma a cada 200 ha, foram alocadas por sorteio ao longo das unidades de trabalho (UTs), que são Blocos (250 m X 400 m) dentro das UPA's, seguindo a recomendação dos órgãos de comando e controle. Muitas dessas parcelas foram medidas inicialmente, uma ou duas vezes, e depois foram desativadas devido às dificuldades de manutenção das medições de um número cada vez maior de parcelas.

Foram analisados dados de árvores ($DAP \geq 10$ cm) de 15 parcelas permanentes de 01 ha cada, escolhidas de um total de 90, cujos dados foram disponibilizados. Os critérios para escolha foram: 1) aquelas com maior período de monitoramento (parcelas mais antigas - 2001 a 2014); 2) parcelas com histórico de exploração de acordo com fichas de campo e informações de técnicos da Jari Florestal; 3) aquelas constantemente monitoradas, onde foram realizadas pelo menos 03 (três) medições completas ao longo do tempo.

Após o recebimento dos dados, foi realizada análise prévia de consistência dos mesmos. As árvores repetidas (dados de CAP repetidos para uma mesma árvore) em uma medição foram excluídas do banco de dados, permanecendo apenas uma observação referente àquele indivíduo. As principais inconsistências foram relacionadas a erros de digitação, problemas de medição em campo, indivíduos com divergência de nomenclatura botânica e com dados de medições faltando.

2.2.2 Visita em campo para levantamento da exploração local

Para verificação e constatação, se houve ou não exploração nas 15 parcelas escolhidas, foram realizadas vistorias de campo na AMF da Jari Florestal.

Foram realizadas duas campanhas para quantificar quantas árvores foram colhidas no interior e arredores (aproximadamente, 10 m de distância do limite de cada parcela) das 15 parcelas permanentes avaliadas no presente estudo. A primeira no mês de agosto (8 dias de campo) e a segunda no mês de setembro de 2015 (5 dias de campo).

Durante as campanhas também foram coletadas informações sobre e direção de queda da árvore, distância do toco para a copa, sendo marcado o ponto de GPS no local do toco de cada árvore abatida. Também foi realizada a medição da circunferência dos tocos das árvores abatidas.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

2.3.1 Cálculo da Biomassa acima do solo - BAS

Para estimar a biomassa acima do solo de cada árvore amostrada e da floresta como um todo, foi utilizada a equação alométrica de Lima (2015) com base em DAP. Essa equação foi ajustada para florestas na Amazônia oriental.

O cálculo da BAS foi realizado apenas para árvores vivas com $DAP \geq 10$ cm, antes e depois da exploração de impacto reduzido. A equação proposta por Lima (2015) tem como base um escopo de medição de árvores < 156 cm de DAP:

$$\text{LnBSAS} = -1,97256 + 2,44723 \cdot \text{LnDAP}$$

Onde:

BSAS= Biomassa seca acima do solo (Mg ha^{-1})

DAP= Diâmetro medido à altura do peito (cm)

O total de BAS de árvores com $DAP \geq 10$ cm para cada parcela foi quantificado pela soma da BAS_i estimada das árvores para todas as j árvores nas parcelas de 1 hectare, conforme Fox et al. (2010):

$$BAS_{\text{total}} = \sum_j BAS_i$$

Sendo a biomassa acima do solo total (BAS_{total}) estimada em megagramas por hectare (Mg ha^{-1}).

2.3.2 Equação do volume comercial

O volume comercial foi calculado através da equação de Silva et al. (1984), descrita por Azevedo et al. (2007), e desenvolvida em trabalho no vale do Jarí, na mesma região de estudo:

$$V = e^{(-7,6281 - 2,1809 \cdot \ln(DAP))}$$

Onde:

V = volume comercial (m^3)

DAP= diâmetro à altura do peito (cm)

As taxas de recuperação de biomassa, volume comercial e crescimento diamétrico foram calculados com a primeira e última medição existentes para cada parcela. A porcentagem de recuperação de biomassa e volume comercial, em relação ao que existia antes da exploração e ao que foi colhido, também foi calculada.

Foi gerada uma matriz de correlação de Spearman entre as variáveis das parcelas ($n=15$) relacionadas à intensidade de exploração e as taxas das variáveis respostas. Para as correlações mais significativas, foram plotados gráficos e ajustados os modelos de regressão linear.

Todas as árvores utilizadas nesse estudo de dinâmica (n= 8898) foram divididas em espécies comerciais e não comerciais, seguindo a classificação da Jari Florestal.

As análises estatísticas foram realizadas com o software estatístico R (R Development Core Team, 2015) e Programa Microsoft Excel.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As 15 parcelas permanentes avaliadas abrangeram 8898 árvores representando, 55 famílias, 184 gêneros e 398 espécies. As famílias dominantes na floresta foram: Mimosaceae, Caesalpiniaceae, Burseraceae, Chrysobalanaceae, Lauraceae, Moraceae, Lecythidaceae e Fabaceae, representando 55% de todas as árvores inventariadas.

A variação da biomassa no início do monitoramento nas 15 parcelas avaliadas foi bastante significativa. As parcelas variaram em torno de 157,9 Mg ha⁻¹ a 619,9 Mg ha⁻¹. A quantidade de biomassa perdida pela exploração variou de 7,6 a 166 Mg ha⁻¹ (Tabela 5). A falta de controle geográfico e de melhor distribuição da exploração florestal nas UTs do manejo, leva ao excesso de colheita em determinados locais, com formação de grandes clareiras dentro da área de manejo, o que deveria ser evitado.

Em grande parte das parcelas, as taxas de mortalidade superaram as taxas de indivíduos novos, ingressantes na floresta com diâmetro ≥ 10 cm, alcançando 5,9% de mortalidade das árvores na parcela P-14, ao final do monitoramento. Os maiores ganhos de BAS pelo recrutamento de novas árvores foi verificado nas parcelas permanentes com biomassa explorada pela (EIR), com valores de 17,3 Mg ha⁻¹ na P-09. A segunda parcela (P-08) foi a segunda parcela com maior incremento das árvores ingressantes (16,4 Mg ha⁻¹), e foi a única que deu balanço positivo entre ingresso e mortalidade.

Em algumas parcelas, principalmente aquelas com maior intensidade de exploração e menor tempo de monitoramento, o tempo ainda não foi suficiente para recuperar a biomassa explorada e aquela danificada pela colheita. A mortalidade foi maior do que o ingresso e o desenvolvimento das remanescentes não foi suficiente para reconstituir a biomassa antes da exploração, o que mostra que a floresta encontra-se ainda em reconstrução após a colheita. As parcelas com maior tempo de monitoramento, próximo de 12 anos, apresentaram boa recuperação dos estoques remanescentes de BAS (Tabela 5).

Na Amazônia oriental, Mazzei et al. (2010) encontraram valores de biomassa acima do solo (BAS) convertida imediatamente em necromassa explorada (árvores colhidas e árvores destruídas) em média de 94,5 Mg ha⁻¹ ou 23% da BAS antes da colheita.

Blanc et al. (2009) relataram que cerca de 10 anos após a exploração convencional na Guiana francesa, as parcelas com maior volume explorado começaram a sequestrar carbono acima do solo mais do que a quantidade que haviam liberado pela decomposição de árvores mortas e colhidas e algumas parcelas exploradas obtiveram fluxo de carbono com saldo mais positivo do que as parcelas sem exploração.

O excesso de mortalidade verificado nas árvores com DAP > 60 cm teve uma grande contribuição para a queda acentuada na biomassa registrada durante os primeiros quatro anos após a exploração, fato que pode estar influenciando diretamente a recuperação da floresta avaliada na área de manejo da Jari Florestal. A mortalidade em demasia de grandes árvores (> 60 cm DAP) pode estar refletindo no saldo negativo de recuperação da biomassa remanescente em grande parte das parcelas monitoradas (Sist et. al. 2014).

Tabela 6 – Biomassa acima do solo antes da exploração (Bio.i (Mg ha⁻¹)), percentual de BAS explorada na parcela (%Bio-ex.P), biomassa remanescente (B.rem (Mg ha⁻¹)), tempo de monitoramento (t (ano)), biomassa de ingressos (I (Mg ha⁻¹)), número de árvores que ingressaram (In (n ha⁻¹)), taxa de ingressos (I%), biomassa perdida pela mortalidade (M (Mg ha⁻¹)), número de árvores mortas (Mn (n ha⁻¹)), taxa de mortalidade (M%), crescimento ou dano às árvores remanescentes (Cc ou dano B.rem (Mg ha⁻¹)), ingressos menos a mortalidade (I-M) e BAS final (Bio.fin (Mg ha⁻¹)).

Parcela	Bio.i	Bio-ex.P	%Bio-ex.	B.rem	t (ano)	I	In	I %	M	Mn	M %	I-M	Cc ou dano B.rem	Bio.fin
P-01	496,8	0,0	0,0	496,8	7,9	3,7	57,0	1,7	71,4	45,0	1,3	-67,6	98	466,4
P-02	259,7	0,0	0,0	259,7	8,1	1,9	23,0	0,6	45,0	91,0	2,2	-43,2	61,6	241,3
P-03	343,2	28,0	8,1	315,2	4,3	2,5	51,0	2,2	39,2	95,0	4,2	-36,7	69,8	282,1
P-04	269,6	0,0	0,0	269,6	11,8	6,5	117,0	2,0	33,7	84,0	1,4	-27,2	-13,7	310,5
P-05	492,4	61,4	12,5	431,0	9,3	4,2	79,0	1,5	45,0	112,0	2,1	-40,8	43,5	428,3
P-06	360,2	19,0	5,3	341,2	4,3	2,9	58,0	3,1	114,9	85,0	4,6	-112,0	201,9	251,3
P-07	274,1	0,0	0,0	274,1	4,3	2,2	50,0	2,5	10,6	17,0	0,9	-8,4	-5,1	287,6
P-08	466,7	44,5	9,5	422,3	9,3	16,4	213,0	5,3	15,4	87,0	2,2	1,0	-47,5	468,8
P-09	189,1	9,7	5,1	179,4	11,9	17,3	246,0	3,6	76,4	266,0	3,8	-59,1	80,2	158,3
P-10	548,2	7,6	1,4	540,6	8,6	4,2	84,0	2,0	52,6	56,0	1,4	-48,4	69,8	519,2
P-11	157,9	20,5	13,0	137,5	11,8	9,4	163,0	3,3	30,6	106,0	2,2	-21,2	7,5	151,2
P-12	619,9	0,0	0,0	619,9	11,5	3,5	52,0	0,9	32,0	60,0	1,0	-28,5	15,6	632,8
P-13	209,3	0,0	0,0	209,3	4,2	3,7	81,0	3,0	40,5	58,0	2,3	-36,8	60,7	185,4
P-14	417,9	166,0	39,7	251,9	4,3	3,1	61,0	3,0	60,3	119,0	5,9	-57,2	99	210,1
P-15	332,5	59,8	18,0	272,7	4,3	3,1	60,0	2,5	54,8	88,0	3,7	-51,7	81,1	243,3
Total	5437,5	416,3	112,6	5021,2	–	84,8	1395,0	37,2	722,4	1369,0	39,2	-637,6	822,4	4836,6
Média	362,5	27,8	7,5	334,7	7,7	5,7	93,0	2,5	48,2	91,3	2,6	-42,5	54,8	322,4

Em nossos dados, encontramos um total de 19 árvores acima do diâmetro limite (≥ 156 cm) para o cálculo de biomassa pela equação local de Lima (2015). A parcela P-08 tinha 05 indivíduos desse porte. As árvores com diâmetro ≥ 60 cm de DAP somaram 242 árvores, com média de 16 exemplares por parcela. O diâmetro máximo observado foi de 288,7 cm entre as parcelas (Tabela 6).

