

**MINISTÉRIO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA – MCT
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA INTEGRADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E RECURSOS NATURAIS
PIPG-BTRN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA**

**MUDANÇAS NO ESTOQUE DE CARBONO DA BIOMASSA LENHOSA DE
FLORESTAS DE VÁRZEA BAIXA DA AMAZÔNIA CENTRAL AO LONGO DE UM
GRADIENTE SUCESSIONAL**

GEANDREY PEDRO DA SILVA XAVIER

Manaus, Amazonas
Setembro, 2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

GEANDREY PEDRO DA SILVA XAVIER

**MUDANÇAS NO ESTOQUE DE CARBONO DA BIOMASSA LENHOSA DE
FLORESTAS DE VÁRZEA BAIXA DA AMAZÔNIA CENTRAL AO LONGO DE UM
GRADIENTE SUCESSIONAL**

ORIENTADOR: DR. JOCHEN SCHÖNGART

Dissertação apresentada ao PIPG-BTRN
como parte dos requisitos para obtenção
do título de Mestre em Ciências
Biológicas, área de concentração em
Botânica.

Manaus, Amazonas
Setembro, 2009

Xavier, Geandrey Pedro da Silva

Mudanças no estoque de carbono da biomassa lenhosa de florestas de várzea baixa da Amazônia Central ao longo de um gradiente sucessional/ Geandrey Pedro da Silva Xavier– Manaus: INPA/UFAM 2009.

61 p. ilustr.

Dissertação de Mestrado – Área de concentração em Botânica

1. Parcelas permanentes. 2. Estágios sucessionais. 3. Dinâmica do carbono.

Sinopse:

Estudou-se mudanças no estoque de carbono da biomassa lenhosa em parcelas permanentes representativas de três estágios sucessionais distintos de floresta de várzea baixa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM) após um intervalo de 9 anos de observação. Foram determinadas taxas anuais de mortalidade e recrutamento e analisadas mudanças na estrutura florestal de cada estágio sucessional.

Palavras-chave:

1. Estágios sucessionais. 2. Seqüestro de carbono. 3. Estoque de carbono. 4. Taxa de mortalidade. 5. Taxa de recrutamento

A meu filho Geandrey Oliveira,
meu espelho infantil;
Á Elba Kátia minha esposa,
por todo amor e carinho materializados em apoio incondicional;
A minha mãe Maria Neci,
pela dedicação que só uma mãe pode ter;
A meu pai Claudemir Pedro Xavier (*in memoriam*),
por acreditar no meu potencial;
A meus irmãos Gilbertson e Gilbráz Xavier,
pela convivência nas primeiras fases da vida.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) que através do curso de pós-graduação em Botânica, possibilitou o meu aperfeiçoamento profissional,

ao projeto INPA/Max-Planck, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSMA) pelo apoio logístico e financeiro para realização deste trabalho,

ao CNPq (Projeto 680021/2005-1) pelo financiamento das excursões ao campo,

ao governo do estado do Amazonas e à prefeitura municipal de Manaus pela liberação das minhas atividades profissionais para dedicação ao mestrado,

ao Dr. Jochen Schöngart pela paciência e confiança dispensadas,

aos companheiros de excursão Celso Rabelo Costa e Jackson de Castro,

a todos do projeto INPA/Max-Planck pela amizade e respeito,

às secretarias do curso de Botânica Helcineide, Gisele e Jéssica pela prestatividade e responsabilidade com os alunos,

aos docentes do curso de pós graduação em Botânica,

aos amigos de faculdade Adenilson, Josué e Márcio pelo compartilhamento de experiências no trabalho de campo,

aos amigos conterrâneos Marcos André e Dilciney Marcos pelos momentos de descontração mocoronga,

ao tio Alfredo, tia Piedade e Andréia pelo apoio e incentivo na chegada à Manaus,

à amiga Judith Vieira que me deu a oportunidade de conhecer a pessoa excepcional que ela é,

à família da minha esposa que passou a ser minha também, Ana, Romildo, Carla, Edcarlos, Ana Clara e Carlinhos

a todos os colegas de trabalho das escolas Ruy Araújo (em especial à diretora Socorro Lopes) e São Sebastião,

ao professor Ricardo Burgie (*in memoriam*), professor de matemática do 1º ano do extinto 2º grau hoje ensino médio, um grande incentivador do meu potencial nessa espetacular ciência,

a Deus Pai Todo-poderoso por nunca ter me desamparado em sequer um instante da minha vida,

e a todos que contribuíram direta ou indiretamente na realização deste trabalho eu deixo meu MUITO OBRIGADO.

“Todo homem tem o desejo natural de saber; mas que vale a ciência sem o temor de Deus?”
“Se te parece que sabes e entendes muitas coisas, lembra-te que há muito mais o que ignoras”.
Tomás de Kempis

RESUMO

Florestas tropicais acumulam grandes quantidades de carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS), mas existem incertezas a respeito da função das florestas alagáveis como sumidouros de carbono. Até hoje, nenhum estudo foi realizado para obter dados sobre taxas de mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas nas várzeas da Amazônia Central. Estes dados são fundamentais para estimar o balanço de carbono na BLAS em estágios sucessionais de idades diferentes. O objetivo deste estudo é estimar mudanças no estoque de carbono da BLAS em florestas de várzea baixa da Amazônia Central ao longo de um gradiente sucessional utilizando dados de recrutamento, mortalidade e incremento de biomassa lenhosa obtidos em parcelas de observação permanente de 1 ha cada, monitoradas durante o período de 1999 a 2008. Neste estudo, um balanço de carbono estocado na BLAS foi realizado ao longo de um gradiente de sucessão na várzea baixa (alagada por uma coluna d'água média de 3,36 a 4,65 metros) abrangendo três estágios sucessionais de 30, 135 e 250 anos de idade. As parcelas permanentes foram estabelecidas no ano de 1999 no setor Jarauá da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá considerando árvores acima de 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). De cada árvore, o DAP, a altura total e as coordenadas x e y foram medidas. A densidade da madeira foi obtida por espécie de um banco de dados para transformar o inventário florestal em estimativas de BLAS através da aplicação de modelos alométricos que utilizam DAP, altura e densidade da madeira como parâmetros independentes. No levantamento do ano de 2008 o DAP das árvores remanescentes foi novamente medido para calcular taxas médias de incremento de BLAS para o período 1999 a 2008. Das árvores novas (recrutamento) o DAP foi medido e a BLAS estimada. Das árvores que morreram durante o período 1999-2008, taxas de mortalidade e perdas em BLAS foram estimadas para obter um balanço de carbono na BLAS (carbono é aproximadamente 50% da BLAS). As taxas médias de incremento diamétrico anual foram maiores no estágio sucessional de 30 anos (0,42 cm) do que nas florestas com 135 anos (0,35 cm) e 250 anos (0,32 cm). As taxas anuais de mortalidade foram mais elevadas no estágio de 30 anos de idade (4,28 %) e diminuíram com aumento da idade da floresta para 3,31% (floresta de 135 anos) e 3,33% (floresta de 250 anos). As espécies arbóreas que apresentaram as maiores taxas de mortalidade foram: *Cecropia membranacea*, *Rhodostemonodaphne* sp. e *Pseudobombax munguba* (estágio de 30 anos); *Nectandra hihua*, *Oxandra riedeliana* e *Pouteria elegans* (estágio de 135 anos); *Mabea* sp., *Oxandra riedeliana* e *Paramachaerium ormosioides* (estágio de 250 anos). As perdas anuais de BLAS foram mais altas nas florestas de 135 anos (4,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) e de 250 anos (5,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) em comparação com o estágio de 30 anos (3,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹). A somatória do incremento de BLAS das árvores remanescentes reduziu ao longo do gradiente de sucessão apresentando valores de 6,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no estágio de 30 anos, 6,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no de 135 anos e 5,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no de 250 anos. O recrutamento contribui com 0,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no estágio de 30 anos, 0,24 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no estágio de 135 anos e 0,30 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no estágio de 250 anos. No balanço de carbono (ganhos de BLAS pelo incremento das árvores remanescentes mais recrutamento menos perdas de BLAS pela mortalidade) somente o estágio de 30 anos indicou sequestro líquido significativo de 2,1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Com aumento da idade da floresta o balanço de carbono diminui para 1,1 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (estágio de 135 anos) e atingiu um ponto de equilíbrio na floresta de 250 anos. A BLAS somente tem uma função significativa como sumidouro de carbono nas primeiras décadas da sucessão primária. Florestas maduras acima de 200 anos indicam um balanço de carbono equilibrado na BLAS.

ABSTRACT

Rain forests accumulate a large amount of carbon in the aboveground woody biomass (AGWB), but there are uncertainties about the role of flooded forests in the absorption, storage and dynamic of carbon in the AGWB. So far, no data are available on mortality and recruitment rates from tree species in flooded forests in the Central Amazon. These data are essential to estimate the carbon balance in AGWB of different successional stages varying in stand age. The objective of this study is to estimate the carbon balance of the AGWB in permanent sample plots in different successional stages of the várzea in the Mamirauá Reserve (central Amazon) based on increment, mortality and recruitment rates. The permanent sample plots have area 1 ha and have been established in 1999 in different successional stages with current stand ages of 30, 135 and 250 years. From each tree with diameter at breast height (DBH) above 10 cm, the DBH was remeasured in 2008. Trees that died during the period 1999-2008 were registered. From trees that passed over the DBH of 10 cm during this period (recruitment), diameter was measured and the trees were mapped by their coordinates (x/y). The data from the forest inventory were transformed into estimates of AGWB and carbon storage (50% of the AGWB) by three allometric models using three predictors (DBH, wood density, tree height). Wood density was obtained from a data base, and tree height was estimated by species-specific regression models describing the relationship between DBH and tree height. Mean diameter increment rates declined with increasing stand age from 0,42 cm year⁻¹ (30-year-old successional stage) to 0,35 cm year⁻¹ (135-year-old successional stage) and 0,32 cm year⁻¹ (250-year-old successional stage). The same trend was observed for the mean annual mortality rate which decreased from 4,28% (30-year-old successional stage) to 3,31% (135-year-old successional stage) reaching 3,33% in the 250-year-old successional stage. The trees with the highest mortality rates were: *Cecropia membranacea*, *Rhodostemonodaphne* sp. and *Pseudobombax munguba* (30-year-old successional stage); *Nectandra hihua*, *Oxandra riedeliana* and *Pouteria elegans* (135-year-old successional stage); *Mabea* sp., *Oxandra riedeliana* and *Paramachaerium ormosioides* (250-year-old successional stage). However, the mean annual losses of AGWB were much higher in the 135-year-old and 250 year-old stands (4,2 Mg ha⁻¹ year⁻¹ and 5,3 Mg ha⁻¹ year⁻¹, respectively) in comparison to the 30-year-old stage (3,1 Mg ha⁻¹ year⁻¹). The mean AGWB production from the remaining trees declined along the successional gradient from 6,8 Mg ha⁻¹ year⁻¹ (30-year-old stand), to 6,2 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in the 135-year-old stand to finally 5,1 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in the 250-year-old successional stage. The recruitment only contributed 0,60 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in the 30-year-old stage, 0,24 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in the 135-year-old stage and 0,30 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in the 250-year-old stage. Estimating the carbon balance (AGWB gained by increment of the remaining trees and recruitment minus losses of AGWB by tree mortality) indicates that the young successional stage has a carbon sequestration of 2,0 Mg C ha⁻¹ year⁻¹. With increasing stand age the carbon sequestration decreases to 1,1 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ in the 135-year-old stage and reaches an equilibrium in the oldest stand. The AGWB only has a significant function in the carbon sequestration in first decades of primary succession. Mature forests above 200 years old indicate an equilibrated carbon balance in AGWB.

SUMÁRIO

SINOPSE.....	iii
DEDICATÓRIA.....	iv
AGRADECIMENTOS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	xi
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	01
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	02
2.1 Áreas alagáveis.....	02
2.2 Adaptações (anatomia, morfologia, fisiologia), fenologia e formação de anéis anuais.....	03
2.3 Zoneamento das florestas de várzea (chavascal, várzea baixa e várzea alta) resultante do nível de adaptações.....	04
2.4 Sucessão florestal, diversidade florística e fitofisionomia na várzea.....	05
2.5 Dinâmica do carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS).....	06
2.6 Manejo e conservação de florestas de várzea.....	08
3. OBJETIVOS.....	09
3.1 Geral.....	09
3.2 Específicos.....	09
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	10
4.1 Área de estudo: a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá.....	10
4.2 Clima e hidrologia.....	11
4.3 Parcelas permanentes.....	11
4.4 Inventário florestal.....	13
4.4.1 Árvores remanescentes.....	13
4.4.2 Árvores mortas.....	14
4.4.3 Árvores recrutadas.....	14
4.5 Análise de dados.....	14
4.5.1 Taxa de incremento diamétrico das árvores remanescentes.....	14
4.5.2 Modelos alométricos.....	15
4.5.4 Incremento de BLAS das árvores remanescentes.....	16

4.5.5 Taxas de mortalidade e perdas de BLAS.....	16
4.5.6 Taxas de recrutamento e produção de BLAS.....	17
4.5.7 Carbono na BLAS.....	17
5. RESULTADOS.....	18
5.1 Incremento diamétrico das árvores remanescentes.....	21
5.2 Mortalidade.....	25
5.3 Recrutamento.....	28
5.4 Balanço de carbono na BLAS dos três estágios sucessionais.....	30
6 DISCUSSÃO.....	32
7 CONCLUSÕES.....	39
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

Lista de tabelas

Tabela 1: Parâmetros das quatro parcelas permanentes consideradas neste estudo, representativas de quatro estágios sucessionais de florestas de várzea baixa da Amazônia Central (RDSM) no ano de 1999, considerando árvores com DAP > 10 cm. (Schöngart <i>et al.</i> , em prensa).....	12
Tabela 2: Modelos alométricos considerados neste estudo para o cálculo das estimativas de BLAS.....	15
Tabela 3: Valores médios e desvio padrão de BLAS (Mg/ha) baseados nas 16 sub-parcelas de cada estágio sucessional.....	19
Tabela 4: Densidade de indivíduos, diâmetro médio, altura média, densidade média da madeira e somatória da área basal das árvores com DAP > 10 cm inventariadas nos estágios de 30 anos, 135 anos e 250 anos e a diferença desses parâmetros no período de 1999 a 2008.....	19
Tabela 5: Relação das cinco espécies arbóreas remanescentes (DAP > 10 cm) que apresentaram as maiores taxas de incremento diamétrico médio anual por estágio sucessional.....	23
Tabela 6: Incremento diamétrico médio anual (cm/ha/ano) por classe diamétrica nos três estágios sucessionais.....	24
Tabela 7: Relação das cinco espécies arbóreas (DAP > 10 cm) com as maiores taxas de mortalidade nos três estágios sucessionais.....	26
Tabela 8: Relação das cinco espécies arbóreas (DAP > 10 cm) com as maiores taxas de recrutamento nos três estágios sucessionais.....	28
Tabela 09: Balanço de carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) de árvores com DAP > 10 cm nos três estágios sucessionais no período de 1999-2008.....	32
Tabela 10: Comparação entre taxas de incremento diamétrico (mm/ano) obtidas através da remedição do DAP (este estudo) com taxas de incremento diamétrico obtidas por estudos dendrocronológicos (Worbes, 1997; Schöngart, 2003).....	33
Tabela 11: Comparação das taxas de mortalidade obtidas neste estudo com as de outros estudos em florestas tropicais (terra firme) considerando árvores com DAP > 10 cm.....	35
Tabela 12: Comparação do estoque de BLAS em diferentes florestas alagáveis de várzea da bacia Amazônica.....	36

Tabela 13: Comparação da produtividade de florestas de várzea da bacia Amazônica de solos aluviais recentes, considerando área basal, incremento anual de área basal, e <i>stem turnover</i> (médias das taxas de recrutamento e mortalidade) (árvores com DAP>10 cm).....	37
Tabela 14: Tendência da dinâmica do carbono (estoque e seqüestro) ao longo do gradiente sucessional em florestas de várzea baixa da Amazônia Central.....	38

Lista de Figuras

Figura 1: Área de estudo localizada na Amazônia Central (Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá).....	11
Figura 2: Mapa da localização geográfica das quatro parcelas permanentes estabelecidas em 1999 na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM).....	13
Figura 3: Taxas anuais de mortalidade dos três estágios sucessionais.....	20
Figura 4: Taxas anuais de recrutamento nos três estágios sucessionais.....	21
Figura 5: Incremento diamétrico médio anual das árvores remanescentes (DAP > 10 cm) nos três estágios sucessionais.....	22
Figura 6: Incremento de biomassa lenhosa (BLAS) das árvores remanescentes (DAP > 10 cm) nos três estágios sucessionais.....	24
Figura 7: Produção de biomassa lenhosa (BLAS) por classe diamétrica das árvores remanescentes (DAP > 10 cm) ao longo do gradiente sucessional.....	25
Figura 8: Perdas anuais de biomassa lenhosa (BLAS) pela mortalidade nos três estágios sucessionais.....	27
Figura 9: Perdas de biomassa lenhosa (BLAS) (Mg/ha/ano) pela mortalidade por classe diamétrica nos três estágios sucessionais.....	28
Figura 10: Ganhos anuais de biomassa lenhosa (BLAS) das árvores recrutadas (DAP > 10 cm) nos três estágios sucessionais.....	29
Figura 11: Comparação do estoque de biomassa lenhosa das árvores com DAP > 10 cm no período de 1999 a 2008 nos três estágios sucessionais.....	38
Figura 12: Comparação entre ganhos e perdas anuais de biomassa lenhosa por hectare nos três estágios sucessionais no período de 1999-2008.....	38
Figura 13: Produtividade anual de biomassa lenhosa nos três estágios sucessionais no período de 1999-2008.....	39

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais abrigam mais de 50% das espécies vegetais do planeta, as quais desempenham um importante papel na fixação do carbono atmosférico através de reações químicas naturais (respiração, emissão de compostos orgânicos voláteis (VOCs), decomposição de matéria orgânica, dentre outras) (Lewis *et al.*, 2004). O carbono necessário ao metabolismo vegetal é alocado nas diversas partes da árvore, porém, o tronco é a região na qual o carbono permanece estocado por mais tempo (Malhi *et al.*, 2004, 2006), caracterizando as florestas tropicais como um armazém gigante e relativamente estável de carbono. Contudo, quando a floresta é derrubada e/ou queimada o carbono é liberado para a atmosfera em forma de dióxido de carbono, então o serviço ambiental de armazenagem de carbono é alterado.

