

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA

Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA DE TERRA FIRME
NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE SILVICULTURA
TROPICAL, MANAUS - AMAZONAS**

FERNANDA COELHO DE SOUZA

Manaus, Amazonas

Março/2011

Fernanda Coelho de Souza

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA
ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE SILVICULTURA
TROPICAL, MANAUS - AMAZONAS**

ORIENTADOR: Dr. JOAQUIM DOS SANTOS

Co-orientador: Dr. NIRO HIGUCHI

Dissertação apresentada ao Instituto
Nacional de Pesquisas da Amazônia
como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em
Ciências de Florestas Tropicais, área
de concentração em Manejo Florestal.

Manaus, Amazonas

Março/2011

Dedico

*A minha família e amigos que sempre me apoiaram,
em especial aos meus pais Ana Maria e Alberto*

Agradecimentos

A mãe natureza por despertar em mim uma atenção e um olhar diferente para sua perfeição e peculiaridades, que me estimulam dia a dia a conhecê-la e protegê-la.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, em especial ao Programa de Pós Graduação em Ciências de Florestas Tropicais e a todos os pesquisadores que compartilharam seus conhecimentos ao longo dos últimos anos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa concedida.

Ao INCT - Madeiras da Amazônia (FAPEAM/CNPq) pelo financiamento.

Aos meus orientadores Joaquim dos Santos e Niro Higuchi, pela confiança, oportunidades, paciência e estímulo a pesquisa.

Aos professores e pesquisadores José Roberto Pinto, Alba Valéria Rezende, Marcelo Rossi, Henrique Nascimento, Bruce Nelson e João Ferraz por terem avaliado cuidadosamente meu plano de trabalho e pelas contribuições para enriquecimento desta dissertação.

A equipe da Estação Experimental de Silvicultura Tropical e ao Laboratório de Manejo Florestal, pelo suporte, estrutura e apoio logístico. Em especial a equipe de campo Tati, Dila, Wandeco e Alessandro, muito obrigado.

A Tatiana Gai pelos eternos dias de herbário e pela paciência incansável e companheirismo incondicional.

Ao Caíque, Lívia, Giga, Gazela, Abel, Carço, Waner, Cristian, Villa, Cla e Flavia pelas inúmeras conversas diárias que tanto ajudaram na elaboração desta dissertação.

A todos os colegas de mestrado, em especial aqueles que se tornaram grandes amigos.

A casa das sete: Granadeiro, Flavinha, Naman, Carol, Mi, Tati, Ernestinho e a todos que moraram ali, por dias, meses, anos, compartilhando muito mais do que um cantinho para viver.

Aos amigos de Brasília, em especial aos floresteiros, fisicamente distantes, mais muito especiais na minha vida.

A toda minha família que sempre me apoiou e incentivou na realização dos meus sonhos, aos meus irmãos Paulo Coelho, Gustavo Coelho, meus avós e todos os tios e tias que não deixaram que a distância diminuísse o significado da palavra família.

Em especial, aos meus pais, pelo exemplo de vida, carinho, preocupação, amor incondicional e principalmente por fazerem de mim o que sou hoje.

S729

Souza, Fernanda Coelho de

Dinâmica de uma floresta de terra firme na Estação Experimental de
Silvicultura Tropical, Manaus- Amazonas / Fernanda Coelho de Souza

.--- Manaus : [s.n.], 2012.

vii, 111f. : il. color.

Dissertação (mestrado) --- INPA, Manaus, 2012

Orientador : Joaquim dos Santos

Coorientador : Niro Higuchi

Área de concentração : Manejo Florestal e Silvicultura

1. Composição florística. 2. Dinâmica florestal. 3. Mortalidade.
4. Solo. I. Título.

CDD 19. ed. 634.9

Sinopse:

Avaliou-se a dinâmica espacial e temporal de uma floresta de terra firme com dados de 1996 a 2010 para determinar mudanças nas taxas de mortalidade e recrutamento ao longo de um gradiente de solos. Para analisar a mudança temporal na composição de espécies considerou-se os anos de 2004 e 2010, a composição de 2010 foi avaliada ao longo de um gradiente edáfico. Usando os diferentes intervalos de monitoramento (dois, quatro e seis anos) foi avaliada a eficácia da Matriz de Transição na projeção da distribuição de indivíduos por classes diamétricas.

Sumário

| | |
|---------------|----|
| Sumário | vi |
|---------------|----|

Capítulo 1: Mudança na composição florística e estrutura da comunidade em uma floresta de terra firme na Amazônia Central em um período de seis anos (2004 a 2010) 14

| | |
|---|----|
| Introdução:..... | 14 |
| Referencial teórico | 16 |
| Objetivo Geral | 18 |
| Objetivos específicos..... | 18 |
| Material e Métodos..... | 19 |
| Área de estudo | 19 |
| Base de dados | 20 |
| Análise de dados | 23 |
| Resultados:..... | 24 |
| Mudança na composição florística ao longo do tempo | 24 |
| Gradientes de solo | 27 |
| Autocorrelação..... | 28 |
| Gradientes na composição de espécies | 28 |
| Influência das variáveis edáficas na composição de espécies arbóreas..... | 28 |
| Discussão | 32 |
| Conclusão | 37 |

Capítulo 2: Influência do solo sobre recrutamento e mortalidade de árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia Central.....38

| | |
|----------------------------|----|
| Introdução | 38 |
| Referencial teórico | 40 |
| Objetivo Geral | 42 |
| Objetivos específicos..... | 42 |
| Material e Métodos: | 42 |
| Área de estudo | 42 |
| Base de dados | 42 |

| | |
|---|-----------|
| Análise de dados | 43 |
| Resultados e Discussão | 43 |
| Mortalidade e Recrutamento em uma escala temporal | 44 |
| Gradientes de solo | 50 |
| Mortalidade e recrutamento de árvores e sua relação com solos | 50 |
| Conclusão | 52 |
| Capítulo 3: Eficácia da matriz de transição na projeção da dinâmica em uma floresta natural de terra firme, região de Manaus | 54 |
| Introdução | 54 |
| Referencial teórico | 55 |
| Objetivo Geral | 58 |
| Objetivos específicos | 58 |
| Material e métodos: | 58 |
| Área de estudo | 58 |
| Base de dados | 58 |
| Análise de dados | 58 |
| Resultados e discussão | 62 |
| Conclusão | 67 |
| Bibliografia | 68 |
| Apêndice | |

Resumo

Foi analisada a dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus – Amazonas durante o período de 1996 a 2010. O estudo teve como objetivos: 1) descrever as mudanças na composição florística entre os anos de 2004 e 2010; 2) descrever as mudanças na composição florística ao longo de um gradiente edáfico; 3) avaliar as mudanças nos dados demográficos da vegetação entre os anos de 1996 e 2010; 4) analisar as mudanças nas taxas de mortalidade e recrutamento em função das variáveis do solo; 5) avaliar a eficácia da matriz de transição para diferentes intervalos de monitoramento (dois, quatro e seis anos) e 6) estimar e avaliar o comportamento das variáveis: biomassa fresca, seca e teor de carbono ao longo do período monitorado. O estudo foi conduzido considerando todos os indivíduos arbóreos com DAP ≥ 10 cm, encontrados em dois transectos de 20 x 2500 m (125 parcelas de 20 x 20 m alocadas sistematicamente em cada uma das transecções). As mudanças temporais na composição florística foram pequenas, evidenciada por um Índice de similaridade de Sørensen de 97,2%, houve a saída de 38 espécies (4,23%) e duas famílias e o ingresso de 20 espécies (2,27%), sugerindo uma comunidade arbórea adaptada ao meio. Essas pequenas mudanças na composição são decorrentes do ligeiro acréscimo e decréscimo na riqueza de espécies raras ou incomuns. As 15 variáveis edáficas foram condensadas em dois eixos de ordenação. O primeiro eixo (PCA1) explicou 42,73% da variação dos dados, representado por um gradiente de textura do solo, já o segundo eixo explicou 23,73% da variação dos dados, sendo explicado em grande parte pelos teores de argila e areia, em menores proporções pelos teores dos nutrientes nitrogênio (N) e carbono (C). O gradiente edáfico foi um bom preditor na variação da composição florística, explicando 71,9% e 71,4% da variação de dados qualitativos e quantitativos respectivamente. Esta relação evidencia a teoria proposta pela escola determinística, que considera que a heterogeneidade ambiental é a principal causa para a substituição gradual das espécies, sugerindo uma estruturação por nichos. As taxas de recrutamento ($1,25 \pm 0,66\% \cdot \text{ano}^{-1}$) se equipararam a de mortalidade ($1,24 \pm 0,45\% \cdot \text{ano}^{-1}$), conferindo a comunidade um estado de equilíbrio dinâmico. Ao longo do período monitorado tanto o recrutamento quanto a mortalidade oscilaram nos intervalos, a maior taxa de mortalidade observada foi de $1,94 \pm 0,84\% \cdot \text{ano}^{-1}$ durante os anos de 2004 a 2006, que compreendem a seca de 2005 e o blowdown. Embora haja uma elevada heterogeneidade ambiental que proporcione diferentes nichos não houve efeito significativo ($p > 0,05$) do gradiente edáfico sobre os eventos de morte e ingresso de indivíduos arbóreos, sugerindo que ambos ocorreram de forma estocástica ao longo do gradiente. Para a escala estudada não existe relação entre taxa de mortalidade e recrutamento com a heterogeneidade ambiental, o que pode ser atribuído tanto a baixa variação das variáveis preditas (mortalidade e recrutamento) quanto a pressão seletiva que as espécies de baixo sofrem. A matriz de transição foi uma eficiente ferramenta para projeção da dinâmica florestal quando considerados períodos curtos de dois anos. Intervalos de quatro e seis anos não produziram boas estimativas da distribuição de indivíduos por classes de diâmetro, evidenciando

que períodos de projeção devem ser curtos o suficiente para captar as mudanças entre estados e nos dados demográficos da vegetação, a fim de viabilizar a prognose para o período seguinte. Foi observado o mesmo padrão para as variáveis: densidade de indivíduos, biomassa seca, biomassa fresca e teor de carbono. Corroborando com o encontrado para as taxas de mortalidade e recrutamento, estas variáveis permaneceram em equilíbrio se considerarmos todo o período, porém foram observadas flutuações nestes valores nos diferentes intervalos. Apesar da evidente dinâmica observada ao longo dos anos a comunidade manteve-se estável no intervalo considerado.

Palavras-chave: composição florística, mortalidade, recrutamento, solo, matriz de transição probabilística.

Abstract

The dynamics of the tree community was studied in a *terra firme* Tropical Forestry Experimental Station, Manaus – Amazonas during the period 1996 to 2010. The objectives of the study was to:(1); describe changes in floristic composition between 2004 to 2010 (2); report the changes in floristic composition along an environmental soil gradient (3); analyze changes in mortality and recruitment between 1996 to 2010 (4); assess the relationship in tree mortality and recruitment with soil; (5); evaluate the effectiveness of the probabilistic transition matrix (the first-order Markov Chain) for different monitoring intervals (two, four and six years); (6) estimate and evaluate the behavior of the variables: fresh and dry biomass and carbon content throughout the monitored period. The study was carried out over two transects for the tree community (diameter at breast height – DBH > 10 cm) measuring 20 x 2500 m each (125 plots of 20 x 20 m systematically allocated in each of the transects). Temporal changes in floristic composition were small, as indicated by a Sørensen index of similarity of 97.2%, there were gains of 38 species (4.23%) and two families and losses of 20 species (2.27%) suggesting that the studied tree community is adapted to the environment. These small changes in floristic composition were due to slight increase and decrease in richness of rare or unusual species. The soil variables were condensed into two ordination axes. The first axis explained 42.73% of data variation, represented by a gradient of soil texture, while second axis explained 23.73% of data variation, being largely explained by clay and sand, to a lesser extent by the concentrations of nitrogen (N) and carbon (C). The soil gradient was a good predictor of floristic composition, explaining 71.9% and 71.4% in qualitative and quantitative data variation respectively. This relation supports the deterministic theory that environmental heterogeneity is the main cause for the gradual replacement of species, suggesting a structure for niches. Recruitment rates ($1.25 \pm 0.66\%$. yr-1) equalized mortality rates ($1.24 \pm 0.45\%$. yr-1), giving the community a state of dynamic equilibrium. Over the period monitored both recruitment and mortality ranged in the intervals, the highest mortality rate observed was $1.94 \pm 0.84\%$. yr-1 during the years 2004 to 2006, which included the 2005 drought and blowdown. Although there is an environmental heterogeneity that provides different niches there was no significant effect ($p > 0.05$) of soil gradient on the events of death and recruitment of individual trees, suggesting that both occurred in a stochastic way along the gradient. For time scale considered there was no relationship between mortality and recruitment on environmental heterogeneity, which may be explained by the low variation of the predicted variables (mortality and recruitment) and the selective pressure that the lowland species suffer. Markov Chain approach is a reliable tool to project the forest dynamics on a short-term basis, of two years. Intervals of four and six years have not produced good estimates, showing that projection periods should be short enough to capture the changes between states and in demographics data of vegetation in order to allow the prognosis for the following period. We observed the same pattern for the variables: density of individuals, dry biomass, fresh biomass and carbon content. Confirming what was found for mortality rates and recruitment, these variables

remained in balance if we consider the whole period, although fluctuations were observed in these values in different intervals. Despite the apparent dynamics observed over the years the tree community has remained stable in the range considered.

Key words: floristic composition, mortality, recruitment, soil, probabilistic transition matrix.

Lista de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1: Localização geográfica dos dois transectos (Norte - Sul e Leste - Oeste), localizados na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM. Sensor ETM - Imagem Satélite, Landsat 7 (2000), produto Geocover. | 20 |
| Figura 2a: Perfil da topossequiência do transecto 1 (Norte-Sul) na floresta primária de terra firme, na bacia do rio Cuieiras, Manaus-AM. Fonte: Higuchi <i>et al.</i> , 1998..... | 21 |
| Figura 3: Regressões parciais derivadas de regressões múltiplas relacionando os gradientes do Solo PCA1 e PCA2 com dados qualitativos e quantitativos da composição da comunidade arbórea, em todos os casos foram significativas ($p < 0.05$)..... | 29 |
| Figura 4: Distribuição das 50 principais espécies arbóreas ao longo do gradiente de textura do solo, representado pelo teor de argila..... | 31 |
| Figura 5: Regressões parciais para efeito do gradiente edáfico no número de espécies (a), número de indivíduos (b) e na diversidade arbórea (C). | 32 |
| Figura 6: Taxa de mortalidade anual nos intervalos de T1 (1996 – 2000), T2 (2000 – 2002), T3 (2002 – 2004), T4 (2004 – 2006), T5 (2006 – 2008) e T6 (2008 – 2010). | 45 |
| Figura 7: Taxa de recrutamento anual nos intervalos de T1 (1996 – 2000), T2 (2000 – 2002), T3 (2002 – 2004), T4 (2004 – 2006), T5 (2006 – 2008) e T6 (2008 – 2010). | 48 |
| Figura 8: Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos ($DAP \geq 10$ cm) entre os anos de 1996 e 2010..... | 63 |

Lista de Tabelas

| | |
|---|----|
| Tabela 1: Valores máximos e mínimos de cada variável dos solos observadas ao longo do gradiente edáfico de 5 ha do transecto Leste-Oeste de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM). Fonte: Ferraz <i>et al.</i> , 1998. | 23 |
| Tabela 2: Correlação das 12 variáveis edáficas com os dois primeiros eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA)..... | 27 |
| Tabela 3: Número de indivíduos por hectare e por classe diamétrica para os anos observados e estimados..... | 65 |
| Tabela 4: Carbono por hectare e por classe diamétrica para os anos observados e estimados. .. | 65 |
| Tabela 5: Flora preliminar de 10 ha de uma floresta de terra firme localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM) nos anos de 2004 e 2010..... | 85 |

Capítulo 1: Mudança na composição florística e estrutura da comunidade em uma floresta de terra firme na Amazônia Central em um período de seis anos (2004 a 2010)

Introdução:

Constituída por diferentes tipos de vegetação e caracterizada pela elevada diversidade de espécies a floresta amazônica possui um contingente florístico rico e variado (Phillips *et al.*, 1994; Milliken, 1998; Oliveira e Mori, 1999; Ribeiro *et al.*, 1999; Higuchi *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2004), estimado em mais de 250 espécies por hectare (Valencia *et al.*, 1994; Oliveira e Mori, 1999; Carneiro, 2004; Marra, 2010). Estas florestas com enorme diversidade biológica são caracterizadas por um sistema dinâmico que sofre constantes mudanças espaciais e temporais (Givnish, 1999; Pitman *et al.*, 1999; Pitman *et al.*, 2001; Pinto *et al.*, 2002; Tuomisto *et al.*, 2003; Laurance *et al.*, 2004; Ricklefs *et al.*, 2004; Pitman *et al.*, 2008;).

Estudar a dinâmica da vegetação é de extrema importância para o entendimento de diversos processos ecológicos, incluindo padrões de mudança e manutenção da riqueza de espécies (Phillips e Sheil, 1997; Baker *et al.*, 2003), e para a caracterização e compreensão da diversidade e da complexidade das comunidades vegetais (Rees *et al.*, 2001). Além disso, propiciam o estabelecimento de estratégias de manejo visando à conservação e a restauração de remanescentes florestais (Sheil *et al.*, 2000).

Nas duas últimas décadas, florestas na Amazônia Central têm experimentado elevadas taxas de mudanças não aleatórias em dinâmica e composição florística (Laurance *et al.*, 2004). Os mesmos autores sugerem que para florestas amazônicas isentas de perturbação, alterações sutis na composição da comunidade arbórea favorecem espécies de rápido crescimento em detrimento das espécies de crescimento mais lento. O processo de substituição das espécies é contínuo e altamente dinâmico, podendo estar relacionado à grande heterogeneidade de ambientes em florestas de terra firme. A heterogeneidade de ambientes é resultante tanto de distúrbios naturais, quanto de fatores físicos que determinam as condições propícias para estabelecimento e manutenção das espécies (Swaine *et al.*, 1987; Condit, 1995; Rees *et al.*, 2001).

Áreas que sofreram distúrbios naturais experienciam alta mortalidade seguida por alto recrutamento, o que resulta em transformações da composição e estrutura em uma escala temporal (Laurance *et al.*, 2004; Slik, 2004; Bunker e Carson, 2005; Uriarte *et al.*, 2005; Chambers *et al.*, 2009; Marra, 2010; Phillips *et al.*, 2010). Por outro lado, áreas de florestas não

atingidas por distúrbios severos passam por poucas mudanças na densidade e composição de espécies, sugerindo uma aparente estabilidade (Swaine *et al.* 1987).

Com a elevada heterogeneidade espacial, pequenas variações nas características do solo e topografia estão associadas à mudanças na composição de espécies (Clark e Clark, 1996; Clark *et al.*, 1999a; Tuomisto *et al.*, 2003; Condit *et al.*, 2004; Castilho *et al.*, 2006; ter Steeg *et al.*, 2006; Costa *et al.*, 2008; Drucker *et al.*, 2008; Zuquim *et al.*, 2009). Em escalas locais ou meso-escalas a topografia e o tipo de solo são constantemente indicados como principais determinantes na composição florística de florestas tropicais (Bohlman *et al.* 2008; Costa *et al.*, 2008) e podem ser mais afetados pela amplitude de variação do gradiente nas áreas de estudo (Jones *et al.*, 2006) do que pelo tamanho da área (Costa *et al.*, 2008).

Dois diferentes vertentes explicam a estruturação de comunidades: estocástica e determinística. A escola neutralista considera que todos os indivíduos têm potencialmente a mesma capacidade de colonizar um determinado local, sugerindo a estruturação da comunidade como um reflexo da capacidade de dispersão (Hubbelle, 2001). Já a escola determinística atribui à substituição de espécies a heterogeneidade ambiental, sugerindo que as comunidades são estruturadas por nichos (Jones *et al.*, 2008).

A variação na composição florística tem importantes implicações no ciclo do carbono em diversas florestas tropicais relacionado à densidade da madeira (Castilho *et al.*, 2010). Pequenas mudanças em sua estrutura podem ter consequências globais no que se refere à biodiversidade, ciclo do carbono e clima (Malhi *et al.*, 2002; Laurance *et al.*, 2006).

Para o entendimento da ecologia de comunidades de plantas é essencial o conhecimento da florística, compreendendo quais espécies ocorrem na área, qual a estrutura das populações, quais são as espécies predominantes, raras ou endêmicas e a distribuição espacial (Felfili, 1995a). Essa constatação de padrões de distribuição espacial das espécies e a determinação de ambientes preferenciais de cada espécie auxiliam o manejo, a conservação e a recuperação de áreas de interesse.

Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar e descrever as mudanças na composição florística, diversidade e estrutura de uma área de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical na Amazônia Central, considerando uma variação temporal (2004 a 2010) e espacial (ao longo de um gradiente edáfico). Foram formuladas as seguintes questões: A composição de uma floresta isenta de perturbação é mantida ao longo do tempo? As variáveis do solo (físicas e químicas) explicam a variação florística e estrutural de 10 ha de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical (AM)?

Referencial teórico

A biodiversidade tende a aumentar das altas latitudes em direção ao equador (Odum, 1988). Diversas teorias tentam explicar essa elevada diversidade, como a história geológica e climática durante as glaciações do pleistoceno que teriam modificado o clima da região (Busch, 1994). Em períodos glaciais mais secos e frios, a floresta passou por um processo de fragmentação formando refúgios em áreas de maior precipitação, permitindo que populações fragmentadas passassem por divergentes processos evolutivos (Ribeiro *et al.*, 1999). Essa teoria considera que áreas de refúgio estão relacionadas aos locais que hoje apresentam maior endemismo, visto que as diversas populações teriam sofrido especiação durante os eventos de glaciação e interglaciação que propiciaram a fragmentação e expansão das florestas (Bush, 1994). No entanto, diversas críticas foram feitas sobre esta teoria, principalmente no que concerne a dificuldade de testar a hipótese e aos centros de endemismo que estão concentrados em alguns pontos de coleta, sugerindo artefatos amostrais (Nelson, 1990; Oliveira e Nelson, 2001).

Na Amazônia a composição florística ainda é pouco conhecida, principalmente em grandes áreas de florestas tropicais de terra firme (Terborgh e Andresen, 1998; Tuomisto *et al.*, 2003). Em florestas tropicais um quarto a um terço das espécies de árvores é amostrada em baixa densidade (Hartshorn, 1980), com uma riqueza estimada superior a 250 espécies por hectare (Valencia *et al.*, 1994; Oliveira e Mori, 1999; Carneiro, 2004; Marra, 2010). Esta elevada diversidade das florestas tropicais está associada à grande ocorrência de espécies raras ou incomuns (Hubbelle, 2001).

A composição de espécies varia ao longo do espaço, podendo exibir padrões de riqueza, raridade e endemismo florístico (Chust *et al.* 2006). Essa distribuição de espécies vegetais na Amazônia pode ser analisada em diferentes contextos e escalas geográficas (Oliveira e Nelson, 2001; Ricklefs, 2004; Costa *et al.*, 2005; Kinupp e Magnusson, 2005; John *et al.*, 2007; Costa *et al.*, 2008; Jones *et al.*, 2008; Pitman *et al.*, 2008; Macia, 2011). O entendimento destes padrões é de grande importância na conservação da biodiversidade, no manejo florestal e na recuperação de áreas degradadas.

Diversas teorias explicam padrões de diversidade em florestas tropicais. A teoria neutra hipotetiza que os ambientes são homogêneos?? e que as espécies de uma determinada comunidade são equivalentes, tendo a mesma probabilidade de dispersão, reprodução e morte (Hubbell, 2001). Uma outra hipótese consiste no modelo de nichos, onde a composição das espécies é determinada em função da heterogeneidade ambiental, sugerindo uma estruturação por nichos, onde comunidades com condições ambientais semelhantes têm composição similar

se comparadas a áreas mais distintas ambientalmente (Jones *et al.*, 2006). A ocupação por nicho baseia-se nas adaptações evolutivas das espécies em seus habitats naturais.

Grandes distâncias geográficas são determinantes na limitação de dispersão de espécies florestais (Hubbell 2001; Jones *et al.* 2006). Essas limitações restringem a distribuição florística espacial havendo uma correlação da dissimilaridade florística com o aumento da distância geográfica entre áreas (Condit *et al.* 2002). Em escalas geográficas menores, o entendimento desses padrões é bastante complexo. Em menores escalas geográficas, diversos estudos sugerem que topografia e solos são os principais gradientes determinantes na composição de espécies (Sollins, 1998; Clark *et al.*, 1999a; Duque *et al.*, 2002; Kinupp e Magnusson, 2005; Costa *et al.*, 2005; John *et al.*, 2007; Costa *et al.*, 2008; Quessada *et al.*, 2009; Zuquim *et al.*, 2009).

Solos

Nas florestas tropicais existe uma grande variação quanto aos tipos florestais, inclusive em uma pequena escala, onde também existe variação nos nutrientes do solo, na textura dos solos e na drenagem (Luizão *et al.*, 2004). Ao longo de toda bacia amazônica os solos variam desde spodosols, oxisol e histosol pobres até ultisol, inceptisol, entisol e eutrophic histosol férteis (Phillips *et al.*, 2004). Estas variações físicas e nutricionais nas propriedades dos solos ao longo da bacia Amazônica estão relacionadas intrinsecamente as variações na idade dos solos e a geomorfologia (Quessada *et al.*, 2009). A Amazônia Central é caracterizada por solos extremamente intemperizados e frequentemente de baixa fertilidade (Chauvel *et al.*, 1987; Jordan, 1987; Luizão, 1989; Luizão 2007), portanto o estabelecimento e desenvolvimento da vegetação irá depender da ciclagem de nutrientes contidos na biomassa e na serrapilheira (Luizão, 1989; Luizao, 2007).

Os diferentes tipos de solo presentes em uma topossequência (platô, encosta e baixio) apresentam variações na textura, no teor de umidade e nas concentrações de nutrientes em uma micro-escala (Ferraz *et al.*, 1998). Os mesmos autores afirmam que esta relação explica a elevada relação encontrada entre a topografia e as propriedades físicas e químicas do solo: umidade, estrutura, macro e micro-nutrientes. Pequenas variações nas características do solo e topografia estão associadas às mudanças na decomposição da liteira fina e na ciclagem de nutrientes (Luizão *et al.*, 2004; Luizão *et al.*, 2007), interferindo na disponibilidade de nutrientes nos diferentes compartimentos topográficos. Questionável.