Tabela 7 – N° de árvores com DAP ≥ 60 cm, N° de árvores com DAP ≥ 156 cm, Riqueza de espécies (Riq.esp), volume comercial (Vol ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)), Densidade de árvores (D (n ha^{-1})), diâmetro máximo (DAPmax (cm)) e diâmetro médio (DAPmed (cm)) nas 15 parcelas da Jari Florestal.

Parcela	(≥ 60 cm)	(≥ 156 cm)	Riq.esp	Vol ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	D (n ha^{-1})	DAPmax	DAPmed
P-01	23	3	123	525,0	436	254,7	24,5
P-02	12	0	160	333,7	513	127,3	22,2
P-03	27	0	118	422,4	527	121,9	23,3
P-04	15	0	87	351,2	509	106,7	23,3
P-05	21	2	127	564,9	567	189,5	24,3
P-06	19	1	110	424,5	435	173,8	24,9
P-07	19	0	105	350,7	464	114,6	23,7
P-08	7	5	104	467,1	430	251,5	22,0
P-09	3	0	104	264,4	581,0	85,9	19,9
P-10	25	2	89	571,6	479,0	286,5	24,4
P-11	9	0	106	209,8	414,0	102,2	19,7
P-12	22	3	124	636,4	527,0	288,7	23,7
P-13	5	0	109	285,3	593,0	122,6	20,1
P-14	15	3	126	459,5	465,0	231,4	23,5
P-15	20	0	136	411,9	562,0	135,0	22,5
Total	242	19	–	6278,3	7502,0	–	–
Média	16	–	115	418,6	500	172,8	22,8

Nas parcelas com presença de grandes árvores, as grandes quantidades de biomassa tendem a equilibrar e diluir os efeitos negativos da exploração. A abertura de clareiras e entrada da luz em virtude da queda de grandes árvores no ambiente favorece o desenvolvimento de árvores que estavam sob a sombra das grandes árvores (Sist et al. 2014, d'Oliveira and Braz

2006). Ao direcionar a colheita nas maiores árvores, a exploração comercial gera um colapso imediato nos estoques de carbono, com consequências significativas no saldo líquido de biomassa da floresta (Sist et al. 2014).

Os valores iniciais de BAS das 15 parcelas foram positivamente correlacionados com as árvores maiores que 60 cm de diâmetro ($R^2 = 0,38$ $n = 15$, $p < 0,001$, Figura 4). Essas grandes árvores são importantes para a estrutura e o equilíbrio da floresta, representam grandes estoques de biomassa, e quando são alvos de danos em função da exploração, podem representar perdas significativas de BAS, tais como as verificadas nas parcelas permanentes avaliadas na área de manejo da Jari Florestal.

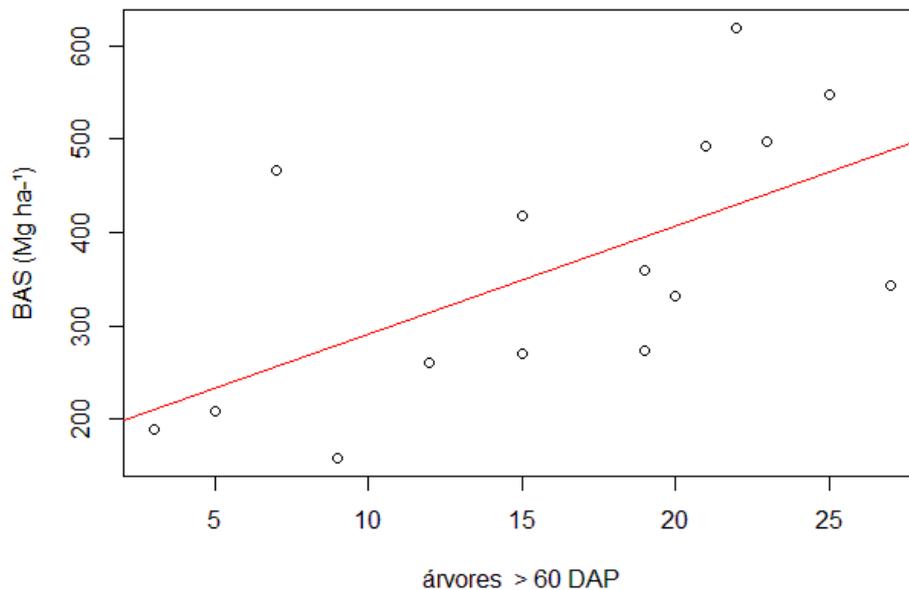


Figura 4 – Correlação entre grandes árvores maiores que 60 cm de DAP e biomassa inicial antes da exploração de impacto reduzido.

Em nosso estudo na área de manejo da Jari Florestal, as grandes árvores representaram 55% do total de biomassa inicial das parcelas. Em trabalho na Amazônia oriental, West et al. (2014) relataram que antes da exploração de impacto reduzido, 29% da biomassa acima do solo estava armazenada em árvores da classe > 60 cm de diâmetro. Sist et al. (2014) observaram que as grandes árvores (DAP > 60 cm) representaram 9,3% da densidade de árvores (18 ± 4 árvores ha^{-1}), mas reuniram em média 49% da BAS total, essas árvores de grande porte estocam em média $183 \text{ Mg } ha^{-1}$, o que representa quase 50% da biomassa total avaliada inicialmente, em

função da abundância de árvores muito grandes com DAP > 100 cm e a dominância de espécies de árvores com alta densidade da madeira.

A figura 5 mostra relação positiva entre a taxa de mortalidade e o percentual de biomassa explorado nas 15 parcelas, denotando maior perda de indivíduos pela mortalidade nas parcelas com maior intensidade de exploração. As parcelas com maior taxa de mortalidade apresentaram altas taxas de recrutamento de novos indivíduos, porém não suficiente para tornar positivo o saldo líquido de crescimento em biomassa observado na Tabela 5.

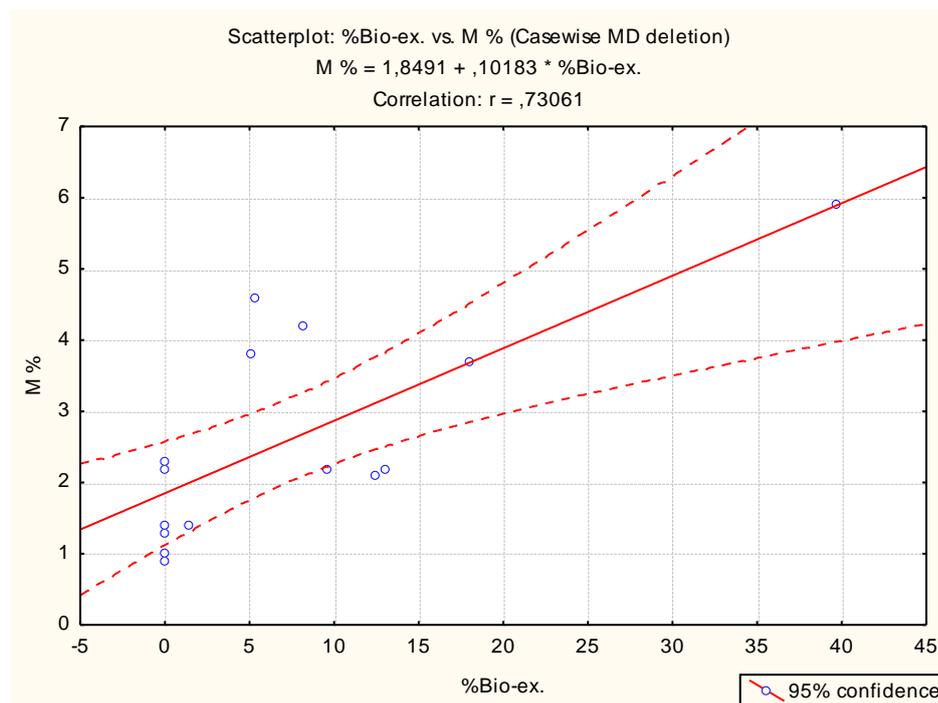


Figura 5 – Correlação entre a taxa de mortalidade (M%) e o percentual de biomassa explorada nas parcelas.

As altas taxas de mortalidade em nossa área de estudo estão relacionadas com a variação da quantidade de biomassa explorada entre as parcelas observadas. Em parcelas onde a exploração foi intensa, os danos às grandes árvores e as demais remanescentes podem ser observados até o momento atual de monitoramento, evidenciando o baixo incremento em biomassa dessas árvores que representam as futuras colheitas. A elevada taxa de mortalidade pode ocorrer em detrimento de uma única árvore grande (d'Oliveira and Braz 2006).

A BAS nas parcelas sem EIR não sofreu grande variação no decorrer dos anos de monitoramento, as taxas de mortalidade permaneceram equilibradas em relação às taxas de recrutamento de novos indivíduos (Figura 6A). Nas parcelas permanentes com EIR, a BAS remanescente (rem) apresentou variação significativa, com saldo líquido negativo para algumas

parcelas exploradas, principalmente, nas parcelas com menor período de avaliação (4 a 8 anos). Entretanto, para as parcelas com maior período de monitoramento (10 a 12 anos), os valores da BAS remanescente mostraram saldo líquido positivo, com indicativo de recuperação dos estoques iniciais de biomassa explorados (Figura 6B).

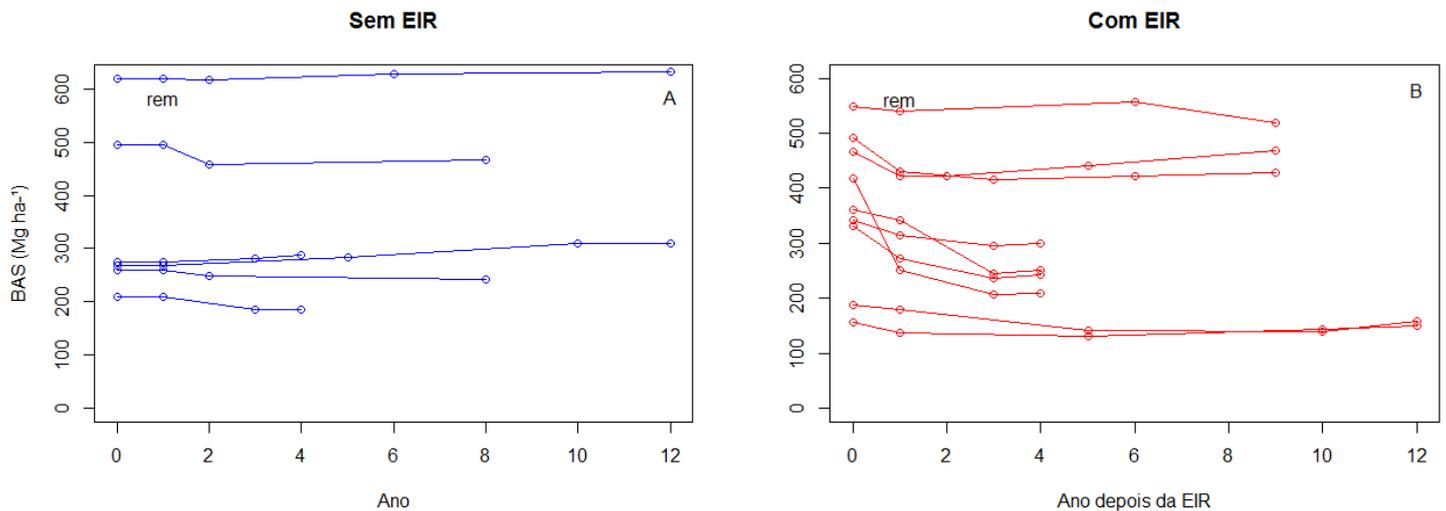


Figura 6 – Evolução da BAS ao longo de 12 anos de monitoramento nas 15 parcelas permanentes da Jari Florestal, parcelas sem EIR (A) e parcelas com exploração (B).