Para determinação acurada das mudanças na quantidade de carbono estocada na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) é necessária a realização de estudos periódicos em parcelas permanentes de observação para obter o balanço entre os ganhos de biomassa oriundos do surgimento de árvores novas (recrutadas) e do incremento diamétrico das árvores remanescentes, menos as perdas naturais decorrentes das árvores mortas (Malhi *et al.*, 2004).

Uma floresta típica da região amazônica contém em média 460 toneladas de biomassa por hectare, o que corresponde a 230 toneladas de carbono fixadas nos tecidos vegetais (Fearnside, 1997). Estimativas recentes indicam que o conteúdo total de carbono fixado na floresta amazônica (biomassa viva acima do solo) varia entre 77 Pg-C a 95 Pg-C (Petagrama Pg: 10^{15} g ou um bilhão de toneladas) com uma média de 86 Pg-C (Saatchi *et al.*, 2007). O seqüestro líquido de carbono em florestas maduras da bacia amazônica foi estimado em torno de 0.49 ± 0.18 Pg-C por ano (Phillips *et al.*, 2008). Em florestas maduras neotropicais, as taxas de produtividade da madeira estão mais ligadas às propriedades do solo do que a condições climáticas, havendo um alto conteúdo de carbono na vegetação florestal (Malhi *et al.*, 2004, 2006).

As várzeas dos rios Amazonas, Solimões e seus principais tributários ocupam uma área equivalente a 4% da superfície da Amazônia Legal (Sioli, 1954; Junk, 1993) e representam um dos ecossistemas mais dinâmicos da bacia Amazônica que se expressa em uma alta produtividade primária líquida aérea de 13,8-31,3 Mg C/ha/ano (Megagrama-Mg = tonelada), dependendo do estágio sucessional (Schöngart *et al.*, em prensa).

Durante séculos, o ambiente de várzea vem sendo predatoriamente explorado devido ao seu fácil acesso, alta fertilidade do solo e grande riqueza de seus recursos naturais (Junk *et al.*, 2000). Florestas de várzea constituem-se em hábitat de diversas espécies de plantas e animais endêmicos e são mantenedoras das comunidades ribeirinhas disponibilizando-lhes recursos alimentares de origem animal e vegetal (Wittmann *et al.*, 2004, 2006a), além de proporcionar importantes serviços ambientais, tais como a regulação dos ciclos biogeoquímicos dentre eles, o ciclo de carbono. Nesse aspecto, o conhecimento do estoque e seqüestro de carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) de florestas de várzea é importante para elaboração de planos de manejo e/ou conservação.

O foco principal deste estudo diz respeito à reavaliação do estoque de carbono na biomassa lenhosa de três estágios sucessionais distintos de florestas de várzea baixa após nove anos de monitoramento. Para isso, o ponto de relevância é a dinâmica da sucessão ecológica ao longo de uma cronossequência que abrange estágios jovens de sucessão com 30 anos de idade a florestas maduras com mais de 250 anos de idade (Schöngart, 2003). Foram calculadas taxas de incremento diamétrico, recrutamento e mortalidade de espécies arbóreas acima de dez centímetros de diâmetro à altura do peito (DAP) e analisadas mudanças na estrutura (densidade de indivíduos, área basal, seqüestro de carbono na biomassa lenhosa acima do solo) dos diferentes tipos florestais de várzea baixa considerados neste estudo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Áreas alagáveis

O pulso de inundação observado nos grandes rios da Amazônia, resultado do volume total das chuvas em suas cabeceiras, induz uma sazonalidade dos rios de áreas alagáveis (Junk *et al.*, 1989). As áreas alagáveis associadas aos grandes rios da Amazônia ocupam uma área total de aproximadamente 300.000 km², sendo que o complexo Solimões/Amazonas e seus afluentes (Madeira, Purus, Japurá etc.) inundam periodicamente cerca de 200.000 km² (Junk, 1993), representando o maior sistema hidrológico do planeta. De acordo com Ayres (1993) e Piedade *et al.* (2000) o alagamento sazonal do rio Solimões causa uma elevação anual de 10m no nível da água, chegando a atingir na Amazônia Central sua máxima inundação aproximadamente nos meses de junho-julho e com um período de vazão mínima de outubro-novembro.

Conforme Prance (1979) há dois tipos de florestas inundáveis na Amazônia: a várzea, que se caracteriza por um alagamento oriundo de águas brancas ou barrentas e os igapós, alagados por águas pretas ou claras. As florestas de várzea representam 4% da área ocupada pela Bacia Amazônica, cerca de 200.000 km², sendo alagadas por rios de água branca ou barrenta com um pH quase neutro (Sioli, 1968; Furch, 1984; Junk, 1984). Os solos dessas áreas são formados, principalmente, por sedimentos aluviais alcalinos, relativamente recentes e, portanto, ainda sujeitos a intensos processos erosivos que liberam grande quantidade de sedimentos ricos em sais minerais (Ca, Mg, Na, K) (Junk, 1993, 1998; Furch, 1997). Os igapós, por outro lado, perfazem 2% (100.000 Km²) da bacia, são alagados por rios de águas pretas ou claras, ácidas, originadas em áreas geologicamente antigas e desgastadas do escudo das Guianas e do Brasil Central (Prance, 1979; Sioli, 1991; Junk, 1993). Seus solos são formados por rochas pré-cambrianas já bastante erodidas e aplainadas, formando amplas regiões de areia branca pobres em minerais (Klinge *et al.*, 1983, 1984; Furch, 1997; Junk, 1998). Os terrenos sedimentares do Terciário na Amazônia Central são cobertos por densa floresta que os protege contra a erosão, por isso, os rios que têm origem nessas regiões transportam poucos sedimentos em suspensão (Wittmann *et al.*, 2006a).

2.2 Adaptações (anatomia, morfologia, fisiologia), fenologia e formação de anéis anuais.

Amplas áreas de várzea são cobertas por florestas tolerantes ao regime de inundação e, ao longo do gradiente de inundação ocorrem diferentes comunidades florestais adaptadas a esse regime (Junk, 1989; Ayres, 1993; Wittmann *et al.*, 2002).

A dinâmica florestal na várzea varia em função da alternância entre a fase aquática e a vazante, ocorrendo dessa forma há milhões de anos e resultando em uma série de alterações adaptativas de caráter morfológico, anatômico, fisiológico e fenológico nas espécies encontradas nas regiões de várzea (Ferreira, 1991; Kubitzki & Zibursk, 1994; Waldhoff *et al.*, 1998; Wittmann & Parolin, 1999; Piedade *et al.*, 2000; Schöngart *et al.*, 2002; Parolin *et al.*, 2004). Entretanto, as espécies arbóreas da várzea adaptaram-se em função das condições desfavoráveis de sobrevivência impostas durante a fase aquática. Assim, nesta fase surgiram modificações adaptativas dentre as quais estão inclusas a emissão de raízes adventícias, o desenvolvimento de rotas metabólicas alternativas e a manutenção da atividade fotossintética (De Simone *et al.*, 2003).

As condições desfavoráveis na fase aquática devido à anoxia na rizosfera resultam na estagnação da atividade cambial e conseqüente formação de anéis anuais de crescimento

(Worbes, 1985, 1989, 1997; Schöngart *et al.*, 2002). Quando o câmbio reinicia sua função no final da fase aquática o crescimento radial é retomado e alcança as maiores taxas de incremento durante a fase terrestre. O resultado dessa limitação de crescimento à fase terrestre é impresso na largura dos anéis. Assim, quanto maior a duração da fase de emersão da árvore maior é a largura do anel formado e vice-versa (Schöngart, *et al.*, 2004, 2005).

2.3 Zoneamento das florestas resultante do nível de adaptações.

A ampla variedade de adaptações das espécies arbóreas às inundações anuais resulta em uma zonação de espécies, característica para a várzea e igapó (Worbes, 1997; Piedade, 1985; Wittmann *et al.*, 2002, 2004).

Junk (1989) dividiu as florestas de igapó e de várzea na Amazônia Central (Manaus) em três tipos distintos, tendo como base o fato de que há uma substituição de comunidades como reação às diferenças no período de inundação:

- Comunidade arbustiva: observada a partir da cota 21 m ANM (acima do nível do mar) e submetida a períodos médios de inundação de cerca de 230-270 dias por ano;
- Comunidade arbórea média: observada a partir da cota de 23 m ANM e submetida a períodos médios de inundação de cerca de 140-230 dias por ano;
- Comunidade arbórea alta: ocorre a partir da cota de 25 m ANM e submetida a períodos médios de inundação de menos de 140 dias por ano.

Worbes *et al.* (1992) classificaram as unidades de vegetação da várzea na Amazônia Central em estágios sucessionais definidos pela idade da estrutura vegetacional e pela composição florística, também considerando padrões de crescimento e densidade da madeira das espécies arbóreas dominantes.

Ayres (1993) correlacionou diferentes tipos florestais na várzea com o nível de inundação: “chavascal” corresponde a uma comunidade influenciada por uma coluna d’água que varia entre 5-7 m e inundada durante 6-8 meses por ano; a ‘restinga baixa’ com um nível de inundação de 2,5-5 m e inundada por 4-6 meses ao ano e a ‘restinga alta’ com uma média de submersão equivalente a 1-2,5 m por um período de 2-4 meses ao ano.

Wittmann *et al.* (2002) classificaram as florestas de várzea de acordo com a altura da coluna d’água e o tempo de inundação em várzea baixa e várzea alta. A várzea baixa se estabelece em locais onde a média anual da altura da coluna d’água é maior que 3 m e estão sujeitos a um período de alagação superior a 50 dias por ano. Por conseguinte, as florestas de várzea alta se estabelecem em áreas onde a altura da coluna de água é inferior a 3 m de

profundidade e o período de alagação menor que 50 dias por ano. Na várzea baixa, a estrutura populacional e a composição de espécies dependem do estágio sucessional das florestas (Wittmann *et al.*, 2004).

As florestas de várzea apresentam uma diversidade de até 170 espécies por hectare considerando árvores com DAP ≥ 10 cm (Nebel *et al.*, 2001b; Wittmann *et al.*, 2002). A menor diversidade de espécies na várzea, em relação às florestas de terra-firme, ocorre devido ao pulso monomodal de inundação que, como vimos anteriormente, provoca alterações morfofisiológicas especiais nas espécies vegetais que conseguiram se adaptar, ao longo de anos de evolução, a períodos de baixa disponibilidade ou até mesmo ausência de oxigênio (Junk *et al.*, 1989; Ferreira, 1991; Wittmann & Junk, 2003; Parolin *et al.*, 2004; Wittmann *et al.*, 2006a).

A diversidade de espécies nas florestas de várzea aumenta de leste para oeste na Amazônia (Wittmann *et al.*, 2006a). Esta tendência foi também notada em florestas de terra firme, onde a alfa diversidade provavelmente está associada à sazonalidade das chuvas (Ter Steege *et al.*, 2003). Outro fator que contribui com a diversidade florística é a topografia, que leva a diferenças na amplitude e no tempo de inundação anual (Ferreira, 1997), formando diferentes tipos de florestas ao longo do gradiente de inundação (Junk *et al.*, 1989; Ayres, 1993; Wittmann *et al.*, 2002), proporcionando a substituição de espécies no decorrer das modificações do relevo em virtude da duração do período de inundação (Wittmann & Junk, 2003). Entretanto, um considerável número de espécies apresenta ampla distribuição ao longo do gradiente de inundação (Wittmann *et al.*, 2006a). Em florestas de várzea, o aumento da diversidade de espécies correlacionado com a diminuição da influência do impacto da inundação e a redução da dinâmica geomorfológica têm sido descrito por diversos autores (Junk, 1989; Lamotte, 1990; Campbell *et al.*, 1992; Ayres, 1993; Puhakka & Kalliola, 1993; Cattanio *et al.*, 2002; Parolin *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2002, 2004).

2.4 Sucessão florestal, diversidade florística e fitofisionomia na várzea.

Devido à dinâmica geomorfológica dos rios, resultante de processos naturais de sedimentação e erosão, florestas de várzea podem ser distinguidas em comunidades que diferem quanto à faixa etária, composição específica e fitofisionomia (Wittmann *et al.*, 2002, 2004). Assim, é definida uma seqüência de estágios sucessionais com o estabelecimento de espécies pioneiras sobre um solo recém formado que serão substituídas paulatinamente até

chegar ao estágio clímax dominado por espécies arbóreas que atingirão idades de 100 a 300 anos (Worbes *et al.*, 1992; Schöngart, 2003).

O estágio inicial da sucessão nas planícies inundáveis de várzea é observado em áreas com elevadas taxas de sedimentação localizadas ao longo das margens dos rios onde primeiramente se estabelecem as comunidades herbáceas (por exemplo, *Echinochloa polystachya* (Kunth) (Hitchc.) responsáveis por uma produtividade primária líquida de 3 a 12,5 Mg C/ha/ano (Piedade *et al.*, 2001). Logo após o estabelecimento desse estágio pioneiro, estes habitats são colonizados por espécies arbóreas pioneiras de rápido desenvolvimento como, por exemplo, *Cecropia latiloba* Miq, *Salix martiana* Leyb. e *Alchornea castaneifolia* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) A.Juss. (Huber, 1910; Worbes *et al.*, 1992) formando um estágio com poucas espécies arbóreas caracterizado por baixas densidades de madeira, altas taxas de incremento diamétrico e curtas perspectivas de vida (menos de 30 anos) (Schöngart, 2003). Este estágio logo sofre uma transição para outro estágio secundário tardio formado por uma maior riqueza de espécies, dominado por *Nectandra amazonum* Rol. ex Rottb., *Luehea cymulosa* Spruce ex Benth. e *Pseudobombax munguba* (Mart. et Zucc.) Dugand., atingindo uma idade de aproximadamente 80 anos (Worbes, 1997; Wittmann *et al.*, 2002, 2004; Schöngart, 2003). O estágio clímax da várzea baixa é dominado por espécies de madeira densa, tolerantes a sombra e com baixas taxas de incremento diamétrico como *Piranhea trifoliata* Baill. que atingem uma idade de 400 a 600 anos (Worbes & Junk, 1989). O processo de sucessão florestal é um dos fatores de suma importância na riqueza, diversidade e formação dos diferentes tipos de florestas alagáveis na Amazônia (Wittmann & Junk, 2003).

A fitofisionomia em florestas de várzea muda da seguinte forma: a riqueza de espécies aumenta de estágios monoespecíficos para estágios com mais de 100 espécies/ha com DAP > 10 cm; a densidade das árvores reduz de mais de 1000 indivíduos/ha em estágios jovens para 400-500 indivíduos/ha em estágios subseqüentes; a altura das árvores do dossel superior aumenta de 10-15 m nos estágios mais jovens para 30-35 m nos estágios subseqüentes e há a substituição de florestas monoestratificadas para multiestratificadas (Wittmann *et al.*, 2002; Schöngart, 2003). Ao lado da inundação e da sucessão natural, a sedimentação e as características físicas do solo são fatores ambientais determinantes para o desenvolvimento de florestas de várzea (Salo *et al.*, 1986; Terborgh & Petren, 1991).

2.5 Dinâmica do carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS)

As florestas tropicais participam expressivamente na dinâmica global do carbono, haja vista que são responsáveis por um terço da Produtividade Primária Líquida (PPL) da terra e por aproximadamente 40% do carbono estocado na biomassa da vegetação (Clark *et al.*, 2001a; Malhi *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2004, 2005). Estudos de Malhi *et al.* (2002) registram que 45% da cobertura total de florestas tropicais do mundo encontram-se na Amazônia. O acúmulo de biomassa no tronco e galhos da copa indica o carbono que ficará estocado por um tempo maior que, por exemplo, nas folhas, flores e frutos. Por isso muitos estudos focam no estoque e no seqüestro de carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) (Malhi *et al.*, 2004).