Ferraz *et al.*, (1998) caracterizando a distribuição, propriedades físicas e químicas dos solos para a presente área de estudo classificou os solos em três tipos: latossolo amarelo nos platôs, Podzólicos vermelho-amarelo nas encostas e arenossolos hidromórficos nos baixios. Nas áreas de platô os solos apresentaram textura mais argilosa para as diferentes profundidades

amostradas (5, 30, 50 e 100 cm) com percentual superior a 60%. Para as áreas de baixio predomina a textura arenosa, com maior quantidade de areia grossa. Nas áreas de encosta a textura dos solos próximos as áreas de baixio são mais argilosas nos horizontes superficiais dos solos, tendendo a arenosa no solo sub-superficial. A distribuição de silte mostrou-se correlacionada às posições topográficas mais altas e apenas nos primeiros 30 cm de profundidade. Para as análises químicas o valor de pH_{H_2O} evidenciou solos bastante ácidos (3,7 a 4,3) ao longo de toda a área e nas diferentes profundidades analisadas. Foi possível observar uma maior concentração de Nitrogênio (N) nos horizontes superficiais, conforme aumenta a profundidade os valores decrescem, porém não houve diferença quanto as topossequências. Diferentemente, os teores de carbono (C) variaram conforme as diferentes classes topográficas, sendo mais altos nos horizontes superficiais e decrescendo com o aumento da profundidade. Nas diferentes profundidades amostradas a relação C/N apresentou valores menores nos platôs e mais elevados nas áreas de baixio. Nas diferentes topossequências os solos são caracterizados como muito ácidos, apresentando maiores concentrações de cargas negativas nos baixios. As variações altimétricas foram correlacionadas com os teores de fósforo (P) disponível e alumínio (Al) trocável negativamente e com os teores de nitrogênio (N) na camada mais superficial de maneira positiva. Independentemente da posição ao longo do gradiente topográfico o nível de cátions trocáveis Ca e Mg foi muito baixo. Os valores dos micronutrientes ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) foram encontrados em maiores concentrações nos solos argilosos. Ainda segundo os mesmo autores esta caracterização dos solos em diferentes classes topográficas permite associar as propriedades pedológicas com os sítios mais apropriados para estabelecimento das espécies florestais. Considerando que ao longo da bacia amazônica as principais fontes de variação nos dados demográficos da vegetação são a fertilidade do solo, a intensidade do período seco (Phillips *et al.*, 2004) e a ocorrência de blowdowns (Negrón-Juárez *et al.*, 2010) existe uma necessidade de avaliar essa relação em uma meso-escala.

Objetivo Geral

Avaliar e descrever as mudanças na composição florística em escala temporal e espacial

Objetivos específicos

Avaliar e descrever as mudanças na composição florística de 10 ha de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM), durante os anos de 2004 a 2010.

Avaliar os efeitos do solo sobre a composição da comunidade arbórea em 5 ha de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM).

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia do rio Cuieiras em uma floresta de terra firme localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (E.E.S.T/INPA), Núcleo ZF-2 (Figura 1). A área está situada 90 km a noroeste de Manaus, Brasil, nas coordenadas Latitude -02°35' S e Longitude -60°12' W com base no mapa do Radambrasil (folha SA-20-Z-B). O acesso a área é feito através da estrada vicinal localizada no Km 50 da Rodovia BR-174 que liga a Manaus-AM a Boa Vista-RO. A área de estudo foi escolhida para atender e caracterizar os limites da bacia do Cuieiras, a influência da localização cardeal e a influência do gradiente topográfico (Higuchi *et al.*, 1998).

Na E.E.S.T predomina o clima tropical chuvoso do tipo Am segundo a classificação de Köppen (Kottek *et al.*, 2006), caracterizado por ser quente e úmido durante o ano inteiro. A umidade relativa do ar média é bastante elevada, variando de 84 a 90%. A temperatura média anual é de 26,7 °C, apresentando valores médios para as máximas de 31,2 °C e mínimas de 23,5 °C. A precipitação anual varia de 1315 mm a 2839 mm, distribuídos em dois diferentes períodos: chuvoso de novembro a maio e seco que ocorre entre os meses de junho e outubro. A precipitação anual média na bacia amazônica varia ao longo dos anos e regiões, para a região de Manaus, a precipitação anual média varia de 2.000 a 2.400 mm (Sombroek, 2001).

A cobertura florestal é descrita como floresta tropical úmida de terra firme, com características típicas da parte central da Amazônia, apresentando elevada diversidade de espécies lenhosas e herbáceas e não apresentando vestígios de ação antrópica, ao menos durante os últimos 50 anos (Higuchi *et al.*, 1997; 1998). A floresta amazônica é constituída por diversos tipos de vegetação, na ESST predominam as florestas de Terra Firme. Caracterizada pela elevada diversidade florística (Higuchi *et al.*, 1998; Carneiro, 2004; Marra, 2010) o padrão de distribuição das espécies pode estar relacionado às variações texturais e nutricionais dos solos (Condit *et al.*, 1995; Sollins, 1998; Clark *et al.*, 1999a; Pitman *et al.*, 1999; Pitman *et al.*, 2001; Costa *et al.*, 2008; Pitman *et al.*, 2008; Quessada *et al.*, 2009).

De maneira geral a topografia da região é caracterizada por planos suaves, apresentando diferentes topossequências: baixios que sofrem influência de cursos de água, vertentes caracterizadas por elevada declividade e platôs localizados geralmente nas áreas mais elevadas (Higuchi, *et al.*, 1998; Higuchi *et al.*, 2004). Segundo Ferraz *et al.* (1998), os solos encontrados em áreas de platô são de textura argilosa e classificados como Latossolo Amarelo; nas áreas de

encosta estes solos variam de argilosos nas áreas próximas aos platôs a areno-argilosos nas áreas mais próximas aos baixios, sendo classificados como Podzólicos Vermelho-Amarelo. Nas áreas de baixios os solos são de textura arenosa e classificados como Arenossolos hidromórficos (Ferraz *et al.*, 1998). Ao longo das duas topossequências, platô e vertente, os solos são bastante ácidos, enquanto que os solos encontrados nas depressões foram caracterizados por apresentarem maiores concentrações de cargas negativas.

Na presente área de estudo Carneiro (2004) estudando a composição florística de sete hectares de floresta de Terra Firme encontrou uma densidade estimada de 623 indivíduos por hectare e uma elevada diversidade, representada por 533 espécies arbóreas pertencentes a 187 gêneros e 53 famílias.

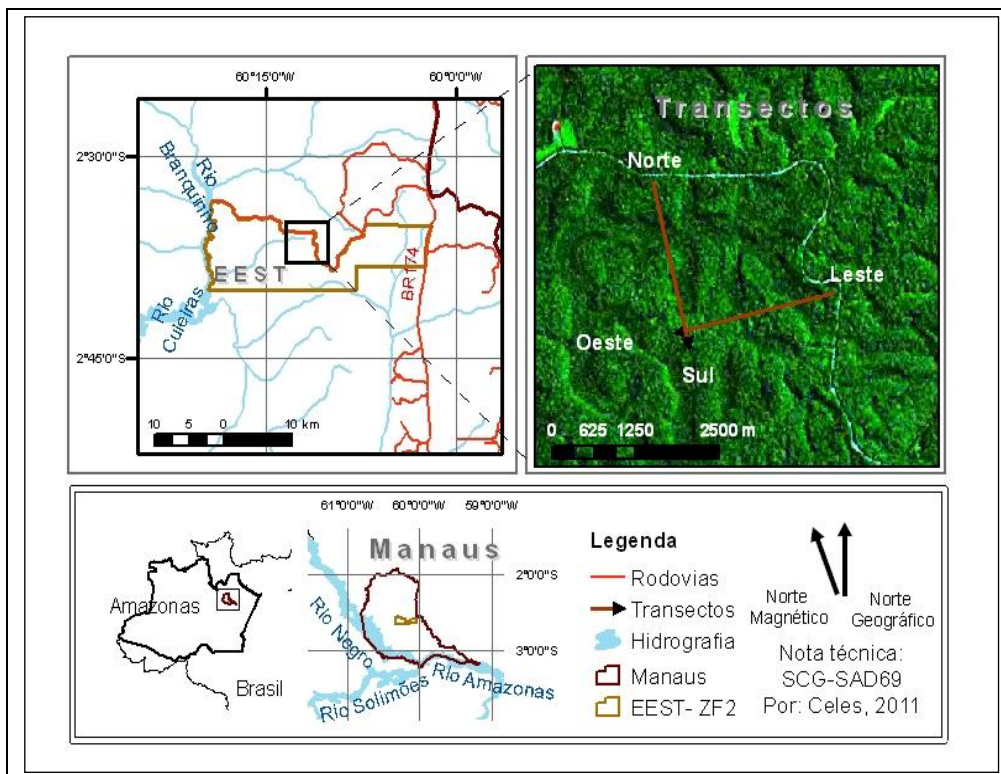


Figura 1: Localização geográfica dos dois transectos (Norte - Sul e Leste - Oeste), localizados na Estação Experimental de Silvicultura Tropical do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus-AM. Sensor ETM - Imagem Satélite, Landsat 7 (2000), produto Geocover.

Base de dados

Neste estudo o processo de amostragem segue o desenho amostral implementado por Higuchi *et al.* (1998), onde foram instalados dois transectos permanentes para estudos da floresta natural.

Cada transecto abrange uma área de 20 m por 2.500 m (5 hectares), sendo que os mesmos foram posicionados de acordo com a sua localização cardinal, um no sentido Norte Sul (Figura 2a) e o outro no sentido Leste-Oeste (Figura 2b). Cada transecção é subdividida em 125 sub-parcelas de 20 x 20 m e em três diferentes posições topográficas: platô, encosta e baixio.

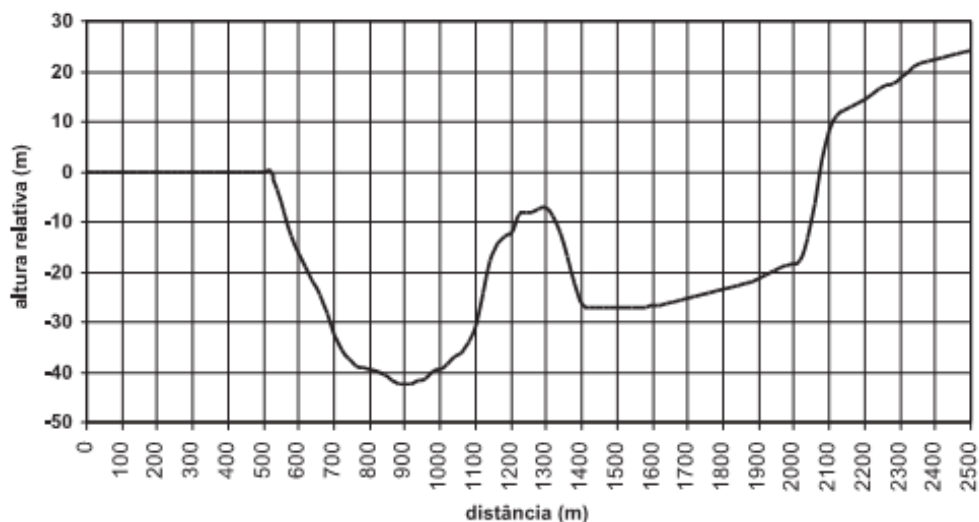


Figura 2a: Perfil da toposeqüência do transecto 1 (Norte-Sul) na floresta primária de terra firme, na bacia do rio Cuieiras, Manaus-AM. Fonte: Higuchi *et al.*, 1998

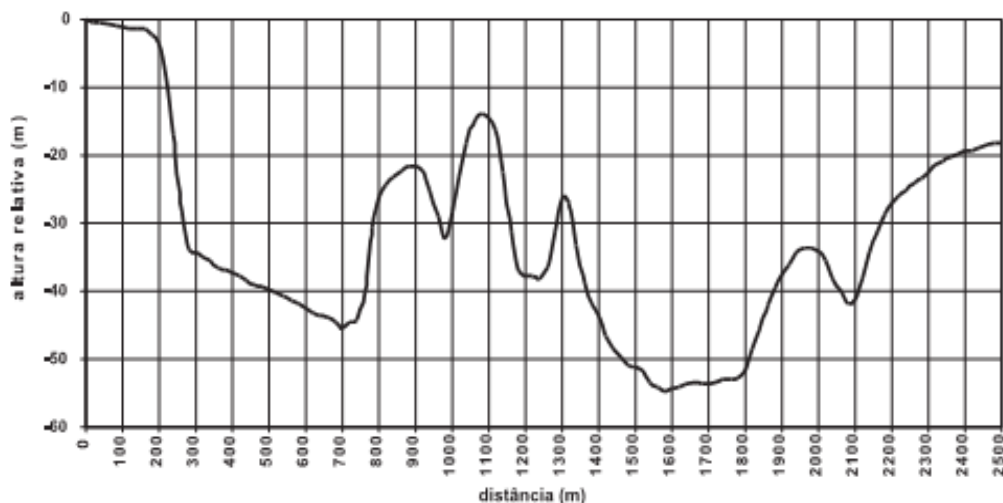


Figura 2b: Perfil da toposeqüência do transecto 2 (Leste-Oeste) na floresta primária de terra firme, na bacia do rio Cuieiras, Manaus-AM. Fonte: Higuchi *et al.*, 1998

O primeiro inventário do componente arbóreo foi realizado em 1996 e objetivou analisar a estrutura da floresta primária do Cuieiras, além de fornecer uma base para estudos de dinâmica (Higuchi, 1998). O inventário seguiu uma amostragem sistemática, buscando

caracterizar os limites da bacia do rio Cuieiras e a influência do gradiente topográfico (Higuchi *et al.*, 1998). A segunda medição foi realizada em 2000 e posteriormente o monitoramento foi realizado a cada dois anos. Para o presente estudo foram utilizados os dados coletados de 1996 a 2010. Para análise da mudança na composição florística ao longo do tempo foram utilizados dados obtidos por Carneiro (2004) e os coletados em 2010. Apesar do primeiro inventário ter sido realizado em 1996 a identificação dos indivíduos foi feita apenas em 2004, inviabilizando a utilização dos dados de 1996 a 2003 para avaliar mudanças na composição florística. Os indivíduos recrutados no período de 2004 a 2010 foram inventariados e mensurados em Julho de 2010. Para avaliar a mudança na composição florística ao longo do gradiente edáfico foi considerado apenas o inventário realizado em 2010.

Foram analisadas as sub-parcelas ao longo de todos os compartimentos topográficos, contemplando um total de 10 ha. Em cada sub-parcela os indivíduos recrutados, ou seja, aqueles que atingiram o limite mínimo de 10 cm no último inventário foram mensurados e marcados com plaquetas de alumínio enumeradas sequencialmente. Todo material botânico foi coletado, herborizado e identificado através de consultas ao acervo do herbário do INPA. A grafia e autoria dos nomes das espécies foi feita acordo com o sistema “*Angiosperm Phylogeny Group - APG*” (APG II, 2003). A grafia dos nomes científicos foi verificada na página eletrônica do Missouri Botanical Garden disponível em <http://www.tropicos.org>. A coleção botânica testemunha será depositada no herbário do INPA e da própria EEST.

Foram mensurados todos os indivíduos com diâmetro igual ou superior a 10 cm a 1.3 m do solo (DAP). Os indivíduos que apresentavam sapopemas, raízes escoras ou deformidades eram medidos na parte mais cilíndrica do fuste acima da irregularidade e anotado o novo ponto de medição (POM). O indivíduo de maior porte encontrado na área foi representado por um *Caryocar glabrum*, pequiariana, com 108.7 cm.

Os dados do levantamento de solos são provenientes de um estudo realizado por Ferraz *et al.*, (1998), onde buscou-se caracterizar a distribuição das propriedades físicas e químicas dos solos ao longo do transecto Leste-Oeste. Segundo a metodologia proposta pelo mesmo autor foi retirada uma amostra por parcela de 20 x 40 m, a 30 cm de profundidade, conforme descrito em Ferraz *et al.*, (1998).

As amostras foram secas ao ar, destorradas manualmente e posteriormente separada a terra fina seca ao ar (TFSA) por tamisação. As análises dos macro e micronutrientes foram feitas conforme explicitado por Ferraz *et al.*, (1998). Foram utilizadas 15 variáveis do solo, sendo consideradas tanto características físicas: % areia (Figura 4), % de argila (Figura 5) e % de silte (Figura 6), quanto químicas, englobando macro e micronutrientes: PH do solo em água, teor de nitrogênio (N), Carbono (C), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Alumínio (Al), Fósforo (P),

Potássio (K), Ferro (Fe), Zinco (Zn), Manganês (Mn) e Cobre (Cu). As análises físicas e químicas dos solos caracterizaram os solos do transecto como muito ácidos e com uma grande amplitude de variação em textura, macro e micronutrientes (Tabela 1).

É importante ressaltar que para a análise de mudança da composição florística e dinâmica ao longo do gradiente de solo, foram considerados os tamanhos e número de amostras em função das análises químicas e físicas do solo, portanto para a presente análise foram consideradas 62 parcelas de 20 x 40 m.

Tabela 1: Valores máximos e mínimos de cada variável dos solos observadas ao longo do gradiente edáfico de 5 ha do transecto Leste-Oeste de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM). Fonte: Ferraz *et al.*, 1998.

| Solos | Valor mínimo | Valor máximo |
|--------------------------|--------------|--------------|
| pH (H ₂ O) | 3.94 | 4.57 |
| N g/100g (%) | 0.02 | 0.28 |
| C g/100g | 0.31 | 3.2 |
| Ca cmolc/dm ³ | 0.01 | 0.09 |
| Mg cmolc/dm ³ | 0 | 0.15 |
| Al cmolc/dm ³ | 0.29 | 1.77 |
| P mg/dm ³ | 1 | 4 |
| K mg/dm ³ | 4 | 44 |
| Fe mg/dm ³ | 3 | 532 |
| Zn mg/dm ³ | 0.08 | 0.73 |
| Mn mg/dm ³ | 0.25 | 1.74 |
| Cu mg/dm ³ | 0.09 | 0.17 |

Análise de dados

Caracterização da composição florística e estrutura da vegetação

Após a identificação das espécies amostradas a riqueza foi avaliada para os dois anos (2004 e 2010) em função do número de espécies, gêneros e famílias. A diversidade entre os anos foi comparada a partir índice de Sørensen. Estas análises auxiliaram na descrição fisionômica da vegetação, evidenciando a representatividade de cada espécie para a estrutura da vegetação.

Composição florística ao longo do gradiente edáfico

Para avaliar a mudança na composição ao longo do espaço foi feita redução da dimensionalidade da composição através da técnica de ordenação Escalonamento

Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (McCune e Grace 2002), utilizando como medida de dissimilaridade a distância de Bray-Curtis. Foram realizadas duas ordenações baseadas em dados qualitativos (presença e ausência) e dados quantitativos (densidade). As ordenações quantitativas permitem capturar o padrão evidenciado pelas espécies mais abundantes, enquanto que ordenações qualitativas evidenciam o padrão das espécies mais raras. Os escores do eixo resultante da NMDS foram utilizados como variável dependente para avaliar o efeito do solo sobre a composição de espécies.

A redução da dimensionalidade das 15 variáveis analisadas foi feita utilizando a técnica de ordenação de Análise de Componentes Principais (PCA). Considerando a amplitude de variação nos dados de solo foi utilizada uma PCA de correlação. Essa análise permitiu a redução da dimensionalidade de todas as variáveis em dois eixos de ordenação. Os scores dos eixos resultantes da PCA foram utilizados como variáveis independentes para testar o efeito do gradiente sobre a composição de espécies.

O efeito dos gradientes de solo (eixos da PCA) sobre a composição florística (eixo da NMDS) foi testado através de regressões múltiplas, que representa a soma dos efeitos lineares das variáveis consideradas no modelo. Foram feitas regressões múltiplas a partir do seguinte modelo: $NMDS = PC1 + PC2$. A análise foi realizada nos programas Systat e R 2.8.1 (R Development Core Team, 2008).

Para verificar se a variação ambiental está dissociada da variação espacial foi utilizado o teste de mantel, que avalia a tendência de amostras mais próximas geograficamente serem mais parecidas ou diferentes que amostras distantes. Também foi avaliado se a mudança na composição florística está relacionada à distância geográfica. Foram consideradas as coordenadas em UTM coletadas em cada uma das parcelas de 20 x 40m. Para a composição foi considerada uma matriz de dissimilaridade entre as parcelas, utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis sobre a matriz de dados de abundância das espécies.

Resultados:

Mudança na composição florística ao longo do tempo

Ao longo das 63 parcelas e em todo período monitorado foram registradas 879 espécies pertencentes a 61 diferentes famílias, além de 42 variedades. No ano de 2004 foram mensurados em toda área 5907 indivíduos (590,7 ind/ha \pm 25,23) representados por 859 espécies (270 sp/ha \pm 18,36) e 42 variedades. Já no ano de 2010 foram registrados 5707 (570,7 ind/ha \pm 26,41) indivíduos pertencentes a 841 espécies (262 sp/ha \pm 16,99) e 39 variedades. Os valores de riqueza estimados corroboram com resultados encontrados em outros estudos, onde o número de

espécies arbóreas com DAP \geq 10 cm é superior a 250 por hectare (Valencia *et al.*, 1994; Oliveira e Mori, 1999; Carneiro, 2004; Marra, 2010).

Embora a comunidade tenha apresentado flutuações na composição florística ao longo do intervalo considerado, as mudanças foram pequenas. Houve a saída de 38 espécies (4,42%) e duas famílias: Erythroxylaceae representada por duas espécies e Rutaceae com um único indivíduo. No entanto, houve um acréscimo de 20 espécies (2,32%). A lista completa das espécies encontradas nos dois períodos encontra-se no Apêndice I.

Ao longo do período monitorado as espécies mais representativas em termos de densidade e abundância foram as mesmas. As espécies mais abundantes considerando o número de indivíduos foram: *Eschweilera wachenheimii* (3,8%), *Eschweilera truncata* (2,0%), *Hevea guianensis* (1,7%), *Eschweilera coriacea* (1,6%), *Eperua glabriflora* (1,6%), *Scleronema micranthum* (1,5%), *Protium hebetatum* (1,2%), *Protium strumosum* (1,2%), *Chrysophyllum sanguinolentum* (0,84%), *Pouteria williamii* (0,77%), *Brosimum rubescens* (0,72%), *Minuartia guianensis* (0,65%) e *Vitex sprucei* (0,65%). No ano de 2010 a posição hierárquica com relação ao número de indivíduos foi praticamente a mesma, apenas as espécies *Eperua glabriflora* e *Scleronema micranthum* trocaram de posição, o que pode ser atribuído a morte de cinco indivíduos do gênero *Eperua*. Estas espécies de maior densidade representam apenas 1,63% do total de espécies encontrados na área, porém são responsáveis por aproximadamente 20% da densidade total de indivíduos. Este padrão evidencia que poucas espécies são apresentadas por muitos indivíduos, enquanto muitas espécies são raras ou incomuns. Os gêneros *Pouteria* (45 espécies), *Protium* e *Licania* (38), *Solanaceae* *Ocotea* (22), *Inga* (21) e *Eschweilera* (20) foram representados pelo maior número de espécies e indivíduos corroborando com o encontrado em diversas florestas tropicais, onde estes gêneros foram também os mais representativos da comunidade (Macia, 2011; Pitman *et al.*, 2008; Valencia *et al.*, 2004; Pitman., 2001). Considerando que a área estudada contempla proporcionalmente todos os compartimentos topográficos estes resultados sugerem que espécies destes gêneros têm maior sucesso na exploração de recursos, visto que possuem uma maior capacidade de adaptação e especialização nos diferentes habitats considerados.

Para dominância como medida de abundância as espécies mais representativas da área ao longo do período permaneceram as mesmas. Apenas *Goupia glabra*, *Lecythis prancei* e *Taralea opositifolia* foram mais expressivas em relação a dominância. Esta relação de dominância pode ser verificada ao longo de todo período monitorado, quinze espécies (1,71%) de maior dominância são responsáveis por aproximadamente 12% da área basal total encontrada na área. Estes resultados evidenciam que diferentes medidas de abundância afetam a percepção da estrutura da comunidade, medidas de densidade tendem a enfatizar grupos de espécies

pequeno porte, enquanto que dominância enfatiza espécies de maior porte. Análises de frequência não foram realizadas em virtude da elevada diversidade das florestas tropicais e da grande ocorrência de espécies raras ou não comuns, grande parte das espécies (70%) aparecem em até cinco parcelas, 2% do total amostrado, o que compromete análises de frequência.

Avaliando a expressividade das famílias em função da densidade de indivíduos observamos que apenas dez famílias: Fabaceae, Lecythidaceae, Sapotaceae, Burseraceae, Chrysobalanaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Moraceae, Myristicaceae e Annonaceae são responsáveis por aproximadamente 75,5% do total de indivíduos amostrados na área. Ao longo do período monitorado apenas as famílias Fabaceae e Lecythidaceae trocaram de posição quanto a as suas representatividades no que se refere a densidade de indivíduos. Esta sutil mudança na posição hierárquica quanto à representatividade das famílias pode ser justificada em função da elevada mortalidade dos indivíduos das espécies: *Eperua glabriflora* (5%), *Eperua duckeana* (14%) e *Zygia racemosa* (16%).

Fabaceae, representada por leguminosa mimosoideae, caesalpinoideae e faboideae apresentam uma elevada densidade na área amostrada. A associação desta família com bactérias fixadoras de nitrogênio tem sido apontada como um meio eficiente para a ocupação de ambientes pobres em nutrientes e em regeneração (Ribeiro e Lima, 2009). Os mesmo autores sugerem que uma das possíveis causas para elevada riqueza e densidade de indivíduos da família leguminosae está relacionada à alta capacidade desta família em ocupar áreas com solos pobres em nutrientes. Em termos de número de espécies por família a mais representativa foi Lecythidaceae, responsável por quase 15% do total de espécies encontradas na área. Este elevado número de espécies na família pode estar associado a sua grande capacidade de adaptação aos diferentes ambientes, sendo considerada de maior sucesso na exploração de recursos do habitat (Macia, 2011; Pitman *et al.*, 2008; Valencia *et al.*, 2004; Pitman., 2001; Oliveira e Mori, 1999; Silva *et al.*, 1992).