Ao longo dos 16 anos subsequentes, os incrementos médios anuais em biomassa acima do solo (recrutamento + crescimento residual das árvores menos a mortalidade) foram de 2,8 Mg ha⁻¹ano⁻¹ nas parcelas com EIR (West et al. 2014). Depois de um período inicial de elevada mortalidade, imediatamente após a exploração de madeira em Paracou - Guiana francesa, as taxas de mortalidade permaneceram em torno de 30%, superiores aos observados antes da exploração. Os efeitos da exploração madeireira convencional não eram mais distinguíveis 6-8 anos após a colheita, durante o período de 20 anos de observação, as parcelas exploradas não recuperaram o seu estoque inicial de carbono acima do solo (Blanc et al. 2009).

Na Amazônia oriental, o emprego de técnicas de EIR reduziu substancialmente o efeito do corte seletivo na biomassa florestal residual, favorecendo o aumento da BAS recuperada após 16 anos de monitoramento (West et al. 2014). Na Guiana francesa, todos os 36 lotes explorados em sistema convencional mantiveram-se como fontes de emissões de carbono acima do solo por 10 a 12 anos seguintes às atividades de colheita (Blanc et al. 2009). Em nosso estudo, a maioria das parcelas com 4 a 8 anos de avaliação ainda estão sofrendo as perdas de biomassa, além da biomassa perdida com a colheita, referentes aos valores de BAS perdidos

pela exploração de impacto reduzido e aos danos associados. Entretanto, parcelas com maior período de avaliação, aproximadamente 12 anos, apresentaram bom desenvolvimento em BAS após a exploração, sobretudo em função da baixa intensidade de exploração local dessas parcelas e do maior tempo de observação em relação às demais parcelas.

A intensidade de corte interfere diretamente na produtividade da floresta. O ciclo de corte implica na capacidade de recuperação da floresta, dependendo da intensidade em que for feita a exploração (ou seja, quantos metros cúbicos ou quantas árvores serão extraídos em cada unidade de área florestal) e do grau de danos que forem causados à floresta durante a exploração. Entretanto, determinar o ciclo de corte para cada floresta pode ser extremamente complicado, já que muitas vezes isto depende de muitos anos de acompanhamento da floresta para entender seu comportamento.

Promover uma intensidade de exploração de 03 árvores ha⁻¹ permitiria reduzir as emissões de CO₂ durante a exploração e recuperar a biomassa inicial sob um ciclo de 35 anos, fixado pela legislação brasileira. Além disso, considerando que as árvores DAP > 60 cm sequestram em média 53 kg C ano⁻¹ devido ao crescimento, três árvores iriam sequestrar uma quantidade de 5,5 Mg C ha⁻¹ ao longo de um ciclo de corte de 35 anos (Sist et al. 2014).

Sist et al. (2003) avaliam que somente as técnicas de EIR, embora sejam uma parte essencial da solução, não são suficientes para garantir a sustentabilidade do manejo, são úteis apenas sob um regime de extração moderado e que não exceda o limite de 8 árvores ha⁻¹. Restringir o abate e intensidade de corte é essencial, tanto do ponto de vista do crescimento e sobrevivência de árvores remanescentes e, em longo prazo, para sustentabilidade ecológica da floresta (Sist et al. 2003, Mazzei et al. 2010, Putz et al. 2012).

4. CONCLUSÃO

- As análises mostraram que a floresta consegue recuperar seus estoques iniciais de BAS em 12 anos após a EIR, em locais com baixa intensidade de exploração.
- Em locais com elevada intensidade de colheita, nos primeiros anos após exploração de impacto reduzido, a floresta continua perdendo biomassa, além das árvores retiradas, pelos danos e aumento na mortalidade das árvores remanescentes.
- De maneira geral, o saldo líquido de crescimento da biomassa remanescente foi positivo, refletindo na boa recuperação dos estoques de biomassa após a exploração.
- A elevada taxa de mortalidade em algumas parcelas acarretou em perdas severas de biomassa, implicando em maior tempo de recuperação desses lotes.

REFERÊNCIAS

- Alvarez, E., A. Duque, J. Saldarriaga, K. Cabrera, G., A. Lema, F. Moreno, S. Orrego, and L. Rodríguez. 2012. Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management* **267**:297–308.
- Alves, J. C. Z. O., and I. d. S. Miranda. 2008. Analysis of the structure of tree communities of a amazonian forest applied to management. *Acta Amazonica* **38**:657-666.
- Avila, A. L., A. R. Ruschel, J. O. P. de Carvalho, L. Mazzei, J. N. M. Silva, J. C. Lopes, M. M. Araujo, C. F. Dormann, and J. Bauhus. 2015. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. *Biological Conservation* **191**:577–586.
- Azevedo, C. P., C. R. Sanquetta, S. A. Silva, and J. N. M. Machado. 2007. Tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da floresta remanescente. *Floresta* **38**:277–293.
- Blanc, L., M. Echard, B. Herault, D. Bonal, E. Marcon, C. Baraloto, and J. Chave. 2009. carbon stocks Dynamics of aboveground in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications* **19**:1397–1404.
- Brasil. 2009. Resolução Conama nº 406, de 02 de fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável - PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Publicado no DOU nº 26, de 06/02/2009, pág. 100.
- Braz, E. M., P. P. Mattos, F. Thaines, L. D. Madron, M. C. Garrastazu, A. Canetti, and M. V. N. d'Oliveira. 2015. Criteria to be considered to achieve a sustainable second cycle in Amazon Forest. *Pesq. flor. bras.* **35**:209–225.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* **145**:87–99.
- Dauber, E., T. S. Fredericksen and M. Peña. 2005. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management* **214**:294–304.
- d'Oliveira, M. V. N., and E. M. Braz. (2006). Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. *Acta Amazonia* **36**: 177–182.

- Fox, J. C., C. K. Yosi, P. Nimiago, F. Oavika, J. N. Pokana, K. Lavong, and R. J. Keenan. 2010. Assessment of Aboveground Carbon in Primary and Selectively Harvested Tropical Forest in Papua New Guinea. *Biotropica* **42**:410–419.
- Gama, J. R. V., Bentes-Gama, M. M. and Scolforo, J. R. S. 2005. Manejo sustentado para floresta de várzea na Amazônia oriental. *R. Árvore* **29**:719–729.
- Gourlet-Fleury S., Mortier F., Fayolle A., Baya F., Ouédraogo D., Fabrice Bénédet F., and Picard N. 2013. Tropical forest recovery from logging: a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Phil Trans R Soc B* **368**:1–10.
- Grupo Orsa. 2010. Relatório Anual e de Sustentabilidade 2010.
- Henry, M., A. Besnard, W. A. Asante, J. Eshun, S. Adu-Bredu, R. Valentini, M. Bernoux, and L. Saint-André. 2010. Wood density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa. *Forest Ecology and Management* **260**:1375–1388.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira (Manuais Técnicos em Geociências). IBGE, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Imai, N., H. Samejima, A. Langner, R. C. Ong, S. Kita, J. Titin, A. Y. Chung, P. Lagan, Y. F. Lee, and K. Kitayama. 2009. Co-benefits of sustainable forest management in biodiversity conservation and carbon sequestration. *PLoS One* **4**:e8267.
- IUFRO. 2015. Management of natural tropical forests for the future. Special Project World Forests, Society and Environment. Pages 1–4.
- Jari Florestal. 2014. Certificação de manejo florestal e cadeia de custódia desde a floresta até a saída do produto. Monte Dourado–PA.
- Johns, J. S., P. Barreto, U. Christopher. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **89**:59–77.
- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* **91**:109–117.
- Lima, A. J. N., R. Suwa, G. H. P. De Mello Ribeiro, T. Kajimoto, J. Dos Santos, R. P. Da Silva, C. A. S. De Souza, P. C. De Barros, H. Noguchi, M. Ishizuka, and N. Higuchi. 2012. Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. *Forest Ecology and Management* **277**:163–172.

- Lima, R. C. 2015. Equações para estimativas de biomassa de uma floresta tropical úmida do Amapá. Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).
- Martin, P. A., A. C. Newton, M. Pfeifer, M. Khoo, and J. M. Bullock. 2015. Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness : A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* **356**:224–233.
- Mazzei, L., P. Sist, A. Ruschel, F. E. Putz, P. Marco, W. Pena, and J. E. R. Ferreira. 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **259**:367–373.
- Medjibe, V. P., F. E. Putz, M. P. Starkey, A. A. Ndouna, and H. R. Memiaghe. 2011. Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon. *Forest Ecology and Management* **262**:1799–1806.
- Medjibe, V. P., and F. E. Putz. 2012. Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal of Forest Economics* **18**:242–256.
- Nogueira, E. M., B. W. Nelson, and P. M. Fearnside. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* **208**:261–286.
- Nogueira, E. M., P. M. Fearnside, B. W. Nelson, R. I. Barbosa, and E. W. H. Keizer. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* **256**:1853–1867.
- Oliveira, L. P., E. D. Sotta, N. Higuchi. 2012. Quantificação da biomassa na floresta estadual do Amapá: alometria e estimativas de estoque de carbono. Amapá: Instituto Estadual de Florestas do Amapá, 51 p. (Série Técnica).
- Orsa Florestal. 2009. Plano de manejo florestal sustentável Orsa Florestal S.A.
- Putz, F. E., P. a. Zuidema, T. Synnott, M. Peña-Claros, M. a. Pinard, D. Sheil, J. K. Vanclay, P. Sist, S. Gourlet-Fleury, B. Griscom, J. Palmer, and R. Zagt. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* **5**:296–303.
- R Development Core Team. 2015. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rutishauser, E., F. Wagner, B. Herault, E. A. Nicolini, and L. Blanc. 2010. Contrasting above-ground biomass balance in a Neotropical rain forest. *Journal of Vegetation Science* **21**:672–682.

- Rutishauser, E., B. Hérault, C. Baraloto, L. Blanc, L. Descroix, E. D. Sotta, J. Ferreira, M. Kanashiro, L. Mazzei, M. V. N. d'Oliveira, L. C. de Oliveira, M. Peña-Claros, F. E. Putz, A. R. Ruschel, K. Rodney, A. Roopsind, A. Shenkin, K. E. da Silva, C. R. de Souza, M. Toledo, E. Vidal, T. A. P. West, V. Wortel, and P. Sist. 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Current biology* : CB **25**:R787–8.
- Serviço Florestal Brasileiro e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. 2011. *Florestas Nativas de Produção Brasileiras. (Relatório)*. Brasília, DF.
- SFB. 2013. *Florestas do Brasil em resumo*. Serviço Florestal Brasileiro.
- Sist, P., D. Sheil, K. Kartawinata, and H. Priyadi. 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo : some results confirming the need for new silvicultural prescriptions **179**:415–427.
- Sist, P., and F. N. Ferreira. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **243**:199–209.
- Sist, P., L. Mazzei, L. Blanc, and E. Rutishauser. 2014. Forest Ecology and Management Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* **318**:103–109.
- Sist, P., E. Rutishauser, M. Peña-Claros, A. Shenkin, B. Hérault, L. Blanc, C. Baraloto, F. Baya, F. Benedet, K. E. da Silva, L. Descroix, J. N. Ferreira, S. Gourlet-Fleury, M. C. Guedes, I. Bin Harun, R. Jalonen, M. Kanashiro, H. Krisnawati, M. Kshatriya, P. Lincoln, L. Mazzei, V. Medjibé, R. Nasi, M. V. N. D'Oliveira, L. C. de Oliveira, N. Picard, S. Pietsch, M. Pinard, H. Priyadi, F. E. Putz, K. Rodney, V. Rossi, A. Roopsind, A. R. Ruschel, N. H. Z. Shari, C. Rodrigues de Souza, F. H. Susanty, E. D. Sotta, M. Toledo, E. Vidal, T. a. P. West, V. Wortel, and T. Yamada. 2015. The Tropical managed Forests Observatory: a research network addressing the future of tropical logged forests. *Applied Vegetation Science* **18**:171–174.
- Souza, D. R., A. L. Souza, H. G. Leite, J. A. G. Yared (2006). Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia oriental. *R. Árvore* **30**:75-87.
- Souza, C. R., C. P. de Azevedo, L. M. B. Rossi, J. Santos, and N. Higuchi. 2014a. Projection of diametric distribution and carbon stock of a managed forest in Manaus/AM. *Floresta* **44**:525–534.