As estimativas de biomassa e seqüestro de carbono em florestas tropicais são geralmente realizadas utilizando-se modelos alométricos (Chambers *et al.*, 2001; Clark *et al.*, 2001b; Nebel *et al.*, 2001; Chave *et al.*, 2001, 2003, 2004, 2005; Baker *et al.*, 2004b; Malhi *et al.*, 2004, 2006). Modelos alométricos são regressões matemáticas utilizadas para obtenção de estimativas de biomassa lenhosa através de variáveis independentes como DAP, altura e densidade da madeira. Para calibragem destes modelos há a necessidade da derrubada da vegetação (Schöngart *et al.*, em prensa). Diversos estudos têm gerado modelos alométricos consistentes para estimativas de biomassa lenhosa acima do solo em florestas tropicais, sobretudo em florestas de terra-firme da Amazônia (Chambers *et al.*, 2001; Chave *et al.*, 2001, 2005; Cummings *et al.*, 2002; Baker *et al.*, 2004a). Para florestas alagáveis ainda não existem modelos alométricos específicos (Schöngart *et al.*, em prensa). Conforme Chave *et al.* (2005), modelos alométricos que consideram ao mesmo tempo altura, diâmetro (área basal) e densidade da madeira são mais precisos. Nogueira *et al.* (2009) desenvolveu modelos alométricos para florestas de terra-firme da Amazônia meridional considerando apenas o DAP como variável independente por entender que é a medida mais facilmente obtida em campo e está geralmente disponível em inventários florestais padrões.

Segundo Malhi *et al.* (2004, 2006), as florestas de várzea apresentam maior biomassa lenhosa e seqüestro de carbono acima do solo do que florestas de igapó inundada por águas claras. Worbes (1997) registrou que o incremento radial anual de espécies arbóreas de várzea é mais que o dobro do que o registrado em espécies de igapó (3,1 mm/ano no igapó e 6,5 mm/ano na várzea). Schöngart *et al.* (2005) mostraram que indivíduos de *Macrobium acaciifolium* Benth. na várzea têm taxas de incremento radial mais que duas vezes superior às dos indivíduos com mesmo diâmetro no igapó. Fonseca *et al.* (2007) também confirmaram esta afirmação através da comparação do incremento radial entre *Tabebuia barbata* e *Vatairea guianensis* entre os dois ambientes (várzea e igapó). As diferenças nas taxas de

incremento em diâmetro entre igapó e várzea resultam em diferentes taxas de incremento da biomassa lenhosa acima do solo. Da região de várzea baixa na Reserva Mamirauá, Schöngart *et al.* (em prensa) indicaram incremento de biomassa de 2,7 Mg C/ha/ano para florestas maduras. No igapó ao redor do lago Amanã, Stadler (2007) estimou um incremento de biomassa de 1,7 Mg C/ha/ano em florestas maduras.

Schöngart *et al.* (em prensa) estimaram o seqüestro de carbono na biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) ao longo do gradiente sucessional aplicando métodos dendrocronológicos (análises de seqüências temporais de anéis de crescimento). O estoque de carbono contido na BLAS muda de 9.2 Mg C ha⁻¹ num estágio jovem da sucessão de 7 anos de idade para 107.5 Mg C ha⁻¹ num estágio da sucessão com 50 anos de idade e alcança 116.0 Mg C ha⁻¹ numa floresta clímax com 240 anos. O seqüestro de carbono na BLAS aumento nas primeiras décadas da sucessão primária alcançando 7.02 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ e declina com aumento da idade da floresta para 2.67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ no estágio maduro. Porém, a seqüência sucessional somente indicou um aumento do estoque de carbono na BLAS durante os primeiros 50-100 anos. Em consequência do baixo seqüestro de carbono na BLAS de florestas clímax os estoques de carbono não aumentaram, indicando perdas de carbono (mortalidade de árvores) na mesma escala que os ganhos de carbono através do seqüestro anual, sugerindo que a BLAS somente tem uma função significativa no seqüestro de carbono nos primeiros 50-100 anos da sucessão primária. Porém, para constatar isso, faltam estudos sobre as taxas de recrutamento e mortalidade para balancear as mudanças no estoque de carbono que é o objetivo principal deste trabalho.

2.6 Manejo e conservação das florestas de várzea

O registro da atividade antrópica em florestas tropicais é caracterizado pelo desflorestamento praticado no intuito de abrir espaço para atividades econômicas como extração de madeira, agricultura, pecuária, mineração e construções de infra-estrutura (hidrelétricas, hidrovias, estradas, portos, etc.) que provocam grande devastação destes ecossistemas. A derrubada da vegetação possibilita o surgimento de queimadas que comprometem o estoque de biomassa, resultando aumento da disponibilidade de carbono na atmosfera e conseqüente aumento do efeito estufa em âmbito mundial (Fearnside *et al.*, 1996), além de erosões e assoreamentos dos corpos hídricos (Schöngart, 2003).

Florestas de várzea são ameaçadas pela sua freqüente conversão em áreas de agricultura e pecuária (Higuhi *et al.*, 1994). O aumento da extração de madeira em conjunto com o corte seletivo de algumas espécies resultou no quase desaparecimento de *Ceiba pentandra*, *Cedrela odorata* e *Calophyllum brasiliense*, dentre outras que praticamente não existem mais nos mercados regionais e locais (Ayres, 1993; Albernaz e Ayres, 1999; Schöngart, 2003, 2008).

Em função do exposto, é de suma importância a obtenção de informações referentes à dinâmica florestal nas várzeas amazônicas, especialmente no tocante à estrutura e composição florística dos diferentes tipos florestais, incluindo conhecimentos detalhados sobre suas condições ambientais que influenciam na riqueza, distribuição das espécies (Wittmann *et al.*, 2006a) e produção de biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) (Schöngart *et al.*, em prensa). Contudo, o registro de estudos nestes ecossistemas relacionados á dinâmica do carbono na biomassa lenhosa acima do solo é escasso, sobretudo na Amazônia Central. O pouco que se conhece se deve principalmente a estudos desenvolvidos em florestas de várzea que procuram sanar, em parte, estas lacunas não tão recentes (*e.g.*, Worbes, 1997; Nebel *et al.*, 2001a; Schöngart, 2003; Malhi *et al.*, 2004, 2006; Schöngart *et al.* em prensa).

Informações sobre incremento, recrutamento e mortalidade ao nível de comunidade e de espécie arbórea são essenciais para compreender a dinâmica de florestas de áreas inundáveis. Desse modo, é de fundamental importância trabalhar no sentido de possibilitar a interação dos conhecimentos científicos junto às comunidades locais, proporcionando-as uma melhor alternativa de gerir os serviços ambientais destas áreas visando aproveitá-los do melhor modo racional possível.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

Descrever a dinâmica florestal em florestas de várzea baixa (biomassa lenhosa) ao longo de um gradiente sucessional por intermédio de inventários florestais em parcelas permanentes de observação após nove anos do primeiro inventário na área em questão.

3.2 Específicos

1. Estimar taxas de mortalidade, incremento e recrutamento em estágios diferentes de florestas de várzea baixa ao longo do gradiente de sucessão.
2. Estimar mudanças do estoque de carbono na biomassa lenhosa e estimar o seqüestro líquido de carbono em cada estágio sucessional.
3. Comparar os dados obtidos com aqueles existentes na literatura.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo: a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM)

O estudo foi realizado na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), distante em torno de 30-120 km do município de Tefé-Amazonas, o qual está localizado cerca de 550 km da capital Manaus. A RDSM foi criada no ano de 1992 e cobre uma área de 11.240 km² de várzea com a presença de mais de 60 comunidades ribeirinhas influenciadas pelo regime hídrico dos rios Solimões e Japurá (Sociedade Civil de Mamirauá, 1996). A RDSM é limitada pelos rios Solimões, Japurá e Autí-Paraná (Fig. 1), sendo que o paraná Aranapú-Barroso divide a RDSM em uma área subsidiária e uma área focal.

Na área focal foi demarcada uma zona de proteção da fauna e flora de aproximadamente 2.500 km², esta zona de proteção é circundada por uma área designada para o uso sustentável dos recursos naturais que o Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (IDSM) desenvolve em parceria com as comunidades locais residentes, baseado em estudos sócio-econômicos e biológico-ecológicos (Ayres, 1993). Uma característica importante é o estabelecimento do gerenciamento florestal sustentável com participação ativa das comunidades locais no planejamento, operação e controle das atividades (Schöngart *et al.*, em prensa).

A RDSM em conjunto com Reserva de Desenvolvimento do Amanã e o Parque Nacional do Jaú formam o núcleo do Corredor Central da Amazônia abrangendo uma área de 57.460 km², sendo, portanto uma das maiores áreas de conservação de florestas tropicais do mundo (Schöngart *et al.*, 2005) e consideradas como patrimônio natural da humanidade (UNESCO 2000).

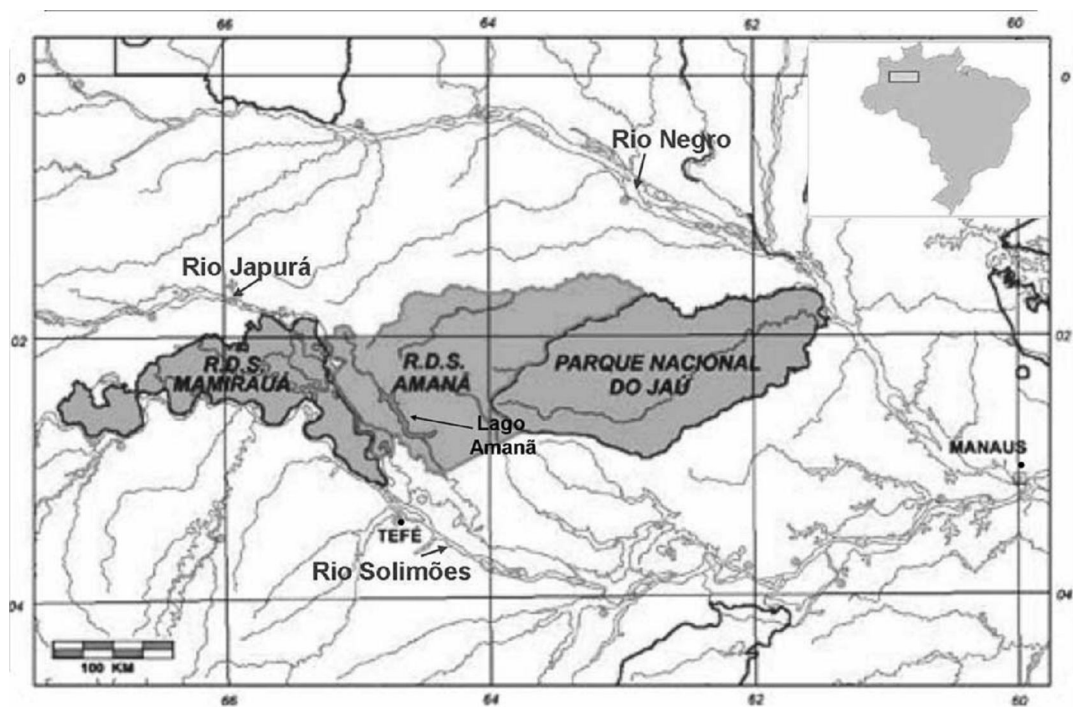


Figura 1: Área de estudo localizada na Amazônia Central, Brasil: Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM) (Albernaz & Ayres, 1999).

4.2 Clima e hidrologia

O clima na área de estudo é caracterizado como quente e úmido (Köppen, 1948) com uma temperatura média diária de 26,9°C e uma precipitação anual de quase 3000 mm, com uma estação seca bem definida no período de julho a outubro (Schöngart *et al.*, 2005). A umidade relativa do ar é bastante alta com uma variação de 84 a 96% (RADAM, 1978). Dados do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá indicam um nível médio de flutuação do rio Japurá de 11,38 m no período de 1993 a 2000 (Schöngart *et al.*, 2005). O solo que pertence ao Holoceno com menos de 5000 anos de idade (Ayres, 1993), é formado por sedimentos recentes vindos de áreas às margens dos rios Japurá e Solimões (Irion *et al.*, 1997).

4.3 Parcelas permanentes

As áreas amostrais inventariadas estão localizadas na área focal da RDSM, mais precisamente no setor Jarauá. No ano de 1999, Schöngart (2003) estabeleceu, neste setor, quatro parcelas permanentes em estágios sucessionais distintos abrangendo florestas de 20, 50, 125 e 240 anos de idade (tabela 1). As áreas estão localizadas quase na mesma elevação e

permanecem inundadas anualmente por 120-150 dias na média de profundidade de 3,36-4,65 m (Schöngart, 2003).

Tabela 1: Parâmetros estruturais das quatro parcelas permanentes consideradas neste estudo, representativas de quatro estágios sucessionais de florestas de várzea baixa da Amazônia Central (RDSM) no ano de 1999, considerando árvores com DAP > 10 cm. (Schöngart *et al.*, em prensa). A idade das florestas foi obtida através de métodos dendrocronológicos.

Parâmetros	Unidades	Estágio secundário inicial (Dorico)	Estágio secundário tardio (Gavão)	Estágio intermediário (Panelão)	Estágio clímax (Mujuí)
Localização geográfica	S	2° 53' 50"	2° 54' 18"	2° 47' 44"	2° 51' 27"
	W	64° 53' 08"	64° 53' 00"	65° 03' 40"	64° 55' 16"
Área	ha	1	1	1	1
Altura da Coluna d'água	m	3.47	4.65	4.14	3.36
Idade	anos	20	50	125	240
Densidade de indivíduos	Árvores/ha	838	487	504	462
Densidade de espécies	Espécies/ha	30	45	87	111
Diâmetro médio	cm	18,7±8.4	31,4±16,3	22,3±13,1	22,9±14.9
Altura média	m	13,6±3.0	19,8±5.3	16,4±5.4	15,8±6.1
Área Basal	m ² /ha	30,5	50,5	26,9	27,3
Volume	m ³ /ha	302	683	342	
Densidade média da madeira	g/cm ³	0,32 (0,19-0,68)	0,42 (0,18-0,82)	0,60 (0,22-1,10)	0,70 (0,23-1,01)
BLAS (Biomassa Lenhosa Acima do Solo)	Mg/ha	117±9	261±10	230±9	239±11

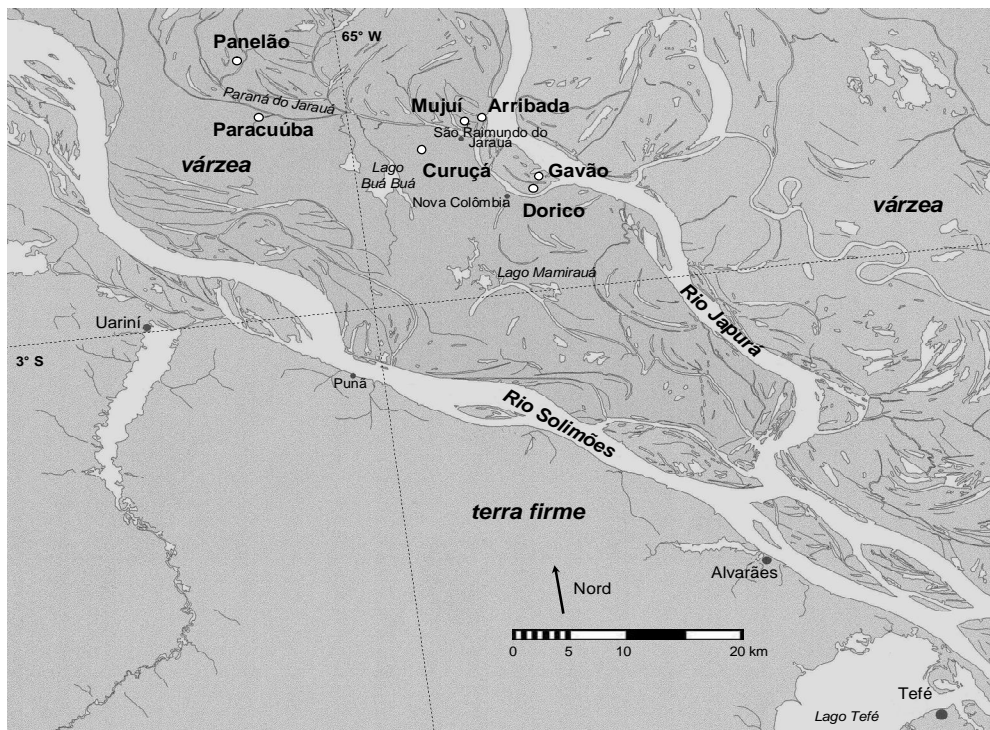


Figura 2: Mapa da localização geográfica das quatro parcelas de observação permanente consideradas neste estudo na RDSM Mamirauá.

Durante o período 1999-2008, a parcela representativa do estágio secundário tardio de 50 anos de idade (Gavão) foi destruída devido à migração lateral do rio Japurá que erodiu a área totalmente. Por isso, somente três estágios sucessionais foram considerados para reavaliação neste estudo.

4.4-Inventário florestal

Cada parcela de observação permanente de 1 ha (10.000 m²) foi dividida em 16 sub-parcelas de 625 m², identificadas em ordem alfabética de A a P, totalizando 48 sub-parcelas. O centro e os ângulos retos das esquinas de cada sub-parcela estavam identificados por varas de ferro. A partir do centro de cada uma das sub-parcelas, as árvores foram numeradas em sentido horário começando por 1 (um) até o número máximo de árvores presentes. Todas as árvores de cada sub-parcela estavam mapeadas nas coordenadas (x,y) o que garantiu a identificação de cada indivíduo mesmo após um período de 9 anos de ausência de monitoramento.