Em toda a área amostrada o número de indivíduos de espécies pioneiras, pertencentes aos gêneros: Bellucia, Miconia, Cecropia, Croton e Vismia, variou em apenas 5%. Contrariando as recentes predições nenhum dos gêneros representados por 30 espécies pioneiras aumentou significativamente em densidade, tanto considerando por espécie, quanto agrupados ($t=1.13$, d.f.=29, $P=0,26$, teste-t). A manutenção na densidade destas espécies sugere um estágio de equilíbrio dinâmico. Comunidades em estágios mais avançados de sucessão tendem a apresentar uma elevada diversidade de espécies, principalmente de não pioneiras (Swaine e Whitmore, 1988).

Apesar das pequenas flutuações na densidade e abundância de algumas famílias, gêneros e espécies o Índice de similaridade de Sørensen avaliado entre os anos de

monitoramento (2004 e 2010) evidenciam uma elevada similaridade florística, de 0.972. Ressaltando que 97.2% das espécies foram encontradas em ambos os anos. Considerando as espécies de maior densidade a maioria das populações apresentou-se estável ao longo do período monitorado, caracterizando, de maneira geral, uma estabilidade populacional. A floresta analisada caracteriza-se por ser estruturada de forma homogênea e heterogeneamente composta, evidenciada por uma elevada diversidade, representada por poucas espécies comuns e muitas espécies raras ou não comuns. Detectar mudanças na composição florística em florestas tropicais ainda é uma dificuldade, considerando que a maioria das espécies que ocupam determinados ambientes é representada por poucos indivíduos (Swaine *et al.*, 1987).

Gradientes de solo

Os eixos PC1 e PC2 da análise de componentes principais (PCA) reduziram a dimensionalidade das 12 variáveis físicas e químicas do solo (tab. 2) e explicaram respectivamente 49.46% e 22.4% da variação associada às variáveis edáficas. A granulometria dos solos da área variou de solos muito arenosos a muito argilosos, de 5 a 85% de areia e 1% a 78% de argila. Em função desta grande amplitude de variação o primeiro eixo (PC1) descreveu majoritariamente um gradiente de textura do solo, de parcelas com elevada concentração de areia a parcelas com alto teor de argila. Este primeiro eixo foi positivamente correlacionado com a fertilidade do solo, expresso pelas concentrações de Ca, Mg, P e K e negativamente relacionado com Fe. O segundo eixo (PC2) descreveu um gradiente de Alumínio trocável.

Tabela 2: Correlação das 12 variáveis edáficas com os dois primeiros eixos de ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA)

| Características edáficas | PC1 | PC2 |
|--------------------------|--------|--------|
| Areia | 0.363 | -0.249 |
| Argila | -0.349 | 0.269 |
| Silte | -0.358 | 0.170 |
| pH H ₂ O | -0.052 | -0.395 |
| Ca | 0.313 | 0.207 |
| Mg | 0.272 | 0.388 |
| Al | -0.012 | 0.556 |
| P | 0.350 | 0.201 |
| K | 0.308 | 0.237 |
| Fe | -0.339 | 0.086 |
| Zn | 0.192 | 0.090 |
| Mn | -0.272 | 0.258 |
| R ² (%) | 49.46 | 22.4 |

Autocorrelação

A matriz de variáveis edáficas não foi associada a distância geográfica (Teste Mantel $p = 0.13$). Apesar da tendência de amostras mais próximas serem mais parecidas que amostras mais distantes, não foi detectada autocorrelação das parcelas considerando as coordenadas geográficas em UTM. Entretanto, a matriz de dissimilaridade florística entre as parcelas foi correlacionada significativamente com as distâncias geográficas representadas pelas coordenadas em UTM (Teste Mantel Quantitativo, $r = 0.163$ e $p = 0.001$; Teste Mantel Qualitativo, $r = 0.164$ e $p = 0.001$). Usando Mantel Parcial apenas 18.15% da variação na composição de espécies arbóreas está associada a distância geográfica.

Gradientes na composição de espécies

O primeiro eixo da ordenação por NMDS captou a maior parte da variação na composição de espécies. Para dados quantitativos de densidade e dominância da comunidade arbórea respectivamente a ordenação em um eixo com NMDS1 capturou 54.24 % e 43.8% da variação nas distâncias originais e 64% 51.21% em dois eixos NMDS2 ($P < 0.001$ para ambos os casos). Para dados qualitativos o NMDS1 explicou 50.78% e o NMDS2 60.67% ($P < 0.001$ para os dois casos). Apesar da adição de mais dimensões ao NMDS aumentar a capacidade de representar as distâncias originais, foi usado apenas um eixo para avaliar a relação entre solos e a composição da comunidade arbórea. Usar os dois eixos de ordenação iria acarretar um pequeno acréscimo na variação explicada em relação à ordenação por um único eixo. A fim de conferir mais graus de liberdade ao modelo optamos por utilizar um único eixo de ordenação como variável independente na análise de regressão. A proporção de explicação foi maior para dados quantitativos. Dados qualitativos, de presença e ausência são geralmente mais afetados pelas espécies de baixa densidade, na área de estudo grande parte (28.85%) das espécies foram representados por um único indivíduo nos 10 ha amostrados.

Influência das variáveis edáficas na composição de espécies arbóreas

Os dados de solo disponíveis para avaliar a influência das variáveis edáficas na composição das espécies foram utilizados apenas as parcelas do transecto leste-oeste. Nestes cinco hectares inventariados foram mensurados 2707 indivíduos representados por 704 espécies.

Para dados quantitativos os gradientes de solos explicaram 73,19% da variação na composição de espécies arbóreas ($P < 0.001$). A composição representada pela densidade de indivíduos por espécie, dados quantitativos, foi positivamente relacionada com o gradiente PCA1 representado majoritariamente pela textura dos solos e fertilidade ($t=12.49$; $p < 0.001$;

Fig.3a) e negativamente com PCA2 representado pelo gradiente de alumínio trocável ($t = -2.78$; $p = 0,007$; Fig 3b).

Para dados qualitativos os gradientes edáficos explicaram 74.17% da variação na composição da comunidade de árvores ($P < 0.001$). A composição representada por dados de presença e ausência foi negativamente relacionada ao primeiro eixo de ordenação ($t = -12.70$; $p < 0.001$; Fig. 3c) e positivamente relacionada ao segundo eixo de ordenação ($t = 3.31$; $p = 0.001$; Fig. 3d).

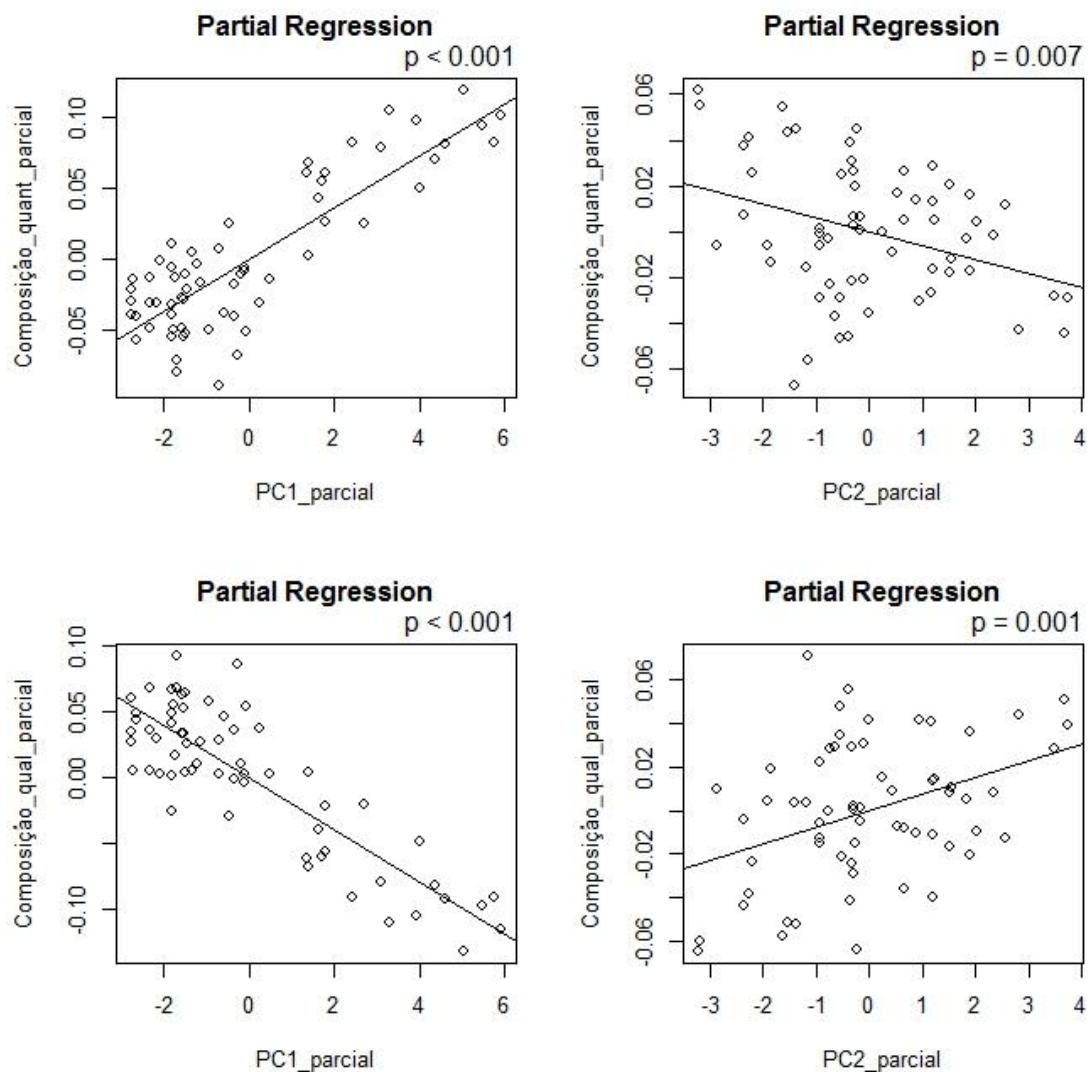


Figura 3: Regressões parciais derivadas de regressões múltiplas relacionando os gradientes do Solo PCA1 e PCA2 com dados qualitativos e quantitativos da composição da comunidade arbórea, em todos os casos foram significativas ($p < 0.05$)

A distribuição de espécies variou ao longo do gradiente, o grupo de espécies restritas as áreas de solos mais arenosos concentram-se na parte inferior da Fig. 4 e espécies restritas a solos mais argilosos na parte superior. Estes resultados evidenciam que o padrão de distribuição florística no espaço da ordenação está associado ao gradiente edáfico. Espécies típicas de áreas de baixio *Tapura lanceolata*, *Licania lata* e *Micrandra siphonioides* estão associadas a solos arenosos de baixa fertilidade. Estas espécies foram encontradas exclusivamente nas parcelas com elevados teores de areia, de 73% a 85.5%. No entanto, *Pouteria filipes* e *Protium nitidifolium* estiveram restritas a parcelas com baixo percentual de areia e elevados teores de argila, entre 25% e 79%. As espécies emergentes *Dinizia excelsa*, *Cedrelinga cataneiformis* e *Caryocar vilosum* ocorreram exclusivamente em áreas com teor mínimo de argila de 54%. *Protium strumosum*, *Eschweilera coriaceae*, *Protium hebetatum*, *Swartzia tomentifera*, *Gustavia hexapetala*, *Pseudolmedia laevis*, *Brosimum rubescens* e *Eschweilera laeviscarpa* foram generalistas, ocorrendo ao longo de todo o gradiente, no entanto, apresentaram um pico de densidade em áreas com valores intermediários de argila e areia.

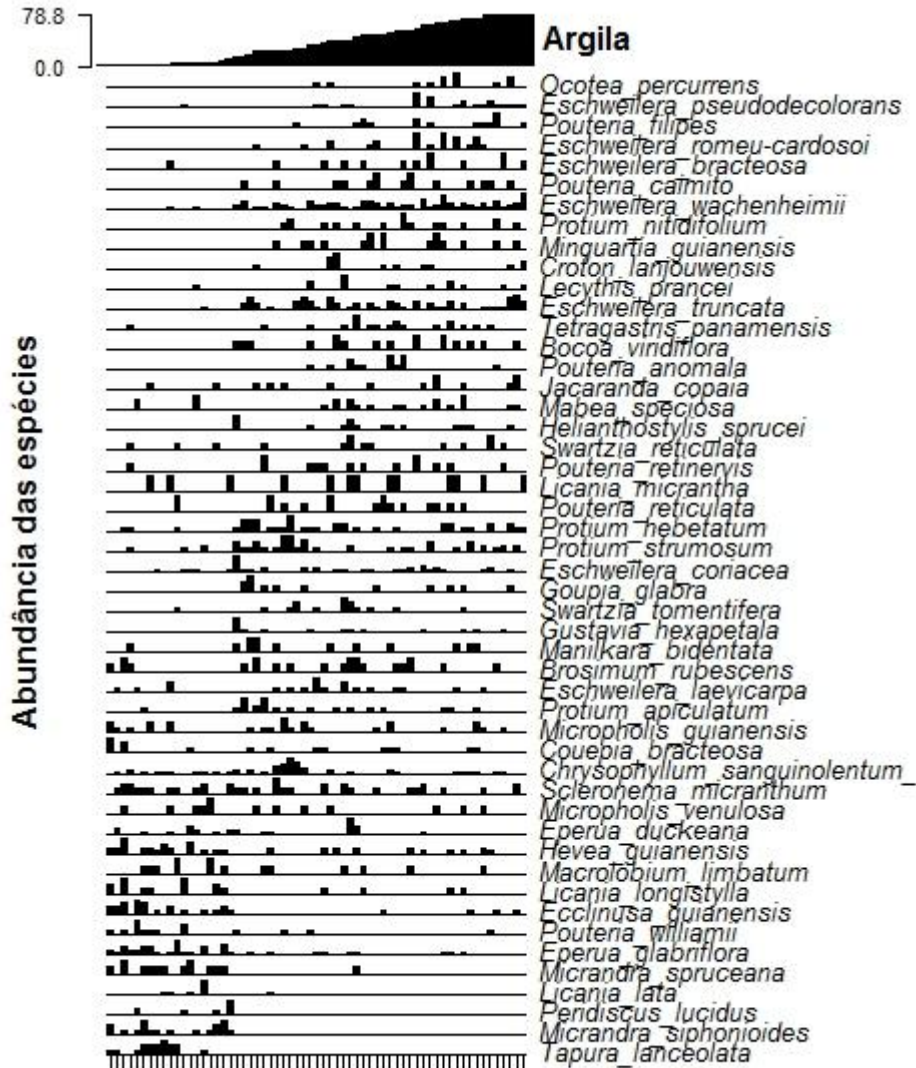


Figura 4: Distribuição das 50 principais espécies arbóreas ao longo do gradiente de textura do solo, representado pelo teor de argila.

O gradiente de solo explicou 27.4 % da riqueza da comunidade arbórea ($F_{2,60} = 11.31$; $P < 0.001$). A riqueza representada pelo número de espécies foi negativamente relacionada com o gradiente de textura e nutrientes do solo PCA1 ($t = -4.65$; $P < 0.0001$; Fig 5a), no entanto, não esteve associada ao gradiente PC2 ($t = 0.98$; $P < 0.32$) representado pelo alumínio trocável. Estes resultados indicam que terrenos mais arenosos e com maior concentração de nutrientes, como nas áreas de baixio e áreas inclinadas apresentam uma menor riqueza. Assim áreas com maiores teores de argila, nos platôs, tendem a apresentar um maior número de espécies.

A diversidade de espécies arbóreas foi negativamente relacionada à textura e nutrientes do solo ($t = -2.747$; $P = 0.007$; Fig 5b) e não esteve relacionada ao segundo eixo representado pelo teor de alumínio no solo ($t = -0.042$; $P = 0.96$). As variáveis edáficas explicaram 11.18% da

diversidade na comunidade ($F_{2,60} = 3.77$; $P = 0.02$), mostrando que ambientes com maior teor de argila nos solos tendem a ter uma maior diversidade de espécies.

As variáveis edáficas explicaram 17.4% da variação no número de indivíduos com diâmetro igual ou superior a 10 cm ($F_{2,60} = 6.32$; $P = 0.003$). A densidade de indivíduos foi relacionada negativamente com o gradiente de textura e nutrientes do solo ($t = -3.41$; $P = 0.001$; Fig 5c), contudo, não foi associada ao alumínio do solo ($t = 1.0$; $P = 0.32$), indicando que um maior número de indivíduos em terrenos mais argilosos. Portanto os ambientes sob solos arenosos e com maior concentração de nutrientes apresentam um menor número de indivíduos.

A abundância dos indivíduos representada pela área basal não foi relacionada ao gradiente de solo ($F = 1.14$; $P = 0.32$).

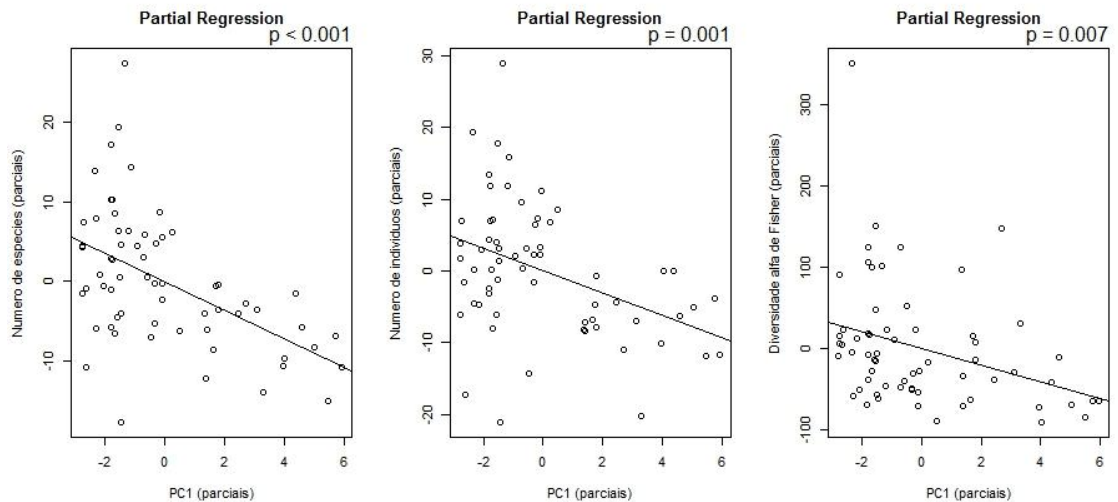


Figura 5: Regressões parciais para efeito do gradiente edáfico no número de espécies (a), número de indivíduos (b) e na diversidade arbórea (c).

Discussão

Em escala local a coexistência destas inúmeras espécies encontradas na área pode ser estar associada à heterogeneidade de ambientes. Estes ambientes distintos estão associados à variação na topografia, nos solos e na disponibilidade hídrica, o que proporciona diferenças ecológicas ou de nichos entre as espécies. Diversos estudos reconhecem a importância da heterogeneidade espacial na manutenção da riqueza de espécies (Clark e Clark, 1996; Clark *et al.*, 1999; Vormisto *et al.*, 2000; Tuomisto *et al.*, 2003; Condit *et al.*, 2004; Castilho *et al.*, 2006; John *et al.*, 2007; ter Steeg *et al.*, 2006).

A grande riqueza encontrada é decorrente tanto do grande número de espécies por unidade de área, quanto da baixa densidade em que muitas espécies são encontradas. Considerando as 879 espécies amostradas em todo o período 28,85% são consideradas raras, representadas por um único indivíduo em toda a área de estudo (10 ha). Este elevado número de espécies raras corrobora com o padrão encontrado para florestas tropicais, onde aproximadamente um quarto à um terço das espécies são amostradas em baixa densidade (Hartshorn, 1980).

Considerando a elevada diversidade das florestas tropicais e a grande ocorrência de espécies raras (Hubbelle, 2001) deve-se atentar para a distinção prévia de quais espécies são comuns e quais são raras. Espécies raras em função da sua escassez são mais propensas a extinção, porém podem reaparecer em decorrência de uma nova imigração, ou mesmo do recrutamento de indivíduos presentes na regeneração (Swaine *et al.*, 1987). Os mesmos autores afirmam que este elevado número de espécies representadas por poucos indivíduos dificultam o entendimento e estabelecimento de padrões na mudança na composição de espécies. O entendimento destes padrões e de questões inerentes a abundância e densidade das espécies têm grande impacto nas decisões de manejo e na escolha de áreas prioritários para conservação, visto que a ocorrência em baixa densidade torna-as mais susceptíveis à extinção local.

É importante ressaltar que mudanças na riqueza de espécies no presente estudo referem-se à entrada ou saída de espécies de baixa densidade, representada por um ou dois indivíduos em toda a área de estudo. Essa baixa taxa de mudança na composição corrobora com o encontrado para florestas tropicais isentas de interferência antrópica e distúrbios de grandes intensidades (Swaine *et al.*, 1987; Laurance *et al.*, 2004). Os mesmos autores afirmam que a maioria das espécies apresenta uma baixa taxa de mudança na densidade ao longo dos anos, ao menos quando consideramos escalas de tempo relativamente curtas. Considerando que a idade das árvores com DAP ≥ 10 cm na Amazônia varia entre 200 e 1400 anos (Chambers *et al.*, 1998) são necessárias escalas de tempo maiores para avaliação da mudança na composição de espécies em florestas tropicais isentas de perturbação. Para detecção na mudança de padrões na composição de espécies arbóreas em florestas naturais isentas de interferência antrópica devem ser consideradas observações a médio e longo prazo.

A substituição de espécies ao longo do tempo foi caracterizada por mudanças aleatórias na composição da comunidade arbórea. Ao longo do período monitorado houve o surgimento e o desaparecimento de espécies distintas, não havendo relação com o grupo funcional ao qual pertencem, sugerindo um estágio de equilíbrio dinâmico. No entanto, é importante ressaltar que ao contrario das predições (Phillips e Gentry, 1994; Phillips *et al.*, 2004) e corroborando com os

resultados encontrados por Laurance et al., 2004 não houve mudança na densidade de indivíduos pertencentes ao grupo das pioneiras.

Apenas uma pequena parte da variação na composição florística e edáfica das florestas tropicais foi abrangida no transecto de 2500 m de comprimento e 20 m de largura. No entanto, apesar de usarmos parcelas pequenas de (20 x 40 m) para avaliar o efeito dos solos na composição de espécies arbóreas, o tamanho das unidades amostrais não influenciou na resposta das espécies as características edáficas. Contudo, mesmo em pequena escala, com unidades amostrais de tamanho restrito, é possível capturar a variação na composição de espécies arbóreas em função do gradiente de solos (Vormisto *et al.*, 2000). A área estudada consiste em um mosaico edáfico que abrange desde solos muito argilosos (78.8%) a muito arenosos (5.69%), evidenciando uma elevada heterogeneidade de ambientes, mesmo em escalas locais. De maneira geral, quanto maior a variação dentro do ambiente, maior o poder preditivo das variáveis ambientais na composição da comunidade arbórea.

Áreas de solos mais argilosos e com maior disponibilidade de nutrientes influenciaram diretamente no número de indivíduos, na riqueza representada pelo número de espécies e na diversidade mais elevada (alfa de Fisher). A textura dos solos está relacionada às suas propriedades físicas e químicas, solos com maior percentual de argila determinam uma maior capacidade de retenção hídrica, capacidade de troca catiônica e de assimilação de fósforo (Sollins, 1988), permitindo o estabelecimento e sucesso de um maior número de indivíduos e espécies. De maneira análoga, parcelas com maior percentual de areia apresentam uma maior restrição nutricional (Costa *et al.*, 2006) e uma menor qualidade de ancoragem (Durpuy *et al.*, 2005), limitando o estabelecimento e sucesso dos indivíduos e espécies. A consistência de padrões de maior diversidade, riqueza e densidade (numero de indivíduos) em áreas mais elevadas de platô, com maior percentual de argila e nutrientes, sugerem que a concentração de nutrientes é relevante para comunidade arbórea em escala local. No entanto, é possível que outros fatores estejam afetando a riqueza, diversidade e densidade nestas áreas. Além da topografia afetar fortemente a textura e os nutrientes do solo influencia diretamente na disponibilidade hídrica (Daws et al., 2002), restringindo o estabelecimento em parcelas mais próximas aos corpos d' água.

A abundância representada pela área basal foi insensível ao tipo de solo, o que pode ser explicado pela ocorrência de indivíduos de grande porte ($DAP \geq 50$ cm) ao longo de todo gradiente, em parcelas com 5.7% a 85% de areia. A biomassa florestal é associada ao gradiente edáfico se os grandes indivíduos forem encontrados em determinados tipos de solos (Fearnside e Leal Filho, 2001), no entanto, os 86 indivíduos de grande porte (3%), responsáveis por 22% da área basal total, foram encontrados nos diferentes tipos de solos. Para estimativas de

biomassa, que tem uma relação forte e direta com área basal, alguns estudos relataram variação da biomassa em função gradiente de solos (Laurance *et al.*, 1999; Castilho *et al.*, 2006; Castilho *et al.*, 2010). No entanto, as parcelas utilizadas no presente estudo podem ter sido insuficientemente grandes para contemplar diferenças na biomassa florestal. Para obtenção de estimativas precisas e não tendenciosas de biomassa são necessárias parcelas grandes e distribuídas aleatoriamente ao longo da paisagem (Clark, 2002; Fisher *et al.*, 2008).