- Souza, A. L., R. M. Medeiros, L. M. S. Matos, P. A. Corrêa, F. N. Faria, and K. R. Silva. 2014b. Estratificação volumétrica por classes de estoque em uma floresta ombrófila densa, no município de Almeirim, Estado do Pará, Brasil. *R. Árvore* **38**:533–541.
- Ter Steege, H., N. C. Pitman, D. Sabatier, C. Baraloto, R. P. Salomão, J. E. Guevara, O. L. Phillips, C. V. Castilho, W. E. Magnusson, J. F. Molino, A. Monteagudo, P. Núñez Vargas, J. C. Montero, T. R. Feldpausch, E. N. H. Coronado, T. J. Killeen, B. Mostacedo, R. Vasquez, R. L. Assis, J. Terborgh, F. Wittmann, A. Andrade, W. F. Laurance, S. G. W. Laurance, B. S. Marimon, B.-H. Marimon, I. C. Guimarães Vieira, I. L. Amaral, R. Brienen, H. Castellanos, D. Cárdenas López, J. F. Duivenvoorden, H. F. Mogollón, F. D. D. A. Matos, N. Dávila, R. García-Villacorta, P. R. Stevenson Diaz, F. Costa, T. Emilio, C. Levis, J. Schiitti, P. Souza, A. Alonso, F. Dallmeier, A. J. D. Montoya, M. T. Fernandez Piedade, A. Araujo-Murakami, L. Arroyo, R. Gribel, P. V. a Fine, C. a Peres, M. Toledo, G. a Aymard C, T. R. Baker, C. Cerón, J. Engel, T. W. Henkel, P. Maas, P. Petronelli, J. Stropp, C. E. Zartman, D. Daly, D. Neill, M. Silveira, M. R. Paredes, J. Chave, D. D. A. Lima Filho, P. M. Jørgensen, A. Fuentes, J. Schöngart, F. Cornejo Valverde, A. Di Fiore, E. M. Jimenez, M. C. Peñuela Mora, J. F. Phillips, G. Rivas, T. R. van Andel, P. von Hildebrand, B. Hoffman, E. L. Zent, Y. Malhi, A. Prieto, A. Rudas, A. R. Ruschell, N. Silva, V. Vos, S. Zent, A. a Oliveira, A. C. Schutz, T. Gonzales, M. Trindade Nascimento, H. Ramirez-Angulo, R. Sierra, M. Tirado, M. N. Umaña Medina, G. van der Heijden, C. I. a Vela, E. Vilanova Torre, C. Vriesendorp, O. Wang, K. R. Young, C. Baider, H. Balslev, C. Ferreira, I. Mesones, A. Torres-Lezama, L. E. Urrego Giraldo, R. Zagt, M. N. Alexiades, L. Hernandez, I. Huamantupa-Chuquimaco, W. Milliken, W. Palacios Cuenca, D. Pauletto, E. Valderrama Sandoval, L. Valenzuela Gamarra, K. G. Dexter, K. Feeley, G. Lopez-Gonzalez, and M. R. Silman. 2013. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science (New York, N.Y.)* **342**:1243092.
- West, T. A. P., E. Vidal, and F. E. Putz. 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management* **314**:59–63.
- Zanne, A. E., G. Lopez-Gonzalez, D. A. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S. L. Lewis, R. E. Miller, N. G. Swanson, M. C. Wiemann, J. Chave. 2009. Global wood density database. Dryad identifier: <<http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>>.

Zimmerman , B. L., and C. F. Kormos. 2012. Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience* **62**:479–487.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Lista de espécies e média de densidades da madeira provenientes de três bancos de dados: JARI, Global Wood density Database (GWD) e Serviço Florestal Brasileiro (SFB).

Família	Gênero	Nome científico	Nome comum	JARI	GWD	SFB	Média
Anacardiaceae	Anacardium	<i>Anacardium giganteum</i> Hancock ex Engl.	Cajuaçu	0,47	0,45		0,46
Anacardiaceae	Anacardium	<i>Anacardium</i> sp	Cajui da mata	0,47			0,47
Anacardiaceae	Astronium	<i>Astronium gracile</i> Engl.	Muiracatiara	0,69	0,73		0,71
Anacardiaceae	Astronium	<i>Astronium obliquum</i> Griseb	Aroeira	0,84			0,84
Anacardiaceae	Spondias	<i>Spondias mobim</i> L.	Taperebá	0,40			0,40
Anacardiaceae	Tapirira	<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	Tatapiririca	0,48	0,46	0,5	0,48
Anacardiaceae	Tapirira	<i>Tapirira</i> sp	Tatapiririca vermelha	0,56			0,56
Anacardiaceae	Thyrsodium	<i>Thyrsodium guianensis</i> Sagot ex March.	Amaparanaré	0,60			0,60
Annonaceae	Bocageopsis	<i>Bocageopsis multiflora</i> R.E. Fries	Envira taia	0,66	0,64		0,65
Annonaceae	Duguetia	<i>Duguetia cauliflora</i> R.E.Fries	Envira	0,87			0,87
Annonaceae	Duguetia	<i>Duguetia surinamensis</i> R.E.Fries & Benth	Envira surucucu	0,84	0,80		0,82
Annonaceae	Guatteria	<i>Guatteria douradense</i> Mart.	Envira vermelha				

Annonaceae	Guatteria	<i>Guatteria poeppigiana</i> Martius	Envira preta	0,37		0,37
Annonaceae	Guatteriopsis	<i>Guatteriopsis</i> sp	Envirinha			
Annonaceae	Onychopetalum	<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E.Fries	Envirãõ	0,52	0,62	0,57
Annonaceae	Rollinia	<i>Rollinia fendleri</i> R.E.Fries	Ata brava	0,42		0,42
Annonaceae	Xylopia	<i>Xylopia benthamii</i> R.E. Fr.	Pimenta de macaco	0,67	0,60	0,64
Annonaceae	Xylopia	<i>Xylopia discreta</i> (L.) Sprague & Hutch.	Envira pimenta		0,52	0,52
Annonaceae	Xylopia	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	Envira cana	0,45	0,55	0,50
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma centrale</i> Markgraf	Araracanga vermelha	0,78		0,78
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma desmantum</i> Bentham	Araracanga preta	0,78		0,78
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma eteanum</i> Markgraf	Araracanga	0,78		0,78
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma megalocarpum</i> Muell. Arg.	Araracanga amarela	0,78		0,78
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma oblongum</i> A.DC.	Carapanaúba branca	0,78	0,87	0,82
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma paraensis</i> A.DC	Carapanaúba amarela	0,79		0,79
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma sandwithianum</i> Markgraf	Araracanga branca	0,71	0,79	0,75

Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma</i> sp	Araracangarana	0,80			0,80
Apocynaceae	Aspidosperma	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll. Arg	Carapanaúba	0,85			0,85
Apocynaceae	Couma	<i>Couma guianensis</i> Aublet	Sorva	0,57	0,47		0,52
Apocynaceae	Geissospermum	<i>Geissospermum sericeum</i> Bentham & Hooker	Quinarana	0,76	0,78		0,77
Apocynaceae	Lacmellea	<i>Lacmellea gracilis</i> (Muell. Arg.)Markgraf	Pau de colher	0,48			0,48
Apocynaceae	Macoubea	<i>Macoubea guianensis</i> Aubl.	Amapá amargoso	0,43	0,41		0,42
Apocynaceae	Parahancornia	<i>Parahancornia</i> sp.	Amapazinho	0,43			0,43
Aquifoliaceae	Ilex	<i>Ilex dumosa</i> Reiss.	Pau mate II	0,66			0,66
Araliaceae	Schefflera	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	Morototó	0,45			0,45
Bignoniaceae	Jacaranda	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Para-pará, caroba	0,40	0,35	0,31	0,35
Bignoniaceae	Tabebuia	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson	Pau d'arco amarelo	0,93	0,92		0,93
Bixaceae	Bixa	<i>Bixa platycarpa</i> Ruiz & Pav. Ex G. Don	Urucu bravo	0,41			0,41
Bixaceae	Homalium	<i>Homalium racemosum</i> Swartz.	Sardinheira	0,79	0,80		0,79
Boraginaceae	Cordia	<i>Cordia scabrifolia</i> A. DC	Freijorana	0,47	0,47		0,47

Boraginaceae	Cordia	<i>Cordia tetrandra</i> Aublet	Chapéu de sol	0,32	0,35	0,33
Burseraceae	Dacryodes	<i>Dacryodes nitens</i> Cuatr.	Breu	0,48	0,49	0,48
Burseraceae	Pouteria	<i>Pouteria rosiflorum</i> Mart.	Breu-do-fruto-roxo			
Burseraceae	Protium	<i>Protium altsonii</i> Sandw.	Breu mescla	0,47	0,68	0,58
Burseraceae	Protium	<i>Protium amazonicum</i>	Breu vermelho sem cheiro	0,69	0,60	0,65
Burseraceae	Protium	<i>Protium apiculatum</i> Swart vel aff.	Breu vermelho III	0,53		0,53
Burseraceae	Protium	<i>Protium cuneatum</i> Mart	Breu pipiranga	0,44	0,49	0,46
Burseraceae	Protium	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	Breu vermelho	0,51	0,51	0,51
Burseraceae	Protium	<i>Protium giganteum</i> Engler	Breu branco folha Grande	0,68		0,68
Burseraceae	Protium	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aublet) Marchand	Breu folha fina	0,44	0,63	0,53
Burseraceae	Protium	<i>Protium krukoffii</i> Swart	Breu s. cheiro I	0,51		0,51
Burseraceae	Protium	<i>Protium mori</i> Daly	Breu vermelho folha Grande	0,49		0,49
Burseraceae	Protium	<i>Protium nitidifolium</i> (Cuatr.) Daly	Breu amaparana I	0,49		0,49
Burseraceae	Protium	<i>Protium opacum</i> Swart	Breu jatoá	0,53	0,57	0,55
Burseraceae	Protium	<i>Protium pallidum</i> Cuatr.	Breu branco	0,46		0,46
Burseraceae	Protium	<i>Protium polybotryum</i> (Turcz.)	Breu amescla	0,53	0,69	0,61

		Engler				
Burseraceae	Protium	<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M.	Breu grande	0,46		0,46
		Porter				
Burseraceae	Protium	<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Breu preto	0,63	0,56	0,59
Burseraceae	Protium	<i>Protium</i> sp	Breu vermelho IV	0,54		0,54
Burseraceae	Protium	<i>Protium spruceanum</i> (Bth.)	Breu s. cheiro 3	0,60	0,56	0,58
		Engler				
Burseraceae	Protium	<i>Protium subserratum</i> Engler	Breu vermelho II	0,54	0,55	0,54
Burseraceae	Protium	<i>Protium trifoliolatum</i> Engler	Breu sem cheiro 4	0,60	0,69	0,64
Burseraceae	Protium	<i>Protium</i> sp	Breu vermelho IV	0,54		0,54
Burseraceae	Protium	<i>Protium</i> sp	Breu folha simples	0,55		0,55
Burseraceae	Tetragastris	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.)	Breu manga	0,61	0,71	0,66
		Swart				
Burseraceae	Tetragastris	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.)	Breu areu-areu	0,77	0,72	0,75
		Kuntze				
Burseraceae	Tetragastris	<i>Tetragastris trifoliolata</i> (Engl.)	Breu inambu	0,53		0,53
		Cuatr.				
Burseraceae	Trattinickia	<i>Trattinickia rhoifolia</i> Willd.	Breu sucurúba	0,45		0,45
Caesalpiaceae	Acosmium	<i>Acosmium nitens</i> (Vog.)	Itaubarana	0,82	0,80	0,81
		Yakovlev				
Caesalpiaceae	Bauhinia	<i>Bauhinia</i> sp	Pata de vaca	0,61		0,61