4.4.1 Árvores remanescentes

Após serem localizadas por meio da numeração e/ou da posição (coordenadas x,y), as árvores que sobreviveram (remanescentes) ao período de 1999-2008 tiveram seu DAP novamente medido com uso de fita diamétrica para obtenção de taxas de incremento em diâmetro e cálculo da biomassa lenhosa acima do solo (BLAS).

4.4.2 Árvores mortas

As árvores do primeiro levantamento (1999) que não foram localizadas através da numeração ou das coordenadas (x,y) eram registradas como mortas, assim como também, aquelas que permaneciam em pé, porém em avançado estado de decomposição/apodrecimento.

4.4.3 Árvores recrutadas

As árvores com DAP > 10 cm que não estavam numeradas ou que não correspondiam à posição indicada pelas coordenadas (x,y) foram consideradas como recrutadas. Sendo assim, cada árvore nova foi identificada ao nível de espécie e numerada seguindo a ordem numérica da última árvore da sub-parcela em que estava situada, e por último sua posição foi mapeada nas coordenadas (x,y).

4.5-Análise de dados

A análise da estrutura foi realizada através da distribuição da densidade das árvores por hectare (número de indivíduos/hectare), área basal e BLAS por classe de DAP. A análise de dados abrange o cálculo de taxas de mortalidade, recrutamento e incremento em diâmetro por espécie e estágio sucessional. Dados do inventário florestal foram transformados em estimativas de biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) utilizando três modelos alométricos (Cannell, 1984; Chave *et al.*, 2005), que permitem uma estimativa acurada da BLAS nas florestas alagáveis de várzea (Schöngart *et al.*, em prensa).

4.5.1 Taxa de incremento diamétrico das árvores remanescentes

As taxas médias de incremento em diâmetro para cada árvore remanescente com DAP acima de 10 cm, considerando o período de 1999 a 2008, foram calculadas através da seguinte fórmula:

$$I_{(D)} = [D_{(t+n)} - D_{(t)}] / n$$

Onde:

I = taxa de incremento diamétrico (cm/ano)

D = diâmetro a altura do peito (cm)

n = tempo de observação (anos).

4.5.3 Modelos alométricos

Foram utilizados três modelos alométricos (tabela 2) que levam em consideração os seguintes parâmetros que permitem obter uma maior consistência dos dados (Schöngart *et al.*, em prensa): diâmetro a altura do peito (DAP em cm); densidade específica da madeira (ρ em g cm^{-3} , após de ser desidratada a uma temperatura de 105°C por 72 horas) e a altura total da árvore (H , em metros).

Tabela 2: Modelos alométricos considerados para o cálculo das estimativas de BLAS neste estudo.

	Modelos alométricos	Fonte
(1)	$BLAS = F \times \rho \times H \times \pi \times (DAP/2)^2$	Cannell (1984)
(2)	$BLAS = 0.112 \times (\rho \times H \times DAP^2)^{0.916}$	Chave <i>et al.</i> (2005)
(3)	$BLAS = 0.0509 \times \rho \times H \times DAP^2$	Chave <i>et al.</i> (2005)

Onde:

$BLAS$ = biomassa lenhosa acima do solo em Megagrama (Mg) ou tonelada (t),

H = altura do tronco em metros (m),

DAP = diâmetro a altura do peito em centímetros (cm),

ρ = densidade específica da madeira em g/cm^3 .

A altura de 23 espécies arbóreas (remanescentes e recrutadas) mais abundantes nos três estágios sucessionais foi obtida através de modelos de regressão não lineares específicos para cada uma delas. Estes modelos foram construídos com base na relação de crescimento entre DAP e altura (Schöngart, 2003). Para os indivíduos das demais espécies foi utilizado um modelo de regressão não linear único, também com base na relação entre DAP e altura (Schöngart, 2003). A densidade da madeira de todas as espécies foi obtida de um banco de dados elaborado por meio de estudos de Schöngart (2003) e Wittmann *et al.* (2006b).

4.5.4 Incremento de BLAS das árvores remanescentes

O incremento I em BLAS das árvores remanescentes foi estimado através dos três modelos alométricos, por meio da seguinte equação:

$$I_{(BLAS)} = [BLAS_{(t+n)} - BLAS_{(t)}] / n$$

Onde:

$BLAS$ = biomassa lenhosa acima do solo

n = número de anos de observação.

Das três estimativas foram calculadas as médias e os desvios padrão.

4.5.5 Taxa de mortalidade e perdas de BLAS

Taxas de mortalidade foram calculadas ao nível de espécie e estágio sucessionais, para árvores com DAP > 10 cm. O cálculo foi feito usando a fórmula de Sheil *et al.* (1995).

$$m = 1 - (N_0/N_t)^{1/t}$$

Onde:

N_0 = tamanho da população no início da observação;

N_t = tamanho da população no final da observação;

t = duração da observação.

Esta fórmula considera o cálculo anual da taxa de mortalidade, permitindo comparações entre outros estudos com intervalos de tempo variados (Sheil *et al.*, 1995).

Como o ano da morte da árvore é desconhecido dentro do intervalo de 1999 a 2008, a perda de BLAS foi obtida através de dados do ano de 1999 (DAP e altura), os quais foram inseridos em cada um dos três modelos alométricos indicado na tabela 2, e assim foi calculado um valor médio dos três modelos e realizada a somatória da perda de BLAS por estágio sucessional.

4.5.6 Taxa de recrutamento e produção de BLAS

Para cálculo das taxas de recrutamento (r) foram consideradas as árvores novas que alcançaram DAP igual ou superior a 10 cm durante o período de observação (1999-2008). A equação usada para cálculo das taxas de recrutamento reflete um modelo padrão de crescimento exponencial da população (Phillips *et al.*, 1994):

$$r = \frac{\ln (N_o - N_m + N_r) - \ln (N_o - N_m)}{T}$$

Onde:

N_o = número de indivíduos no início da observação (1999)

N_m = número de indivíduos mortos (1999-2008)

N_r = número de indivíduos recrutados (1999-2008)

T = intervalo de tempo entre os dois censos.

\ln = logaritmo natural

Esta equação considera o número atual de indivíduos (árvores remanescentes do primeiro levantamento mais as recrutadas) e o número de árvores que permaneceram vivas durante o período de observação. A biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) foi calculada para cada árvore nova (recrutada) com DAP > 10 cm através da aplicação dos três modelos alométricos (tabela 2), dos quais foi calculado um valor médio e então obtido o valor total da produção BLAS de todas as árvores recrutadas por estágio sucessional.

4.5.7 Carbono na Biomassa Lenhosa Acima do Solo (BLAS)

Para as árvores do estágio sucessional de 30 anos de idade foi considerado um teor de carbono na BLAS de 45% (Schöngart *et al.*, em prensa), porque árvores com baixas densidades de madeira tendem alocar menos carbono na BLAS (Elias & Potvin, 2003). Entretanto, para os estágios de 135 e 250 anos de idade, o estoque de carbono foi calculado com base em estudos que indicam que 50% da BLAS de florestas de estágios sucessionais avançados é constituída por carbono (Clark *et al.*, 2001b; Malhi *et al.*, 2004).

Para avaliar o seqüestro líquido anual de carbono em cada estágio sucessional a partir da mudança no estoque de BLAS transcorridos nove anos de observação, considerando mortalidade, incremento (incremento diamétrico das árvores remanescentes) e recrutamento (árvores que passaram nos últimos 9 anos acima dos 10 cm) (Malhi *et al.*, 2004) foi utilizada a seguinte equação:

$$SLC = \frac{(T_2 - T_1) - M + R}{t}$$

Onde:

SLC = Seqüestro líquido de carbono na BLAS

T_2 = Estoque de carbono na BLAS atual (2008)

T_1 = Estoque de carbono na BLAS anterior (1999)

M = Perdas de carbono na BLAS através da mortalidade

R = Ganhos de carbono na BLAS através de recrutamento

t = Intervalo de tempo entre os dois censos (1999-2008)

Devido à falta de réplicas dos estágios sucessionais analisados foram estimadas médias e desvio padrão baseados nas 16 subparcelas extrapoladas para um hectare para indicar a variabilidade de incremento, recrutamento e mortalidade associadas com perdas e ganhos de BLAS.

5. RESULTADOS

Os indivíduos arbóreos documentados neste estudo foram divididos em três categorias: remanescentes (árvores sobreviventes do primeiro censo em 1999), mortos e recrutados. Para cada categoria foram determinados os valores médios de diâmetro, altura e

densidade específica da madeira; a densidade de indivíduos; a somatória da área basal e a biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) (tabela 4). Para indicar a variabilidade de BLAS em cada estágio sucessional foram calculadas médias e desvio padrão baseados nas 16 subparcelas que foram extrapolados para um hectare (tabela 3). Para as árvores remanescentes foram obtidas as taxas de incremento médio em diâmetro e altura, assim como, o incremento em área basal e biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) (tabela 2).

Tabela 3: Valores médios e desvio padrão de biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) em Mg/ha baseados nas 16 sub-parcelas de cada estágio sucessional.

	Estágio secundário inicial (30 anos)	Estágio intermediário (135 anos)	Estágio clímax (250 anos)
BLAS das árvores remanescentes em 1999	85,1±1,8	186,1±3,5	192,5±10,5
BLAS das árvores remanescentes em 2008	146,1±3,3	241,4±4,2	238,7±12,1
Incremento de BLAS das árvores remanescentes no período de 1999-2008	60,9±2,1	55,4±1,3	46,2±1,8
BLAS das árvores mortas no período de 1999-2008	27,6±0,7	42,6±1,7	55,2±2,16
BLAS das árvores recrutadas no período de 1999-2008	5,2±0,2	2,1±0,1	2,6±0,1
Estoque de BLAS em 1999	112,7±2,0	228,7±4,0	247,8±11,2
Estoque de BLAS em 2008	151,3±3,3	243,5±4,2	241,3±12,2
Produtividade de BLAS no período de 1999-2008	38,5±1,9	14,9±2,3	-6,4±2,3

De todas as 1803 árvores registradas no primeiro levantamento nas três parcelas permanentes, 1294 (71,8%) foram encontradas vivas e 509 (28,2%) morreram durante o intervalo de nove anos, enquanto somente um total de 179 árvores recrutaram no mesmo período (tabela 4). Entretanto, as taxas de mortalidade e recrutamento variaram entre os três estágios sucessionais. O estágio secundário inicial de 30 anos apresentou taxas de mortalidade e recrutamento superiores às dos estágios seguintes de 135 e 250 anos de idade. No estágio intermediário de 135 anos estas mesmas taxas foram similares às do estágio clímax de 250 anos. Portanto, com aumento da idade da floresta as taxas de mortalidade e recrutamento tendem a reduzir (figuras 3 e 4).

Tabela 4: Densidade de indivíduos, diâmetro médio, altura média, densidade média da madeira e somatória da área basal das árvores com DAP >10 cm inventariadas nos estágios de 30 anos, 135 anos e 250 anos e a diferença desses parâmetros no período de 1999-2008.

Estágio secundário inicial de 30 anos		Remanescentes (1999)	Remanescentes (2008)	Mortas	Recrutadas	Cenário em 1999	Cenário em 2008	Diferença
Densidade	Ind. ha ⁻¹	574	574	263	82	837	656	-181
Diâmetro médio	cm	19,3	23,1	17,1	13,8	18,6	22,1	3,5
Altura média	m	14,3	15,7	13,6	13,7	14	15,5	1,5
Densidade média da madeira	g cm ⁻³	0,36	0,36	0,33	0,41	0,35	0,37	0,02
Área basal	m ² ha ⁻¹	21,5	32,6	7,83	1,3	29,33	33,9	4,57
Estágio intermediário de 135 anos		Remanescentes (1999)	Remanescentes (2008)	Mortas	Recrutadas	Cenário em 1999	Cenário em 2008	Diferença
Densidade	Ind. ha ⁻¹	376	376	128	47	504	423	-81
Diâmetro médio	cm	22,4	25,6	20,8	10,7	22	24	2
Altura média	m	16,2	17,5	15,4	11,4	16	16,8	0,8
Densidade média da madeira	g cm ⁻³	0,64	0,64	0,59	0,63	0,63	0,64	0,01
Área basal	m ² ha ⁻¹	21,2	26,7	5,3	0,43	26,5	27,13	0,63
Estágio clímax de 250 anos		Remanescentes (1999)	Remanescentes (2008)	Mortas	Recrutadas	Cenário em 1999	Cenário em 2008	Diferença
Densidade	Ind. ha ⁻¹	344	344	118	50	462	394	-68
Diâmetro médio	cm	23,1	26	22	11,4	22,8	24,1	1,3
Altura média	m	16,2	17,4	15,5	11,7	16	16,6	0,6
Densidade média da madeira	g cm ⁻³	0,65	0,65	0,61	0,61	0,64	0,64	0
Área basal	m ² ha ⁻¹	21,0	25,6	6	0,53	27	26,13	-0,87

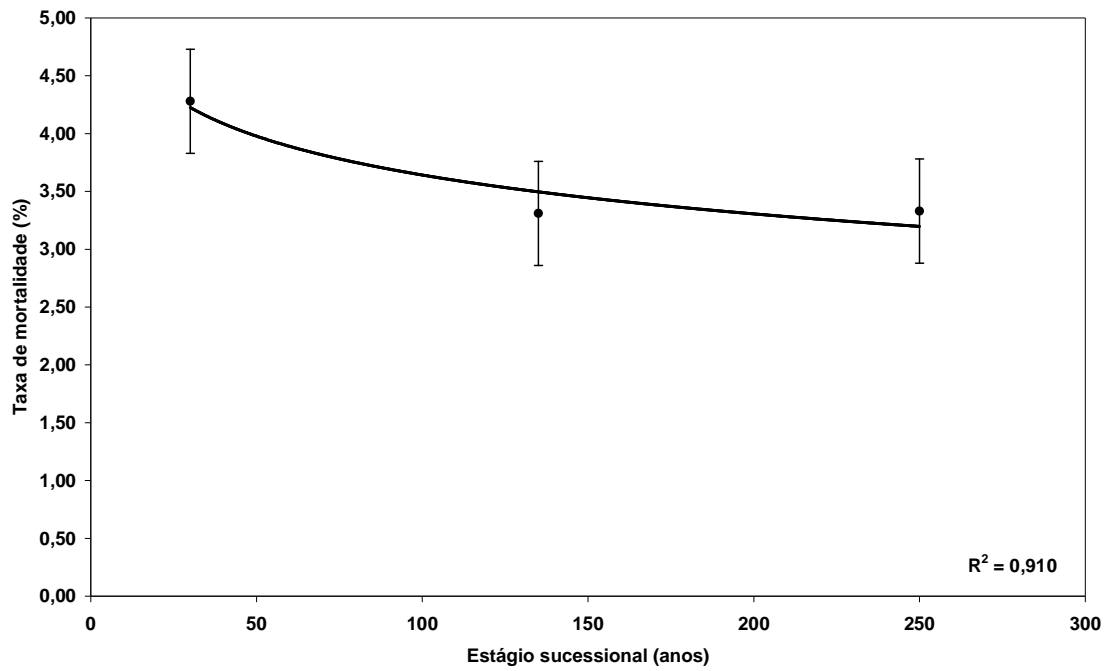


Figura 3: Taxas anuais de mortalidade dos três estágios sucessionais. Barras indicam o desvio padrão.

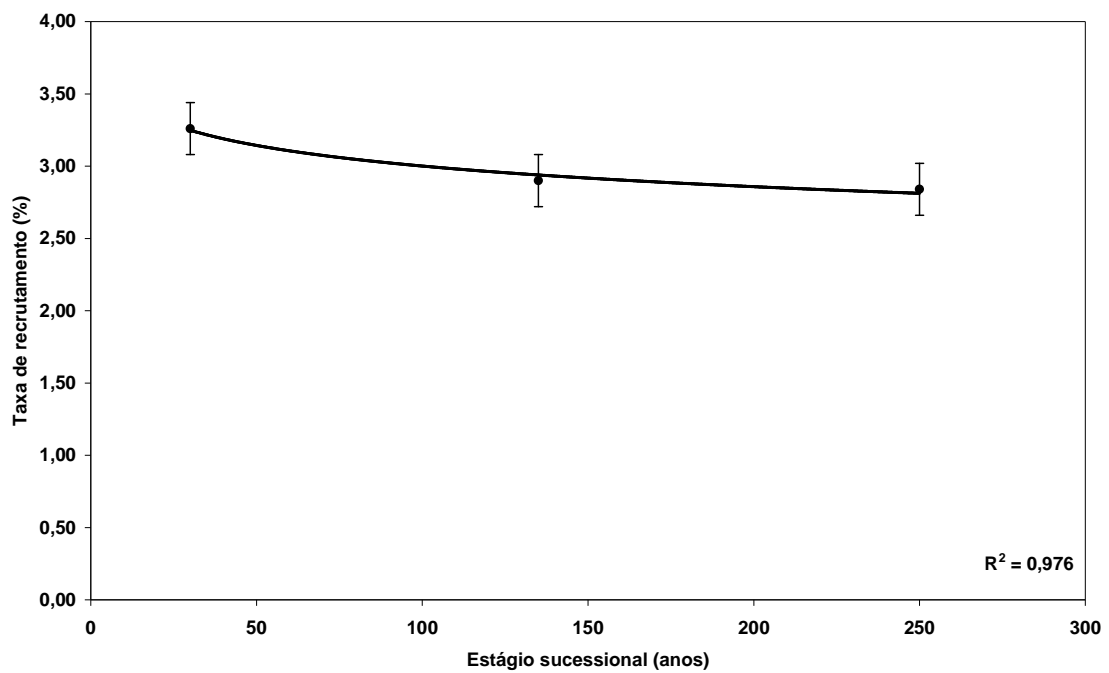


Figura 4: Taxas anuais de recrutamento dos três estágios sucessionais localizados na RDSM Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

5.1 Incremento diamétrico das árvores remanescentes

As árvores remanescentes do estágio de 30 anos adquiriram incremento diamétrico médio anual de 0,42 cm, seguido pelos estágios de 135 anos e 250 anos com 0,35 cm e 0,32 cm, respectivamente (figura 5). Sendo assim, com o aumento da idade da floresta houve redução das taxas médias de incremento em diâmetro.