Embora os solos da área estudada sejam inférteis independentes da classe topográfica e do tipo de solo, as características edáficas explicaram cerca de 73% na variação da composição de espécies arbóreas. O gradiente de textura (eixo 1 da PCA) foi a principal variável relacionada a distribuição espacial das espécies, nestas áreas de florestas tropicais existe uma limitação na fertilidade dos solos, que em geral são muito pobres em nutrientes, assim, diferenças sutis nos teores de areia e argila afetam diretamente na composição florística. Em geral solos mais argilosos e com maior disponibilidade de nutrientes estão associados à distribuição de espécies (Vormisto *et al.*, 2000; Costa *et al.*, 2005; Kinupp e Magnusso, 2005; Costa *et al.*, 2009; Zuquim *et al.*, 2009), maiores taxas de mortalidade e recrutamento (Rocha, 2001; Phillips *et al.*, 2004) e a biomassa de árvores (Laurance *et al.*, 1999; Castilho *et al.*, 2006; Castilho *et al.*, 2010).

A composição de espécies foi fortemente afetada pelo gradiente edáfico. No entanto, *Licania micrantha*, *Pouteria reticulata*, *Protium strumosum*, *Protium hebetatum*, *Pouteria retinervis*, *Brosimum rubescens*, *Scleronema micranthum*, apresentaram características generalistas, ocorrendo ao longo de todo o gradiente. Estas espécies não foram marcadamente encontradas em uma condição edafo-topográfica específica, mas apresentaram preferência por áreas declivosas com valores intermediários de areia. Ao longo do compartimento topográfico vertente ocorreram espécies exclusivas as áreas mais próximas aos platôs e espécies que apareceram apenas nas áreas mais próximas aos baixios, sugerindo uma substituição gradual das espécies ao longo de todo gradiente topográfico. Esta evidente substituição de espécies ao longo do gradiente edáfico parece sugerir a determinação de padrões de distribuição das espécies.

Áreas de baixio caracterizadas pelo elevado percentual de areia e solos extremamente pobres apresentaram uma menor riqueza. No entanto, algumas espécies como: *Tapura lanceolata*, *Micrandra siphonioides*, *Peridiscus lucidus*, *Licania lata*, *Licania longistyla* e *Pouteria willami*, estão restritas a estes ambientes, caracterizando-as como altamente especializadas ao estabelecimento e manutenção em solos arenosos e de baixa fertilidade. A distribuição do tamanho e arranjo das partículas do solo é importante também no que se refere à capacidade do solo para o fornecimento hídrico, taxas de infiltração no solo, drenagem e aeração, fatores que afetam fortemente o estabelecimento e a manutenção de espécies em um

determinado ambiente (Sollin, 1998). Além disso, parcelas com alta concentração de areia e baixa de nutrientes estão associadas à proximidade dos corpos d'água e a profundidade do lençol freático, apresentando um maior teor de umidade nos solos. É possível que além do teor de areia, a tolerância hídrica ou a interação destes fatores seja determinante na especificidade das espécies por ambiente, visto que em escalas locais a variação topográfica e a textura interferem na drenagem do solo (Chauvel *et al.*, 1987). Estas condições de estresse hídrico influenciam a estrutura e fisiologia de espécies arbóreas. Adaptações fisiológicas e morfológicas como formação de raízes adventícias, hipertrofia na base do caule, lenticelas e aerênquimas nas raízes, e diminuição na atividade fotossintética (Lobo e Joly, 1995; Pimenta *et al.*, 1996; Kozłowski 1997; Wittmann e Parolin, 1999; Ferreira, 2000; Parolin, 2000; Wittmann e Parolin, 2005; Ferreira, *et al.*, 2006) podem explicar a predominância e restrição de algumas espécies em função de vantagens competitivas.

Por outro lado, outras espécies como: *Ocotea percurrans*, *Eschweilera pseudodecolorans*, *Pouteria filipes*, *Eschweilera romeu-cardosoi* e *Eschweilera bracteosa* estão associadas as parcelas com maior teor de argila e concentração de nutrientes. De maneira geral as variáveis edáficas estão relacionadas à drenagem e hidrologia do solo e seus efeitos estão normalmente associados (Sollins, 1998), de forma que esta alta concentração de argila afeta diretamente a capacidade de retenção hídrica (Hodnett e Tomasella, 2002). Assim, associado a variação nas características edáficas a drenagem e hidrologia dos solos direcionam a mudança na composição de espécies. Enquanto espécies que têm uma maior demanda hídrica encontram-se nas áreas de baixio, menor profundidade do lençol freático, as espécies tolerantes a seca podem estar mais associadas às áreas mais elevadas de platôs.

A substituição de espécies ao longo do gradiente edáfico corrobora com a teoria de que processos determinísticos associados às condições ambientais das florestas de terra firme estão envolvidos na estruturação da comunidade arbórea. Esta diferença na composição ao longo do gradiente sugere uma comunidade estruturada por nichos, explicando a distribuição das espécies e a sua coexistência.

É importante ressaltar que o estudo foi realizado apenas incluindo indivíduos com diâmetro a altura do peito superior ou igual a 10 cm. Considerando que árvores maiores são menos sensíveis a fatores ambientais do que as de sub-bosque (Duque *et al.*, 2002) e a importância de analisar os processos que determinam padrões de diversidade em escalas que correspondam a ação dos fenômenos (Ricklefs, 2004), alguns aspectos devem ser ponderados.

Conclusão

Existe uma elevada similaridade na composição florística entre os anos monitorados, evidenciando apenas pequenas mudanças na composição de espécies arbóreas. Estas mudanças sutis ao longo dos seis anos ocorreram em função do ligeiro acréscimo e decréscimo na riqueza de espécies raras. O turnover de espécie ao longo do período monitorado foi caracterizado por mudanças aleatórias na comunidade arbórea, no entanto, o tempo de monitoramento de seis anos é muito curto para evidenciar mudanças mais acentuadas na composição florística. Portanto, ressalta-se a necessidade de estudos de longo prazo que permitam acompanhar a dinâmica na composição de espécies ao longo do tempo.

Quanto a variação espacial, mesmo em pequena escala, o gradiente edáfico, representado pela variação textural e pelo teor de nutrientes, foi um preditor determinante na variação da composição florística, diversidade e riqueza de espécies arbóreas. Solos argilosos associados à maior disponibilidade de nutrientes propiciam uma maior diversidade e riqueza de espécies. Por outro lado, solos arenosos com menor qualidade de ancoragem, associados à restrição nutricional propiciam o estabelecimento de um menor número de espécies e uma diversidade mais baixa. Ao longo do gradiente foi observada uma elevada taxa de substituição de espécies, no entanto, estas mudanças não estão restritas a variações bruscas de acordo com as classes topográficas. Estes resultados evidenciam a necessidade de considerar a fina variação contínua nas características edáficas, a categorização desta heterogeneidade em compartimentos topográficos pode ser precipitada, visto que estes ambientes não são homogêneos entre si.

Apesar da forte relação entre a composição florística, riqueza e diversidade com a variável preditora, solos, deve-se considerar a tolerância hídrica e a interação entre estes fatores na determinação da especificidade das espécies pelos ambientes. Portanto, sugere-se que em estudos posteriores seja avaliado a adaptação das espécies as condições anóxicas impostas pelo encharcamento. A inclusão desta outra variável pode aumentar a capacidade de previsão da riqueza, diversidade e composição de espécies arbóreas baseada em variáveis ambientais.

Capítulo 2: Influência do solo sobre recrutamento e mortalidade de árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia Central

Introdução

As florestas tropicais desempenham um importante papel no ciclo global do carbono (Dixon et al., 1994), ocupam atualmente 5,3 milhões de km² da bacia (Soares-Filho et al., 2006) e estocam cerca de 120 bilhões de toneladas de carbono (Malhi et al., 2008). A quantidade de carbono processada anualmente nestas florestas é de 18 bilhões de toneladas (Malhi e Grace, 2000). Neste contexto a dinâmica florestal representada pela mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos arbóreos desempenham um importante papel no ciclo global do carbono. No entanto, pouco se conhece sobre os padrões de dinâmica florestal ao longo do tempo e quais são as suas implicações para os padrões de ciclagem de carbono nestas florestas.

Ao longo da bacia Amazônica, as principais fontes de variabilidade espacial da mortalidade e recrutamento de árvores são a fertilidade do solo e a intensidade do período seco (Phillips et al., 2004; Quesada et al., 2009). Ao longo do tempo fatores históricos e evolutivos interagem com a variação ecológica de ambientes, moldando a distribuição das espécies e consequentemente a dinâmica nos diferentes ambientes. Estas interações temporais e espaciais dos dados demográficos da vegetação com a heterogeneidade de ambientes são decisivas na determinação de nichos para estabelecimento e manutenção das espécies (Swaine *et al.*, 1987; Swaine, 1990; Condit, 1995; Rees *et al.*, 2001). São estas interações que determinam as principais características das comunidades florestais (Tilman *et al.*, 1997), e permitem entender a complexidade e a diversidade das florestas tropicais.

Informações detalhadas da química e física dos solos oferecem uma oportunidade de entendimento da variação edáfica na Amazônia Central (Castilho *et al.*, 2006). Nesta região as características do solo estão frequentemente relacionadas à altitude (Chauvel *et al.*, 1987). Na Amazônia Central, variações das características físicas e químicas do solo e da topografia influenciam o crescimento da floresta, os estoques de biomassa, a estrutura florestal, a distribuição e diversidade de plantas e a variação dos processos ecológicos (Laurance *et al.*, 1999; Luizão et al., 2004; Kinupp e Magnusson, 2005; Castilho *et al.*, 2006; Costa et al., 2008; Quessada et al., 2009; Toledo *et al.*, 2011).

As taxas de mortalidade e recrutamento de árvores em florestas tropicais isentas de perturbação aumentaram ao longo da década de 80 e início dos anos 90 (Phillips e Gentry 1994; Laurance *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Laurance *et al.*, 2009). Estudos recentes sugerem que florestas tropicais maduras estão se tornando mais dinâmicas ao longo do tempo, com elevadas taxas de mortalidade e recrutamento (Phillips e Gentry, 1994; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004). Uma possível explicação são as ações prolongadas e generalizadas das mudanças ambientais que estimulam o crescimento e a produtividade das florestas na Amazônia (Phillips *et al.*, 2004).

A dinâmica de árvores na bacia Amazônica apresenta uma elevada variação espacial relacionada com a fertilidade do solo e intensidade do período seco (Phillips *et al.*, 2004). Segundo os mesmos autores, considerando os indivíduos arbóreos ($DAP \geq 10$ cm) as taxas de mortalidade e recrutamento são duas vezes maior em solos ricos do sul e oeste da Amazônia, se comparadas às taxas em solos pobres das partes norte e leste da bacia. Estes padrões espaciais e tendências temporais não são causados por um único fator, a interação da intensidade do período seco, a fertilidade dos solos e a frequência de eventos extremos explicam a variação da mortalidade ao longo da bacia amazônica. Na parte central da bacia, eventos extremos como blowdowns são responsáveis por elevadas taxas de mortalidade (Nelson, 1994; Guimarães, 2005; Chambers *et al.*, 2009; Marra, 2010; Espirito-Santo *et al.*, 2010; Negrón Juárez *et al.*, 2010).

A dinâmica em áreas de Florestas Tropicais vem sendo amplamente estudada em relação às propriedades químicas e físicas dos solos (Phillips *et al.*, 2004; Quesada *et al.*, 2009; Toledo *et al.*, 2009). No entanto, apesar destes estudos evidenciarem a influencia da variação edáfica na dinâmica florestal, estes consideram uma abordagem em ampla escala geográfica. Contudo, a abordagem nas diferentes escalas geograficas e a amplitude de variação do gradiente pode ser fator determinante no comportamento da dinâmica de florestas tropicais, havendo a necessidade de analisar estes padrões em uma micro escala. Estudos em menores escalas e sob condições climáticas semelhantes são necessários para identificar os fatores que estão diretamente relacionados com a mortalidade (Toledo, 2009) e recrutamento. No entanto, a relação da dinâmica com características ambientais, em pequena e média escala, foi pouco explorada até o momento na Amazônia (Carey *et al.*, 1994; Williamson *et al.*, 2000; Rocha, 2001; Toledo *et al.*, 2009). A área estudada consiste em um mosaico edáfico que abrange desde solos muito argilosos (78.8%) a muito arenosos (5.69%), evidenciando uma elevada heterogeneidade de ambientes, mesmo em escalas locais, oferecendo uma oportunidade única de testar a influencia dos gradientes ambientais e da escala temporal na dinâmica de florestas isentas de perturbação.

Assim o objetivo deste estudo consistiu em avaliar a influência do solo nas taxas de mortalidade e recrutamento de uma área de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical na Amazônia Central ao longo de um período de 14 anos (1996 – 2010). Para atender o objetivo proposto foram formuladas as seguintes questões: A taxa de mortalidade difere ao longo dos anos? Características edáficas influenciam as taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta de terra firme na EEST?

Referencial teórico

Dinâmica Florestal

Embora as florestas sejam aparentemente estáveis sem nenhuma mudança perceptível, alterações estão acontecendo continuamente ao longo do tempo e espaço (Pinto, 2002; Higuchi *et al.*, 2007). Apesar de a floresta estar em um processo contínuo de dinâmica, há um equilíbrio em florestas naturais isentas de perturbação, onde as árvores mortas são continuamente substituídas por novos indivíduos (Swaine, 1987; Swaine, 1990; Felfili, 1995; Rossi *et al.*, 2007a).

Diversos estudos vêm avaliando as mudanças que ocorrem nas comunidades florestais ao longo dos anos com base em um ou mais intervalos de tempo, resumindo as informações em crescimento, taxa de mortalidade e recrutamento. No entanto, estas taxas são influenciadas pelo intervalo de tempo entre os monitoramentos (Lieberman *et al.*, 1990; Clark e Clark 1992; Sheil e May, 1996; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2010), tamanho das parcelas (Sheil e May, 1996; Fisher *et al.*, 2008) e pela localidade de implementação das parcelas, visto que alguns estudos podem ser influenciados pelo efeito da “floresta majestosa” caso a área não tenha sido escolhida aleatoriamente (Phillips e Sheil, 1997; Phillips *et al.*, 1997; Phillips *et al.*, 2002).

A dinâmica dos ecossistemas tropicais, no que concerne à frequência e a intensidade do regime de distúrbios vêm sendo tratada como um dos principais fatores responsáveis pela manutenção da riqueza de espécies, principalmente em ambientes tão diversificados como as florestas tropicais (Phillips *et al.*, 1994; Oliveira, 1997; Rees *et al.*, 2001; Phillips *et al.*, 2004). O entendimento destes parâmetros que permitem avaliar a dinâmica de florestas, processos de recrutamento e mortalidade de árvores em todas as escalas contribui para o conhecimento dos sistemas naturais (Rossi *et al.*, 2007a) e representam a respostas demográficas e fisiológicas das comunidades arbóreas (Carey *et al.*, 1994).

Fatores como competição por luz, espaço físico e nutriente são contínuas e a redução destes recursos pode levar a árvore à morte (Vanclay, 1994). As principais causas de

mortalidade em florestas tropicais são: senescência, desbalanço mecânico, doenças, fogo, raio, vento e outras condições de estresse como seca, inundação e aumento da temperatura (Franklin *et al.*, 1987). É importante ressaltar que estes fatores não ocorrem de forma isolada, grande parte dos eventos de morte é resultante da interação destes fatores. As causas de morte são difíceis de identificar com certeza, porém as árvores mortas podem ser classificadas com segurança em três diferentes modos: árvores mortas em pé, morta quebrada ou desenraizada (Gale e Hall, 2001; Chao *et al.*, 2009; Toledo *et al.*, 2009)

Alem da mortalidade, outro fator que afeta diretamente na dinâmica da comunidade é o recrutamento de indivíduos. O recrutamento consiste no processo pelo qual as árvores surgem ao longo de um determinado período, portanto, recrutas são os indivíduos que atingiram um diâmetro mínimo entre os levantamentos florestais. Segundo Rossi *et al.* (2007), essa entrada no sistema corresponde à quantidade de árvores (em densidade, volume ou área basal) que eram menores que um determinado diâmetro mínimo no início de um período de crescimento e que durante o período de monitoramento, atingiram o tamanho mínimo.

O recrutamento de novos indivíduos representa um importante papel na determinação da riqueza de espécies, na distribuição espacial das populações e na composição florística ao longo do tempo (Clark *et al.*, 1999b). Essas mudanças nos dados demográficos da vegetação, representadas pelas taxas de mortalidade e recrutamento também afetam a composição florística e a estrutura de florestas tropicais (Phillips *et al.*, 1994). Porém, é importante ressaltar que comunidades são formadas por diversas populações com diferentes histórias de vida, havendo diferença nas taxas de recrutamento entre as diferentes espécies.

Nas florestas tropicais primárias de terra firme os valores de mortalidade estão próximos a 1 ou 2%.ano⁻¹ (Lieberman e Lieberman 1987; Swaine *et al.*, 1987; Phillips *et al.*, 1994; Higuchi *et al.*, 1997; Oliveira, 1997; Silva, 2001; Teixeira *et al.*, 2007). As taxas de recrutamento estão próximas as observadas para eventos de morte, entre 0,9 e 1,8%.ano⁻¹ (Lieberman e Lieberman, 1987;; Gomid, 1997; Higuchi *et al.*, 1997; Rocha, 2001). Porém, tanto os valores de mortalidade quanto de recrutamento são potencialmente sensíveis aos intervalos de medições (Lieberman *et al.*, 1990; Clark e Clark 1992; Sheil e May, 1996; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2010). Estas taxas também variam em resposta às mudanças climáticas, ao regime de distúrbio na área e das características edáficas (Phillips e Gentry, 1994; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2009; Lewis *et al.*, 2011), desta forma, os resultados de mortalidade e recrutamento oriundos de poucas remedições devem ser interpretados com cautela.

Estudando a dinâmica florestal ao longo da bacia amazônica Phillips *et al.* (2004) encontraram uma grande variação espacial relacionada com a fertilidade do solo e a intensidade

do período seco. Analisando indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 10 cm em parcelas permanentes distribuídas ao longo da bacia amazônica observaram que as taxas de mortalidade e recrutamento são duas vezes maior em solos ricos do sul e oeste da Amazônia, se comparadas aos solos pobres das partes norte e leste da bacia.

A pronunciada variabilidade de curto prazo nos parâmetros de dinâmica podem estar associadas à vicissitudes climáticas (Laurance *et al.*, 2009). Para aumento na taxa de mortalidade em função da intensidade do período seco são necessários a redução de chuvas severas por vários anos (Nepstad *et al.*, 2002; Meier *et al.*, 2008). Além de secas extremas (Nepstad *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2004; Meier *et al.*, 2008) a intensificação na intensidade de eventos como a precipitação, está fortemente associada a tempestades convectivas (Espírito-Santo *et al.*, 2010; Negrón Juárez *et al.*, 2010). Estas tempestades convectivas envolvem descargas elétricas, chuvas torrenciais e fortes ventos (Garstang *et al.*, 1998). Estudos recentes evidenciam que tempestades convectivas ou blowdowns não relatados anteriormente para a Amazônia influenciam diretamente no aumento nas taxas de mortalidade (Nelson *et al.*, 1994; Guimarães, 2005; Chambers *et al.*, 2009; Marra, 2010; Espírito-Santo *et al.*, 2010; Negrón Juárez *et al.*, 2010).

Objetivo Geral

Avaliar as mudanças demográficas da vegetação em uma escala temporal de 14 anos e espacial (5 ha) em uma floresta de terra firme localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM).

Objetivos específicos

Avaliar as taxas de mortalidade e recrutamento nos diferentes intervalos de monitoramento (1996-2000; 2000-2002; 2002-2004; 2004-2006; 2006-2008; 2008-2010) em 10 ha de floresta de terra firme.

Avaliar a influência das características edáficas nas taxas de mortalidade e recrutamento em 5 ha de floresta de terra firme

Material e Métodos:

Área de estudo

Ver descrição da área de estudo no capítulo 1 (Material e Métodos)

Base de dados

Ver descrição no capítulo 1 (Material e Métodos)

Análise de dados

Parâmetros de dinâmica

Foram calculadas para a comunidade arbórea, as taxas de mortalidade e recrutamento com base no número de indivíduos (N). Para calcular as taxas de mortalidade e recrutamento, utilizou-se o modelo exponencial sugerido por Sheil *et al.* (1995):

$$\text{Taxa de mortalidade/decrécimo} = \{1 - [1 - ((N_0 - N_1)/N_0)]^{1/t}\} * 100$$

$$\text{Taxa de recrutamento/acrécimo} = \{1 - [(1 - Cr) / Ct]^{(1/t)}\} * 100$$

Onde N_0 é o número inicial de indivíduos, N_1 é o número de sobreviventes e t é o intervalo em anos entre cada levantamento e recrutamento (número de indivíduos que ingressaram na classe ≥ 10 cm de dap), respectivamente; e t é o intervalo de tempo entre a primeira e a segunda medição, em anos. As taxas são expressas em % ano⁻¹. Tanto para as taxas de mortalidade quanto para de recrutamento foram considerados seis intervalos: T1 (1996 – 2000), T2 (2000 – 2002), T3 (2002 – 2004), T4 (2004 – 2006), T5 (2006 – 2008) e T6 (2008 – 2010). Para comparar as taxas anuais nos diferentes intervalos foi utilizado uma análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) e o teste de post hoc de Tukey. As análises foram realizadas no programa R 2.8.1 (R Development Core Team, 2008).

Mortalidade e recrutamento ao longo de um gradiente edáfico

Para de reduzir a dimensionalidade das 15 variáveis analisadas foi utilizada a técnica de ordenação de Análise de Componentes Principais (PCA). Considerando a amplitude de variação nos dados de solo foi utilizada uma PCA de correlação. Essa análise permitiu a redução da dimensionalidade de todas as variáveis em dois eixos de ordenação. Os scores dos eixos resultantes da PCA foram utilizados como variáveis independentes para testar o efeito do gradiente sobre a mortalidade e o recrutamento de árvores.

Para testar o efeito dos gradientes de solo (eixos da PCA) sobre as taxas de mortalidade (TM) e recrutamento (TR) foram utilizadas regressões múltiplas. Foram feitas regressões múltiplas para cada um dos diferentes intervalos a partir do seguinte modelo: $TM = PC1 + PC2$ e $TR = PC1 + PC2$, nos intervalos: T1 (1996 a 2000), T2 (2000 a 2002), T3 (2002 a 2004), T4 (2004 a 2006), T5 (2006 a 2008) e T6 (2008 a 2010). As análises foram realizadas nos programas Systat e R 2.8.1 (R Development Core Team, 2008).

Resultados e Discussão

Mortalidade e Recrutamento em uma escala temporal

Durante todo período de monitoramento, foram constatadas a morte de 1055 indivíduos, representados por uma taxa de mortalidade de $1,24 \pm 0,45\% \cdot \text{ano}^{-1}$. Embora o presente estudo contemple diferentes compartimentos topográficos com características edáficas distintas as estimativas de mortalidade anual corroboram com diversos estudos realizados em florestas tropicais isentas de perturbação (Swaine *et al.* 1987; Phillips *et al.* 1994; Oliveira 1997; Williamson *et al.*, 2000; Laurance *et al.*, 2001; Nascimento e Laurance, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Teixeira *et al.* 2007; Phillips *et al.*, 2010). No entanto é importante considerar que as taxas de mortalidade são potencialmente sensíveis aos intervalos de monitoramento (Lieberman *et al.*, 1990; Clark e Clark 1992; Sheil e May, 1996; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2010) e comparações com outros trabalhos devem ser feitas com cautela. Lewis *et al.*, 2004, sugerem uma correção considerando os intervalos de monitoramento, e afirmam que a diminuição nas taxas de mortalidade ao longo do tempo pode ser corrigida.

Durante os intervalos de quatro e dois anos as taxas de mortalidade variaram significativamente ($p < 0,001$) (Figura 6). Em florestas tropicais isentas de perturbação estas flutuações nas as taxas de mortalidade podem ser detectadas em resposta a eventos de estresse. Como proposto por diversos autores que evidenciam aumentos excessivos nas taxas de mortalidade nos anos mais secos (Condit *et al.*, 1995; Williamson *et al.*, 2000; Laurance *et al.*, 2001; Phillips *et al.*, 2004; Marengo *et al.*, 2008; Phillips *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2010; Lewis *et al.*, 2011).

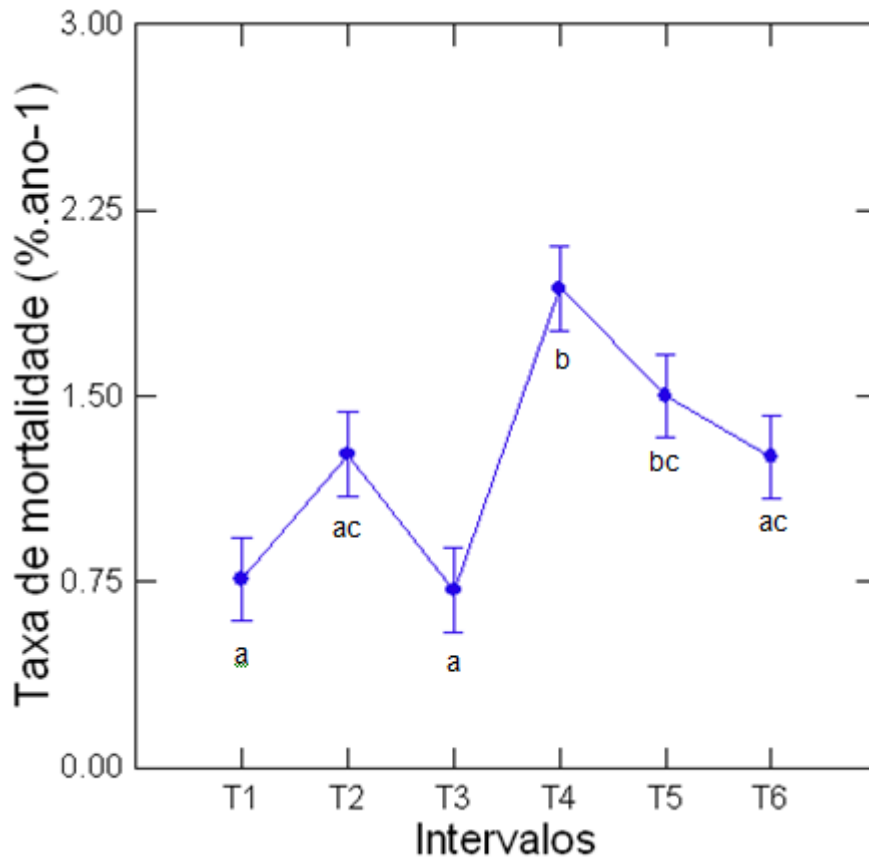


Figura 6: Taxa de mortalidade anual nos intervalos de T1 (1996 – 2000), T2 (2000 – 2002), T3 (2002 – 2004), T4 (2004 – 2006), T5 (2006 – 2008) e T6 (2008 – 2010).