Caesalpinaceae	Chamaecrista	<i>Chamaecrista guianensis</i>	Balaio de cutia	0,91			0,91
Caesalpinaceae	Copaifera	<i>Copaifera martii</i> Hayne	Copaiba	0,57			0,57
Caesalpinaceae	Crudia	<i>Crudia oblonga</i> Benth.	Rim de paca	0,90			0,90
Caesalpinaceae	Cynometra	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Jutairana	0,78			0,78
Caesalpinaceae	Zollernia	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	Pau santo	1,06	0,99		1,03
Caryocaraceae	Caryocar	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiarana	0,72	0,65	0,61	0,66
Caryocaraceae	Caryocar	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiá	0,66	0,76	0,63	0,68
Cecropiaceae	Cecropia	<i>Cecropia spruceana</i>	Imbauba	0,28			0,28
Celastraceae	Cheiloclinium	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C. Sm.	Xixuarana	0,71			0,71
Celastraceae	Maytenus	<i>Maytenus floribunda</i> Reiss.	Xixuá vermelho	0,68			0,68
Celastraceae	Maytenus	<i>Maytenus myrsinoides</i> Reiss.	Xixuá	0,76	0,75		0,76
Chrysobalanaceae	Couepia	<i>Couepia guianensis</i> Aublet	Cumaté	0,82	0,76		0,79
Chrysobalanaceae	Couepia	<i>Couepia leptostachya</i>	Cumatê preto	0,82			0,82
Chrysobalanaceae	Couepia	<i>Couepia multynervia</i>	Cumaté branco	0,82			0,82
Chrysobalanaceae	Couepia	<i>Couepia</i> sp	Caripé II	0,79			0,79
Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.	Farinha seca branca	0,81	0,90		0,86
Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella eriandra</i> Benth.	Farinha seca vermelha 2	0,93			0,93
Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella obidensis</i> Ducke	Caripê vermelho	0,88			0,88
Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella piresii</i> Prance	Farinha seca Vermelha	0,93			0,93

Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella</i> sp	Caripê seco	0,92		0,92
Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella spruceana</i>	Farinha seca	0,90		0,90
Chrysobalanaceae	Hirtella	<i>Hirtella spruceana</i> Prance	Farinha seca	0,86		0,86
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania apetala</i> (E.Mey.)Fritsch	Caripe matupiri	0,68	0,76	0,72
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania egleri</i> Prance	Caripê matupiri 2	0,72		0,72
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Macucu	0,87	0,82	0,84
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania impressa</i> Prance	Caripé branco	0,82	0,92	0,87
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania kunthiana</i> Hook f.	Caripé pintadinho	0,85	0,88	0,86
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania laevigata</i> Prance	Macucre vermelho II	0,84		0,84
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania latifolia</i> Benth. Ex Hook. F.	Macucu vermelho	0,79		0,79
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania latimorpha</i> Hook	Macucu preto	0,91		0,91
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania macrophylla</i> Bentham	Pau mereré da Várzea	0,89	0,75	0,82
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania micrantha</i> Miq.	Cariperana	0,87	0,84	0,85
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania octandra</i> Prance	Anoerá vermelho	0,85	0,83	0,84
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania robusta</i> Sagot	Cariperana amarela	0,73	0,89	0,81
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania sclerophylla</i> Mig.	Cumatê seco	0,90		0,90
Chrysobalanaceae	Licania	<i>Licania</i> spp	Caripê	0,86		0,86
Chrysobalanaceae	Parinari	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Parinari	0,71	0,70	0,75
Chrysobalanaceae	Parinari	<i>Parinari montana</i> Aubl.	Pajurá de pedra	0,95	0,71	0,83

Clusiaceae	Rheedia	<i>Rheedia gardneriana</i> Planch. & Triana	Bacupari	0,71		0,71
Clusiaceae	Rheedia	<i>Rheedia macrophylla</i> (Mart.) Pl.& Tr.	Bacuri pari	0,69		0,69
Clusiaceae	Tovomita	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	Manguerana	0,79		0,79
Clusiaceae	Tovomita	<i>Tovomita</i> sp	Manguerana Vermelha	0,88		0,88
Combretaceae	Buchenavia	<i>Buchenavia grandis</i> Ducke	Tanimbuca folha grande	0,75	0,76	0,75
Combretaceae	Buchenavia	<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke	Tanibuca	0,77	0,82	0,79
Combretaceae	Terminalia	<i>Terminalia amazonica</i> (J.F. Gmel.) Exell	Tanimbuca folha Média	0,75		0,75
Combretaceae	Terminalia	<i>Terminalia argentea</i> (Berg.) Mart.& Zucc.	Tanimbuca amarela	0,84	0,81	0,83
Ebenaceae	Diospyros	<i>Diospyros inaequaly</i>	Caqui rana	0,80		0,80
Ebenaceae	Diospyros	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandw.	Caqui preto	0,80		0,80
Ebenaceae	Diospyros	<i>Diospyros santaremnensis</i> Sandw.	Caqui amarelo	0,73		0,73
Ebenaceae	Diospyros	<i>Diospyros</i> sp	Caqui	0,72		0,72
Ebenaceae	Diospyros	<i>Diospyros</i> sp	Caqui	0,72		0,72
Elaeocarpaceae	Sloanea	<i>Sloanea grandis</i> Ducke (not in IK)	Urucurana branca	0,80		0,80

Elaeocarpaceae	Sloanea	<i>Sloanea guianensis</i> (Aublet) Bentham	Urucurana folha Pequena	0,77	0,82	0,80
Elaeocarpaceae	Sloanea	<i>Sloanea obtusa</i> Planch. Ex Benth.	Urucurana vermelha	0,76		0,76
Elaeocarpaceae	Sloanea	<i>Sloanea paraensis</i>	Urucurana da folha Miuda	0,92		0,92
Elaeocarpaceae	Sloanea	<i>Sloanea</i> sp	Urucurana	0,76		0,76
Erythroxylaceae	Erythroxylum	<i>Erythroxylum citrifolium</i> St. Hil.	Padurana	0,89	0,71	0,80
Erythroxylaceae	Erythroxylum	<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	Padurana 2	0,89	0,71	0,80
Euphorbiaceae	Amanoa	<i>Amanoa guianensis</i> Aublet	Manoa	0,60	0,84	0,72
Euphorbiaceae	Conceveiba	<i>Conceveiba guianensis</i> Aublet	Arraeira	0,55	0,54	0,55
Euphorbiaceae	Drypetes	<i>Drypetes variabilis</i> Ducke	Maparana	0,68	0,74	0,71
Euphorbiaceae	Glycidendron	<i>Glycidendron</i> sp	Mirindiba amarela	0,72		0,72
Euphorbiaceae	Guarani	<i>Guarani amapaensis</i> Mart.	Jarai	0,82		0,82
Euphorbiaceae	Hevea	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Seringa itaúba	0,44	0,57	0,51
Euphorbiaceae	Maprounea	<i>Maprounea guianensis</i> Aublet	Taquari branco	0,57	0,59	0,58
Euphorbiaceae	Pera	<i>Pera bicolor</i> (Kl.) Mull. Arg.	Pereiro	0,91	0,63	0,77
Euphorbiaceae	Pogonophora	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers.	Aracapuri	0,82	0,83	0,83
Fabaceae	Batesia	<i>Batesia floribunda</i> Spruce ex Benth.	Acapurana da terra Firme	0,56	0,54	0,55
Fabaceae	Bowdichia	<i>Bowdichia nitida</i> Bentham	Sucupira amarela	0,89	0,80	0,84

Fabaceae	Dalbergia	<i>Dalbergia spruceana</i> Bentham	Jacarandá do Pará	0,80			0,80
Fabaceae	Dialium	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandw.	Jutai pororoca	0,92	0,90		0,91
Fabaceae	Dinizia	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Angelim vermelho	0,77	0,91	0,83	0,84
Fabaceae	Diploptropis	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amsh.	Sucupira preta	0,90	0,76		0,83
Fabaceae	Diploptropis	<i>Diploptropis racemosa</i> (Hoehne) Amsh.	Sucupira de Morcego	0,74			0,74
Fabaceae	Dipteryx	<i>Dipteryx intermedia</i> Ducke	Cumaru amarelo	0,93			0,93
Fabaceae	Dipteryx	<i>Dipteryx magnifica</i> Ducke	Cumaru rosa	0,92			0,92
Fabaceae	Dipteryx	<i>Dipteryx odorata</i> Ducke	Cumaru	0,97	0,92	0,91	0,94
Fabaceae	Enterolobium	<i>Enterolobium schomburgkii</i> Bentham	Orelha de macaco	0,62	0,70		0,66
Fabaceae	Hymenaea	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	0,78	0,79	0,76	0,78
Fabaceae	Hymenaea	<i>Hymenaea intermedia</i> Ducke	Jutai mirim	0,70	0,82		0,76
Fabaceae	Hymenaea	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	Jutai vermelho	0,77	0,88	0,9	0,85
Fabaceae	Hymenolobium	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	Angelim da mata	0,63	0,60		0,61
Fabaceae	Hymenolobium	<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	Angelim pedra	0,70	0,71	0,59	0,67
Fabaceae	Hymenolobium	<i>Hymenolobium sericeum</i> Ducke	Angelim	0,76			0,76
Fabaceae	Inga	<i>Inga acrocephala</i> Steud	Ingá	0,68	0,51		0,59
Fabaceae	Inga	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Ingá xixi	0,46	0,59		0,52

Fabaceae	Inga	<i>Inga bracteosa</i> Benth.	Ingá rosário			
Fabaceae	Inga	<i>Inga caunensis</i> Rich	Ingá preto	0,77		0,77
Fabaceae	Inga	<i>Inga cayennensis</i> Bentham	Ingá amarelo	0,68	0,53	0,61
Fabaceae	Inga	<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá cipó	0,43	0,59	0,51
Fabaceae	Inga	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	Ingá ferro	0,80		0,80
Fabaceae	Inga	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Ingá xixi vermelho	0,62	0,56	0,59
Fabaceae	Inga	<i>Inga negrensis</i> Bentham	Ingá branco	0,61		0,61
Fabaceae	Inga	<i>Inga panamensis</i> Mart.	Ingá de piriquito	0,72		0,72
Fabaceae	Inga	<i>Inga paraensis</i> Ducke	Ingá vermelho	0,74	0,82	0,78
Fabaceae	Inga	<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	Ingá peludo	0,62	0,66	0,64
Fabaceae	Inga	<i>Inga</i> sp	Ingá vermelho folha Grande	0,79		0,79
Fabaceae	Inga	<i>Inga splendens</i> Willd.	Ingá açu da mata	0,84	0,60	0,72
Fabaceae	Inga	<i>Inga tarapotensis</i> Bentham	Ingá marron	0,68		0,68
Fabaceae	Inga	<i>Inga</i> sp	Ingá vermelho folha Grande	0,79		0,79
Fabaceae	Myrocarpus	<i>Myrocarpus frondosus</i> Fr. All.	Conduru de sangue	0,81	0,82	0,81
Fabaceae	Ormosia	<i>Ormosia coccinea</i> (Aubl.) Jackes	Tento	0,60	0,63	0,61
Fabaceae	Ormosia	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Tento amarelo	0,67	0,66	0,67
Fabaceae	Parkia	<i>Parkia oppositifolia</i> Bentham	Fava coré	0,32		0,32
Fabaceae	Parkia	<i>Parkia pendula</i> Bentham	Fava bolota	0,57	0,52	0,55