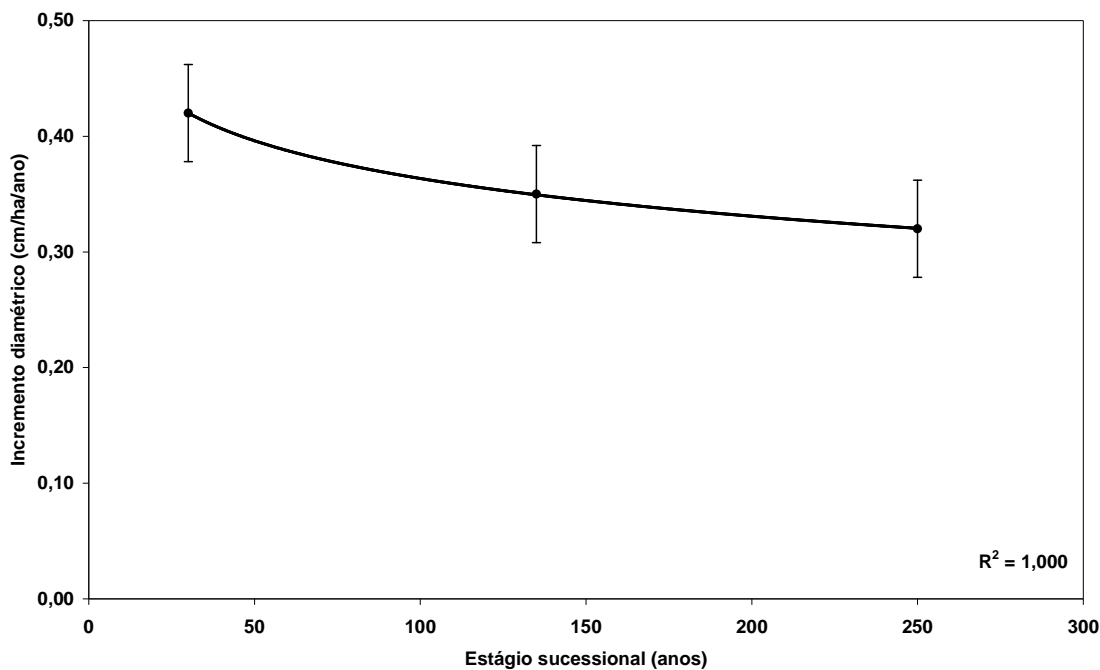


Figura 5: Incremento diamétrico médio anual das árvores remanescentes (DAP > 10 cm) nos três estágios sucessionais localizados na RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

As espécies com maiores taxas de incremento diamétrico anual por estágio sucessional foram: *Lauraceae* sp. 0 e *Ilex inundata* (estágio de 30 anos), *Inga obidensis* e *Sloanea excelsa* (estágio de 135 anos) e *Pouteria anomala* e *Inga pilosula* (estágio de 250 anos) (tabela 5).

Tabela 5: Relação das cinco espécies arbóreas remanescentes (DAP > 10 cm) que apresentaram as maiores taxas de incremento diamétrico médio anual por estágio sucessional, RDS Mamirauá.

Estágio secundário inicial (30 anos)		
Família	Espécie	Incremento diamétrico médio anual (cm/ha/ano)
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	1,46
Aquifoliaceae	<i>Ilex inundata</i>	1,41
Nyctaginaceae	<i>Neea</i> sp.	1,36
Memecylaceae	<i>Mouriri</i> sp.	1,32
Violaceae	sp. 1	1,22
Estágio intermediário (135 anos)		
Família	Espécie	Incremento diamétrico médio anual (cm/ha/ano)
Leg: Mimosoideae	<i>Inga obidensis</i>	1,22
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea excelsa</i>	0,89
Leg: Mimosoideae	<i>Inga puntacta</i>	0,83
Leg: Mimosoideae	<i>Inga laterifolia</i>	0,83
Lauraceae	<i>Nectandra hihua</i>	0,81
Estágio clímax (250 anos)		
Família	Espécie	Incremento diamétrico médio anual (cm/ha/ano)
Sapotaceae	<i>Pouteria anomala</i>	1,84
Leg: Mimosoideae	<i>Inga pilosula</i>	1,78
Chrysobalanaceae	sp.1	1,50
Annonaceae	<i>Annona</i> sp.1	1,37
Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp.1	1,21

No estágio de 30 anos, a maior taxa de incremento anual em diâmetro médio foi registrada na classe diamétrica de 70 cm que corresponde à última classe deste estágio e consequentemente é formada por árvores do dossel expostas a intensa radiação solar. Esta tendência foi constatada no estágio de 135 anos que também indicou maior taxa de incremento na sua última classe diamétrica (80 cm). Enquanto que o estágio clímax de 250 anos obteve maior taxa de incremento na classe diamétrica de 70 cm (tabela 4).

Tabela 6: Incremento diamétrico médio anual (cm/ha/ano) das árvores remanescentes por classe diamétrica nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá.

Classes diamétricas	Estágios		
	30 anos	135 anos	250 anos
10 - 19,9 cm	0,20±0,20	0,18±0,15	0,19±0,18
20 - 29,9 cm	0,50±0,39	0,37±0,31	0,35±0,27
30 - 39,9 cm	0,80±0,56	0,59±0,55	0,42±0,35
40 - 49,9 cm	1,10±0,58	0,56±0,67	0,62±0,50
50 - 59,9 cm	1,10±0,35	0,32±0,24	0,50±0,36
60 - 69,9 cm	0,70±0,18	0,71±0,54	0,60±0,46
70 - 79,9 cm	3,17±0,10	0,78±0,80	0,90±0,60
80 - 89,9 cm		1,90±1,75	0,16±0,08
90 - 99,9 cm			0,62±0,45
100 - 109,9 cm			0,57±0,10

As árvores remanescentes do estágio de 30 anos obtiveram incremento em biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) de 6,8 Mg/ha/ano. Ao longo do gradiente sucessional a produção de BLAS diminuiu para 6,2 Mg/ha/ano (estágio de 135 anos) e 5,1 Mg/ha/ano (estágio de 250 anos) (figura 6).

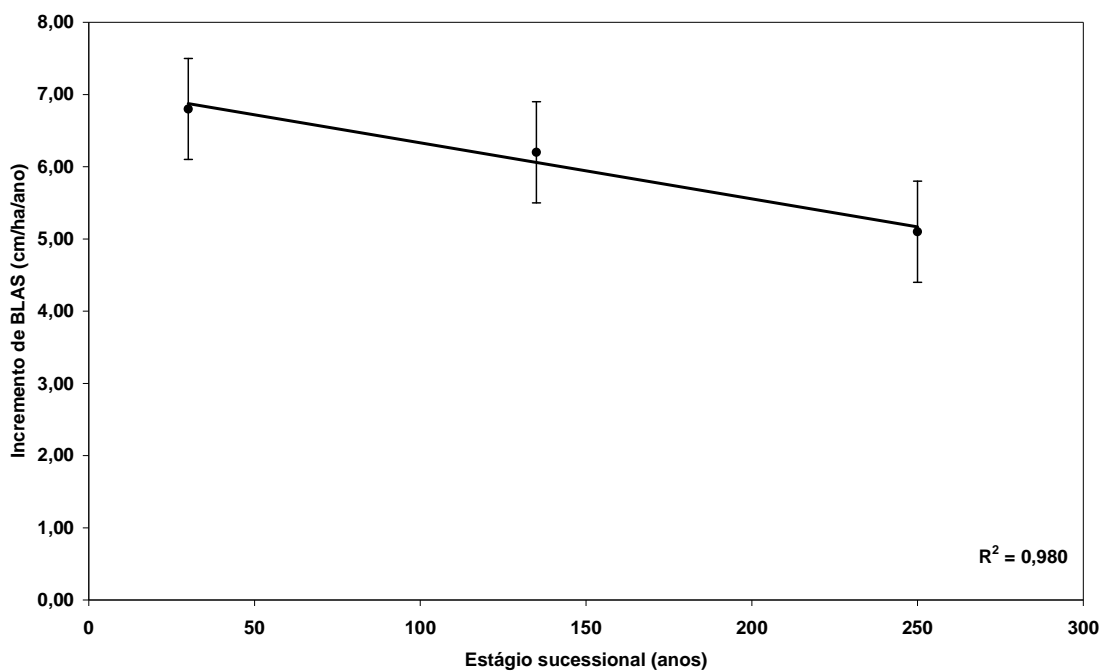


Figura 6: Incremento de BLAS das árvores remanescentes (DAP > 10 cm) nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

Árvores de espécies dominantes de estágios jovens da sucessão tendem a produzir maior quantidade de biomassa por hectare e por ano do que as de florestas maduras de

estágios seguintes. No estágio de 30 anos, as árvores remanescentes das espécies *Luehea cymulosa* e *Ficus insipida* são responsáveis pelo maior incremento em biomassa lenhosa acima do solo (BLAS), com valores de 2,20 Mg/ha/ano e 1,60 Mg/ha/ano, respectivamente. Enquanto que no estágio de 135 anos, as remanescentes das espécies *Sloanea excelsa* e *Piranhea trifoliata* contribuíram com 1,10 Mg/ha/ano e 0,45 Mg/ha/ano do total em incremento de BLAS. Indivíduos das espécies *Chrysophyllum* sp.1 e *Eschweilera albiflora* representam 0,50 Mg/ha/ano e 0,47 Mg/ha/ano do incremento total de BLAS no estágio de 250 anos.

As classes diamétricas que indicaram maior incremento de BLAS por hectare foram: 20 cm (2,01 Mg/ha/ano) no estágio de 30 anos, 30 cm (1,64 Mg/ha/ano) no estágio de 135 anos e a de 40 cm (1,01 Mg/ha) no estágio de 250 anos. Portanto, ao longo do gradiente sucessional o incremento máximo de BLAS tende a se concentrar em classes diamétricas maiores (figura 7).

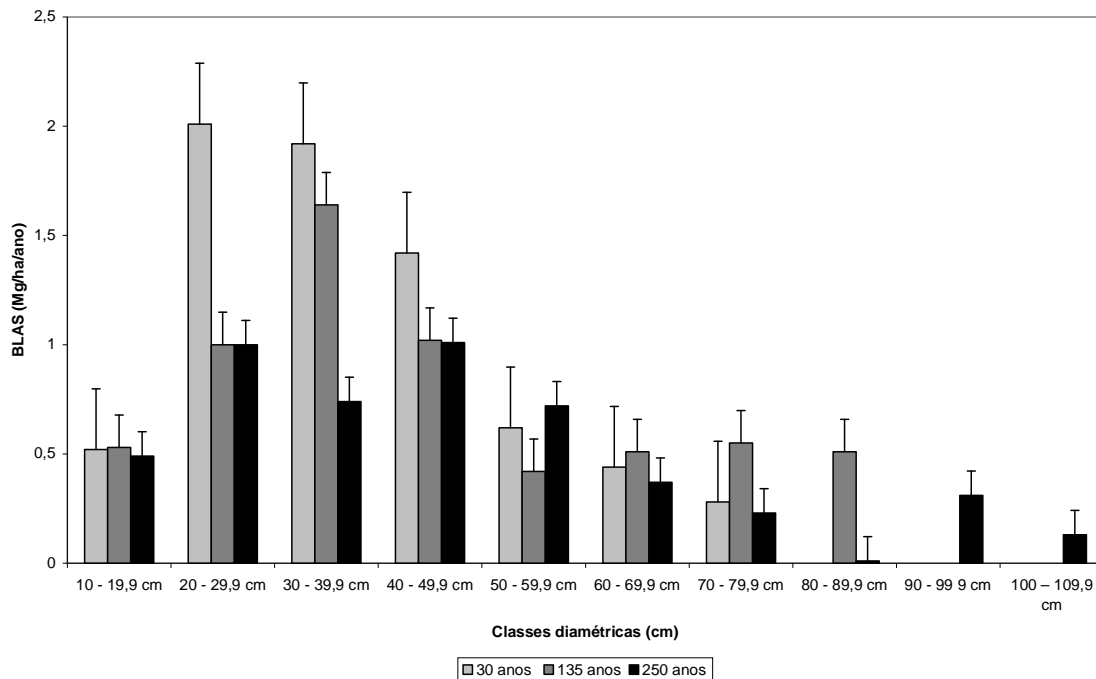


Figura 7: Produção de BLAS por classe diamétrica das árvores remanescentes ao longo do gradiente sucessional, RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

5.2 Mortalidade

Espécies arbóreas sofreram maiores taxas de mortalidade no estágio mais jovem da sucessão (30 anos) do que nos estágios de sucessão avançados (135 e 250 anos). *Cecropia membranaceae* e *Rhodostemonodaphne* sp.1 apresentaram taxas de mortalidade de 20,9% e 11,5%, respectivamente, no estágio de 30 anos de idade. No estágio de 135 anos as espécies com maiores taxas de mortalidade foram *Nectandra hihua* (6,4%) e *Oxandra riedeliana* (3,3%). Já no estágio clímax de 250 anos as espécies *Mabea* sp (5,8%) e *Oxandra riedeliana* (4,6 %) foram as que apresentaram as maiores taxas de mortalidade (tabela 6).

Tabela 7: Relação das cinco espécies arbóreas (DAP > 10 cm) com as maiores taxas de mortalidade nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá.

30 anos		
Família	Espécie	Mortalidade (%)
Cecropiaceae	<i>Cecropia membranaceae</i>	20,9
Lauraceae	<i>Rhodostemonodaphne</i> sp.1	11,5
Malvaceae	<i>Pseudobombax munguba</i>	3,6
Moraceae	<i>Ficus insípida</i>	3,6
Malvaceae	<i>Luehea cymulosa</i>	3,3
130 anos		
Família	Espécie	Mortalidade (%)
Lauraceae	<i>Nectandra hihua</i>	6,4
Annonaceae	<i>Oxandra riedeliana</i>	3,3
Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i>	3,2
Papilionoidae	<i>Vaitarea guianensis</i>	1,1
Euphorbiaceae	<i>Hevea spruceana</i>	0,8
250 anos		
Família	Espécie	Mortalidade (%)
Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp.	5,8
Annonaceae	<i>Oxandra riedeliana</i>	4,6
Papilionoideae	<i>Paramachaerium ormosioides</i>	3,8
Apocynaceae	<i>Himatanthus attenuatus</i>	3,7
Myrtaceae	<i>Marlierea</i> sp.3	2,2

As perdas anuais em biomassa lenhosa acima do solo (BLAS) através da mortalidade foram elevadas nos três estágios, alcançando maior valor no estágio de 250 anos (5,3 Mg/ha/ano) do que nos estágios de 30 (3,1 Mg/ha/ano) e 135 anos (4,3 Mg/ha/ano) (figura 8). As perdas de BLAS pela mortalidade são maiores em florestas maduras do que em florestas de estágios iniciais da sucessão.