A menor taxa de mortalidade observada foi de $0,72 \text{ \%ano}^{-1}$ no período de 2002 a 2004 (T3) e o maior valor observado foi de $1,94 \pm 0,84 \text{ \%ano}^{-1}$ durante os anos de 2004 a 2006 (T4), que compreendem o downburst ocorrido em janeiro de 2005 e a seca intensificada em setembro do mesmo ano. No censo anterior (2002 – 2004) a taxa de mortalidade foi de $0,72 \text{ \%ano}^{-1}$, durante o intervalo que compreendeu a seca e o downburst de 2005 o valor aumentou significativamente ($p = 0,0001$) para $1,94 \text{ \%ano}^{-1}$, porém, baixou para $1,5 \pm 0,52 \text{ \%ano}^{-1}$ no intervalo subsequente. Ao longo da Bacia Amazônica a intensidade do período seco causou aumento na mortalidade média de árvores (Phillips *et al.*, 2009), porém na a parte central da bacia foi atingida em menor intensidade (Marengo *et al.*, 2008).

Embora tenha ocorrido uma das maiores secas do século em 2005, dados de precipitação e vazão do rio evidenciam que a seca teve pouco efeito na Amazônia Central (Marengo *et al.*, 2008). Considerando que para elevada intensidade na redução de chuvas causar impacto sobre as taxas de mortalidade são necessários períodos prolongados (Nepstad *et al.*, 2002; Meier *et al.*, 2008) é improvável que a seca esteja relacionada ao aumento nos eventos de morte (Negrón-Juárez *et al.*, 2010). Assim, o maior número de indivíduos arbóreos mortos registrados no período de 2004 a 2006 pode ser atribuído a ocorrência de tempestades

convectivas. Dados de parcelas permanentes provenientes do projeto Biomassa e Nutrientes (BIONTE), monitorado anualmente no mês de julho mostram o aumento nas taxas de mortalidade no ano de 2005 e que indivíduos mortos quebrados e derrubados por vento compuseram uma parte significativa da mortalidade observada (Negrón-Juárez *et al.*, 2010). Os mesmos autores, afirmam que a mortalidade neste período foi a segunda maior desde 1989, cerca de 23% maior que a média observada em todo o período. A taxa de mortalidade estimada na área testemunha do projeto Bionte foi superior no ano de 2005 (1,29%), quando comparada ao ano de 2006 (0,76%) (Lima, 2010). As tempestades convectivas ocorreram no mês de janeiro de 2005, já a maior intensidade do período seco em setembro do mesmo ano, sabendo que o monitoramento das parcelas permanentes é realizado sempre no mês de julho, fica clara a influência de eventos extremos como a ocorrência de tempestades convectivas no aumento das taxas de mortalidade.

É importante ressaltar que a presente área de estudo localiza-se entre a área de downburst e o projeto Bionte, sugerindo a influência das tempestades convectivas nos eventos de morte na área de estudo. Outra evidência que salienta a importância dos downbursts nas taxas de mortalidade que compreende o período de 2004 a 2006 se respalda na pluviosidade do ano de 2005. A precipitação anual foi de 2436 mm¹, não variando significativamente se comparado ao ano anterior (2495 mm) ou subsequente (2590 mm) ($p > 0,05$) (dados provenientes da torre do LBA, distante aproximadamente 2 Km da área de estudo).

Está previsto o aumento na frequência e intensidade de secas e precipitações extremas para cenários futuros na Amazônia (Marengo *et al.*, 2008; Lewis *et al.*, 2011). Considerando a forte relação entre chuvas e ocorrência de downbursts e que os intervalos de recorrência destes fenômenos ainda são incertos (Espírito-Santo *et al.*, 2010), é importante que estes eventos sejam considerados nas estimativas e entendimento das causas de mortalidade, além de auxiliar na identificação de padrões espaciais de mortalidade.

Este aumento nos eventos de morte está associado diretamente a perdas de áreas de florestas tropicais, caso este padrão seja mantido haverá um efeito significativo nestas extensas áreas. Diferenças nas taxas de mortalidade estão associadas a perdas de áreas de florestas tropicais, assim é de extrema importância o entendimento destas variações no espaço. Ao longo da bacia amazônica as principais causas de mortalidade são a intensidade do período seco, otipos de solos (Phillips *et al.*, 2004; Quessada *et al.*, 2009) e a ocorrência de downbursts (Nelson, 1994; ; Chambers *et al.*, 2009; Marra, 2010; Espírito-Santo *et al.*, 2010; Negrón Juárez *et al.*, 2010). De acordo com os diferentes tipos de solos, as árvores podem estar mais vulneráveis a ação dos ventos, ou mesmo, menos susceptíveis a morte por stress hídrico. Em áreas de baixo, onde a disponibilidade hídrica é maior, espera-se que os indivíduos sejam mais

sensíveis a secas extremas, que aqueles encontrados nas áreas de platô, onde a disponibilidade hídrica é menor. Sabendo que as florestas na Amazônia Central são relativamente resistentes à seca (Williamson, 2000) e considerando a grande heterogeneidade espacial ao longo dos diferentes compartimentos topográficos, e a forte relação das variáveis edáficas com a topografia torna-se imprescindível avaliar a influência dos solos nas taxas de mortalidade.

Uma das consequências imediatas da mortalidade arbórea é a abertura de clareiras (Gale, 2000), alterando as taxas de recrutamento e de estabelecimento de espécies. Durante todo período foram observados o ingresso de 1076 indivíduos pertencentes a 393 espécies representados por uma taxa de $1,25 \pm 0,66\%$. ano⁻¹. Considerando os quatorze anos de monitoramento, houve um balanço na entrada e saída dos indivíduos, corroborando com o equilíbrio encontrado em diversas áreas de florestas tropicais (Swaine *et al.*, 1987; Lieberman *et al.*, 1990; Rocha *et al.*, 2001; Higuchi *et al.*, 2004; Rossi *et al.*, 2007a). Esta equidade entre o número de indivíduos mortos e recrutados sugere uma elevada estabilidade, responsável pela manutenção da estrutura da floresta isenta de perturbação, mantendo-as próxima a condição de equilíbrio.

Da mesma forma que observado para mortalidade as taxas de recrutamento oscilaram ao longo dos diferentes intervalos. Nos anos de maior mortalidade 2004 a 2006 e 2006 a 2008 foram observados os menores valores de recrutamento (Figura 10). Ao longo de todo intervalo, elevadas taxas de recrutamento foram precedidas de elevadas taxas de mortalidade, com maiores taxas de recrutamento anuais observadas nos intervalos de 2000 a 2002 e 2008 a 2010.

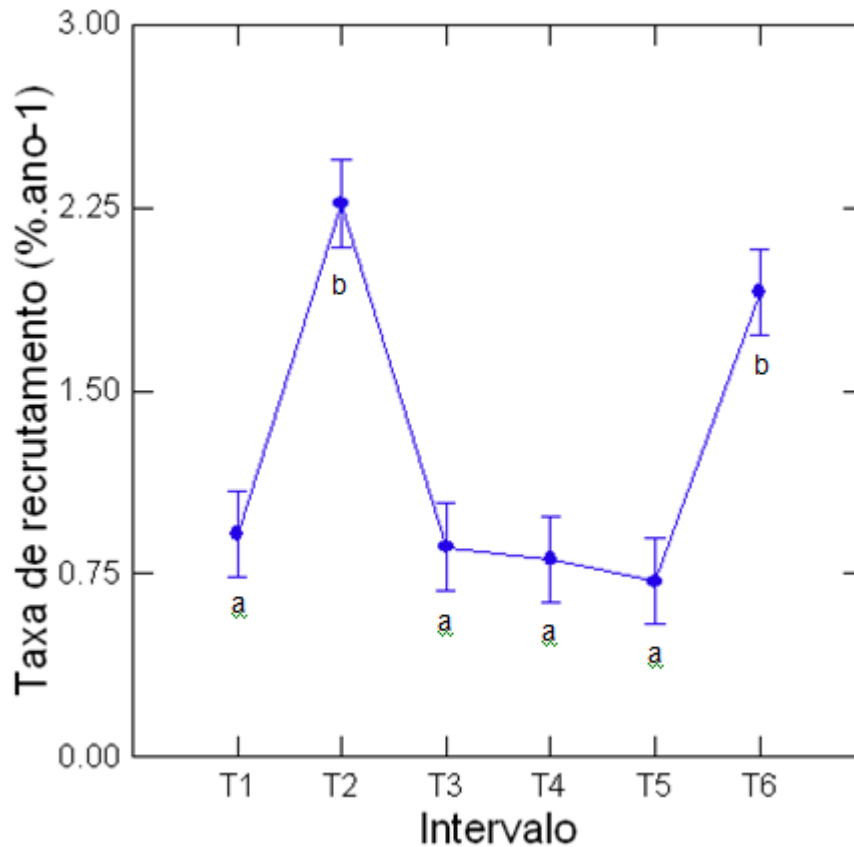


Figura 7: Taxa de recrutamento anual nos intervalos de T1 (1996 – 2000), T2 (2000 – 2002), T3 (2002 – 2004), T4 (2004 – 2006), T5 (2006 – 2008) e T6 (2008 – 2010).

Os valores de recrutamento flutuaram ao longo do período monitorado. Em toda a área amostrada as taxas de recrutamento foram significativamente maiores nos períodos de 2000 a 2002 (t2) e 2008 a 2010 (t6). Apesar de diversos estudos reportarem um aumento no turnover (Phillips et al., 2004; Quesada et al., 2009) representado pelas taxas de mortalidade e recrutamento nas últimas décadas em resposta ao aumento da concentração de CO₂ na atmosfera e das crescentes mudanças climáticas o presente estudo evidenciou flutuação nas taxas de recrutamento ao longo do período monitorado. No entanto, interpretações no que concerne a dinâmica florestal e a sua projeção devem ser feitas com cautela.

Os valores mais notáveis entre as taxas de recrutamento ao longo do período monitorado são representados por 2.36 e 2.08 para t2 e t6 respectivamente, possivelmente em resposta a algum estresse ambiental. Para o último período (t6) o aumento no recrutamento de indivíduos arbóreos parece ser uma resposta à mortalidade anômala entre os anos de 2004 a 2006. A ocorrência do downburst em 2005 e a consequente elevada mortalidade de árvores neste período podem ter propiciado a abertura de clareiras que permitiram o estabelecimento e recrutamento de novos indivíduos nos anos subsequentes. A morte de árvores acarreta distúrbios

que propiciam o aumento na quantidade e na qualidade de luz, modificando as condições do ambiente e favorecendo o estabelecimento de novos indivíduos (Bazzaz *et al.*, 1980; Souza *et al.*, 1984; Swaine *et al.*, 1987; Denslow, 1987) e conseqüentemente influenciando a dinâmica das comunidades arbóreas.

Apesar de observarmos um balanço nas taxas de recrutamento e mortalidade, se analisarmos individualmente cada intervalo de quatro e dois anos, podemos observar um desequilíbrio nestes valores. Dos seis intervalos analisados o recrutamento foi superior a mortalidade em quatro destes (1996 – 2000; 2000 – 2002; 2002 – 2004; 2008 – 2010), já nos outros dois intervalos (2004 – 2006 e 2006 - 2008) as taxas de mortalidade superaram as de recrutamento. Normalmente, estas taxas equiparam-se a de mortalidade, mantendo uma densidade de indivíduos mais ou menos constante (Rezende, 2002; Rossi *et al.*, 2007b). Assim como observado para taxas de mortalidade as taxas de recrutamento são sensíveis aos intervalos de monitoramento (Sheil e May, 1996; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004), portanto estudos de longo prazo e comparações entre áreas devem ser feitas com cautela, visto que as taxas são sensíveis ao tempo. Em florestas primárias a abertura de clareiras acarretada pela mortalidade de árvores é considerada uma perturbação natural que desempenha importante papel ecológico, pois são disponibilizados novos nichos para novas espécies recrutarem (Bazzaz *et al.*, 1980; Souza *et al.*, 1984; Swaine *et al.*, 1987; Denslow, 1987). Contudo, a comunidade estudada é formada por populações com diferentes histórias de vida, havendo diferença no recrutamento entre as diferentes espécies. As espécies que apresentaram maiores taxas de recrutamento foram as mesmas que apresentaram as taxas mais elevadas de mortalidade: *Eschweilera wachenheimii*, *Protium hebetatum*, *Eschweilera truncata*, *Protium strumosum* e *Croton draconeoides*. Maiores taxas de recrutamento destas espécies sugerem uma característica altamente dinâmica destas populações. O estabelecimento e manutenção destas espécies podem estar relacionados ao maior sucesso na exploração de recursos do habitat e a capacidade de adaptação aos diferentes ambientes. Este sucesso na exploração de recursos também podem ser evidenciados com base no capítulo 1, onde tanto *Eschweilera wachenheimii* quanto *Eschweilera truncata* ocorreram ao longo de todo o gradiente.

A grande heterogeneidade ambiental proporcionada pela variação edáfica suscita a necessidade de entendimento das mudanças em escalas espaciais. O recrutamento e a mortalidade variam espacialmente, refletindo variação na intensidade das interações biológicas, disponibilidade de recursos e das condições microclimáticas (Sousa *et al.*, 1984). Assim busca-se compreender como as mudanças demográficas da vegetação: recrutamento e mortalidade estão associadas a fatores ambientais como características dos solos.

Gradientes de solo

As variáveis edáficas usadas para explicar a variação nas taxas de mortalidade e recrutamento foram as mesmas utilizadas no capítulo 1.

Mortalidade e recrutamento de árvores e sua relação com solos

Em nenhum dos intervalos analisados houve efeito significativo do gradiente edáfico representado pelos eixos de ordenação PCA1 e PCA2 sobre os eventos de morte (t1, $r^2=0,025$, $p > 0,05$; t2, $r^2=0,058$, $p > 0,05$; t3, $r^2=0,09$, $p > 0,05$; t4, $r^2=0,045$, $p > 0,05$; t5, $r^2=0,021$, $p > 0,05$; t6, $r^2=0,02$, $p > 0,05$). Considerando os seis intervalos as variáveis edáficas também não foram boas predictoras das taxas anuais de recrutamento (t1, $r^2=0,029$, $p > 0,05$; t2, $r^2=0,023$, $p > 0,05$; t3, $r^2=0,109$, $p > 0,05$; t4, $r^2=0$, $p > 0,05$; t5, $r^2=0,053$, $p > 0,05$; t6, $r^2=0,089$, $p > 0,05$). Estes resultados sugerem que durante o intervalo analisado tanto o recrutamento quanto a mortalidade ocorreram de forma estocástica ao longo do gradiente.

Os resultados encontrados evidenciam que para a escala em questão não existe relação entre taxa de mortalidade e recrutamento com a heterogeneidade ambiental representada pelos nutrientes e textura dos solos. Avaliando a dinâmica de florestas de terra firme próximas Williamson *et al.*, (2000) não detectaram relação entre a taxa de mortalidade e textura do solo, corroborando com o evidenciado no presente estudo, no entanto, as áreas amostradas por estes autores, apresentam uma baixa amplitude de variação edáfica, pois foram evitadas amostragem em áreas de baixo. Entretanto estudando a variação nos dados demográficos da vegetação em escalas maiores Phillips *et al.*, (2004) e Quessada *et al.*, (2009) observaram que a dinâmica de árvores apresenta uma elevada variação espacial relacionada com a fertilidade e textura do solo. Tanto as taxas de mortalidade quanto de recrutamento são duas vezes maior em solos ricos da parte sul e oeste se comparado as áreas de solos pobres da parte central e leste da bacia (Phillips *et al.*, 2004).

É importante ressaltar que embora haja uma elevada heterogeneidade ambiental responsável por proporcionar diferentes nichos a variação nas variáveis químicas e físicas do solo é inferior a observada nos estudos que encontraram relação entre solos e dinâmica. No geral, solos da Amazônia Central são tipicamente pobres em nutrientes (Jordan, 1987; Chauvel *et al.*, 1987; Ferraz *et al.*, 1998; Fearnside e Leal Filho., 2001; Ferreira *et al.*, 2001; Phillips *et al.*, 2004). Nestas áreas os nutrientes têm origem na biomassa viva, não havendo um fornecimento direto de nutrientes do solo mineral para as plantas. A biota do solo e os fungos micorrízicos são os principais responsáveis por controlar a liberação de nutrientes minerais contidos na serrapilheira e na matéria orgânica (Luizão, 2007), portanto, a topografia e consequentemente a textura dos solos também podem afetar as taxas de decomposição da matéria orgânica (Luizão *et al.*, 2004). No presente estudo a diferença na disponibilidade de

nutrientes está relacionada às condições anóxicas dos solos de baixo, nestes casos o tempo de residência dos nutrientes no solo é mais longo, havendo uma maior quantidade de nutrientes sob a forma de matéria orgânica. No entanto de maneira geral os solos da Amazônia são de baixa fertilidade química natural (Jordan, 1987).

Apesar das taxas de mortalidade e recrutamento não estarem distribuídas uniformemente no espaço e dos mecanismos que regem estas taxas diferirem drasticamente ao longo de diferentes formas de relevo, não houve variação nestas taxas ao longo do gradiente considerado. Mesmo considerando que a altitude está diretamente associada à variação edáfica, conforme o encontrado geralmente para Amazônia a presente área de estudo não apresentou relação entre mortalidade e solos. Para explicar estes resultados dois principais fatores podem ser sugeridos: i) baixa variação das variáveis demográficas e ii) adaptação das espécies a pressão seletiva imposta pelo ambiente.

O tamanho e formato das parcelas podem embutir uma variação aleatória, considerando que são parcelas muito pequenas e próximas para estimar mudanças na mortalidade e recrutamento da comunidade (Fisher *et al.*, 2008). A variação nos dados demográficos da comunidade arbórea na escala estudada está mais relacionada a fatores estocásticos do que a fatores determinísticos (variáveis edáficas), em áreas maiores haveria uma menor importância do ruído estocástico. Parcelas muito pequenas não são capazes de captar com exatidão a mortalidade, não sendo espacialmente suficientes para observação dos padrões de dinâmica (Fisher *et al.*, 2008). Em consequência do tamanho inadequado da unidade amostral tanto a taxa de mortalidade quanto a de recrutamento apresentaram valores nulos em diversas parcelas ao longo de todo período. É importante considerar que nos trabalhos em que características do solo explicaram a variação na dinâmica florestal (Phillips *et al.*, 2004; Quessada *et al.*, 2009) as parcelas foram maiores e alocadas aleatoriamente, evidenciando melhor os padrões de dinâmica.

A amostragem sistemática em transecto é eficiente na análise de gradientes, porém parcelas contíguas não apresentam independência, influenciando umas nas outras. A morte ou recrutamento de uma árvore pode afetar nas taxas de mortalidade e recrutamento de indivíduos arbóreos nas áreas adjacentes, propiciando uma baixa variação nas variáveis preditas. Sabendo que vento, chuva, intensidade do período seco e a queda de outras árvores estão entre os principais responsáveis por eventos de morte (Brokaw, 1982, Putz *et al.* 1983, Franklin *et al.*, 1987; Swaine *et al.* 1987; Phillips *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2010). Considerando que a morte de uma árvore propicia a criação de nichos favoráveis ao estabelecimento e manutenção de novos indivíduos (Bazzaz *et al.*, 1980; Souza, 1984; Denslow, 1987; Swaine *et al.*, 1987) a mortalidade de árvores também irá influenciar o recrutamento nas parcelas vizinhas.

É importante ressaltar que em trabalhos onde foi detectada a variação nas taxas de recrutamento e de mortalidade em função das variáveis edáficas (Phillips *et al.*, 2004; Quessada *et al.*, 2009) considerou-se uma meso-escala. Os mesmos autores afirmam que um dos principais fatores determinantes da dinâmica da comunidade arbórea é o tipo de solo. Nos dois trabalhos as parcelas foram distribuídas aleatoriamente com uma distancia entre as unidades amostrais, o que proporciona uma grande variação ambiental no que se refere á intensidade do período seco e aos tipos de solo. Apesar dos transectos abrangerem uma grande área de 10 ha, para a presente análise foram consideradas parcelas pequenas de 0,16 ha, enquanto estudos que encontraram relação entre a dinâmica da comunidade utilizaram parcelas com área igual ou maior que 1 ha (Phillips *et al.*, 2004; Quessada *et al.*, 2009; Toledo, 2009).

Diversos fatores influenciam as taxas de mortalidade e recrutamento nas diferentes escalas: variáveis edáficas, intensidade do período seco, densidade da madeira, diâmetro da árvore, além de eventos extremos como downbursts (Putz *et al.*, 1983; Nelson, *et al.*, 1994; Gale e Hall 2001; Phillips *et al.*, 2004; Chambers *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2009; Toledo, 2009; Espirito-Santo *et al.*, 2010; Negrón-Juárez *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2010; Lewis *et al.*, 2011). A grande complexidade em funcao da interação destes diversos fatores dificulta o entendimento dos padrões de mortalidade e recrutamento. Portanto, para analisar a influência de um gradiente edáfico sobre os parâmetros de dinâmica é necessário considerar parcelas maiores que captem as mudanças nos dados demográficos da vegetação. É importante que sejam ponderadas as diferenças na composição florística, visto que estas estão intimamente relacionadas a densidade da madeira, a presença de sapopemas e raízes adventícias. É imprescindível que estudos posteriores avaliem a influência destes fatores nos eventos de morte de acordo com o porte dos indivíduos, ressaltando que deve ser considerada a densidade de indivíduos por classe diamétrica.

Conclusão

Durante os quatorze anos de monitoramento foram constatadas a morte de 1055 indivíduos arbóreos ($1,24 \pm 0,45\% \cdot \text{ano}^{-1}$) e o ingresso de 1076 ($1,25 \pm 0,66\% \cdot \text{ano}^{-1}$). Tanto as taxas de recrutamento quanto de mortalidade oscilaram nos diferentes intervalos de medição. A maior taxa de mortalidade foi observada no período de 2004 a 2006, evidenciando a influência do downburst na mortalidade de árvores em 10 ha de floresta de terra firme na Amazônia Central. Considerando a previsão do aumento na frequência na intensidade de períodos secos, de precipitações extremas e da forte relação entre chuvas e ocorrência de downbursts é necessário que estes eventos sejam considerados nas estimativas e entendimento das causas de mortalidade, afim de auxiliare na identificação de padrões espaciais de mortalidade.

Avaliando todo o período houve um balanço entre a entrada e a saída de indivíduos, caracterizando a floresta estudada como em estado de equilíbrio dinâmico. Porém estes dados devem ser interpretados com cautela, devido a estrutura de florestas tropicais, as taxas de mortalidade nas maiores classes diamétricas provêm de um número muito menor de indivíduos em relação as classes inferiores. Considerando que padrões oriundos dos dados de mortalidade são restritos a certas classes de tamanho é importante que em estudos posteriores considerem-se o tamanho das árvores, para um melhor entendimento dos parâmetros de dinâmica

Em nenhum dos intervalos analisados houve efeito significativo do gradiente edáfico sobre os eventos de morte e ingresso de indivíduos arbóreos, sugerindo que ambos ocorreram de forma estocástica ao longo do gradiente. Para a escala estudada não existe relação entre taxa de mortalidade e recrutamento com a heterogeneidade ambiental representada pelos nutrientes e textura dos solos. Duas possíveis causas foram sugeridas para explicar os resultados: baixa variação das variáveis preditas (mortalidade e recrutamento) e a adaptação das espécies a pressão seletiva que sofrem nas áreas de baixo.

Capítulo 3: Eficácia da matriz de transição na projeção da dinâmica em uma floresta natural de terra firme, região de Manaus

Introdução

Atualmente a Amazônia abriga a maior reserva contínua de floresta tropical úmida do mundo, com uma área de floresta densa estimada em 375 milhões de hectares (Higuchi *et al.*, 2006). Considerando que o estoque de madeira em pé na Amazônia brasileira contribui com mais de 30% da reserva mundial de madeira dura tropical (Higuchi *et al.*, 2006) e com a crescente escassez de madeira no mercado mundial (Stone, 1998) milhões de hectares de floresta tropical estão sendo constantemente degradados (Fearnside, 1990; Fearnside *et al.*, 2006; INPE, 2010). Diante deste cenário, muitas pesquisas vêm sendo realizadas na tentativa de viabilizar o manejo sustentável e a conservação dos remanescentes florestais

Considerando que as florestas são sistemas biológicos dinâmicos que estão em contínua mudança (Swaine *et al.*, 1987; Felfili, 1995; Pinto, 2002), é necessário o entendimento do funcionamento destes ecossistemas, para que possamos usufruir de seus recursos de maneira a não comprometer a sustentabilidade da comunidade e a diversidade de espécies. Inventários florestais pontuais fornecem informações quanto aos estoques de biomassa, carbono e volume, porém não fornecem informações quanto ao crescimento florestal e as mudanças nos dados demográficos da vegetação. O entendimento da dinâmica do incremento, recrutamento e mortalidade podem gerar previsões quanto ao crescimento e a produtividade, possibilitando um melhor manejo das áreas de floresta.

Para determinar a dinâmica de comunidades ou populações de espécies vegetais, é preciso monitorar as mudanças na vegetação ao longo de um período de tempo (Korning e Baslev, 19994). Além de evidenciar o comportamento da floresta ao longo de um determinado período, o estudo das mudanças temporais e espaciais em florestas tropicais naturais pode gerar previsões quanto ao crescimento e produtividade (Carey *et al.*, 1994). Os modelos clássicos de projeção da dinâmica têm como principais variáveis o índice de sítio e a idade das árvores. Como as espécies de árvores tropicais não produzem anéis de crescimento e considerando a elevada diversidade de espécies e a baixa densidade populacional como fatores limitantes no entendimento da dinâmica, a alternativa para gerar informações consistentes são inventários contínuos, que permitam o monitoramento da vegetação a longo prazo (Condit *et al.*, 1995).