Fabaceae	Parkia	<i>Parkia reticulata</i> Ducke	Fava	0,47		0,47
Fabaceae	Parkia	<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlm.	Esponjeira	0,33	0,38	0,35
Fabaceae	Peltogyne	<i>Peltogyne lecointei</i> Ducke	Pau roxo	0,75	0,76	0,76
Fabaceae	Peltogyne	<i>Peltogyne paniculata</i> Bentham	Coataquicaua vermelho	0,94	0,80	0,87
Fabaceae	Peltogyne	<i>Peltogyne paradoxa</i> Ducke	Coataquiçaua	0,94	0,83	0,88
Fabaceae	Piptadenia	<i>Piptadenia communis</i> Bentham	Timborana	0,53		0,53
Fabaceae	Pithecellobium	<i>Pithecellobium decandrum</i> Ducke	Saboeiro amarelo	0,51		0,51
Fabaceae	Pithecellobium	<i>Pithecellobium elegans</i> Ducke	Mapuchiqui branco	0,54		0,54
Fabaceae	Pithecellobium	<i>Pithecellobium jupumba</i> (Willd.) Britton	Saboeiro da terra firme	0,54		0,54
Fabaceae	Pithecellobium	<i>Pithecellobium pedicellare</i> (DC.) Bentham	Mapuchiqui vermmelho	0,45		0,45
Fabaceae	Pithecellobium	<i>Pithecellobium racemosum</i> (Ducke) Killip	Angelim rajado	0,77		0,77
Fabaceae	Platymiscium	<i>Platymiscium amazonicum</i>	Macacaúba da folha redonda			
Fabaceae	Pterocarpus	<i>Pterocarpus amazonicum</i> Huber	Mututi da várzea	0,46		0,46
Fabaceae	Pterocarpus	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Mututi da terra firme	0,52	0,46	0,49
Fabaceae	Sclerolobium	<i>Sclerolobium guianensis</i> Aublet	Tachi peludo	0,44		0,44
Fabaceae	Sclerolobium	<i>Sclerolobium melanocarpum</i> Ducke	Tachi vermelho	0,55	0,61	0,58

Fabaceae	Sclerolobium	<i>Sclerolobium melinonii</i> Harms	Tachi pitomba branco	0,75	0,50	0,63
Fabaceae	Sclerolobium	<i>Sclerolobium paraense</i> Huber	Tachi branco	0,72	0,69	0,70
Fabaceae	Sclerolobium	<i>Sclerolobium tinctorium</i> Bentham	Tachi pitomba	0,75		0,75
Fabaceae	Stryphnodendron	<i>Stryphnodendron paniculatum</i> Poepp. & End	Tachirana	0,50	0,65	0,58
Fabaceae	Stryphnodendron	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> Benth.	Barbatimão	0,57	0,48	0,52
Fabaceae	Stryphnodendron	<i>Stryphnodendron spruceana</i> Kleinh.	Tachirana vermelha	0,68		0,68
Fabaceae	Swartzia	<i>Swartzia amazonica</i> Ducke	Gombeira branca	0,90		0,90
Fabaceae	Swartzia	<i>Swartzia panacoco</i> (Aubl.) Cowan	Gombeira	0,91	0,92	0,91
Fabaceae	Swartzia	<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Pitaíca	0,54	0,69	0,61
Fabaceae	Tachigali	<i>Tachigali alba</i> Ducke	Tachi pitomba da Mata	0,56		0,56
Fabaceae	Tachigali	<i>Tachigali myrmecophyla</i> Ducke	Tachi preto	0,53		0,53
Fabaceae	Tachigali	<i>Tachigali</i> sp	Tachi pitomba preto	0,64		0,64
Fabaceae	Vatairea	<i>Vatairea erythrocarpa</i> Ducke	Fava bolacha da terra firme	0,68		0,68
Fabaceae	Vouacapoua	<i>Vouacapoua americana</i> Aublet	Acapu	0,76	0,79	0,78
Fabaceae	Zygia	<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. &	Ingarana	0,72		0,72

Rendle							
Goupiaceae	Goupia	<i>Goupia glabra</i> Aublet	Cupiúba	0,71	0,73	0,71	0,72
Goupiaceae	Goupia	<i>Goupia santarenense</i>	Cupiuba branca	0,77			0,77
Goupiaceae	Goupia	<i>Goupia</i> sp	Cupiuba preta	0,78			0,78
Clusiaceae	Calophyllum	<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	Jacareúba	0,56	0,59		0,58
Clusiaceae	Caraipa	<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	Tamaquaré	0,57	0,64		0,61
Clusiaceae	Platonia	<i>Platonia insignis</i> Martius	Bacuri, bacuriacu	0,71	0,72		0,71
Clusiaceae	Vismia	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Lacre, lacre branco	0,49	0,49		0,49
Humiriaceae	Endopleura	<i>Endopleura uchi</i> (Hub.) Cuatr.	Uchi	0,78	0,79		0,79
Humiriaceae	Humiria	<i>Humiria balsamifera</i> (Aubl.) J.St.Hil.	Umiri	0,73	0,73		0,73
Humiriaceae	Sacoglottis	<i>Sacoglottis amazonica</i> Mart.	Uchirana vermelha	0,91			0,91
Humiriaceae	Sacoglottis	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Uchirana	0,75	0,84		0,79
Humiriaceae	Vantanea	<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	Paruru	0,93	0,83		0,88
Icacinaceae	dendobrangia	<i>Dendobrangia boliviana</i> Rusby	Caferana	0,68			0,68
Icacinaceae	Emmotum	<i>Emmotum fogifolium</i> Desv.	Muiraximbé	0,68			0,68
Lacistemataceae	Lacistema	<i>Lacistema aggregatum</i> (Bergius) Rusby	Lacistema	0,91	0,51		0,71
Lauraceae	Aiouea	<i>Aiouea amazonica</i> Mez.	Louro sem cheiro				
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba albescens</i> Vattimo-Gil sp.ined.	Louro caraxió	0,53			0,53

Lauraceae	Aniba	<i>Aniba caianensis</i> Aublet	Louro mole	0,37		0,37
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Casca preciosa, Preciosa	0,99	0,95	0,97
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba fragrans</i> Ducke	Louro rosa	0,68		0,68
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba paraensis</i> Mez	Louro casca preta	0,52		0,52
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba puchury-minor</i> (Mart.) Mez	Preciosa preta	1,05	0,53	0,79
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba roseodora</i> Ducke	Pau rosa	0,64		0,64
Lauraceae	Aniba	<i>Aniba squarensis</i> Vatlimo-Gil	Louro capitiu	0,68		0,68
Lauraceae	Beilschmiedia	<i>Beilschmiedia</i> sp	Louro congó	0,60		0,60
Lauraceae	Licaria	<i>Licaria canella</i> (Meissn.) Kost.	Louro preto	0,96		0,96
Lauraceae	Mezilaurus	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Itaúba preta	0,82	0,74	0,68 0,75
Lauraceae	Mezilaurus	<i>Mezilaurus lindaviana</i> Mez	Itaúba amarela	0,73	0,68	0,71
Lauraceae	Nectandra	<i>Nectandra myriantha</i> Meisn.	Louro grande	0,49	0,73	0,61
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea acutangula</i> (Miq.) Mez	Louro abacaterana	0,41		0,41
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea caienensis</i> Ducke	Louro folha fina	0,62		0,62
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea costulata</i> (Nees) Mez	Louro amarelo	0,64	0,49	0,57
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea dissimilis</i> C.K.Allen	Louro canela	0,66		0,66
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea douradensis</i> Vattimo Gil sp.ined.	Louro abacate	0,41		0,41

Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea guianensis</i> Aublet	Louro prata	0,63	0,53	0,58
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea rufovestita</i> Ducke	Louro folha marron	0,89		0,89
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea schomburgkiana</i> Nees	Louro tamanco	0,52	0,65	0,59
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea</i> sp	Louro peu	0,56		0,56
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea sprucei</i> (Meisn.) Mez	Louro puchurri	0,47		0,47
Lauraceae	Ocotea	<i>Ocotea</i> sp	Louro II	0,51		0,51
Lauraceae	Persea	<i>Persea jariensis</i> Vattimo-Gil	Louro cravo	0,41		0,41
Lecythidaceae	Coroupita	<i>Coroupita paraensis</i> Aublet	Castanha dura	0,81		0,81
Lecythidaceae	Corytophora	<i>Corytophora rimosa</i> W.Rodrigues	Castanharana	0,72		0,72
Lecythidaceae	Couratari	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & Knuth	Tauari amarelo	0,53	0,51	0,52
Lecythidaceae	Couratari	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & Knuth	Tauari amarelo	0,53		0,53
Lecythidaceae	Couratari	<i>Couratari pulchra</i> Sandw	Tauari	0,53		0,53
Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	Mata-matá ci	0,84	0,90	0,87
Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera obversa</i> (Berg) Miers	Mata-matá Castanhola	0,82		0,82
Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera odorata</i> Poepp.	Mata-matá branco	0,81		0,81
Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera paniculata</i> Mori	Mata-matá jibóia	0,82		0,82

Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera rosea</i> (Poepp) Miers.	Mata-mata rosa da terra firme	0,68		0,68
Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera sifontesii</i> Pittier	Mata-matá vermelho	0,81		0,81
Lecythidaceae	Eschweilera	<i>Eschweilera spruceana</i> Mart.	Mata-matá ripeiro	0,76		0,76
Lecythidaceae	Gustavia	<i>Gustavia augusta</i> L.	Geniparana	0,64	0,65	0,65
Lecythidaceae	Lecythis	<i>Lecythis corrugata</i> Poiteau	Jatereu morrão	0,58	0,78	0,68
Lecythidaceae	Lecythis	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) Mori	Mata-matá jarana	0,80	0,86	0,83
Lecythidaceae	Lecythis	<i>Lecythis poiteaui</i> Berg	Jarana amarela	0,81	0,80	0,81
Lecythidaceae	Lecythis	<i>Lecythis usitata</i> Miers	Castanha sapucaia	0,81	0,90	0,85
Linaceae	Hebepetalum	<i>Hebepetalum humiriifolium</i> (Pl.) Bentham	Abacaterana	0,85	0,87	0,86
Loganiaceae	Antonia	<i>Antonia ovata</i> Pohl	Antonia branca	0,54	0,47	0,51
Malpighiaceae	Byrsonima	<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	Muruci branco	0,64	0,62	0,63
Malpighiaceae	Byrsonima	<i>Byrsonima stipulacea</i> A.Juss.	Muruci da mata	0,61	0,72	0,67
Malvaceae	Apeiba	<i>Apeiba burchellii</i> Sprague	Pente de macaco	0,36		0,36
Malvaceae	Eriotheca	<i>Eriotheca globosa</i> Aubl.	Mamorana	0,66	0,41	0,53
Malvaceae	Luehea	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	Açoita cavalo	0,68		0,68
Malvaceae	Lueheopsis	<i>Lueheopsis rosea</i> (Ducke) Burret	Açoita cavalo II	0,60	0,33	0,47
Malvaceae	Sterculia	<i>Sterculia pilosa</i> Ducke ex Engl.	Capoteiro	0,40	0,52	0,46
Malvaceae	Sterculia	<i>Sterculia roseiflora</i> Ducke	Capoteiro rosa	0,43		0,43