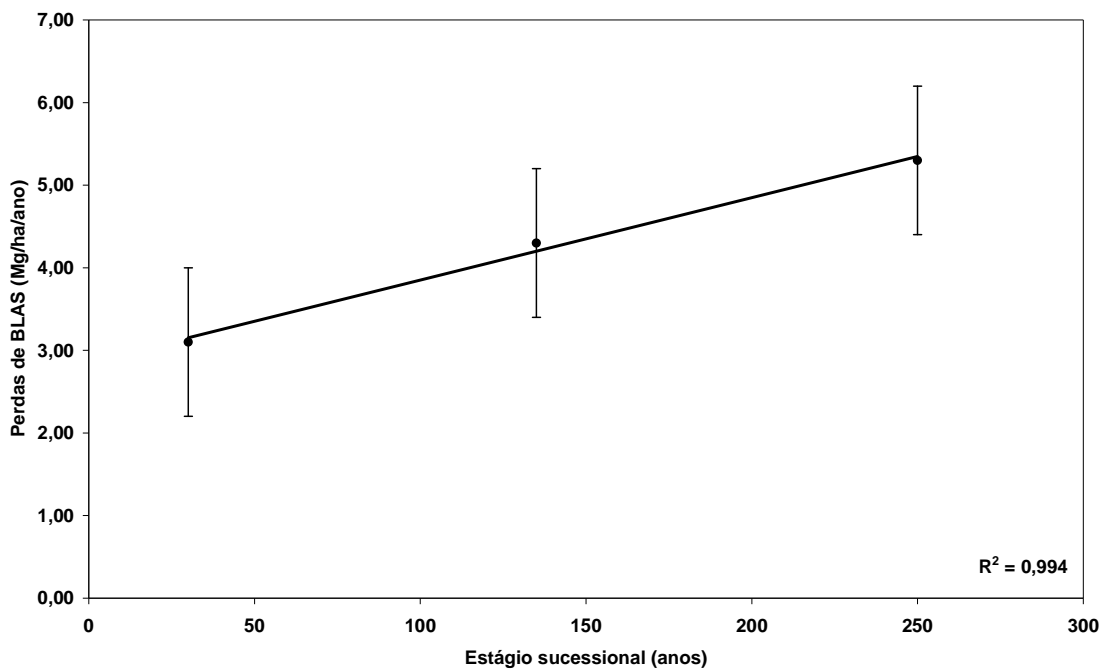


Figura 8: Perdas anuais de BLAS pela mortalidade nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

As espécies que registraram as maiores perdas de BLAS foram *Ficus insipida* (0,67 Mg/ha/ano) e *Luehea cymulosa* (0,53 Mg/ha/ano) no estágio de 30 anos, *Eschweilera parvifolia* (0,52 Mg/ha/ano) e *Inga laterifolia* (0,37 Mg/ha/ano) no estágio de 135 anos e *Inga pilosula* (1,15 Mg/ha/ano) e *Annona hypoglauca* (0,50 Mg/ha/ano) no estágio de 250 anos. Nos estágios de 30 e 135 anos, a classe diamétrica inicial de 10 cm indicou as maiores perdas de BLAS, enquanto que no estágio de 250 anos as maiores perdas se concentraram na classe de 60 cm (figura 9). Portanto, florestas de várzea em processo de amadurecimento registraram maior perda de BLAS pela mortalidade nas classes diamétricas iniciais.

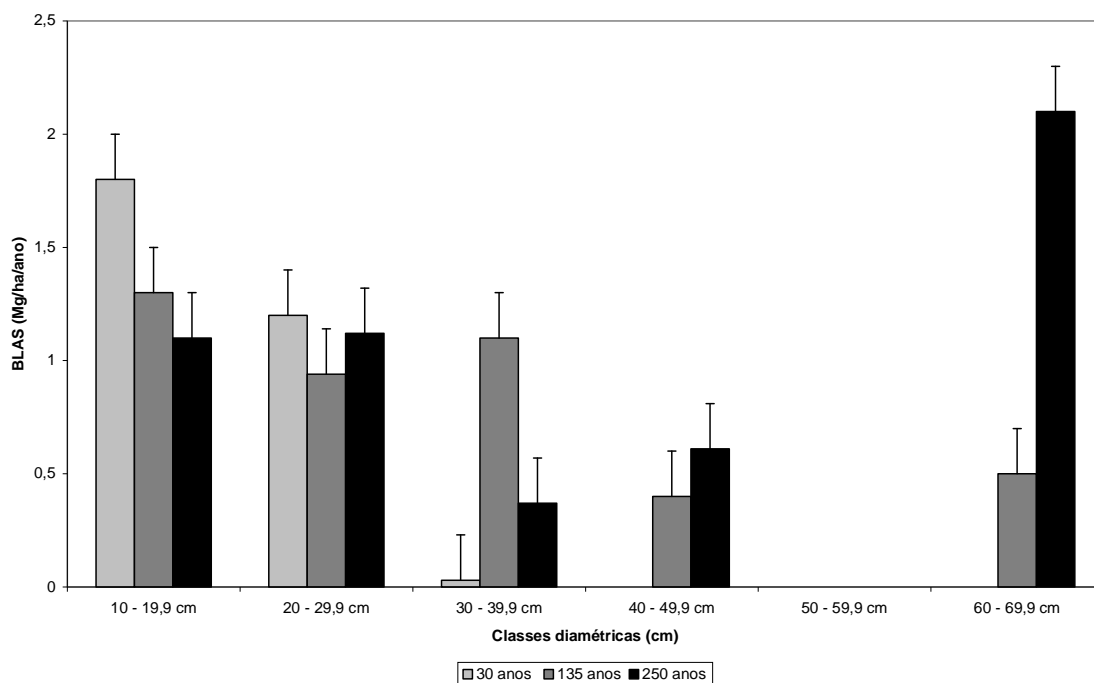


Figura 9: Perdas de BLAS (Mg/ha/ano) pela mortalidade por classe diamétrica nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

5.3 Recrutamento

As taxas anuais de recrutamento de espécies arbóreas foram maiores no estágio juvenil de 30 anos e reduziram ao longo do gradiente sucessional. *Luehea cymulosa* e *Ilex inundata* apresentaram as maiores taxas de recrutamento no estágio de 30 anos, seguidas por *Mabea nítida* e *Oxandra riedeliana* no estágio de 135 anos e *Eschweilera albiflora* e *Mabea* sp.1 no de 250 anos (tabela 8).

Tabela 8: Relação das cinco espécies arbóreas (DAP > 10 cm) com as maiores taxas de recrutamento nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá.

Estágio secundário inicial (30 anos)		
Família	Espécie	Recrutamento (%)
Malvaceae	<i>Luehea cymulosa</i>	4,7
Aquifoliaceae	<i>Ilex inundata</i>	4,2
Lauraceae	<i>Nectandra amazonum</i>	4,1
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.0	2,5
Clusiaceae	<i>Vismia guianensis</i>	2,5
Estágio intermediário (135 anos)		
Família	Espécie	Recrutamento (%)
Euphorbiaceae	<i>Mabea nítida</i>	3,2

Annonaceae	<i>Oxandra riedeliana</i>	3,1
Euphorbiaceae	<i>Discocarpus brasiliensis</i>	3,0
Euphorbiaceae	<i>Piranhea trifoliata</i>	2,8
Myrtaceae	<i>Caliptranthes creba</i>	2,5
Estágio clímax (250 anos)		
Família	Espécie	Recrutamento (%)
Lecythidaceae	<i>Eschweilera albiflora</i>	3,2
Euphorbiaceae	<i>Mabea sp.1</i>	2,8
Euphorbiaceae	<i>Hevea spruceana</i>	2,5
Euphorbiaceae	<i>Discocarpus brasiliensis</i>	2,4
Myrtaceae	<i>Marlierea sp.2</i>	2,4

A contribuição do recrutamento na produção de BLAS foi inferior aos ganhos pelo incremento diamétrico das árvores remanescentes. O maior valor foi registrado no estágio de 30 anos (0,58 Mg/ha/ano), seguido pelos estágios de 250 (0,28 Mg/ha/ano) e 135 anos (0,24 Mg/ha/ano) (figura 10). Espécies arbóreas de *Ilex inundata* e *Nectandra amazonum* obtiveram os maiores ganhos de BLAS no estágio de 30 anos, 0,48 e 0,04 Mg/ha/ano, respectivamente. No estágio de 135 anos, as espécies *Mabea nitida* e *Discocarpus brasiliensis* obtiveram ganhos de BLAS de 0,06 e 0,04 Mg/ha/ano.

A classe diamétrica de 10 cm foi a única nos três estágios sucessionais que concentrou ganhos de BLAS através do recrutamento com valores médios de 0,58 Mg/ha/ano (estágio de 30 anos), 0,24 Mg/ha/ano (estágio de 135 anos) e 0,26 Mg/ha/ano (estágio de 250 anos).

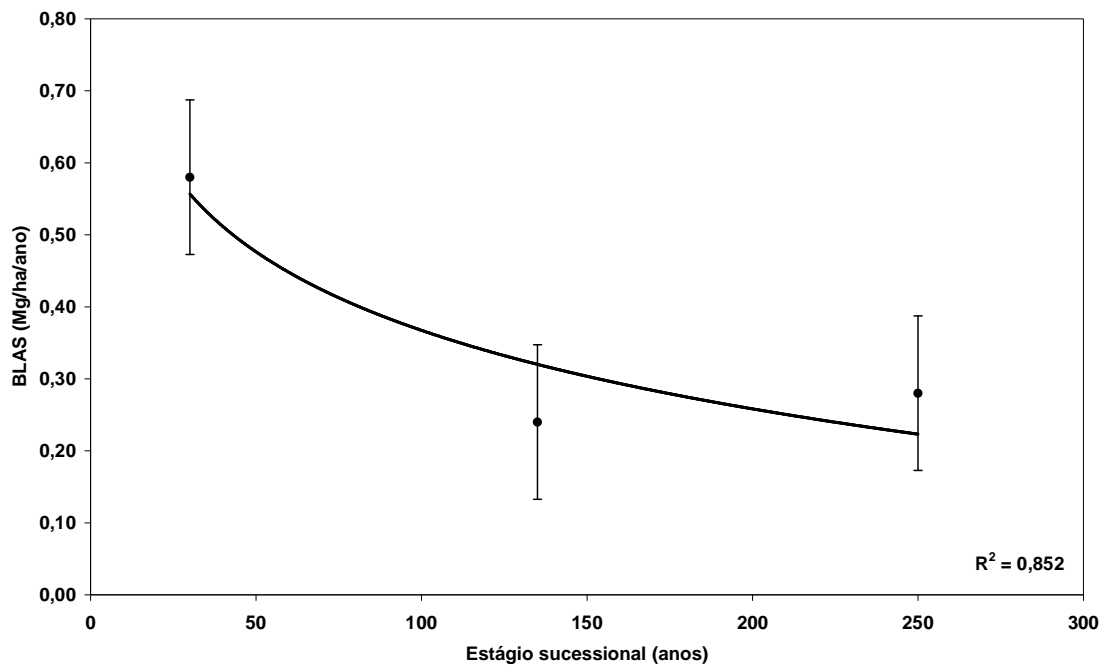


Figura 10: Ganhos anuais de BLAS das árvores recrutadas (DAP > 10 cm) nos três estágios sucessionais, RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

5.4 Balanço de Carbono na BLAS nos três estágios sucessionais

O maior incremento anual de biomassa lenhosa foi verificado no estágio de 30 anos (4,3 Mg/ha) com redução gradativa ao longo dos estágios de 135 anos (2,2 Mg/ha) e de 250 anos (0,17 Mg/ha) (figuras 12 e 13). Porém o maior estoque de biomassa concentra-se nos estágios de 250 anos (250 Mg/ha) e de 135 anos (247 Mg/ha) em comparação com o estágio de 30 anos (151 Mg/ha) (figura 11).

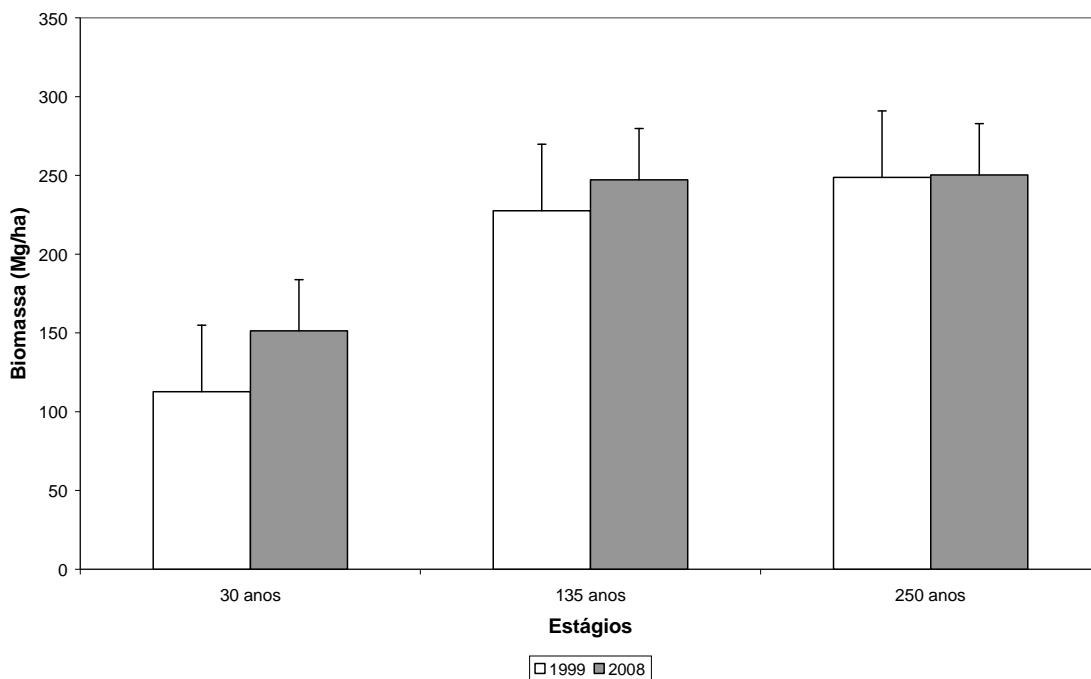


Figura 11: Comparação do estoque de biomassa lenhosa das árvores com DAP > 10 cm nos anos de 1999 e 2008 nas três parcelas permanentes de florestas de várzea baixa da RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

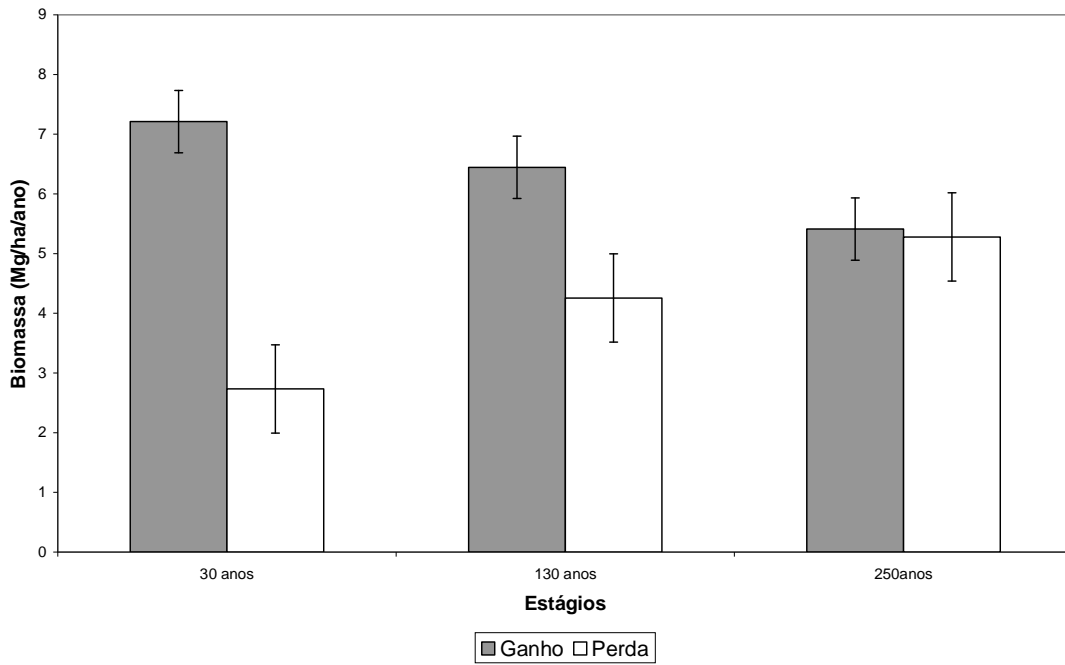


Figura 12: Comparação entre ganhos e perdas anuais de biomassa lenhosa por hectare e por ano nos três estágios sucessionais de florestas de várzea baixa da RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão

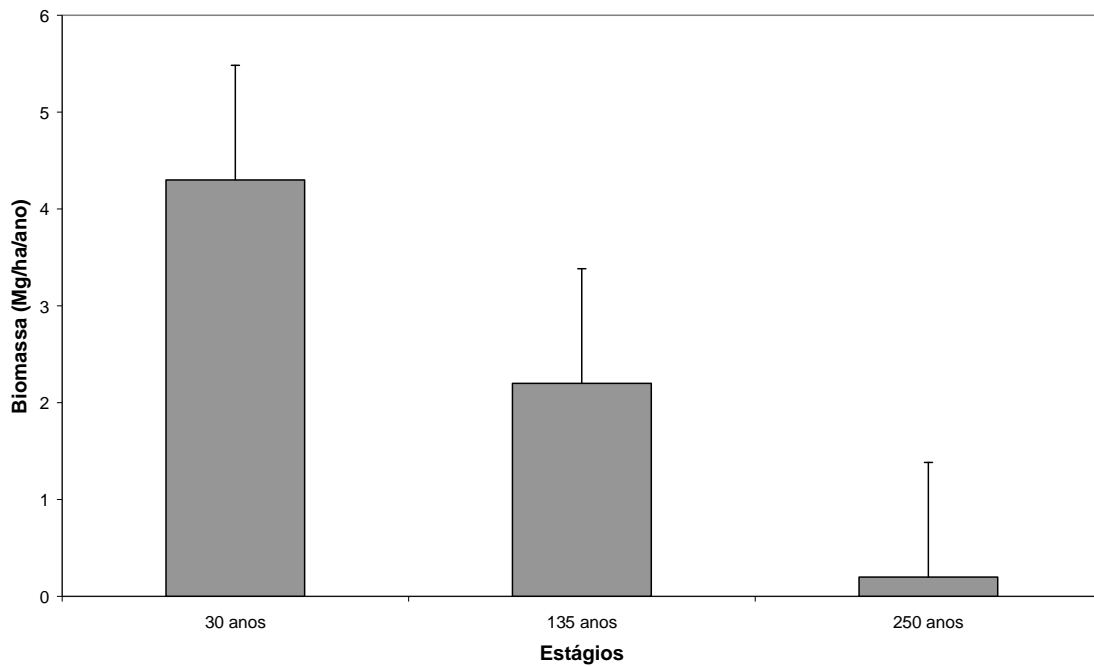


Figura 13: Incremento anual de biomassa lenhosa nos três estágios sucessionais de florestas e várzea baixa da RDS Mamirauá. Barras indicam desvio padrão.