Apesar de toda a dificuldade e considerando a crescente demanda por madeira tropical, a alternativa consiste no monitoramento da floresta a longo prazo e na projeção do seu

comportamento. Dentre os vários modelos disponíveis, o que melhor se ajusta às características das florestas da Amazônia, é a cadeia de Markov (Rocha, 2001; Teixeira *et al.*, 2007). Essa ferramenta é um instrumento utilizado prever o recrutamento, a mortalidade e o estoque por classe diamétrica de uma floresta inequidiana ao longo do tempo. A matriz de transição, também chamada de cadeia de Markov ou Matriz de Usher consiste em um modelo de curto prazo que depende exclusivamente da situação atual e da imediatamente anterior. O uso da cadeia de transição probabilística tem sido amplamente difundido e utilizado para previsão de crescimento e produção (Higuchi, 1987; Pulz, 1999; Rocha, 2001; Rezende, 2002; Teixeira *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009), porém deve-se salientar que intervalos de tempo muito longos diminuem a eficácia do modelo. Os períodos de projeção devem ser curtos o suficiente para detectar as mudanças ocorridas entre os diferentes estados, pois mudanças na estrutura da vegetação ao longo do tempo podem proporcionar resultados inconsistentes (Scolforo *et al.*, 1998).

Assim o objetivo deste estudo foi testar a eficiência da Matriz de Transição na projeção de frequência de indivíduos por classes diamétricas em diferentes intervalos de tempo: dois, quatro e seis anos. Avaliar a mudança na densidade de indivíduos por classes, no teor de carbono e nos valores de biomassa fresca e seca. Para atender os objetivos propostos foram formuladas as seguintes questões: existe um limite de intervalo de tempo para projeção de frequências por classes diamétricas utilizando a cadeia de Markov? Qual o comportamento das variáveis: biomassa fresca, seca e teor de carbono ao longo do período monitorado?

Referencial teórico

A floresta amazônica é tida como recurso natural renovável cuja sustentabilidade irá depender da intensidade de exploração e de sua capacidade de recuperação após distúrbios, naturais ou antrópicos. De maneira geral, as formações vegetais são sistemas biológicos dinâmicos, que estão em constantes mudanças e os modelos de crescimento e produção podem descrever essa dinâmica (Rezende, 2002).

Os modelos clássicos para estudos de crescimento e produção florestal têm longa história na área florestal, principalmente para florestas plantadas e de mesma idade (Rezende, 2002). Em geral, os modelos de crescimento e produção são determinísticos tendo como variáveis independentes principais a idade, índice de sítio. O índice de sítio representa a qualidade do sítio e pode ser expresso pela combinação de vários fatores ambientais (solos, topográficos, climáticos e competitivos), que afetam o crescimento das árvores. Dentre as diferentes maneiras de calcular este índice está: a altura correspondente a média de 20% das árvores de maior diâmetro no povoamento. Para florestas tropicais, prognosticar este crescimento é um desafio, em função da dificuldade de determinar precisamente a idade da

árvore, da elevada diversidade de espécies, da alta heterogeneidade espacial além da elevada decomposição de árvores caídas (Higuchi, 1987). A idade da árvore e o índice de sítio, normalmente utilizados em modelos de florestas temperadas representam fatores limitantes para o desenvolvimento de modelos de produção para as florestas da Amazônia porque são praticamente indisponíveis para o setor florestal, num curto prazo (Teixeira *et al.*, 2007).

Avaliar precisamente o crescimento da floresta é de extrema importância para o manejo florestal (Sanquetta *et al.*, 1996). A área basal e o volume de um povoamento podem ser convenientemente calculados a partir do número de árvores em cada classe diamétrica (Bruner e Moser, 1973; Sanquetta *et al.*, 1996; Rocha 2001; Vasconcelos *et al.*, 2009). Segundo Bruner e Moser (1973), o amento do valor destes parâmetros pode ser estimado pela mudança na frequência resultante do movimento entre as diferentes classes diamétricas e também da mortalidade. Ainda segundo estes autores a precisão da prognose do crescimento irá depender acima de tudo da acurácia das mudanças nas classes diamétricas estimadas.

Segundo Vanclay (1989) modelos de crescimento e produção podem ser classificados em três diferentes tipos. Os modelos globais do povoamento, que possibilitam obter uma estimativa geral da produção por unidade de área. Os modelos para árvores individuais, que consideram características de cada indivíduo para a prognose do crescimento e produção do povoamento. Além dos modelos por classe de diâmetro, que possibilitam a prognose do número de árvores por classe diamétrica.

Para florestas naturais é comum a utilização de matrizes de transição que possibilitam a prognose do número de árvores por classes diamétricas; cadeia de Markov. O uso da cadeia de Markov é uma alternativa para os estudos de crescimento, já que diferentemente dos modelos clássicos utilizados para florestas temperadas, não se utilizam as variáveis de difícil mensuração em florestas tropicais, como a idade e o índice de sítio (Higuchi, 1987).

Para montagem da Cadeia de Markov, segundo Sanquetta *et al.* (1996), os pontos mais importantes são a definição do espaço de estado, representado pelas classes diamétricas e a construção da matriz de transição probabilística. Ainda segundo o mesmo autor, o estado do sistema é composto pelos estados: recrutamento, mortalidade e as diferentes classes diamétricas. A construção da matriz de transição probabilística é baseada em uma tabela contendo a frequência absoluta das transições entre os diferentes estados no intervalo de tempo determinado (Sanquetta *et al.*, 1996).

Segundo Bruner e Moser (1973), para utilizar a cadeia de Markov, as propriedades estacionária e markoviana devem ser satisfeitas, ou seja: a) para estimar qualquer evento futuro, necessita-se apenas conhecer o estado presente (propriedade markoviana); b) as probabilidades

de transição entre dois estados específicos devem permanecer constantes ao longo do tempo (propriedade estacionária). Considerando a dinâmica da distribuição diamétrica, estas propriedades implicam necessariamente que a distribuição diamétrica prognosticada dependerá somente das distribuições anteriores e que a probabilidade de uma árvore mudar de classe em algum período específico, deve permanecer a mesma todo o tempo, independentemente das condições do povoamento (Bruner e Moser, 1973).

A matriz de transição é um processo estocástico utilizado para estudar fenômenos que passam, a partir de um estado inicial, por uma seqüência de estados, onde a transição entre estados ocorre segundo uma certa probabilidade (Arce *et al.*, 2001). Essa matriz de transição ou Cadeia de Markov consiste em um processo estocástico, no qual, as probabilidades de transição durante um intervalo de tempo (t e $t+1$) dependem apenas do estado em que um indivíduo está no tempo ($t+1$) e do seu passado imediato (t). O modelo parte do pressuposto de que uma árvore pertencente a uma determinada classe diamétrica tem probabilidade conhecida de mudar para outra classe de diâmetro de acordo com o seu tamanho. Essa árvore pode crescer e passar para uma ou mais classes de diâmetro subsequente, pode morrer ou mesmo permanecer na mesma classe inicial durante o período observado. Essa probabilidade de movimentação pode ser expressa como uma matriz M que pode ser usada para prever mudanças durante um único intervalo de tempo, $V_1 = MV_0$, ou durante vários intervalos, usando a relação $V_n = M^n V_0$, considerando que M representa a matriz de transição e V_0 e V_n os vetores que descrevem o estados inicial e final (Rezende, 2002).

Scolforo (2006) considera a cadeia de Markov como um modelo de crescimento por classe de diâmetro que viabiliza a prognose do crescimento em florestas nativas. Esta técnica de modelagem já foi utilizada por diversos pesquisadores em estudos sobre prognose da produção em florestas tropicais, como por exemplo: Higuchi (1987); Freitas e Higuchi (1993); Azevedo *et al.* (1995); Sanquetta *et al.* (1995); Pulz *et al.* (1999); Scolforo (1997); Rocha (2001); Mendonça (2003); Teixeira *et al.* (2007); Vasconcelos *et al.* (2009). Assim a Cadeia de Markov é de extrema importância para projetar a distribuição de frequência (diâmetro e mortalidade), ou, ao menos para prever a direção das tendências futuras, do ponto de vista do manejo florestal em áreas de Floresta Amazônica (Higuchi *et al.*, 1987). A projeção da estrutura diamétrica no tempo é também de grande valia para economia das florestas nativas, pois, a partir dos diâmetros futuros é possível estimar as produções e definir a necessidade de intervenção na área, assegurando a sustentabilidade econômica e ecológica das florestas (Sanquetta *et al.*, 1995).

Diversos estudos têm utilizado procedimentos que envolvem a distribuição diamétrica como base para estimar o crescimento em povoamentos inequiânios (Bruner e Moser, 1973;

Higuchi, 1987; Sanquetta *et al.*, 1995; Sanquetta *et al.*, 1996; Rocha, 2001; Rezende, 2002; Mendonça, 2003; Teixeira *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009). Todos estes trabalhos foram realizados em formações vegetais no Brasil, e concluíram que a matriz de transição é ferramenta simples e eficiente para prognosticar produções futuras, auxiliando no planejamento para o desenvolvimento sustentável e subsidiando as formas e a intensidade de uso das florestas a fim de garantir a sua conservação.

Objetivo Geral

Projetar e avaliar a qualidade das prognoses realizadas utilizando a Matriz de Transição em 10 ha de floresta de terra firme na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM).

Objetivos específicos

Testar a viabilidade da matriz de transição na prognose da distribuição diamétrica em diferentes intervalos (dois, quatro e seis anos).

Avaliar o comportamento das variáveis: biomassa fresca, seca e teor de carbono ao longo do período monitorado.

Material e métodos:

Área de estudo

Ver descrição da área no Capítulo 1 (Material e métodos).

Base de dados

Ver descrição no Capítulo 1 (Material e métodos).

Análise de dados

Para avaliar a dinâmica da vegetação arbórea nos diferentes intervalos de tempo foi considerado todo o monitoramento que compreende os anos de 1996 a 2010. As análises foram realizadas considerando os três intervalos de amostragem dois anos (2000 a 2002; 2002 a 2004; 2004 a 2006 e 2006 a 2008), quatro anos (1996 a 2000; 2000 a 2004 e 2004 a 2008) e para o período de seis anos (1996 a 2002). Estes intervalos foram considerados em função da viabilidade de validação da matriz de transição, ou seja, foram considerados apenas intervalos onde existam valores observados e prognosticados. É importante ressaltar que a fim de

minimizar erros e aumentar a acurácia, não utilizamos os dados de 2010, pois estes valores ainda não foram corrigidos.

Para montagem da matriz de transição de cada período monitorado foi considerado um intervalo de classe diamétrica igual a 5 cm. Caso fossem considerados intervalos de classe muito curtos e uma taxa de incremento anual que varia em torno de 1,7 mm/ano (Vieira *et al.*, 2005) os indivíduos mudariam de classe constantemente, diminuindo a probabilidade de permanecerem na mesma classe. Se fossem consideradas classes maiores a probabilidade dos indivíduos de mudar de classe diminuiria, aumentando as chances destes indivíduos permanecerem na mesma classe. É importante salientar que intervalos de classes curtos ou longos geram resultados insatisfatórios, acarretados por estados absorventes na matriz. Quando não ocorre transição de indivíduos de uma classe para as subseqüentes é evidenciado o estado absorvente (Scolforo, 1998), assumindo que este estado é recorrente, ocorrerá um aumento contínuo no número de indivíduos nas classes afetadas pelo estado absorvente.

Para a construção das matrizes de transição de cada ano os indivíduos foram agrupados em 17 estados, os quatorze primeiros representados pelas classes diamétricas com intervalos de 5 cm, a primeira classe foi de $10 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 15 \text{ cm}$ e a última classe diamétrica representada por indivíduos com $\text{DAP} \geq 75 \text{ cm}$. O estado 15, recrutamento (R), refere-se a todos os indivíduos arbóreos que ingressaram nas primeiras classes diamétricas ao longo do período monitorado. Estado 16, representado pela classe próxima, onde foram incluídos os indivíduos que estavam presentes na maior classe de diâmetro na primeira medição ($\text{DAP} \geq 75 \text{ cm}$) e que na medição consecutiva apresentou um crescimento maior que o intervalo de 5 cm previamente estabelecido. E o último estado, 17, representado pelos indivíduos mortos (M).

O modelo de Markov consiste em um processo estocástico utilizado para estudar fenômenos naturais ou não, que passam, a partir de um estado inicial por uma seqüência de estados, onde a transição entre estes ocorre conforme uma determinada probabilidade p_{ij} (Bruner e Moser, 1973). Esta matriz de probabilidades de transição (P) deverá ser obtida a partir da matriz de transição (P_{ij}), conforme esquematizada a seguir: Bruner e Moser (1973) explicam que a precisão da prognose do crescimento irá depender acima de tudo da acurácia das mudanças nas classes diamétricas estimadas.

$$P=(P_{ij})= \begin{matrix} & \begin{matrix} j=1 & j=2 & j=3 & & j=m \end{matrix} \\ \begin{matrix} i=1 \\ i=2 \\ i=3 \\ \vdots \\ i=m \end{matrix} & \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & P_{13} & \dots & P_{m1} \\ P_{21} & P_{22} & P_{23} & \dots & P_{m2} \\ P_{31} & P_{32} & P_{33} & \dots & P_{m3} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ P_{m1} & P_{m2} & P_{m3} & \dots & P_{mm} \end{bmatrix} \end{matrix}$$

Em que:

m = classes diamétricas previamente estabelecidas;

$$p_{1i} = \frac{n_1}{n} \quad p_{2i} = \frac{n_2}{n} \quad p_{3i} = \frac{n_3}{n}$$

Onde:

n = número de árvores existentes na i ésima classe diamétrica no tempo t

n_1 = número de árvores vivas que permaneceram na i ésima classe diamétrica no período de tempo t

n_2 = número de árvores vivas que migraram da i ésima classe diamétrica para a i ésima classe diamétrica + 1 no período de tempo t

n_3 = número de árvores vivas que migraram da i ésima classe diamétrica para a i ésima classe diamétrica +2 no período de tempo t

P_{1i} = probabilidade de uma determinada árvore viva no tempo t , continuar viva na mesma classe diamétrica, durante o período $t + \Delta t$;

P_{2i} = probabilidade de uma determinada árvore viva no tempo t , passar para classe diamétrica subsequente no tempo $t + \Delta t$;

P_{3i} = probabilidade de uma determinada árvore viva no tempo t , avançar duas classes no tempo $t + \Delta t$;

t = primeira medição considerada

Δt = intervalo de tempo entre as duas medições

A probabilidade de mortalidade será definida por:

$$pmi = 1 - p1i - p2i - p3i$$

Para cada classe de diâmetro foram determinados o número de árvores que permaneceram na mesma classe, mudaram para uma ou mais classes subseqüentes e o número de árvores mortas. Assim foram calculadas as probabilidades de permanência em cada uma das classes, as probabilidades de transição entre as diferentes classes, as probabilidades de mortalidade e de recrutamento. Vale ressaltar que os indivíduos recrutados foram aqueles que ingressaram nas primeiras classes diamétricas no período observado, como a matriz de transição probabilística não faz prognose de recrutamento foram considerados os valores correspondentes ao período anterior de medição por classe de diâmetro.

Para avaliar a qualidade das projeções realizadas para os anos de 2002, 2004, 2006 e 2008 foram comparadas as freqüências observadas e projetadas para os anos correspondentes. Esta validação foi feita por meio do teste X², um teste paramétrico utilizado para verificar se as proporções observadas diferem ou não significativamente das esperadas, para tanto foram considerados níveis de significância de 1 e 5%. Assim a hipótese nula admite que as freqüências observadas não diferem das esperadas, enquanto que a alternativa aceita que existam diferenças entre as freqüências esperadas e observadas.

Foram estimados valores para biomassa fresca, seca e teor de carbono total para os valores observados durante o monitoramento e prognosticados. A variação nestes valores pode ser estimada pela mudança na freqüência resultante da transição entre as diferentes classes diamétricas (Bruner e Moser, 1973). Assim, a partir dos diâmetros monitorados e das densidades projetadas foram estimados os valores de biomassa fresca, seca e teor de carbono total: tronco, galhos grossos e finos, folhas, flores, frutos e raízes grossas (diâmetro da base superior a 2 mm) em toneladas/hectare. Esta estimativa foi feita com base em uma equação de simples entrada não linear gerada para o mesmo sítio, assumindo teores médios ponderados de água e carbono de 41,6% e 48,5% respectivamente (Silva, 2005). Para os anos monitorados o diâmetro foi utilizado como variável independente, já para os valores projetados a estimativa foi feita com base no ponto médio de cada classe diamétrica como variável independente, sendo:

$$\text{Biomassa fresca} = 2,7179 * \text{DAP}^{1,8774}$$

O objetivo de quantificar os valores de biomassa fresca, seca e teor de carbono foi de comparar os estoques existentes na vegetação arbórea no período monitorado e prognosticado.

Resultados e discussão

A Matriz de transição foi montada utilizando os dados de monitoramento que compreendem o período de 2000 a 2010. Com base no monitoramento realizado de dois em dois anos foram feitas as projeções da distribuição diamétrica para os anos de 2004, 2006, 2008, 2010, 2012 e 2014. As projeções ocorrem em intervalos múltiplos do período considerado, assim os intervalos usados para prognose do crescimento não devem ser longos visto que as mudanças na estrutura da vegetação ao longo do tempo pode proporcionar resultados inconsistentes (Scolforo *et al.*, 1998). Foram testados intervalos múltiplos de dois, quatro e seis anos.

A distribuição diamétrica dos 6906 indivíduos vivos amostrados nos diferentes anos pode ser observada na Figura 11. O diâmetro mínimo mensurado foi de 10 e o máximo de 117 cm, representado por uma *Buchenavia macrophylla* da família Combretaceae. O DAP médio dos 6906 indivíduos amostrados em todo período de monitoramento foi de 21,2 cm \pm 0,58 (IC= 95%). A distribuição apresenta um formato “J-reverso”, onde grande parte dos indivíduos concentram-se nas menores classes diamétricas, decrescendo gradativamente conforme aumentam-se as classes. Considerando todo o período monitorado, nos 10 ha inventariados, entre 2059 e 2302 indivíduos, representados respectivamente por 29,81% e 33,34% do total de indivíduos amostrados, encontravam-se na primeira classe de diâmetro ($10 \leq \text{DAP} \leq 15$ cm).

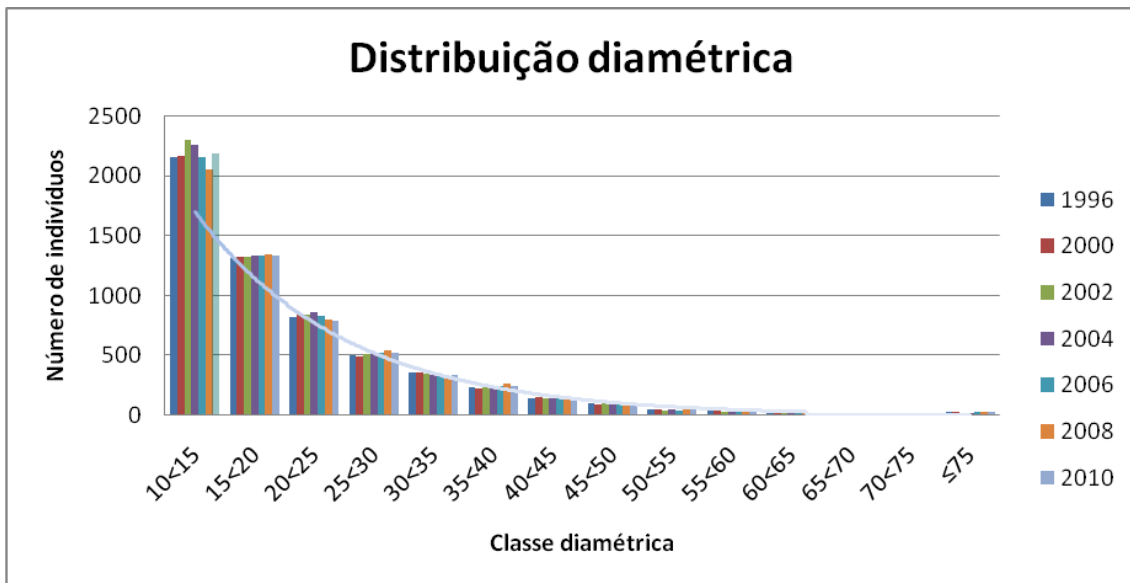


Figura 8: Distribuição diamétrica dos indivíduos arbóreos (DAP ≥ 10 cm) entre os anos de 1996 e 2010.

Em geral a floresta de terra firme estudada apresentou poucas árvores com diâmetros superiores a 75 cm. No ano de 1996 apenas 30 indivíduos representando por 0,51% do total encontravam-se na última classe (DAP ≥ 75 cm). Em 2000 o número de indivíduos na última classe diamétrica foi 28 (0,47%), em 2002 e 2004 com 24 indivíduos (0,35%), voltando a aumentar em 2006 com 26 indivíduos (0,38%), 29 (0,42%) e 33 (0,48%) nos anos de 2008 e 2010, respectivamente. A maior parte da comunidade arbórea, aproximadamente 90% do total mensurado concentra-se nas cinco primeiras classes de 10 a 35 cm de diâmetro.

Praticamente todos os indivíduos recrutados são amostrados nas primeiras classes diamétricas (Higuchi *et al.*, 1997; Pulz, 1998), este padrão foi evidenciado no presente estudo, cerca de 97% concentravam-se na primeira classe ($10 \leq \text{DAP} \leq 15$ cm) e apenas de 1 a 2% nas classes subsequentes. Esta relação já era esperada, visto que apesar de grande parte das espécies arbóreas tropicais apresentarem crescimento lento (Phillips *et al.*, 1994; Higuchi *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2002; Lewis *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2005; Phillips *et al.*, 2008), algumas espécies de rápido crescimento e baixa densidade da madeira que vivem por um curto período de tempo, morrendo ainda jovens apresentaram elevado incremento diamétrico ao longo do período monitorado. Houve uma variação nas taxas de crescimento tanto entre quando dentro das mesmas espécies. Essa variabilidade no crescimento entre e dentro das espécies é uma característica de florestas tropicais (Clark e Clark 1999, Baker *et al.*, 2003; Silva, 2001; Chao *et al.*, 2008), que pode ser explicada em função da elevada heterogeneidade genética (Hubbel *et al.*, 1999).

Existem diversas conclusões controversas quanto ao padrão de mortalidade nas diferentes classes diamétricas. Enquanto alguns trabalhos não distinguem variações na taxa de mortalidade para diferentes classes de diâmetro (Swaine *et al.* 1987; van den Berg, 2001), outros mostram diferenças significativas (Lieberman *et al.*, 1987; Rankin-de-Merona *et al.*, 1990; Swaine 1990; Hartshorn, 1980). Apesar de não ter encontrado um padrão definido, o que dificulta trabalhos de modelagem da dinâmica, o presente trabalho corrobora com o encontrado na maioria dos estudos. Apresentando maior número absoluto e valor relativo de indivíduos mortos nas menores classes de diâmetro, o que pode ser atribuído à competição entre as árvores e a disponibilidade de recursos, visto que estas classes são as de maior densidade. Assim, de maneira similar ao encontrado em diversos estudos os indivíduos de menor diâmetro foram os mais dinâmicos, apresentando maiores valores de recrutamento e mortalidade.

Para avaliar a precisão do modelo de matriz de transição, a distribuição diamétrica esperada dos anos de 2002, 2004, 2006 e 2008, obtidas a partir da matriz de probabilidade de transição (G) foi comparada com a distribuição diamétrica observada para estes anos utilizando o teste qui-quadrado aos níveis de 5% e 1% de significância. Foi possível observar que em curtos intervalos de tempo a probabilidade dos indivíduos permanecerem na mesma classe é a maior. Durante o monitoramento, as distribuições diamétricas observadas e prognosticadas para intervalos múltiplos de 2 anos foram similares ($\alpha=95\%$ ou $\alpha=99\%$), mostrando a eficiência da matriz de transição para intervalos curtos de monitoramento. No entanto, quando considerados intervalos múltiplos de quatro e seis anos as frequências de indivíduos por classe diamétrica observadas e estimadas diferiram significativamente ($\alpha=95\%$), não sendo eficiente para estimar o estoque futuro da floresta. Desta forma, os períodos de projeção devem ser curtos o suficiente para detectar as mudanças ocorridas entre os diferentes estados, pois mudanças na estrutura da vegetação ao longo do tempo podem proporcionar resultados inconsistentes, considerando que o desempenho dos modelos é condicionado por dois pontos básicos (Scolforo, 1998). O incremento diamétrico prognosticado terá comportamento futuro idêntico ao obtido nas mensurações anteriores, além de considerar que a projeção dependerá somente do estado atual e no conhecimento do seu passado imediato (Bruner e Moser, 1973; Sanqueta *et al.*, 1996; Scolforo, 1998).

É importante ressaltar que taxas de mortalidade e recrutamento diminuem com o aumento dos intervalos de monitoramento (Lewis *et al.*, 2004), dificultando o entendimento das flutuações nos dados demográficos. Assim, foram selecionados intervalos múltiplos de dois anos para projeção das frequências por classe diamétrica, biomassa fresca, seca e carbono para os anos de 2010, 2012 e 2014. Desta forma, foi possível observar a tendência de comportamento destas variáveis ao longo do tempo. A tabela 3 apresenta o crescimento da comunidade arbórea expressa em densidade de indivíduos por classe de diâmetro.