Malvaceae	Sterculia	<i>Sterculia</i> sp	Capoteiro branco	0,39		0,39
Malvaceae	Theobroma	<i>Theobroma subincanum</i> Martius	Cupui	0,62	0,47	0,55
Malvaceae	Theobroma	<i>Theobroma sylvestre</i> Aublet	Cacau da mata, C. Azul	0,49	0,67	0,58
Melastomataceae	Bellucia	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	Goiaba de anta	0,56		0,56
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia duríssima</i>	Tinteiro duro	1,00		1,00
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia Gleason</i>	Tinteiro amarelo	0,73		0,73
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia guianensis</i> Gleason	Tinteiro roxo	0,80		0,80
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia quadriculatum</i> Kulm	Tinteiro de sapateiro	0,85		0,85
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia rosea</i>	Tinteiro vermelho	0,53		0,53
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia</i> sp	Tinteiro preto	0,87		0,87
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia surinamensis</i> Gleason	Tinteiro	0,68		0,68
Melastomataceae	Miconia	<i>Miconia</i> sp	Tinteiro branco	0,53		0,53
Melastomataceae	Mouriri	<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	Muiráuba	0,88		0,88
Melastomataceae	Mouriri	<i>Mouriri brevipes</i> Hook	Muiráuba preta	0,90	0,78	0,84
Melastomataceae	Mouriri	<i>Mouriri callocarpa</i> Ducke	Muiráuba amarela	0,78		0,78
Melastomataceae	Mouriri	<i>Mouriri</i> sp	Muiráuba fol. gr.	0,80		0,80
Melastomataceae	Mouriri	<i>Mouriri</i> sp	Muiráuba branca	0,80		0,80
Melastomataceae	Mouriri	<i>Mouriri</i> sp	Muiráuba vermelha	0,89		0,89
Meliaceae	Carapa	<i>Carapa guianensis</i> Aublet	Andiroba	0,58	0,53	0,55
Meliaceae	Guarea	<i>Guarea</i> sp	Jataúba grande	0,79		0,79
Meliaceae	Guarea	<i>Guarea</i> sp	Jataúba grande	0,79		0,79

Meliaceae	Guarea	<i>Guarea</i> sp	Jataúba	0,79		0,79
Meliaceae	Trichillia	<i>Trichillia lecointei</i> Ducke	Jataúba branca	0,92		0,92
Meliaceae	Trichillia	<i>Trichillia septentrionalis</i> C. DC.	Jataúba vermelha	0,61		0,61
Mimosaceae	Acacia	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Paricá branco	0,61	0,63	0,62
Moraceae	Brosimum	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Janita branco	0,91	0,84	0,88
Moraceae	Brosimum	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) Berg	Pama	0,52	0,66	0,59
Moraceae	Brosimum	<i>Brosimum parinarioides</i> (Ducke)	Amapá doce	0,69	0,63	0,66
Moraceae	Brosimum	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Muirapiranga	0,83	0,83	0,83
Moraceae	Ficus	<i>Ficus nymphaeaefolia</i> P. Miller	Apui	0,36		0,36
Moraceae	Helicostylis	<i>Helicostylis pedunculata</i> Ben	Inharé amarelo	0,68	0,68	0,68
Moraceae	Helicostylis	<i>Helicostylis</i> sp	Inharé	0,90		0,90
Moraceae	Maquira	<i>Maquira guianensis</i> (Aubl.) Huber	Janitá amarelo	0,80	0,77	0,78
Moraceae	Maquira	<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) Berg	Muiratinga da terra Firme	0,55	0,51	0,53
Moraceae	Paraclarisia	<i>Paraclarisia spruceana</i>	Janita vermelho	0,81		0,81
Moraceae	Perebea	<i>Perebea guianensis</i> Huber	Cauchorana	0,47	0,56	0,51
Moraceae	Pourouma	<i>Pourouma minor</i> Benoist	Mapatirana branca	0,30	0,44	0,37

Moraceae	Pourouma	<i>Pourouma</i> sp	Mapatirana Vermelho	0,39		0,39
Moraceae	Pourouma	<i>Pourouma vilosa</i> Trec.	Mapati	0,38		0,38
Moraceae	Pourouma	<i>Pourouma</i> sp	Mapatirana flha Grande	0,38		0,38
Moraceae	Trymatococcus	<i>Trymatococcus paraensis</i> Ducke	Mururé	0,59		0,59
Myristicaceae	Iryanthera	<i>Iryanthera sagotiana</i> (Bth.) Warb	Ucuubarana	0,64	0,57	0,61
Myristicaceae	Osteophloeum	<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spr.) Warb.	Ucuubão	0,52	0,47	0,49
Myristicaceae	Virola	<i>Virola calophylla</i> Spruce ex Warb.	Ucuúba	0,42	0,47	0,44
Myristicaceae	Virola	<i>Virola flexuosa</i> A.C.Smith	Ucuúba branca	0,47	0,51	0,49
Myristicaceae	Virola	<i>Virola melinonii</i> A.C. Smith.	Ucuúba preta	0,53		0,53
Myristicaceae	Virola	<i>Virola sebifera</i> Aublet	Ucuúba da terra Firme	0,42	0,45	0,43
Myrtaceae	Eugenia	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Ginja de jaboti	0,95	0,83	0,89
Myrtaceae	Myrcia	<i>Myrcia amapaensis</i> D.C	Murta roxa	0,76		0,76
Myrtaceae	Myrcia	<i>Myrcia falax</i> (H.B.K.) DC.	Murta	0,64		0,64
Myrtaceae	Myrciaria	<i>Myrciaria floribunda</i> (Willd.)	Goiabinha	0,83	0,79	0,81

		Berg				
Nyctaginaceae	Neea	<i>Neea constricta</i> Spruce ex J.A.	João mole	0,62		0,62
		Schmidt				
Nyctaginaceae	Neea	<i>Neea</i> sp	João duro	0,73		0,73
Ochnaceae	Lacunaria	<i>Lacunaria spruceana</i> (Engl.)	Papo de mutum	0,52		0,52
		Pires				
Ochnaceae	Ouratea	<i>Ouratea castanaefolia</i> Engler	Pau de serra da Caatinga	0,82		0,82
Ochnaceae	Ouratea	<i>Ouratea olivaeformis</i> (St.Hil.) Engler	Pau de serra Vermelho	0,81		0,81
Ochnaceae	Ouratea	<i>Ouratea polygyna</i> Engler	Pau de serra	0,82	0,77	0,79
Ochnaceae	Ouratea	<i>Ouratea spruceana</i>	Pau de serra amarelo	0,74		0,74
Olacaceae	Chaunochiton	<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot.ex Engl.) D	Pau vermelho	0,50	0,52	0,51
Olacaceae	Douradoa	<i>Douradoa consimilis</i> Sleumer sp.ined.	Pau curupira	0,89		0,89
Olacaceae	Douradoa	<i>Douradoa</i> sp	Pau curupira II	0,88		0,88
Olacaceae	Minquartia	<i>Minquartia guianensis</i> Aublet	Acariquara	0,90	0,79	0,84
Olacaceae	Ptychopetalum	<i>Ptychopetalum olacoides</i> Bentham	Muirapuama	0,67	0,66	0,67
Proteaceae	Roupala	<i>Roupala montana</i> Aublet	Faieira	0,74	0,78	0,76

Proteaceae	Roupala	<i>Roupala</i> sp	Faieira vermelha	0,76		0,76
Quiinaceae	Quiina	<i>Quiina longifolia</i> Spruce ex Pl. & Tr.	Moela de mutum II	0,57		0,57
Quiinaceae	Touroulia	<i>Touroulia guianensis</i> Aublet	Moela de mutum	0,52	0,76	0,64
Rhabdodendraceae	Rhabdodendron	<i>Rhabdodendron amazonicum</i> Huber	Batiputá	0,68		0,68
Rubiaceae	Chimarrhis	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Pau de remo	0,65	0,72	0,68
Rubiaceae	Duroia	<i>Duroia macrophylla</i> Huber	Purui da mata	0,79		0,79
Rubiaceae	Duroia	<i>Duroia</i> sp	Purui	0,80		0,80
Rubiaceae	Duroia	<i>Duroia</i> sp	Puruizinho	0,79		0,79
Rubiaceae	Ferdinandusa	<i>Ferdinandusa paraensis</i> Ducke	Bacabinha quina	0,62		0,62
Rubiaceae	Palícura	<i>Palícura</i> sp	Bodoque	0,81		0,81
Rubiaceae	Palícura	<i>Palícura</i> sp	Bodoque	0,81		0,81
Rubiaceae	Psychotria	<i>Psychotria mapourioides</i> DC.	Caferana da mata	0,68		0,68
Rubiaceae	Simaba	<i>Simaba cuspidata</i> Huber	Marupazinho	0,70		0,70
Salicaceae	Casearia	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Café do diabo	0,90	0,75	0,83
Salicaceae	Laetia	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eich.	Pau jacaré	0,71	0,65	0,68
Sapindaceae	Cupania	<i>Cupania hirsuta</i> Radlk.	Pau de espeto	0,87		0,87
Sapindaceae	Toulicia	<i>Toulicia acutifolia</i> Radlk.	Pitomba	0,82		0,82
Sapindaceae	Toulicia	<i>Toulicia arborea</i> Radlk	Pitomba branca	0,75		0,75
Sapindaceae	Toulicia	<i>Toulicia bulata</i> Radlk.	Caneleiro	0,75		0,75

Sapotaceae	Chrysophyllum	<i>Chrysophyllum anomalum</i> Pires	Abiu rosadinha	0,79			0,79
Sapotaceae	Chrysophyllum	<i>Chrysophyllum brasiliensis</i> Pires	Abiu casca doce Vermelho	0,91			0,91
Sapotaceae	Manilkara	<i>Manilkara bidentada</i> (A. DC.) A. Chev.	Maparajuba	0,85		0,83	0,84
Sapotaceae	Manilkara	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Standl.	Maçaranduba	0,89	0,92	0,87	0,89
Sapotaceae	Micropholis	<i>Micropholis arborea</i> Rietrich	Abiu mangabarana	0,92			0,92
Sapotaceae	Micropholis	<i>Micropholis mensalis</i> (Baehne) Aublet.	Abiu goiabinha	0,00	0,66	0,6	0,42
Sapotaceae	N.I	N.I	Abiurana-pitomba	0,79			0,79
Sapotaceae	Nemaluma	<i>Nemaluma anomalum</i> Pires	Rosadinha	0,79			0,79
Sapotaceae	Nemaluma	<i>Nemaluma engleri</i> (Eyma) Aubrév.	Guajará branco	0,74			0,74
Sapotaceae	Nemaluma	<i>Nemaluma</i> sp	Rosada brava, Caramurim	0,80			0,80
Sapotaceae	Neoxythece	<i>Neoxythece spruceana</i>	Guajará pedra	0,85			0,85
Sapotaceae	Planchonella	<i>Planchonella oblanceolata</i> Pires sp.ined.	Abiurana preta	0,77			0,77
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria amazonicum</i> Standl.	Abiurana amarela	0,75			0,75

Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria caldense</i>	Abiu vermelho	0,80		0,80
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Penn.	Guajará	0,82	0,73	0,78
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria japuna</i> Pires	Abiurana seca	0,72		0,72
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria jariensis</i> Pires & Penn. sp.ined	Abiu preto	0,90		0,90
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria krukoffi</i> (A.C.Smith) Baehni	Abiurana vermelha	0,69		0,69
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria lasiocarpa</i> (Mart.) Radlk.	Abiu seco vermelho	0,69		0,69
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria laurifolia</i> Mart.	Abiu seco	0,71		0,71
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria minutifolia</i> Martius	Abiuzinho	0,85		0,85
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria reticulata</i> (Engler) Eyma	Abiu casca grossa folha grande	0,87		0,87
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria</i> sp	Abiurana		0,69	0,69
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria</i> spp	Abiurana cinza	0,73		0,73
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria spruceana</i>	Abiurana branca	0,76		0,76
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria spruceana</i> Pires	Abiu folha grande	0,79		0,79
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria torta</i>	Abiurana paruru	0,87	0,77	0,82
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria</i> sp	Abiurana pitomba	0,79		0,79
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria</i> sp	Abiu preto III	0,70		0,70
Sapotaceae	Pouteria	<i>Pouteria</i> sp	Abiu	0,85		0,85