No balanço de carbono, somente o estágio de 30 anos indicou seqüestro líquido significativo. Com o aumento da idade da floresta, o seqüestro de carbono diminui gradativamente nos estágios de 135 e 250 anos de idade (tabela 11).

Tabela 09: Balanço de carbono na BLAS de árvores com DAP > 10 cm nos três estágios sucessionais no período de 1999 a 2008, RDS Mamirauá.

Estágio	Estoque de Carbono 1999 (MgC/ha)	Incremento (Mg C/ha/ano)	Recrutamento (Mg C/ha/ano)	Mortalidade (Mg C/ha/ano)	Estoque de carbono 2008 (MgC/ha)	Seqüestro anual (Mg C/ha/ano)
30 anos	51	3,0	0,3	1,3	68	2,1
130 anos	114	3,1	0,1	2,1	123,6	1,1
250 anos	124	2,6	0,1	2,6	125,1	0,1

6. DISCUSSÃO

Na literatura existem poucas informações a respeito de taxas de mortalidade e recrutamento em florestas alagáveis. Este estudo avaliou depois de nove anos três parcelas permanentes de estágios sucessionais de florestas de várzea baixa com idades de 30, 135 e 250 anos para calcular taxas de incremento, mortalidade e recrutamento. Baseado nestas informações foi realizado um balanço de carbono na BLAS. O estudo indicou que em função da idade da floresta inundada de várzea existe uma grande variação de perdas e ganhos de carbono na BLAS. O resultados apresentados indicam que a quantidade de BLAS estocada é diretamente proporcional ao aumento da idade da floresta, entretanto, taxas de incremento diamétrico, recrutamento, mortalidade e seqüestro de carbono tendem a diminuir ao longo do gradiente sucessional. Com o aumento da idade o sistema florestal fica aparentemente menos dinâmico. Contudo, o estudo indicou que as perdas de BLAS foram maiores em florestas maduras. Nos estágios jovens da sucessão taxas de mortalidade ocorrem principalmente nas classes diamétricas baixas, enquanto que nas florestas maduras, as perdas de BLAS são concentradas nas classes de diâmetros maiores. O balanço entre ganhos e perdas indica que florestas jovens no início do gradiente sucessional ainda seqüestram carbono na BLAS, enquanto florestas maduras encontram-se em equilíbrio.

Entre o estabelecimento de 1999 e o levantamento em 2008 não houve nenhum censo. Porém como as árvores (DAP>10 cm) foram mapeadas por coordenadas (x,y), a identificação e localização dos indivíduos remanescentes foi garantida, assim como, o registro de árvores que morreram neste período e aquelas que recrutaram. Contudo, este longo intervalo causa

certos problemas no cálculo de perdas e ganhos de carbono na BLAS devido aos seguintes fatos:

1. O ano em que cada árvore morreu não é conhecido. Neste estudo foram calculadas as estimativas de BLAS com base nos dados do levantamento de 1999 para indicar as perdas. As perdas, porém, podem ser mais altas, por que muitas árvores morreram depois do ano de 1999 e, portanto não foi registrado o incremento do DAP (diferença entre o DAP do ano que a árvore morreu e o DAP registrado em 1999).
2. Árvores que recrutaram e morreram entre 1999 e 2008 não podem ser registradas com censos tão longos. Devido à diferença no tempo de decomposição das árvores mortas, que normalmente é relacionada com a densidade específica da madeira (Martius, 1992), perdas de BLAS e emissão de carbono pelo processo de decomposição da madeira ocorrem mais rapidamente nos estágios jovens da sucessão, onde dominam espécies com baixas densidades de madeira ao contrário de florestas maduras onde predominam árvores com altas densidades. Portanto, as taxas de mortalidade calculadas neste estudo tendem a ser maiores do que as apresentadas.

Apesar destes fatos o presente estudo é capaz de estimar mudanças no estoque de BLAS e seqüestro de carbono após nove anos de observação.

Tabela 10: Comparação entre taxas de incremento diamétrico (mm/ano) através da medição do DAP obtidas neste estudo com taxas de incremento em diâmetro obtidas por estudos dendrocronológicos (Worbes, 1997; Schöngart, 2003).

Florestas de várzea	Incremento diamétrico (mm/ano)
Amazônia Central (Manaus) (Worbes, 1997)	
Estágio pioneiro (20 anos)	19,8 (9,4-24,6)
Estágio pioneiro (45 anos)	9,6 (4,8-20,2)
Estágio pioneiro (80 anos)	5,4 (1,4-15,2)
Estágio secundário tardio (> 200 anos)	3,4 (1,4-5,2)
Amazônia Central (RDSM) (Schöngart, 2003).	
Estágio pioneiro (7 anos)	27,0±17,8
Estágio secundário inicial (20 anos)	14,8±14,0
Estágio secundário tardio (50 anos)	8,6±5,5
Estágio intermediário (125 anos)	4,7±11,7
Estágio clímax (240 anos)	3,8±5,2
Amazônia Central (RDSM) (presente estudo)	

Estágio secundário inicial (30 anos)	4,2
Estágio intermediário (135 anos)	3,5
Estágio clímax (250 anos)	3,2

Assim como neste estudo, as taxas de incremento diamétrico obtidas por Worbes (1997) e Schöngart (2003) baseadas em análises de anéis de crescimento (dendrocronologia) indicam redução do incremento diamétrico em função do aumento da idade da floresta (tabela 10). Porém, o valor do incremento para o estágio secundário inicial deste estudo foi menor do que o calculado por Schöngart (2003) para o mesmo estágio, indicando uma redução na taxa anual de incremento diamétrico médio deste estágio após nove anos, provavelmente associada com a senescência das árvores pioneiras que dominam este estágio (Wittmann *et al.*, 2002). Nas florestas maduras representadas pelos estágios intermediário e clímax, as taxas de incremento diamétrico obtidas neste estudo por remedição do DAP e as de Worbes (1997) e Schöngart (2003) por estudos dendrocronológicos são congruentes.

As taxas de mortalidade reduziram ao longo do gradiente sucessional, no entanto, as perdas de BLAS aumentaram significativamente. Isto se deve ao fato de que árvores de florestas maduras concentram maior quantidade de biomassa do que árvores de florestas jovens, devido a maiores densidades específicas da madeira e maiores dimensões em altura (Wittmann *et al.*, 2002; Schöngart, 2003).

Algumas espécies do presente estudo, principalmente no estágio jovem da sucessão, obtiveram elevadas taxas de mortalidade como *Cecropia membranaceae* que apresentou uma taxa anual de 20,7%. Isso indica que a população dessa espécie alcançou a sua idade máxima (Schöngart, 2003). A taxa de mortalidade obtida para *Cecropia membranaceae* foi quase o dobro da taxa apresentada pela segunda colocada *Rhodostemonodaphne* sp.1 e cerca de 6 vezes maior que duas outras espécies neste mesmo estágio, *Ficus insipida* e *Luehea cymulosa*. Porém, estas espécies (*Ficus insipida* e *Luehea cymulosa*) concentraram as maiores perdas de BLAS do estágio de 30 anos. Sendo assim, o fato de uma determinada espécie apresentar alta taxa de mortalidade não indica a mesma proporção na perda de BLAS. Esta tendência se aplica também aos estágios de 135 e 250 anos.

Taxas de mortalidade do presente estudo variaram entre 3,31% a 4,28%. Estes valores são relativamente altos quando comparados com florestas de várzea peruana (Nebel *et al.*, 2001c) onde taxas de mortalidade obtidas em 3 hectares após 4 anos de monitoramento variaram entre 2,20-3,16%, principalmente, quando é levado em consideração que as taxas de mortalidade do presente estudo provavelmente estão subestimadas devido à ausência de dados

das árvores recrutadas que morreram no período entre 1999 e 2008 quando não foi realizado nenhum censo. Também em comparação com taxas de mortalidade obtidas em florestas de terra firme que variam entre 2-3% (Lieberman *et al.*, 1985; Phillips *et al.*, 1994; Condit *et al.*, 1995), as florestas de várzea da Amazônia Central apresentam uma dinâmica mais acelerada (tabela 11).

Tabela 11: Comparação entre taxas de mortalidade de outros estudos em florestas tropicais (terra firme) que consideram árvores com DAP > 10 cm.

Fonte	Taxa de mortalidade (%)
Lieberman <i>et al.</i> (1985)	2,03
Phillips <i>et al.</i> (1994)	2,21
Condit <i>et al.</i> (1995)	2,08
Condit <i>et al.</i> (1995)	3,11
Estágio sucessional 30 anos (este estudo)	4,28
Estágio sucessional 135 anos (este estudo)	3,31
Estágio sucessional 250 anos (este estudo)	3,33

Os resultados deste estudo estão de acordo com as estimativas de biomassa lenhosa na região de Manaus em florestas de várzea ao longo de um gradiente sucessional com estágios na faixa etária de 2 a 80 anos (Worbes, 1997) e de 7 a 240 anos (Schöngart *et al.*, em prensa) que indicam aumento no estoque de BLAS com o aumento da idade da floresta. Almeida *et al.* (2004) estimaram a biomassa lenhosa de quatro hectares de florestas de várzea (DAP > 10 cm) da bacia Amazônica oriental, os quais atingiram valores de 171 a 215 Mg/ha, porém, não apresentaram informações sobre nível de alagamento, idade dos estágios e quais os métodos utilizados para determinação da BLAS. Malhi *et al.* (2006) estimaram a BLAS de florestas de várzea da Amazônia ocidental em torno de 195 a 357 Mg/ha, porém, este valor pode estar superestimado devido à aplicação do modelo alométrico de Baker *et al.* (2004a) que despreza a altura e a densidade específica da madeira como parâmetros independentes. Saatchi *et al.* (2007) registraram uma estimativa de 161,3±101,7 Mg/ha, a partir de 40 lotes de florestas alagáveis da Bolívia, Peru, Colômbia e Brasil, mas estes autores não consideraram o tipo de floresta inundável (várzea ou igapó), estágio sucessional e altura da inundação, resultando em amplas variações de biomassa entre os estandes indicadas pelo alto desvio padrão (tabela 12).

Tabela 12: Comparação do estoque de BLAS em florestas alagáveis de várzea da bacia Amazônica.

Florestas de várzea	BLAS (Mg/ha)
Amazônia oriental (Almeida <i>et al.</i> , 2004)	171-215
Amazônia Central (Manaus) (Worbes, 1997)	
Estágio pioneiro (2 anos)	3
Estágio pioneiro (4 anos)	14
Estágio pioneiro (12 anos)	98
Estágio secundário inicial (44 anos)	258
Estágio secundário tardio (80 anos)	279
Amazônia Central (RDSM) (Schöngart <i>et al.</i> , em prensa).	
Estágio pioneiro (7 anos)	18
Estágio secundário inicial (20 anos)	117
Estágio secundário tardio (50 anos)	261
Estágio intermediário (125 anos)	230
Estágio clímax (240 anos)	239
Amazônia Central (RDSM) (presente estudo)	
Estágio secundário inicial (30 anos)	151,3
Estágio intermediário (135 anos)	247,2
Estágio clímax (250 anos)	250,3
Amazônia Ocidental (Malhi <i>et al.</i> , 2006)	
Estágio clímax	195-375

O estoque de carbono na biomassa lenhosa calculado neste estudo foi menor que aqueles apresentados por Malhi *et al.* (2004) em florestas neotropicais e florestas alagáveis com escassez de nutrientes (igapó), por Chambers *et al.* (2001) em florestas de terra-firme da Amazônia Central e por Clark *et al.* (2001a) em florestas pantropicais. As estimativas de seqüestro anual de carbono na biomassa lenhosa de florestas de várzea foram menores que as de Nebel *et al.* (2001a) e as de Malhi *et al.* (2004). Ambos os estudos estão embasados em medidas repetidas do diâmetro em florestas de várzea do Peru e Bolívia similarmente a esse estudo.

Comparando as áreas basais deste estudo com dados da rede “Rainfor” em florestas de várzea estabelecidas em solos aluviais recentes no Peru e Equador (Malhi *et al.*, 2004) observa-se poucas variações. Porém, enquanto que os incrementos em área basal por hectare e por ano são altos nas florestas de várzea da bacia Amazônica Ocidental (0,53-1,21 m²/ha/ano), as taxas de incremento deste estudo monitoradas na Amazônia Central são menores (0,07-0,51 m²/ha/ano). A floresta com mais de 250 anos de idade indicou perda de área basal de 0,07 m²/ha/ano. O turnover de troncos (média das taxas de recrutamento e mortalidade (Malhi

et al., 2004)) são inferiores neste estudo àqueles obtidos na bacia ocidental (tabela 13)). Os incrementos em BLAS das árvores remanescentes do presente estudo variaram entre 2,7-3,3 Mg C/ha/ano, de modo semelhante aos dados obtidos por Malhi *et al.*, (2004) no Parque Nacional Manu (Peru) e Tiputini (Equador), porém inferior às estimativas em Jenaro (Peru) que apresentou uma produtividade de BLAS entre 5,1-5,4 Mg C/ha/ano. Tais variações podem ser resultantes da diferença na idade das florestas, duração do tempo de inundação, aspectos edáficos ou problemas metodológicos, como por exemplo, a aplicação de diferentes modelos alométricos para transformar os dados de inventários florestais entre dois censos para estimar a produtividade de BLAS.

Tabela 13: Comparação da produtividade de florestas de várzea na bacia Amazônica em solos aluviais recentes considerando área basal, incremento anual da área basal, e *stem turnover* (média das taxas de recrutamento e mortalidade) (árvores com DAP > 10 cm).

Malhi <i>et al.</i> (2004)	País	<i>Stem-turnover</i> (%)	Área basal (m²/ha)	Incremento da área basal (m²/ha/ano)	Produtividade de madeira (Mg C/ha/ano)
Tiputini (TIP-03)	Equador	2,97	24,2	0,53	2,63
Jenaro (JEN-03)	Peru	4,33	26,0	1,12	5,09
Jenaro (JEN-06)	Peru	3,21	27,2	1,21	5,43
Jenaro (JEN-09)	Peru	3,06	28,2	1,12	5,09
Manu, Cocha Cashu (MNU-05)	Peru	2,07		0,61	3,07
Manu, Cocha Cashu (MNU-06)	Peru	2,30		0,64	3,23
Presente estudo					
RDSM, 30 anos	Brasil	2,74	33,9	0,51	3,3
RDSM, 130 anos	Brasil	1,97	27,1	0,07	3,2
RDSM, 250 anos	Brasil	1,78	26,1	-0,10	2,7

Porém considerando perdas e ganhos de carbono na BLAS através de mortalidade e incremento, o seqüestro líquido de carbono das florestas estudadas apresenta valores entre 0,1-1,1 Mg C/ha/ano para florestas maduras. Florestas jovens apresentaram um seqüestro líquido de 2,1 Mg C/ha/ano. Phillips *et al.* (2008) estimaram uma média de seqüestro líquido de carbono em florestas alagáveis de 0,63±0,23 Mg C/ha/ano, similarmente aos valores obtidos neste estudo para florestas maduras.

Os resultados deste estudo estão de acordo com as previsões de Schöngart *et al.* (em prensa) de que florestas de várzea baixa apresentam um aumento no estoque de BLAS

crescente ao longo de estágios secundários iniciais da sucessão, porém nenhuma mudança significativa é observada em florestas maduras. Com relação ao seqüestro de carbono, os mesmos autores prevêm que florestas de estágios jovens seqüestram quantidades significativas de carbono até atingirem a faixa etária de 50 anos e que a partir desta idade mantêm uma taxa constante. Neste estudo, verificou-se que florestas de várzea de 135 anos ainda mantêm suas atividades como sumidouro de carbono, entretanto em menor escala quando comparadas com florestas jovens (30 anos) (tabela 14).

Tabela 14: Tendência da dinâmica do carbono na BLAS (estoque e seqüestro) ao longo do gradiente sucessional em florestas de várzea baixa da Amazônia Central.

Estágio sucessional	Estoque de carbono (Mg C/ha)	Seqüestro de carbono (Mg C/ha/ano)
Amazônia Central (RDSM) (Schöngart, 2003).		
Estágio pioneiro (7 anos)	8,1	2,5
Estágio secundário inicial (20 anos)	52,6	8,1
Estágio secundário tardio (50 anos)	117,45	7,0
Estágio intermediário (125 anos)	115	3,5
Estágio clímax (240 anos)	119,5	2,7
Amazônia Central (RDSM) (presente estudo)		
Estágio secundário inicial (30 anos)	68,1	2,1
Estágio intermediário (135 anos)	123,6	1,1
Estágio clímax (250 anos)	125,1	0,1

As florestas de várzea apresentam como principal característica a elevada dinâmica ecológica. O alagamento anual por rios de água branca carregados de sedimentos andinos ricos em nutrientes minerais resulta em um solo fértil todos os anos, em contraste às florestas de terra-firme e de igapó que não possuem essa característica (Schöngart, 2003). Portanto florestas de várzea são mais recomendadas para fins de manejo do que florestas de outros ambientes. Contudo, planos de manejo devem considerar a importância de cada estágio sucessional no tocante à dinâmica do carbono e assim determinar a melhor forma de gerir os recursos de florestas de várzea de modo a evitar a superexploração de apenas uma faixa etária. Estágios sucessionais jovens estão em grande maioria localizados próximos às margens dos rios onde possuem uma importante função ecológica de proteção contra erosão do solo (Schöngart *et al.* 2007) e apresentam taxas de crescimento maiores que florestas maduras. Porém, apresentam baixo estoque e altas taxas anuais de seqüestro líquido de carbono quando comparado com estágios seguintes. Portanto, planos de manejo florestal precisam ser elaborados no intuito de conciliar as características ecológicas de cada estágio sucessional

proporcionando uma alternância de corte, tendo como base informações científicas ao nível de crescimento e quantidade de BLAS de cada espécie madeireira.

7. CONCLUSÕES

- As taxas de incremento em diâmetro, BLAS, mortalidade e recrutamento em florestas de várzea baixa da Amazônia Central declinam com o aumento da idade da floresta.
- As perdas de BLAS através da mortalidade são maiores em florestas maduras do que em florestas jovens ao longo do gradiente da sucessão.
- Florestas maduras com mais de 200 anos apresentam estoque de carbono na BLAS equilibrado.
- A BLAS somente tem função significativa como sumidouro de carbono nas primeiras décadas da sucessão primária.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albernaz, A.L.K.M.; Ayres, J.M. 1999. Logging along the Middle Solimões River. *In*: Padoch, C; Ayres, J.M.; Pinedo-Vasquez, M.; Henderson, A. (eds.). *Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains*. The New York Botanical Garden Press, 135-151.
- Almeida, S.S.; Amaral, D.D.; Silva, A.S.L. 2004. Análise florística e estrutura de florestas de Várzea no estuário amazônico. *Acta Amazonica*, 34: 513-524.
- Ayres, J.M. 1993. *As matas de várzea de Mamirauá*. MCT/CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, Distrito Federal. 123 pp.
- Baker, P.J.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiori, A.; Erwin, T.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.I.; Lloyd, J.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Silva, J.N.M.; Martínez, R.V. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10: 545-562.
- Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiori, A.; Erwin, T.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Vargas, P.N.; Pitman, N.C.A.; Silva, J.N.M.; Martínez, R.V. 2004. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 359: 353-365.

- Campbell, D.G.; Stone, J.L.; Rosas Jr. A., 1992. A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (Várzea) forests of known ages, rio Juruá, western Brazilian Amazon. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 108:213-237.
- Cannell, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. *Forest Ecology and Management*, 8: 299-312.
- Cattanio, J.H.; Anderson, A.B.; Carvalho, M.S. 2002 Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon Estuary. *Revista Brasileira de Botânica*, 25: 419-430.
- Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Higuchi, N. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 152: 73-84.
- Chave, J.; Riéra, B.; Dubois, M. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 79-96.
- Chave, J.; Condit, R.; Lao, S.; Caspersen, J.P.; Foster, R.B.; Hubbell, S.P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91: 240-252.
- Chave, J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 359: 409-420.
- Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Fölster, H.; Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; Lescure, J.P.; Nelson, B.W.; Ogawa, H.; Puig, H.; Riéra, B.; Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecology*, 145: 87-99.
- Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.K.; Thomlinson, J.R.; Ni, J.; Holland, E.A. 2001a. Net primary production in tropical forest: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, 11: 371-384.
- Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.Q.; Thomlinson, J.R.; Ni, J. 2001b. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications*, 11: 356-370.
- Condit, R.; Hubbell, S.T.; Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs*, 65: 419-439.
- Cummings, D.L.; Kauffman, J.B.; Perry, D.A.; Hughes, R.F. 2002. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 163: 293-307.

- De Simone, O.; Müller, E.; Junk, W.J.; Schmidt, W. 2003. Adaptations of Central Amazon tree species to prolonged flooding: root morphology and leaf longevity. *Plant Biology*, 4: 515-522.
- Elias, M.; Potvin, C. 2003. Assessing intra and inter-specific variation in trunk carbon concentration for 32 neotropical tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 1039-1045.
- Fearnside, P.M.; Guimarães W.M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 80: 35–46.
- Fearnside, P.M. 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 90: 59-87.
- Ferreira, L.V. 1991. O efeito do período de inundação na zanação de comunidades, fenologia e regeneração em uma floresta de igapó na Amazônia Central. Dissertação, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 161p.
- Ferreira, L.V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in Central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1353-1363.
- Fonseca Júnior, S.F. 2007. Crescimento arbóreo de *Tabebuia barbata* (Bignoniaceae) e *Vaitarea guianensis* (Fabaceae) em florestas alagáveis de igapó e de várzea na Amazônia Central por métodos dendrocronológicos. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM, Manaus, Amazonas. 76 pp.
- Furch, K. 1984. Water chemistry of the Amazon basin. The distribution of chemical elements among freshwaters. In: Sioli, H. (ed). *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr. W.J. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 176-200.
- Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W.J. (ed). *The Central Amazon Floodplains*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 126: 47-67.
- Higuchi, N.; Hummel, A.C.; Freitas, J.V.; Malinowski, J.R.E.; Stokes, R. 1994. Exploração florestal nas várzeas do Estado do Amazonas: Seleção de árvore, derrubada e transporte. Proceedings of the VII Harvesting and Transportation of Timber Products. IUFRO/UFPR, Curitiba, Brazil, 168-193.
- Huber, J. 1910. Matas e madeiras amazônicas. *Boletim Museu Goeldi*, 6: 91-225.

- Irion, G.; Junk, W.J.; De Mello, J.A.S.N. 1997. The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological e geomorphological aspects. *In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplains.* Springer Verlag, Berlin, Heldeberg, New York. 126: 23-46.
- Junk, W.J. 1984. Ecology of the várzea floodplain of Amazonian white water rivers. *In: Sioli, H. (ed). The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.* Dr. W.J. Junk Publishers, Dordrecht, 216-243.
- Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains. *In: Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Baisley, H. (eds). Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity.* Academic Press, London, 47-64.
- Junk, W.J. 1993. Wetlands of Tropical South America. *In: Whigham, D.; Hejny, S.; Dykyjova, D. (eds). Wetlands of the world.* Dr. W.J. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster, 679-739.
- Junk, W.J. 1998. A várzea do Rio Solimões-Amazonas: Conceitos para o aproveitamento sustentável de seus recursos. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros.* Águas de Lindóia, São Paulo, 1-24.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *In: Dodge, D.P. (ed). Proceedings of the International Large River Symposium (LARS).* Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127.
- Junk, W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. 2000. *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management.* Backhuys Publishers b.V., Leiden. 590 pp.
- Klinge, H.; Furch, K.; Harms, E.; Revilla, J. 1983. Foliar nutrient levels of native tree species from Central Amazonia. *In: Inundation forests. Amazoniana, 8: 19-46.*
- Klinge, H.; Furch, K.; Harms, E. 1984. Selected bioelements in bark and wood of native tree species from Central-Amazonian inundation forests. *Amazoniana, 9: 29-47.*
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra.* Fondo de Cultura Económica. México. 479 pp.
- Kubitzki, K.; Ziburski, A. 1994. Seed dispersal in floodplain forest of Amazonia. *Biotropica, 26: 30-43.*
- Lamotte, S. 1990. Fluvial dynamics and succession in the lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonia. *Forest Ecology and Management, 33/34: 141-156.*
- Lewis, D.; Yang, Y.; Rose, T. 2004. A new benchmark collection for text categorization

- research. *JMLR*, 5: 361–397.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Hartshorn, G.; Peralta, R. 1985: Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 1: 97-109.
- Malhi, Y.; Phillips, O.L.; Lloyd, J.; Baker, T.; Wright, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Frederiksen, T.; Grace, J.; Higuchi, N.; Killeen, T.; Laurance, W.F.; Leão, C.; Lewis, S.; Meir, P.; Monteagudo, A.; Neill, D.; Vargas, P.N.; Panfil, S.N.; Patiño, S.; Pitman, N.; Quesada, C.A.; Ruelas-Ll., A.; Salomão, R.; Saleska, S.; Silva, N.; Silveira, M.; Sombroek, W.G.; Valencia, R.; Martínez, R.V.; Vieira, I.C.G.; Vincenti, B. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, 13: 439-450.
- Malhi, Y.; Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Arroyo, L.; Chave, J.; Czimczik, C.I.; Di Fiori, A.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Montoya, L.M.M.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Vargas, P.N.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Martínez, R.V.; Terborgh, J.; Vinceti, B.; Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10: 563-591.
- Malhi, Y., Wood, D.; Baker, T.R.; Wright, J.; Phillips, O.L.; Cochrane, T.; Meir, P.; Chave, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Vargas, P.N.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Terborgh, J.; Martínez, R.V.; Vinceti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forest. *Global Change Biology*, 12: 1-32.
- Malhi, Y.; Phillips, O.L.; Lloyd, J.; Baker, T.; Wright, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Frederiksen, T.; Grace, J.; Higuchi, N.; Killeen, T.; Laurance, W.F.; Leão, C.; Lewis, S.; Meir, P.; Monteagudo, A.; Neill, D.; Vargas, P.N.; Panfil, S.N.; Patiño, S.; Pitman, N.; Quesada, C.A.; Ruelas-Ll., A.; Salomão, R.; Saleska, S.; Silva, N.; Silveira, M.; Sombroek, W.G.; Valencia, R.; Martínez, R.V.; Vieira, I.C.G.; Vincenti, B. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, 13: 439-450.
- Martius, C. 1992. Density, humidity and nitrogen content of dominant wood species of floodplain forests (várzea) in Amazonia. *Holz Roh Werkst*, 50: 300-303.

- Nebel, G.; Dragsted, J.; Salazar Vega, A. 2001a: Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forests in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 150: 93-102.
- Nebel, G.; Kvist, L.P.; Vanclay, J.K.; Christensen, H.; Freitas, L.; Ruíz, J.; 2001b. Structure and floristic composition of floodplain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey. *Forest Ecology and Management*, 150: 27-57.
- Nebel, G.; Kvist, L.P.; Vanclay, J.R.; Vidaurre, H. 2001c. Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: effects of the disturbance and implications for management and conservation. *Forest Ecology and Management*, 150: 79-92.
- Nogueira, E.M.; Fearnside, P.M.; Nelson, B.W.; Barbosa, R.I.; Keizer, E.W.H. 2009. 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.
- Parolin, P.; Oliveira, A.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J. 2002. Pioneer trees in Amazonian floodplains: key species form monospecific stands in different habitats. *Folia Geobotanica*, 37: 225-238.
- Parolin, P.; De Simone, O.; Haase, K.; Waldhoff, D.; Rottenberger, S.; Kuhn, U.; Kesselmeier, J.; Kleiss, B.; Schmidt, W.; Piedade, M.T.F.; Junk, W.J. 2004. Central Amazonian floodplain forests: tree adaptations in a pulsing system. *The Botanical Review*, 70: 357-380.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A.; Vuez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 91:2805-2809.
- Phillips, O.L.; Lewis, S.L.; Baker, T.R.; Chao, K.; Higuchi, N. 2008. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 10: 156-174.
- Piedade, M.T.F. 1985. Ecologia e biologia reprodutiva de *Astrocaryum jauari* Mart. (Palmae) como exemplo de população adaptada às áreas inundáveis do Rio Negro (igapós). Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Amazonas. 188 pp.
- Piedade, M.T.F.; Junk, W.W.; Parolin, P. 2000. The flood pulse and photosynthetic response of trees in a white water floodplain (várzea) of Central Amazon, Brazil. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*, 27: 1734-1739.

- Piedade, M.T.F.; Worbes, M. & Junk, W.J. 2001. Geo-ecological higher plants in Amazonian Floodplain: Actual Use and Options for Sustainable Management. Backhuys Publishers B.V., Leiden, p. 269-290.
- Prance, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. *Brittonia*, 31: 26-38.
- Puhakka, M. & Kalliola, R. 1993. A vegetação em áreas inundáveis de floresta baixa da Amazônia peruana. 113–138. *Projeto Amazônia*, Turku.
- RADAM, 1978. Programa de Integração Nacional. *Levantamentos de Recursos Hídricos*. V.10 folha SA 21 Radam (projeto) DNPM, Ministério das Minas e Energia. Brasil. 86 pp.
- Saatchi, S.S.; Houghton, R.A.; dos Santos Alvala, R.C.; Soares, J.V.; Yu, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13: 816–837.
- Salo, J.; Kalliola, R.; Hakkinen, I.; Makinen, Y.; Niemela, P.; Puhakka, M.; Coley, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of the Amazon lowland forest. *Nature*, 322: 254–258.
- Schöngart, J. 2003. Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern der Várzea Zentralamazoniens. In: H. Böhnelt, H. Tiessen & H.J. Weidelt (eds.), *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen*, 149: 1–257. Göttingen, Alemanha.
- Schöngart, J. 2008. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains, *Forest Ecology Management*, 256: 46-58.
- Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Ludwigshausen, S.; Horna, V.; Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 581-597.
- Schöngart, J.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Ayres, J.M.; Hüttermann, A.; Worbes, M. 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect. *Global Change Biology*, 10: 683-692.
- Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J.; Worbes, M. 2005. Wood growth patterns of *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia*, 145: 454-461.

- Schöngart, J.; Orthmann, B.; Hennenberg, K.J.; Porembski, S.; Worbes, M. 2006. Climate-growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction. *Global Change Biology*, 12: 1-12.
- Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M.; Piedade M.T.F.; Krambeck, H.J.; Junk, W.J. 2007. Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Sciences*, 64: 657–664.
- Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. Biomass and NPP of Central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; Wittmann, F.; Schöngart, J. (eds). *Central Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York (em prensa).
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P.; Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 83: 331-333.
- Sioli, H. 1968. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon Region. *Amazoniana*, 3: 267-277.
- Sioli, H. 1991. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. 3 ed. Vozes, Petrópolis. 71 pp.
- Sociedade Civil Mamirauá, 1996, Mamirauá: Management Plan. Brasília: SCM; CNPq/MCT, 94 pp.
- Stadtler, E.W.C. 2007. Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e seqüestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em uma floresta de igapó alagada por água preta na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus, Amazonas. 56 pp.
- Terborgh, J. & Petren, K. 1991. Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest. In: Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (eds) *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, New York, New York, 28-46.
- Ter Steege, H.; Pitman, N.; Sabatier, D.; Castellanos, H.; Vander Hout, P.; Daly, D.C.; Silveira, M.; Philips, O.L.; Vasquez, R.; Van Andel, T.; Duivenvoorden, J.; De Oliveira, A.A.; Ek, R.; Lilwah, R.; Thomas, R.; Van Essen, J.; Baider, C.; Maas, C.; Mori, S.; Terborgh, J.; Nuéz, P.V.; Mogollo' n, H.; Morawetz, W. 2003. A spatial model of tree adversity and b-density for the Amazon Region. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2255-2277.

- UNESCO. 2000. Man and the Biosphere Programme. Illustrated synthetic report on biosphere reserves: special places for people and nature. Paris: MAB, Sec. 1, p. 5.
- Vieira, S.; Camargo, P.B.; Selhorst, D.; Silva, Roseana; Hutyra, L.; Chambers, J.Q.; Brown, I.F.; Higuchi, N.; Santos J.; Wofsy, S.C.; Trumbore, S.E.; Martinelli, L.A. 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. *OEcology*, 140: 468-479.
- Viera, S.; Trumbore, S.; Camargo, P.B.; Selhorst, D.; Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Martinelli, L.A. 2005. Slow growth rate of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 102:18502–18507.
- Waldhoff, D.; Junk, W.J.; Furch, B. 1998. Responses of three Central Amazonian tree species to drought and flooding under controlled conditions. *International Journal of Ecological and Environments Sciences*, 24: 237-252.
- Wittmann, F.; Parolin, P. 1999. Phenology of six tree species from Central Amazonian várzea. *Ecotropica*, 5: 51-57.
- Wittmann, F.; Anhuf, D.; Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of Central Amazonian várzea forests by remote sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 805-820.
- Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests. *Journal of Biogeography*, 30: 1533-1544.
- Wittmann, F.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196: 199-212.
- Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.L.; Worbes, M. 2006a. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P.; Worbes, M.; Piedade, M.T.F.; Junk, W.J. 2006b. Wood specific gravity of trees in Amazonian white-water forests in relation to flooding. *IWA Journal*, 27: 255-266.
- Worbes, M. 1985. Structural and other adaptations to long-term flooding by trees in Central Amazonia. *Amazoniana*, 9: 459-484.
- Worbes, M. 1989. Growth rings, increment and age of trees in inundation forest, savannas and mountain forest in the neotropics. *IWA Bulletin*, 10: 109-122.

- Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. *In*: Junk, W.J. (Ed). *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 223-266.
- Worbes, M.; Junk, W.J. 1989. Dating tropical trees by means of ¹⁴C from bomb tests. *OEcology*, 70: 503-507.
- Worbes, M.; Hans, K.; Revilla, J.D.; Christopher, M. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)