Sapotaceae	Priourella	<i>Priourella amazonicum</i> Pires	Abiu dentado	0,94		0,94
Sapotaceae	Radlkoferella	<i>Radlkoferella macrocarpa</i> Ducke	Abiu cutite	0,93		0,93
Sapotaceae	Richardella	<i>Richardella rodriguesiana</i> Pires sp.ined.	Abiu cutite ferro	1,01		1,01
Sapotaceae	Syzygiopsis	<i>Syzygiopsis amazonica</i> Ducke	Abiu ucuubarana Vermelha	0,70		0,70
Sapotaceae	Syzygiopsis	<i>Syzygiopsis oppositifolia</i> Ducke	Abiu ucuubarana	0,64		0,64
Sapotaceae	Syzygiopsis	<i>Syzygiopsis pachicarpa</i> Pires sp.ined.	Abiu casca grossa	0,75		0,75
Sapotaceae	Syzygiopsis	<i>Syzygiopsis spruceana</i> Aublet	Abiurana casca fina	0,73		0,73
Simaroubaceae	Simaba	<i>Simaba cedron</i>	Pau para tudo	0,49	0,47	0,48
Simaroubaceae	Simaba	<i>Simaba cedron</i> Planch.	Pau-para-tudo	0,50	0,47	0,49
Simaroubaceae	Simarouba	<i>Simarouba amara</i> Aublet	Marupá	0,32	0,38	0,35
Siparunaceae	Siparuna	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	Capitiu	0,71	0,64	0,68
Styracaceae	Styrax	<i>Styrax sieberi</i> Park.	Lourorana	0,41		0,41
Ulmaceae	Ampelocera	<i>Ampelocera edentula</i> Kulm.	Trapiarana	0,70	0,70	0,70
Urticaceae	Cecropia	<i>Cecropia obtusa</i> Trec.	Embaúba branca	0,28	0,31	0,29
Urticaceae	Cecropia	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Torém	0,27	0,39	0,33
Violaceae	Rinorea	<i>Rinorea guianensis</i> Aublet	Acariquarana	0,76	0,78	0,77

Violaceae	Rinorea	<i>Rinorea lindeniana</i> (Tul.) O.Kuntze	Canela de jacamim	0,77			0,77
Vochysiaceae	Erismia	<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	Cedrinho	0,52	0,52	0,46	0,50
Vochysiaceae	Qualea	<i>Qualea albiflora</i> Warm.	Mandioqueira lisa	0,57	0,57		0,57
Vochysiaceae	Qualea	<i>Qualea douradense</i>	Mandioqueira lisa folha grande				
Vochysiaceae	Qualea	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	Mandioqueira Escamosa	0,70	0,69	0,74	0,71
Vochysiaceae	Qualea	<i>Qualea rosea</i> Aublet	Mandioqueira	0,59	0,58		0,59
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia divergens</i> Pohl.	Quaruba branca	0,37	0,53		0,45
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia eximia</i> Ducke	Quaruba	0,36			0,36
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia guianensis</i> Aublet	Quarubatinga	0,60	0,51	0,54	0,55
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia maxima</i> Ducke	Quaruba fissurada	0,51	0,50		0,50
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Quaruba rosa	0,66			0,66
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia tomentosa</i> (G.F.Meyer) DC.	Quarubinha	0,57	0,38		0,47
Vochysiaceae	Vochysia	<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	Quaruba cedro da terra firme	0,48			0,48

Apêndice 2 – Variação da densidade da madeira (g cm^{-3}) em função do gênero, valores mínimo e máximo.

Gênero	Vminn	Vmax	Gênero	Vmin	Vmax	Gênero	Vminn	Vmax
Acacia	0,61	0,63	Eugenia	0,83	0,95	Persea	0,41	0,41
Acosmium	0,80	0,82	Ferdinandusa	0,62	0,62	Piptadenia	0,53	0,53
Aiouea	-	-	Ficus	0,36	0,36	Pithecellobium	0,45	0,77
Amanoa	0,60	0,84	Geissospermum	0,76	0,78	Planchonella	0,77	0,77
Ampelocera	0,70	0,70	Glycidendron	0,72	0,72	Platonina	0,71	0,72
Anacardium	0,45	0,45	Goupia	0,71	0,78	Platymiscium	-	-
Aniba	0,37	1,05	Guarani	0,82	0,82	Pogonophora	0,82	0,83
Antonia	0,47	0,54	Guarea	0,79	0,79	Pourouma	0,30	0,44
Apeiba	0,36	0,36	Guatteria	0,37	0,37	Pouteria	0,69	0,9
Aspidosperma	0,71	0,87	Guatteriopsis	-	-	Priurella	0,94	0,94
Astronium	0,69	0,84	Gustavia	0,64	0,65	Protium	0,44	0,69
Batesia	0,54	0,56	Hebepetalum	0,85	0,87	Psychotria	0,68	0,68
Bauhinia	0,61	0,61	Helicostylis	0,68	0,90	Pterocarpus	0,46	0,46
Beilschmiedia	0,6	0,6	Hevea	0,44	0,57	Pterocarpus	0,46	0,52
Bellucia	0,56	0,56	Hirtella	0,81	0,93	Ptychopetalum	0,66	0,67
Bixa	0,41	0,41	Homalium	0,79	0,80	Qualea	0,57	0,74
Bocageopsis	0,64	0,66	Humiria	0,73	0,73	Quiina	0,57	0,57
Bowdichia	0,80	0,89	Hymenaea	0,70	0,9	Radlkofarella	0,93	0,93
Brosimum	0,52	0,91	Hymenolobium	0,60	0,76	Rhabdodendron	0,68	0,68
Buchenavia	0,75	0,82	Ilex	0,66	0,66	Rheedia	0,69	0,71
Byrsonima	0,61	0,72	Inga	0,43	0,84	Richardella	1,01	1,01
Calophyllum	0,56	0,59	Iryanthera	0,57	0,64	Rinorea	0,76	0,78
Caraipa	0,57	0,64	Jacaranda	0,31	0,4	Rollinia	0,42	0,42
Carapa	0,53	0,58	Lacistema	0,51	0,91	Roupala	0,74	0,78
Caryocar	0,61	0,76	Lacmellea	0,48	0,48	Sacoglottis	0,75	0,91
Casearia	0,75	0,90	Lacunaria	0,52	0,52	Sacoglottis	0,75	0,84
Cecropia	0,27	0,39	Laetia	0,65	0,71	Schefflera	0,45	0,45
Chamaecrista	0,91	0,91	Lecythis	0,58	0,9	Sclerolobium	0,44	0,75
Chaunochiton	0,50	0,52	Licania	0,68	0,92	Simaba	0,47	0,70
Cheiloclinium	0,71	0,71	Licaria	0,96	0,96	Simarouba	0,32	0,35
Chimarrhis	0,65	0,72	Luehea	0,68	0,68	Siparuna	0,64	0,71
Chrysophyllum	0,79	0,91	Lueheopsis	0,33	0,60	Sloanea	0,76	0,92
Conceveiba	0,54	0,55	Macoubea	0,41	0,43	Spondias	0,4	0,4

Copaifera	0,57	0,57	Manilkara	0,83	0,92	Sterculia	0,39	0,52
Cordia	0,47	0,47	Maprounea	0,57	0,59	Stryphnodendron	0,48	0,68
Coroupita	0,81	0,81	Maquira	0,51	0,8	Styrax	0,41	0,41
Corytophora	0,72	0,72	Maytenus	0,68	0,76	Swartzia	0,54	0,92
Couepia	0,76	0,82	Mezilaurus	0,68	0,82	Syzygiopsis	0,64	0,75
Couma	0,47	0,57	Miconia	0,53	1,00	Tabebuia	0,92	0,93
Couratari	0,51	0,53	Micropholis	0,60	0,92	Tachigali	0,53	0,64
Crudia	0,90	0,90	Minguartia	0,79	0,90	Tapirira	0,46	0,56
Cupania	0,87	0,87	Mouriri	0,78	0,90	Terminalia	0,75	0,84
Cynometra	0,78	0,78	Myrcia	0,76	0,76	Tetragastris	0,53	0,77
Dacryodes	0,48	0,49	Myrciaria	0,79	0,83	Theobroma	0,47	0,67
Dalbergia	0,80	0,80	Myrocarpus	0,81	0,82	Thyrsodium	0,6	0,6
Dendobrangia	0,68	0,68	Nectandra	0,49	0,73	Toulicia	0,75	0,82
Dialium	0,90	0,92	Neea	0,62	0,73	Touroulia	0,52	0,76
Dinizia	0,77	0,91	Nemaluma	0,79	0,8	Tovomita	0,79	0,88
Diospyros	0,72	0,8	Neoxythece	0,85	0,85	Trattinickia	0,45	0,45
Diplotropis	0,74	0,90	Ocotea	0,41	0,89	Trichillia	0,61	0,92
Dipteryx	0,91	0,97	Onychopetalum	0,52	0,62	Trymatococcus	0,59	0,59
Douradoa	0,88	0,89	Ormosia	0,60	0,67	Vantanea	0,83	0,93
Drypetes	0,68	0,74	Osteophloeum	0,52	0,47	Vatairea	0,68	0,68
Duguetia	0,80	0,87	Ouratea	0,74	0,82	Virola	0,42	0,53
Duroia	0,79	0,8	Palícura	0,81	0,81	Vismia	0,49	0,49
Emmotum	0,68	0,68	Paraclarisia	0,81	0,81	Vochysia	0,36	0,66
Endopleura	0,78	0,79	Parahancornia	0,43	0,43	Vouacapoua	0,76	0,79
Enterolobium	0,62	0,70	Parinari	0,70	0,95	Xylopia	0,45	0,67
Eriotheca	0,41	0,66	Parkia	0,32	0,57	Zollernia	0,99	1,06
Erisma	0,46	0,52	Peltogyne	0,75	0,94	Zygia	0,72	0,72
Erythroxylum	0,71	0,89	Pera	0,63	0,91			
Eschweilera	0,68	0,9	Perebea	0,47	0,56			

ANEXO

Protocolo de submissão de artigo científico ao periódico Journal of Forest Research.

28/05/2016

JRES-D-16-00177 - Submission Confirmation - adriano castelo

JRES-D-16-00177 - Submission Confirmation

Editorial Office Journal of Forest Research (JRES)

sáb 28/05/2016 23:35

Caixa de Entrada

Para: Adriano castelo dos santos <adriano1@hotmail.com>;

Dear Mr. dos santos,

Your submission entitled "Uncertainties and methodological issues involved in assessing the aboveground biomass in managed tropical forests in the eastern Amazon" has been received by journal Journal of Forest Research

The submission id is: JRES-D-16-00177

Please refer to this number in any future correspondence.

You will be able to check on the progress of your paper by logging on to Editorial Manager as an author. The URL is <http://jres.edmgr.com/>.

We have sent an e-mail to all co-authors of this submission asking them to confirm their co-authorship. You can see the status of co-authorship confirmations under "Author Status" in your author main menu. Please check with your co-authors in case somebody does not confirm within reasonable time. In case of acceptance, a paper might not be published with outstanding co-author confirmations.

Your manuscript will be given a reference number once an Editor has been assigned.

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Editorial Office
Journal of Forest Research