Tabela 3: Número de indivíduos por hectare e por classe diamétrica para os anos observados e estimados.

| Densidade de indivíduos | | | | | | | | | |
|-------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| CD | Observado | | | | | | | Estimado | |
| | 1996 O | 2000 O | 2002 O | 2004 O | 2006 O | 2008 O | 2010 O | 2012 E | 2014 E |
| 10<15 | 2161 | 2168 | 2302 | 2263 | 2158 | 2059 | 2193 | 2278 | 2151 |
| 15<20 | 1321 | 1324 | 1324 | 1342 | 1336 | 1345 | 1339 | 1302 | 1304 |
| 20<25 | 824 | 848 | 843 | 865 | 832 | 801 | 788 | 755 | 742 |
| 25<30 | 503 | 496 | 511 | 519 | 527 | 546 | 524 | 484 | 466 |
| 30<35 | 365 | 365 | 345 | 343 | 337 | 333 | 343 | 342 | 348 |
| 35<40 | 235 | 228 | 242 | 251 | 251 | 263 | 249 | 227 | 217 |
| 40<45 | 142 | 156 | 146 | 141 | 140 | 145 | 155 | 159 | 165 |
| 45<50 | 99 | 94 | 99 | 102 | 100 | 85 | 83 | 79 | 78 |
| 50<55 | 51 | 47 | 43 | 48 | 45 | 55 | 54 | 51 | 50 |
| 55<60 | 44 | 41 | 35 | 35 | 32 | 30 | 30 | 30 | 30 |
| 60<65 | 25 | 27 | 30 | 24 | 24 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 65<70 | 17 | 16 | 15 | 21 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 |
| 70<75 | 18 | 18 | 19 | 20 | 25 | 23 | 21 | 19 | 18 |
| ≤75 | 30 | 28 | 24 | 24 | 26 | 29 | 33 | 31 | 24 |
| Total/ha | 583 | 585 | 597 | 599 | 584 | 575 | 585 | 580 | 563 |

Avaliando a frequência de indivíduos observada e prognosticada por classe diamétrica observa-se que a densidade varia ao longo dos anos, apresentando valores variando de 563 a 599 indivíduos por hectare. Durante todo monitoramento podem ser observados reposições e reduções na densidade ao longo do tempo, refletindo no funcionamento e na complexidade do ambiente. Este comportamento de equilíbrio dinâmico sugere um certo padrão nos parâmetros de dinâmica variando em torno de valores próximos ao longo do tempo. Corroborando com diversos estudos, onde florestas tropicais isentas de grandes perturbações são consideradas estáveis, os resultados sugerem que devido ao balanço entre recrutamento e mortalidade, a comunidade se mantém em condição de equilíbrio (Swaine *et al.*, 1987; Felfili, 1995; Pinto, 2002; Higuchi, 2005).

Considerando as distribuições diamétricas observadas e esperadas foram estimados os valores de carbono para cada ano com base em equações ajustadas para a área de estudo, teor de água de 41,6% e teores de carbono de 48,5% (Silva, 2005) (tabela 4).

Tabela 4: Carbono por hectare e por classe diamétrica para os anos observados e estimados.

Carbono

| CC | Observado | | | | | | | Estimado | |
|-----------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | 1996 | 2000 | 2002 | 2004 | 2006 | 2008 | 2010 | 2012 | 2014 |
| 12,5 | 6.578,598,078 | 6.559,753,907 | 6.916,891,086 | 6.870,863,172 | 6.583,056,104 | 6.352,300,661 | 6.690,396,559 | 7,097,837,493 | 6,702,128,379 |
| 17,5 | 7.518,848,052 | 7.499,357,609 | 7.551,096,141 | 7.649,893,593 | 7.582,587,979 | 7.639,722,787 | 7.656,291,622 | 7,629,992,138 | 7,641,712,556 |
| 22,5 | 7.601,048,408 | 7.824,125,538 | 7.792,995,547 | 8.040,926,404 | 7.725,170,434 | 7.401,792,512 | 7.314,350,288 | 7,091,986,248 | 6,969,872,577 |
| 27,5 | 6.804,388,371 | 6.700,366,573 | 6.911,251,733 | 7.025,711,473 | 7.118,971,222 | 7.339,540,326 | 7.044,953,168 | 6,626,466,926 | 6,380,028,074 |
| 32,5 | 6.694,995,425 | 6.670,075,468 | 6.305,953,984 | 6.316,374,050 | 6.236,606,626 | 6.154,220,822 | 6.332,615,671 | 6,407,216,538 | 6,519,623,845 |
| 37,5 | 5.642,635,981 | 5.429,339,902 | 5.800,776,961 | 6.044,474,684 | 6.080,282,970 | 6.371,805,821 | 6.029,920,708 | 5,563,468,493 | 5,318,381,775 |
| 42,5 | 4.335,978,001 | 4.769,366,076 | 4.459,711,629 | 4.307,305,662 | 4.294,290,728 | 4.469,823,955 | 4.755,860,575 | 4,929,103,929 | 5,115,107,851 |
| 47,5 | 3.740,858,014 | 3.557,421,930 | 3.731,512,113 | 3.848,019,105 | 3.808,514,195 | 3.249,882,385 | 3.177,166,906 | 3,017,763,126 | 2,979,563,593 |
| 52,5 | 2.334,645,301 | 2.147,822,251 | 1.963,600,840 | 2.186,575,076 | 2.061,095,220 | 2.504,825,374 | 2.466,239,083 | 2,350,881,433 | 2,304,785,719 |
| 57,5 | 2.399,498,549 | 2.231,195,530 | 1.900,463,185 | 1.913,254,060 | 1.751,671,661 | 1.638,935,052 | 1.627,185,741 | 1,640,420,319 | 1,640,420,319 |
| 62,5 | 1.594,002,297 | 1.706,966,063 | 1.908,372,119 | 1.518,727,341 | 1.513,267,018 | 1.564,228,832 | 1.570,585,100 | 1,598,669,270 | 1,598,669,270 |
| 67,5 | 1.248,104,350 | 1.178,839,545 | 1.115,281,070 | 1.536,284,145 | 1.074,473,513 | 1.159,047,321 | 1.223,545,534 | 1,329,967,051 | 1,403,854,110 |
| 72,5 | 1.520,128,384 | 1.518,996,623 | 1.606,418,224 | 1.694,055,246 | 2.096,594,085 | 1.940,444,514 | 1.777,084,418 | 1,605,408,833 | 1,520,913,631 |
| 75 | 3.718,597,192 | 3.506,727,433 | 3.032,488,891 | 3.064,444,923 | 3.271,930,923 | 3.571,353,554 | 3.974,054,585 | 2,791,484,260 | 2,161,149,104 |
| Carbono (t/ha) | 174,807 | 174,144 | 173,450 | 175,765 | 173,144 | 173,441 | 174,166 | 169,040 | 165,005 |

Quanto ao teor de carbono a dinâmica da comunidade seguiu a mesma tendência encontrada para variável densidade, flutuações ao longo do período observado e prognosticado. Avaliando cada intervalo separadamente foram registradas perdas e ganhos de carbono, o que corrobora com a oscilação nas taxas de mortalidade e recrutamento observadas. Nos períodos de elevada mortalidade e recrutamento observou-se um decréscimo na quantidade de carbono estocado, como observado no intervalo de 2000 a 2002. Já nos anos em que a taxa de recrutamento foi bastante superior à mortalidade, foi possível observar um acréscimo na quantidade de carbono, como observado no período 2002 a 2004, quando houve aumento de 1,15 t/ha de carbono. O decréscimo nos valores de biomassa e carbono podem ser justificados por processos estocásticos, como a mortalidade de árvores de grande porte, representando uma grande perda de biomassa, seguida por um aumento nestes valores em função do incremento favorecido pela abertura de clareiras (Castilho *et al.*, 2010).

Diversos estudos sugerem aumento na biomassa arbórea, e consequente de carbono, em áreas de Floresta Amazônica nas últimas décadas (Phillips e Gentry, 1994; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Castilho *et al.*, 2010), salientando a importância de monitoramentos de longo prazo, a fim de detectar flutuações. Ao longo de 14 anos monitorados houve acréscimo e decréscimo nos valores de biomassa e carbono, evidenciando flutuações nestes valores, porém, para toda a área amostrada não resultou em diferenças significativas pela análise de variância ($p > 0,05$). Apesar da evidente dinâmica observada ao longo dos anos a comunidade manteve-se estável no intervalo considerado. De maneira geral a distribuição espacial e a quantidade de biomassa florestal na bacia Amazônica é uma grande fonte de incerteza na estimativa do balanço de carbono (Castilho *et al.*, 2010). Os mesmos autores, ainda explicitam que os componentes espaciais da variação temporal da biomassa são pouco conhecidos em florestas

tropicais, evidenciando que este assunto merece maior investigação, e indicando que possíveis alterações na composição florística também podem ter importantes implicações para mudanças nos valores de biomassa e na ciclagem de carbono.

Considerando a elevada complexidade das florestas tropicais (Swaine *et al.*, 1987;) e que a idade de árvores com DAP ≥ 10 cm pode variar de 200 a 1.400 anos (Chambers *et al.*, 1998) avaliar a dinâmica florestal com curtos intervalos de tempo ainda é um desafio. Assim deve-se ressaltar a necessidade de monitoramentos a longo prazo afim de permitir um maior entendimento da complexidade dos processos ecológicos subsidiando a elaboração de estratégias de manejo aliado a conservação dos recursos.

Conclusão

Apesar de evidenciadas flutuações na densidade total de indivíduos e por classe diamétrica, durante todo período monitorado a distribuição dos 6906 indivíduos amostrados apresentou o formato “J-reverso”, típico de florestas tropicais heterogêneas inequidâneas. Este padrão evidencia uma maior competição por recursos no estrato inferior. Ainda assim a comunidade vem mostrando estrutura estável, visto que o balanço nos dados demográficos da vegetação permite que a comunidade permaneça com suas características estruturais em curto e médio prazo.

A matriz de transição probabilística ou cadeia de Markov mostrou-se eficiente para intervalos múltiplos de dois anos ($\alpha=95\%$ ou $\alpha=99\%$), porém quando considerados intervalos múltiplos de quatro ou seis anos a matriz não produziu bons resultados. Deve-se salientar que a projeção de densidade por classes diamétricas depende exclusivamente da medição atual e de uma anterior, evidenciando uma tendência constante ao longo do tempo, não considerando possíveis alterações em função de distúrbios naturais, responsáveis por modificações na estrutura e na paisagem.

Esta técnica de modelagem mostra-se como uma eficiente e simples ferramenta na busca de soluções para o Manejo Florestal, auxiliando no planejamento para o desenvolvimento sustentável e subsidiando as formas e a intensidade de uso das florestas a fim de garantir a sua conservação. Porém é importante salientar que distúrbios antrópicos e naturais, ou mesmo os intervalos de monitoramento muito longos comprometem as prognoses da estrutura diamétrica.

Apesar de diversos trabalhos reportarem a eficácia da função, a matriz de transição probabilística mostrou-se consistente apenas quando considerados intervalos de dois anos. Assim evidencia-se que os períodos de projeção devem ser curtos o suficiente para captar as

mudanças entre estados e nos dados demográficos da vegetação, a fim de viabilizar a prognose para o período seguinte. Considerando a qualidade das projeções realizadas devemos optar por monitoramentos contínuos com curtos intervalos de tempo a fim de evitar interpretações duvidosas quanto a dinâmica da vegetação.

A dinâmica da floresta mostrou-se homogênea na escala temporal ao longo do monitoramento. No período foram observados aumentos e reduções na densidade de indivíduos, biomassa fresca, biomassa seca e teor de carbono. Esta tendência confirma a premissa de que as florestas apesar de serem aparentemente estática encontram-se em um estado de equilíbrio dinâmico, com balanço entre as taxas de recrutamento e mortalidade, evidenciando uma estrutura estável.

Bibliografia

Arce, J.E.; Pizzato, W.; Sanquetta, C.R.; Wendling, J. L.G.; Maestri, R. 2001. Utilização das matrizes de transição na avaliação e simulação precoces do crescimento de povoamentos de *Pinus taeda* L. *Revista Floresta*. Curitiba. 27: 83-98.

Azevedo, C.P.; Souza, A.L.; Jesus, R.M. 1995. Um modelo de matriz de transição para prognose do crescimento de um povoamento natural remanescente não manejado de mata Atlântica. *Revista Árvore*. Viçosa. 19: 187 – 199.

Baker, T.R.; Burslem, D.F.R.P.; Swaine, M.D. 2003. Associations between tree growth, soil fertility and water availability at local and regional scales in Ghanaian tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology*. 19: 109-125.

Bazzaz, F.A.; Pickett, S.T.A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Reviews Ecology System*. 11: 287-310.

Bellingham, P. J.; Tanner, E. V. J. 2000. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. *Biotropica* 32, 378-384.

Bohlman, S.A.; Laurance, W.F.; Laurance, S.G.; Nascimento, H.E.M. ; Fearnside, P.M.; Andrade, A. 2008. Importance of soils, topography and geographic distance in structuring central Amazonian tree communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 863-874.

Brokaw, N.V.L. 1982. Treefalls: frequency, timing and consequences. In: E.G. Leigh Jr.; A.S. Rand.; D.M. Windsor (eds). *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes*. *Smithsonian Institution Press*. Washington. 101-108.

- Bruner, H. D.; Moser, JR., J. W. 1973. A Markov chain approach to prediction of diameter distributions in uneven-aged Forest stands. *Canadian Journal of forest research*. 3: 409-417.
- Bunker, D.E.; Carson, W.P. Drought stress and tropical forest woody seedling: effect on community structure and composition. 2005. *Journal of ecology*. 93: 794-806.
- Bush, M.B. 1994. Amazonian speciation: a necessarily complex model. *Journal of Biogeography*. 21: 5-17.
- Carey, E.V.; Brown, S.; Gillespie, A.J.R; Lugo, A.E. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica*. 26: 255-265.
- Carneiro, V.M.C. 2004. Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do rio Cueiras, Manaus-AM. *Dissertação de mestrado*, Instituto de Pesquisas da Amazônia Universidade Federal do Amazonas. 77p.
- Castilho, C. V., Magnusson, W. E., Araújo, R. N. O., Luizão, R. C. C., Luizão, F. J., Lima, A. P., Higuchi, N., 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a Central Amazonian forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management* 234: 85-96.
- Castilho, C.V.; Magnusson, W.E.; Araújo, R.N.O.; Luizão, F.J. 2010. Short-term temporal changes in tree live biomass in a central Amazonian forest, Brazil. *Biotropica*. 42 (1): 95 – 103.
- Chambers, J.Q.; Higuchi, N. ; Schimel, J.P. 1998. Ancient trees in Amazonia. *Nature*. 391(8): 135 - 136.
- Chambers, J.Q.; Robertson, A. L.; Carneiro, V.M.C.; Lima, A.N.L.; Smith, M.; Plourde, L.C. ; Higuchi, N. 2009. Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the Central Amazon. *Oecologia*, 160: 107-17.
- Chao, K.J.; Phillips, O.L.; Monteagudo, A.; Torres-Lezama, A.; Vasquez Martinez, R. 2009. How do trees die?. Mode of death in northern Amazonia. *Journal of Vegetation Science*. 20: 260-268.
- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*. 43: 234-241.
- Chust, G.; Chave, J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Lao, S. ;Pérez, R. 2006. Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science* 17: 83-92

- Clark, D. A. 1994. Plant demography. In: L. A. McDade; K. S. Bawa; H. A. Hespenheide e G. S. Hartshorn (eds.), *La Selva. University of Chicago, Chicago*. 90-105
- Clark, D. A.; Clark, D. B. 1992. Life history of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs*. 62: 315-344.
- Clark, D.B.; Clark, D.A., 1996. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*. 80: 235-244.
- Clark, D.B.; Palmer, M.W.; Clark, D.A. 1999a. Edaphic factors and the landscape-scale distribution of tropical rain forest trees. *Ecology*. 80 (8): 2662–2675.
- Clark, J.S.; Beckage, B.; Camill, P.; Cleveland, B.; Hillerislambers, J.; Lichter, J.; Mclachlan, J.; Mohan, J.; Wyckoff, P. 1999b. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany*. 86 (1) 1-16.
- Condit, R.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of severe drought. *Ecological Monographs*. 65 (4): 419 – 439.
- Condit, R.; Pitman, N.; Leigh Jr, E.G.; Chave, J.; Terborgh, J.; Foster, R.B.; Nuñez, P.V.; Aguilar, S.; Valencia, R.; Villa, G.; Muller-Landau, H.C.; Losos, E.; Hubbell, S.P. 2002. Beta-Diversity in Tropical Forest Trees. *Science*. 295: 666 – 669.
- Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Perez, R.; Lao, S.; Angehr, G.; Hubbell, S. P. ; Foster, R.B. 2004. Tropical Forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. *Journal of Tropical Ecology*. 20: 51-72.
- Costa, F.R.C.; Magnusson, W.E.; Luizão, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology*. 93: 863 – 878.
- Costa, F.R.; Guillaumet, J.L.; Lima, A.P. Pereira, O.S. 2008. Gradients within gradients: the mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science*. 1-10.
- Cruz, H.S. 2000. Estratégias de nicho e competição em juvenis e adultos de *Eperua bijuga* Mart Ex. Benth. E *Scleronema micranthum* Ducke na Amazônia Central. *Dissertação de mestrado*, Instituto de Pesquisas da Amazônia. Manaus.112p.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Reviews Ecology System*. 18: 431-51.

- Drucker, D.P.; Costa, F. R. C.; Magnusson, W.E. 2008. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. *Journal of Tropical Ecology*. 24: 65-74.
- Duque, A.; Sanchez, M.; Cavelier, J. ; Duivenvoorden, J.F. (2002). Different floristic patterns of woody understorey and canopy plants in Colombian Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 499–525.
- Espirito-Santo, F.D.B; Keller, M.; Braswell, B.; Nelson, B.; Froking, S.; Vicente, G. 2010. Storm intensity and old-growth forest disturbances in the Amazon region. *Geophysical research letters*. 37: 1-6.
- Fearnside, P. M., Leal Filho, N., 2001. Soil and development in Amazonia. In: Bierregaard, R. O., Gascon, C., Lovejoy, T. E., Mesquita, R. C. G. (Eds.), *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven ; London. 291-312.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985 – 1991). *Journal of Tropical Ecology*. 11: 67 – 83.
- Ferraz, J; Ohta, S; Salles, P.C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao Norte de Manaus (AM). In: Higuchi, N.; Campos, M.A.A.; Sampaio, P.T.B.; Santos, J. (Eds). *Pesquisas Florestais para a Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, Amazonas. 110-143.
- Ferreira, L.V. 2000. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain Forest: implications for future design of protected areas. *Biodiversity and conservation*. 9: 1-14.
- Ferreira, S.J.F.; Crestana, S.; Luizão, F.J.; Miranda, S.A.F. 2001. Nutrientes no solo em floresta de terra firme cortada seletivamente na Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 31(3): 381-396.
- Ferreira, C.S.; Piedade, M.T.F; Bonates, L.C. 2006. Germinação de sementes e sobrevivência de plântulas de *Himatanthus sucuba* (Spruce) Wood. em resposta ao alagamento, nas várzeas da Amazônia central. *Acta Amazonica*. 36 (4) 413-418.
- Ferreira, S.J.F.; Farjado, J.D.V.; Azulay, A.M.; Marque-Filho, A.O.; Vital, A.R.T.; Miranda, A.F.; de Oliveira, J.A.D.; Franken, W.K. 2007. Umidade e armazenamento de água em diferentes topossequências em floresta primária na Amazônia Central. *I Simpósio de Recursos hídricos no Norte e Centro-Oeste*. 11p.

- Fisher, J.I.; Hurtt, G.C.; Thomas, R.Q. e Chamber, J.Q. 2008. Clustered disturbances lead to bias in large-scale estimates based on forest sample plots. *Ecology letters*. 11: 554-563.
- Franklin, J.F.; Shugart, H.H.; Harmon, M.E. 1987. Tree death as an ecological process. *Bioscience*. 37:550-556.
- Freitas, J.V.; Higuchi, N. 1993. Projeções da distribuição diamétrica de uma floresta tropical úmida de terra firme pela cadeia de Markov. In: *Congresso Florestal brasileiro e congresso florestal pan-Americano*. Curitiba. Anais.. Curitiba: S.B.S./ S.B.E.F. 2: 545-548.
- Gale, N.; Barfod, A.S. 1999. Canopy tree mode of death in a western Ecuadorian rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 15: 415-436.
- Gale, N.; Hall, P. 2001. Factors determining the modes of tree death in three Bornean rain forests. *Journal of Vegetation Science*. 12:337-46.
- Garstang, M.; White, S.; Shugart, H.H. ; Halverson, J. 1998. Convective clouds downdrafts as the cause of large blowdowns in the Amazon Rainforest. *Meteorology and Atmospheric Physics*. 67: 199-212.
- Gentry AH (1988b) Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 75(1): 1–34.
- Givnish, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Tropical Ecology*. 87: 193 – 210.
- Gomide, G. L. A. 1997. Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primária e secundária no Estado do Amapá. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. PR. 179p.
- Grime, J.P. 1994. The role of plasticity in exploiting environmental heterogeneity. In: Caldwell M. M.; Pearcy R. W. (eds.) *Exploiting of Environmental Heterogeneity by Plants*. Academic Press Inc. San Diego, California. 225p.
- Guimarães, G.P. 2005. Distúrbios Decorrentes de Blowdown em uma Área de Floresta na Amazônia Central. *Dissertação de mestrado*. Instituto de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. Manaus. 37p.
- Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forests dynamics. *Biotropica*. 12: 23-30.

- Higuchi, N. 1987. O uso da Cadeia de Markov para projetar a distribuição de frequência (diâmetro e mortalidade) em uma floresta tropical úmida de terra firme.. Anais. In: *Encontro sobre silvicultura e manejo florestal na Amazônia*. 1: 30 – 37.
- Higuchi, N.; Santos, J. dos; Ribeiro, J.R.; Freitas, J.V. de; Vieira, G.; Cöic, A.; Minette, L. 1997. Crescimento e incremento de uma Floresta Amazônica de terra-firme manejada experimentalmente. In: MCT-INPA. Biomassa e nutrientes florestais. *Relatório Final do Projeto Bionte*. Manaus. 89-131p.
- Higuchi, N.; Santos, J. dos.; Vieira, G.; Ribeiro, R.J.; Sakurai, S.; Ishizuka, M.; Sakai, T.; Tanaka, N.; Saito, S. 1998. Análise estrutural da floresta primária da bacia do rio Cuieiras, ZF 2, Manaus-AM, Brasil. In: Higuchi, N.; Campos, M.A.A.; Sampaio, P.T.B.; Santos, J. dos. *Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazônia*. INPA. Manaus-AM. p.50-81.
- Higuchi, N.; Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Pinto, A.C.M.; Silva, R.P.; Rocha, R.M.; Tribuzi, E.S. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*. 34(3) 295-304.
- Higuchi, N.; Santos, J. dos.; Teixeira, L.M.; Lima, A.J.N. 2006. O Mercado Internacional de Madeira está a Beira do Colapso. Associação Brasil-Japão de Pesquisadores. In: *Scientific Journal*. 1 e 2: 33 – 41.
- Higuchi, N.; Santos, J. dos.; Silva, R.P. da.; Lima, A.N.; Teixeira, L.M.; Carneiro, V.M.C.; Felseburgh, C.A.; Tribuzy, E.S. 2007. *Noções Básicas de Manejo Florestal. Apostila. Laboratório de Manejo Florestal*. INPA. Manaus-AM. 250p.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'Brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S.J.; Loo de Lao, S. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. . *Science*. 283: 554 – 557.
- Hubbell, S.P. 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. *Princeton University Press*. Princeton.
- John, R.; Dalling, J.W.; Harms, K.E.; Yavitt, J.B.; Stallard, R.F.; Mirabello, M.; Hubbell, S.P.; Valencia, R.; Navarrete, H.; Vallejo, M.; Foster, R.B. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *PNAS* 104: 864-869.
- Jones, M.M.; Tuomisto, H.; Borcard, D.; Legendre, P.; Clark, D.B.; Olivas, P.C. 2008. Explaining variation in tropical plant community composition: influence of environmental and spatial data quality. *Community Ecology*. 155: 593 – 604.

Jordan, C.F. 1987. Soils of the Amazon Rainforest. In: Whitmore, T.C.; Prance, G.T. (Eds.). *Biogeography and Quaternary history in tropical latin America*. Oxford University Press, Oxford. 83-94.

Kinupp, V.F.; Magnusson, W.E. 2005. Spatial patterns in understory shrub genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. *Journal of Tropical Ecology*. 21: 1 – 12.

Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B.; Rubel, F. 2006: [World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated](#). *Meteorology*. 15: 259-263.

Kozlowski, T.T. 1997. Responses of Wood plants to flooding and salinity. *Tree Physiology Monograph*. 1. *University of California*. 1-29.

Laurance, W. F.; Fearnside, P. M.; Laurance, S. G.; Delamonica, P.; Lovejoy, T. E.; Rankin-de-Merona, J.; Chambers, J. Q.; Gascon, C. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*. 118, 127-138.

Laurance, W. F.,; Oliveira, A. A.; Laurance, S.G.; Condit, R.; Nascimento, H.E.M.; Sanchez-Horin, A.C.; Lovejoy, T.E.; Andrade, A.; D'Angelo, S.; Ribeiro, J.E.; e Dick. C. W.; 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature* 428: 171–175.

Laurance, W. F.; Oliveira, A.A.; Laurance, S.G.; Condit, R.; Dick, C.W.; Andrade, A.; Nascimento, H.E.M.; Lovejoy, T.E.; Ribeiro, J.E.L.S. 2005. Altered tree communities in undisturbed Amazonian forests: a consequence of global change?. *Biotropica*. 37 (2)? 160 – 162.

Laurance, F.W.; Nascimento, H.E.M.; Laurance, S.G.; Andrade, A.; Ribeiro, J.E.L.S.; Giraldo, J.P.; Lovejoy, T.E.; Condit, R.; Chave, J.; Harms, K.E.; D'Angelo, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS*. 103 (50): 19010- 19014.

Laurance, S.G.W.; Laurance, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Andrade, A.; Fearnside, P.M.; Rebelo, E.R.G.; Condit, R. 2009. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science*. 20: 323 -333.

Leopoldo, P.R.; Franken, W.; Salati, E. ; Ribeiro, M.N.G. 1987. Towards a water balance in Central Amazonian region. *Experientia* 43:222-233.

Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Lloyd, L.; Malhy, Y.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Neill, D.A.; Silva, J.N.M.; Terborgh, J.; Lezama, A.T.; Martínez, R.V.; Brown, S.; Chave, J.; Kuebler, C.; Vargas P.N. ; Vicent, B. 2004. Concerted changes in tropical forest

structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical transactions of The Royal Society*. 359: 421-436.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; van der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon Drought. *Science*. 331: 554.

Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969 - 1982). *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge. 3: 347 - 358.

Lieberman, D.; Hartshorn, G.; Lieberman, M. e Peralta, R. 1990. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: A. H. Gentry (ed.), *Four Neotropical Rainforests*. *Yale University Press*. New Haven. 509-521.

Lima, A.J. 2010. Avaliação de um sistema de inventário florestal contínuo em áreas manejadas e não manejadas do estado do Amazonas. *Tese de Doutorado*. Instituto de Pesquisas da Amazônia. Manaus. 181p.

Lobo, P.C.; Joly, C.A. 1995. Mecanismos de tolerância à inundação de plantas de *Talauma ovata* St. Hill. (Magnoliaceae), uma espécie típica de matas de brejo. *Revista brasileira de botânica*. 18:177-183.

Luizao, F.J.; 1989. Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian Forest. *Geojournal*. 19(4): 407-417.

Luizão, F.J. 2007. Ciclos de nutrientes na Amazônia: respostas às mudanças ambientais e climáticas. *Ciência e Cultura*. 59: 31-36.

Luizão, F.J.; Schubart, H.O.R. 1987. Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. *Experientia*. 43(3): 259-265.

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

Macía, M.J. 2011. Spatial distribution and floristic composition of trees and lianas in different forest types of an Amazonian rainforest. *Plant Ecology*. 1-19.

McCune, B.; Grace, J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, USA. 300p.

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.; Núñez Vargas, P.; Panfil, S.N.; Patiño, S.; Pitman, N.; Quesada, C.A.; Rudas-Ll., A.; Salomão, R.; Saleska, S.; Silva, N.; Silveira, M.; Sombroek, W.G.; Valencia, R.; Vásquez Martínez, R.; Vieira, I.C.G. ; Vinceti, B. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*. 13: 439-450.
- Marengo, J. A.; Nobre, C. A.; Tomasella, J.; Oyama, M. D.; De Oliveira, G. S.; De Oliveira, R.; Camargo, H.; Alves, L. M.; Brown, I. F. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate* 21. 495-516.
- Marra, D.M. 2010. Sucessão florestal em área atingida por tempestade convectiva na região de Manaus, Amazônia Central. *Dissertação de mestrado*. Instituto de Pesquisas da Amazônia. Manaus. 105p.
- Meir, P.; Metcalfe, D.B.; Costa, D.B.; Fisher, R.A.; 2008. The fate of assimilated carbon during drought: impacts on respiration in Amazon rainforests. *Philosophical Transactions of The Royal Society*. 363 (1498) 1849 – 1855.
- Mendonça, A. C. A. 2003. Caracterização e simulação dos processos dinâmicos de uma área de floresta tropical de terra firme utilizando matrizes de transição. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 92p.
- Milliken, W. 1998. Structure and composition of one hectare of central Amazonian terra firme forest. *Biotropica*. 30(4): 530-537.
- Mori, S.A., A Família da Castanheira do Pará: Símbolo do Rio Negro. 2001. In.: Oliveira, A. A. ; Daly, D.C., Varella, D. Almeida, H. 2001. *Florestas do Rio Negro*. Companhia das Letras, UNIP, New York Botanical Garden. São Paulo, Brazil, Bronx, New York, N.Y.. 121-141.
- Negrón-Juárez, R.I.; Chambers, J.Q.; Guimaraes, G.; Zeng, H.; Raupp, C.F.M.; Marra, D.; Ribeiro, G.H.P.M.; Saatchi, S.S.; Nelson, B.W.; Higuchi, N. 2010. *Geophysical Research Letter*. 37 (L16701): 1 – 5.
- Nelson, B.W.; Ferreira, C.A.C.; Silva, M.F.; Kawasaki, M.L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Reprinted from Nature*. 345 (6277) 714 – 716.
- Nelson, B.W.; Kapos, V.; Adams, J.B.; Oliveira, W.J.; Braun, O.P.G. ; do Amaral, I.L. 1994. Forest disturbance by large blowdowns in the Brazilian Amazon. *Ecology*. 75(3). 853- 58.

Nepstad, D.C.; Moutinho, P.; Dias-Filho, M.B.; Davidson, E.; Cardinot, G.; Markewitz, D.; Figueiredo, R.; Vianna, N.; Chambers, J.; Ray, D.; Guerreiros, J.B.; Lefebvre, P.; Sternberg, L.; Moreira, M.; Barros, L.; Ishida, F.Y.; Tohlver, I.; Belk, E.; Kalif, K.; Schwalbe, K.. 2002. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of na Amazon Forest. *Journal of Geophysical Research*. 107: 1 – 18.

Odum, E. P. Ecologia. Tradução: TRIBE, C. J.; Editoria Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 1988.

Oliveira, A. A. 1997. Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, Amazonas. *Tese de Doutorado*. Universidade de São Paulo.

Oliveira A.A. e Mori S.A. 1999. A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8:1219–1244

Oliveira, A.A.; Nelson, B.W. Floristic relationships of terra firme forests in the Brazilian Amazon. 2001. *Forest Ecology and Management*. 146: 169 – 179.

Parolin, P. 2000. Phenology and CO₂ assimilation of trees in central Amazonia floodplains. *Journal of Tropical Ecology*. 16: 465-473.

Parolin, P. 2009. Submerge in darkness: adaptations to prolonged submergence by Wood species of the Amazonian floodplains. *Annals of Botany*. 103: 359 – 376.

Pellico Netto, S.; Brena, D.A. 1997. Inventário Florestal. *Curitiba*.1: 316p.

Petchey, O.L.; Morin, P.J.; Olf, H. 2010. The topology of ecological interaction networks: the state of the art. In: Verhoef, H.A. e Morin, P.J. (eds). *Community Ecology. Processes, Models and Applications*. Oxford Biology.

Pezeshki, S.R. Wetland plant responses to soil flooding. 2001. *Environmental an Experimental Botany*. 46: 299 -312.

Phillips, O.L.; Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*. 263: 954 – 958.

Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A. e Vásquez, M. 1994. Dynamics and specis richness of tropical rainforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 91: 2805 – 22809.

Phillips, O.L.; Sheil, D. 1997. Forest turnover, diversity and CO₂. *Trends in ecology and evolution*. 12:404.-

Phillips, O. L., Hall, P., Sawyer, S. A. ; Vásquez, R. 1997. Species richness, tropical forest dynamics and sampling: response to Sheil. *Oikos* 79: 183–187.

Phillips, O. L.; Malhi, Y.; Vicenti, B.; Baker, T.; Lewis, S.L.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Nuñez Vargas, P.; Vásquez Martínez, R.; Laurance, S.; Ferreira, L.V.; Stern, M.; Brown, S.; Grace, J. 2002. Changes in the biomass of tropical forests: evaluating potential biases. *Ecological Applications*. 12: 576–587.

Phillips, O.L.; Baker, T. R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T. J.; Laurance, W. F.; Lewis, S. L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Vargas, P. N.; Silva, J. N. M.; Terborgh, J.; Martinez, R. V.; Alexiades, M.; Almeida, S.; Brown, S.; Chave, J.; Comiskey, J. A.; Czimczik, C. I.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Kuebler, C.; Laurance, S. G.; Nascimento, H. E. M.; Olivier, J.; Palacios, W.; Patino, S.; Pitman, N. C. A.; Quesada, C. A.; Salidas, M.; Lezama, A. T.; Vinceti, B., 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 359, 381-407.

Phillips, O. L., Aragao, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C. A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T. R., Banki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, A. C. A., Cardozo, N. D., Czimczik, C. I., Feldpausch, T. R., Freitas, M. A., Gloor, E., Higuchi, N., Jimenez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D. A., Nepstad, D., Patino, S., Penuela, M. C., Prieto, A., Ramirez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A. S., Ter Steege, H., Stropp, J., Vasquez, R., Zelazowski, P., Davila, E. A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K. J., Erwin, T., Di Fiore, A., Honorio, E., Keeling, H., Killeen, T. J., Laurance, W. F., Cruz, A. P., Pitman, N. C. A., Vargas, P. N., Ramirez-Angulo, H., Rudas, A., Salamao, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*. 323: 1344-1347.

Phillips, O.L.; van der Heijden, G.; Lewis, S.L.; López-González, G.; Aragão, L. E. O. C.; Jon Lloyd; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Almeida, S. Dávila, E.A.; Amaral, I.; Andelman, S.; Andrade, A.; Arroyo, L.; Aymard, L.; Baker, T.R.; Blanc, L.; Bonal, D.; Oliveira, A.C.A.; Chao,K.J.; Cardozo, N.D.; Costa, L.; Feldpausch, T.R.; Fisher, J.B.; Fyllas, N.M.; Freitas, M.A.; Galbraith, D.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Honorio, E.; Jiménez, E.; Keeling, H.; Killeen, T.J.; Lovett, J.C.; Meir, P.; Mendoza, C.; Morel, A.; Vargas, P.N.; Patiño, S.; Peh, K.S.H.; Cruz, A.P.; Prieto, A.; Quesada, C.A.; Ramírez, F.; Ramírez, H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Schwarz, M.; Silva, J.; Silveira, M.; Slik, J.W.F.; Sonké, B.; Thomas, A.S.; Stropp, J.; Tapli, J.R.D.;

Vásquez, R. ; Vilanova, E. 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*. 187: 631-646.

Pimenta, J.A; Medri, M.E; Bianchini, E; Muller, C; Okamoto, J.M; Franscisoni, L.M.J; Correa, G.T. 1996. Aspectos da morfoanatomia e fisiologia de *Jacaranda puberula* Cham. (Bignoniaceae) em condições de hipoxia. *Revista Brasileira de Botânica*. 19: 215-220.

Pinto, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. *Tese de doutorado*. Universidade de Brasília, Brasília, Brasil. 122p.

Pitman, N.C.A.; Terborgh, J.; Silman, M.R.; Nuñez, P.V. 1999. Tree species distributions in a upper Amazonian Forest. *Ecology*. 80 (8): 2651 – 2661.

Pitman, N.C.A.; Terborgh, J.W.; Silman, M.R.; Nuñez, P.V.; Neill, D.A.; Cerón, C.E.; Palacios, W.A.; Aulestia, M. 2001 Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme. *Forests. Ecology*. 82 (8): 2101 – 2117.

Pitman, N.C.A.; Mogollón, H.; Dávila, N.; Rios, M.; García-Villacorta, R.; Guevara, J.; Baker, T.R.; Monteagudo, A.; Phillips, O.L.; Vásquez-Martinez, R.; Ahuite, M.; Aulestia, M.; Dairon, C.; Cerón, C.E.; Loizeau, P.A.; Neill, D.A.; Nunez, P.; Palacios, W.A.; Rodolphe, S.; Valderrama, E. 2008. Tree community change across 700 km of lowland Amazonian forest from the Andean foothills to Brazil. *Biotropica*. 1- 11.

Pulz, F. A.; Scolforo, J. R.; Oliveira, A. D.; Mello, J. M.; Oliveira Filho, A. T. 1999. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequiana com a matriz de transição. *Revista Cerne*. 5: 01-14.

Putz, F.E.; Coley, P.D.; Lu, K.; Montalvo, A.; Aiello, A. 1983. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. *Canadian Journal of Forest Research*. 13:1011-1020.

Quessada, C.A.; Lloyd, J.; Schwarz, M.; Baker, T.R.; Phillips, O.L. Patiño, S.; Czimczik, C.; Hodnett, M.G.; Herrera, R. Arneth, A.; Lloyd, G.; Malhi, Y.; Dezzeo, N.; Luizão, F.J.; Santos, A.J.B.; Schmerler, J.; Arroyo, L.; Silveira, M.; Priante-Filho, N.; Jimenez, E.M.; Paiva, R.; Vieira, I.; Neill, D.A.; Silva, N.; Peñuela, M.C.; Monteagudo, A.; Vásquez, R.; Prieto, A.; Rudas, A.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Lezama, A.T.; López-González, G.; Peacock, J.; Fyllas, N.M.; D[avilla, E.A.; Erwin, T.; di Fiori, A.; Chao, K.J.; Honorio, E. Killeen, T.; Penã Cruz, A.; Pitman, N.; Nuñez-Vargas, P.; Salomão, R.; Terborgh, J.; Ramírez, H. 2009. Regional and large-scale patterns in Amazon Forest structure and function are mediate by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discussion*. 6: 3993 – 4057.

R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Radam-Brasil. 1978. Programa de Integração Nacional. Levantamentos dos Recursos Naturais. – Radam (projeto) DNPM, Ministério das Minas e Energia. Brasil. *Geologia, Geomorfologia*. 18: 17-530.

Rankin-de-Merona, J.M.; Prance, G.T.; Hutchings, R.W.; Silva, M.F.; Rodrigues, W.A. ; UEHLING M.E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the central Amazon. *Acta Amazônica* 22(4): 493-534.

Ranzani, G. 1980. Identificação e caracterização de alguns solos da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazônica*. 10 (1): 7-41.

Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S ; Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science* 293: 650-658.

Rezende, A.V. 2002. Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado sensu stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal do Paraná. 243p.

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

Ribeiro, R.D.; de Lima, H.C. 2009. Riqueza e distribuição geográfica de espécies arbóreas da família leguminosae e implicações para conservação no dentro de diversidade vegetal de cabo frio, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésias*. 60 (1): 111 – 127.

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

Rizzini, C.T. 1979. Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos. Editora da Universidade de São Paulo, USP. 2: 374p.

- Rocha, R.M. 2001. Taxa de recrutamento e mortalidade da floresta de terra-firme da bacia do rio Cuieiras na região de Manaus-AM. *Dissertação de Mestrado*. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 49p.
- Rossi, L.M.B.; Koehler, H.S.; Sanquetta, C.R. Arce, J.E. 2007a. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. *Floresta*. Curitiba, Paraná. 37: 275-291.
- Rossi, L.M.B.; Koehler, H.S.; Arce, J.E.; Sanquetta, C.R. 2007b. Modelagem de recrutamento em florestas. *Floresta*. Curitiba, Paraná. 37: 453-467.
- Sanquetta, C.R; Angelo, H; Brenna, D.A; Mendes, J.B. 1995. Predição da distribuição diamétrica, mortalidade e recrutamento de floresta natural com matriz markoviana de potência. Curitiba. *Floresta*. 24 (1/2): 23-26.
- Sanquetta, C.R.; Brenna, D.A.; Angelo, H.; Mendes, J.B. 1996. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. *Ciência Florestal*.6: 65-78.
- Scolforo, J.R.S. 1997. *Manejo Florestal*. Lavras: Fundação de apoio ao ensino, pesquisa e extensão. FAEPE. 438p.
- Scolforo, J. R. S. 2006. *Biometria florestal: modelos de crescimento e produção florestal*. Universidade Federal de Lavras. 393p.
- Scolforo, J. R. S.; Pulz, F. A.; Mello, J. M. 1998. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. In: SCOLFORO, J. R. S. (Ed.). *Manejo Florestal*. Lavras: UFLA/FAEPE. 189-245.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P.; Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*. 83: 331-333.
- Sheil, D; May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*. 84: 91-100.
- Silva, R.P. da. 2001. Padrões de crescimento de árvores que ocorrem em diferentes topossequências na região de Manaus(AM). *Dissertação de Mestrado*. INPA/UA. Manaus-AM. 60p.
- Silva, R.P. da. 2005. Alometria, estoque e dinâmica de biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM). *Tese de Doutorado*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, Brasil. 89p.

- Slik JWF. 2004. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141: 114–120.
- Sollins, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter?. *Ecology*. 79 (1): 23 – 30.
- Sombroek, W. 2001. Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall. *Ambio*. 30(7): 388-96.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Reviews Ecology System*. 15: 353 – 391.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. ; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.
- Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*. 75:81-86.
- Swaine, M.D. 1990. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: Holm-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Baslev, H. (eds.). Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity. *Academic, Press, London*.
- Teixeira, L.M.; Chambers, J.Q.; Silva, A.R.; Lima, A.J.N.; Carneiro, V.M.C.; Santos, J.; Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta Amazonica*. 37(3): 377-384.
- Terborgh, J.; Andresen, E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology*. 14: 645 – 664.
- ter Steege, H. 1994. Seedling growth of *Mora gonggrijpii*, a large seeded climax species, under different soil and light conditions. *Vegetatio*. 112 (2):161–170
- ter Steeg, H.; Zagt, R. 2002. Density and Diversity. *Nature*. 417: 698-699.
- ter Steeg, H.T.; Pitman, N.C.A.; Phillips, O.L; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; Molino, J.F.; Prévost, M.F.; Spichiger, R.; Castellanos, H.; von Hildebrand, P ; Vásquez, R. 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*. 443: 444-447.
- Tilman, D.; Naeem, S.; Knops, J.; Reich, P.; Siemann, E.; Wedin, D.; Ritchie, M. e Lawton, J. 1997. Biodiversity and ecosystem properties. *Science*. 278: 1866-1867.

- Toledo, J.J. 2009. Influência do solo e topografia sobre a mortalidade de árvores e decomposição de madeira em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. *Tese de Doutorado*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, Brasil. 85p.
- Toledo, J.J.; Magnusson, W.E.; Castilho, C.V.de.2009. Influence of soil, topography and substrates on differences in wood decomposition between one-hectare plots in lowland tropical moist forest in Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*. 25:649–656.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Aguilar, M., Sarmiento, A., 2003. Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology*.91, 743–756.
- Uriarte, M.; Canham, C.D.; Thompson, J.; Zimmerman, J.K. ; Brokaw, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology*.93, 291-304.
- Valencia R, Balslev H and Paz y Miño CG. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador.*Biodiversity and Conservation*. 3: 21–28.
- Vanclay, J. K. 1989. A stand growth model for yield prediction in rainforests: design, implementation and enhancements. In: Seminar on growth and yield mixed/moist forests. Malaysia. *Proceedings Forest Research Institute Malaysia*. 21-34.
- Vanclay, J. K. 1994. Modelling forest growth and yield. Wallingford: CAB International. 312p.
- Zuquim, G.; Costa, F.R.C.; Prado, J.; Braga-Neto, R. 2009.Distribution of pteridophyte communities along environmental gradient in Central Amazonia, Brasil. *Biodiversity and Conservation*. 18: 151 – 166.
- Vasconcelos, S. S.; Higuchi,; Oliveira, M.V.N.; Projeção da distribuição diamétrica de uma floresta explorada seletivamente na Amazônia Ocidental. 2009. *Acta Amazônica*. 39: 71 – 80.
- Vieira, S.; Trumbore, S.; Camargo, P.B.; Selhost, D.; Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Martinelli, L.A. 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling. *PNAS*. 102(51): 18502-18507.
- Vormisto, J.; Phillips, O.L.; Ruokolainen, K.; Tuomisto, H.; Vásquez, R. 2000. A comparison of fine-scale distribution patterns of four plant groups in an Amazonian rainforest. *Ecography*. 23: 349 – 359.
- Williamson, G. B.; Laurance, W. F.; Oliveira, A. A.; Delamonica, P.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Pohl, L., 2000. Amazonian tree mortality during the 1997 El Nino drought. *Conservation Biology*. 14: 1538-1542.

Wittmann, F.; Parolim, P. 1999. Phenology of six tree species from central Amazonian Várzea. *Ecotropica*. 5: 51-57.

Wittmann, F.; Parolim, P. 2005. Aboveground roots in Amazonian floodplain trees. *Biotropica*. 37 (4) 609-619.

Zuquim, G.; Costa, F.R.C.; Prado, J.; Braga-Neto.R. 2009. Distribution of pteridophyte communities along environmental gradients in central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 18: 151 – 166.

Tabela 5: Flora preliminar de 10 ha de uma floresta de terra firme localizada na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, Manaus (AM) nos anos de 2004 e 2010.

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| <i>Anacardiaceae</i> | | |
| <i>Anacardium parvifolium</i> Ducke | * | * |
| <i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl. | * | * |
| <i>Astronium lecointei</i> Ducke | * | * |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell | * | * |
| <i>Anisophylleaceae</i> | | |
| <i>Anisophyllea manausensis</i> Pires & W.A. Rodrigues | * | * |
| <i>Annonaceae</i> | | |
| <i>Anaxagorea manausensis</i> Timmerman | * | * |
| <i>Anaxogorea brevipes</i> Benth | * | * |
| <i>Annona ambotay</i> Aubl. | * | * |
| <i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E. Fr. | * | * |
| <i>Diclinanona calycina</i> Diels. R.E.Fr. | * | * |
| <i>Duguetia calycina</i> Benoist | * | * |
| <i>Duguetia flagellaris</i> Huber | * | * |
| <i>Duguetia megalocarpa</i> Maas. | * | * |
| <i>Duguetia pycnastera</i> Sandwith | * | * |
| <i>Duguetia</i> sp. | * | |
| <i>Duguetia stelechantha</i> (Diels) R.E.Fr. | * | * |
| <i>Duguetia surinamensis</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Duguetia trunciflora</i> A.H.Gentry & Maas | * | * |
| <i>Ephedranthus amazonicus</i> R.E.Fries | * | * |
| <i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff. | * | * |
| <i>Guatteria citriodora</i> Ducke | * | * |
| <i>Guatteria decurrens</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Guatteria discolor</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Guatteria megalophylla</i> Diels | * | * |
| <i>Guatteria meliodora</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Guatteria scytophylla</i> Diels | * | * |
| <i>Guatteria</i> sp.1 | * | * |
| <i>Guatteria</i> sp.2 | * | * |
| <i>Guatteria</i> sp.3 | * | |
| <i>Guatteriopsis hispida</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Pseudoxandra coriacea</i> R.E. Fr. | * | * |
| <i>Rollinia insignis</i> R.E.Fr. | * | * |

continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Annonaceae | | |
| <i>Rollinia</i> sp. | * | |
| <i>Unonopsis duckei</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Unonopsis stipitata</i> Diels | * | * |
| <i>Xylopia amazônica</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Xylopia calophylla</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Xylopia crinita</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Xylopia emarginata</i> var. <i>duckei</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Xylopia nitida</i> Duval | * | * |
| <i>Xylopia parviflora</i> Spruce | * | * |
| <i>Xylopia polyantha</i> R.E.Fr. | * | * |
| <i>Xylopia spruceana</i> Benth. Ex Spruce | * | * |
| Apocynaceae | | |
| <i>Ambelania acida</i> Aubl. | * | * |
| <i>Aspidosperma araracanga</i> Marcondes-Ferreira | * | * |
| <i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. ex Müll. Arg. | * | * |
| <i>Aspidosperma marcgravianum</i> Woodson | * | * |
| <i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. ex Müll. Arg. | * | * |
| <i>Aspidosperma sandwithianum</i> Markgr. | * | * |
| <i>Aspidosperma schultesii</i> Woodson | * | * |
| <i>Aspidosperma</i> sp. | * | * |
| <i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll. Arg. | * | * |
| <i>Couma guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Couma utilis</i> (Mart.) Müll. Arg. | * | * |
| <i>Geissospermum argenteum</i> Woodson | * | * |
| <i>Geissospermum urceolatum</i> A.H.Gentry | * | * |
| <i>Himatanthus bracteatus</i> (A.DC.) Woodson | * | * |
| <i>Lacmellea arborescens</i> (Müll. Arg.) Markgr. | * | * |
| <i>Lacmellea gracilis</i> (Müll. Arg.) Markgr. | * | |
| <i>Macoubea sprucei</i> (Müll. Arg.) Markgr. | * | * |
| <i>Parahancornia fasciculata</i> (Poir.) Benoist | * | * |
| <i>Rauwolfia sprucei</i> Müll. Arg. | * | * |
| <i>Tabernaemontana undulata</i> Vahl | * | * |
| Araliaceae | | |
| <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin | * | * |
| Bignoniaceae | | |
| <i>Handroanthus incanus</i> (A.H. Gentry) S. O. Grose | * | * |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. O. Grose | * | * |
| <i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don | * | * |

Continuação tabela 5

| Família / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Bignoniaceae | | |
| <i>Tabebuia SP.</i> | * | * |
| Boraginaceae | | |
| <i>Cordia exaltata</i> Lam. | * | * |
| <i>Cordia fallax</i> Johnston | * | * |
| <i>Cordia nodosa</i> Lam. | * | |
| <i>Cordia panicularis</i> Rudge | * | * |
| <i>Cordia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Cordia</i> sp.2 | * | * |
| Burseraceae | | |
| <i>Crepidospermum rhoifolium</i> (Benth) Triana & Planch. | * | * |
| <i>Dacryodes cuspidata</i> (Cuatrec.) D.C.Daly | * | * |
| <i>Dacryodes nitens</i> Cuatrec. | * | * |
| <i>Protium altsonii</i> Sandwith | * | * |
| <i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec) Daly | * | * |
| <i>Protium apiculatum</i> Swart | * | * |
| <i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) March. | * | * |
| <i>Protium crassipetalum</i> Cuatrec. | * | * |
| <i>Protium decandrum</i> (Aubl.) March | * | * |
| <i>Protium divaricatum</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium elegans</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium ferrugineum</i> (Engl.) Engl. | * | * |
| <i>Protium gallosum</i> Daly | * | * |
| <i>Protium giganteum</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium giganteum</i> var. <i>giganteum</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium grandifolium</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium hebetatum</i> D.C. Daly | * | * |
| <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March. | * | * |
| <i>Protium heptaphyllum</i> ssp. <i>Heptaphyllum</i> (Aubl.) March. | * | |
| <i>Protium Klugii</i> Macbr. | * | * |
| <i>Protium laxiflorum</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium nitidifolium</i> (Cuatrec) Daly | * | * |
| <i>Protium opacum</i> Swart | * | * |
| <i>Protium pallidum</i> Cuatrec. | * | * |
| <i>Protium paniculatum</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium paniculatum</i> var. <i>riedelianum</i> (Engler) Daly | * | * |
| <i>Protium pillosissimum</i> Engl. | * | * |
| <i>Protium pillosum</i> (Cuatrec) Daly | * | * |
| <i>Protium polybotryum</i> (Turcz.) Engl. | * | * |
| <i>Protium polybotryum</i> ssp. <i>Blackii</i> (Turcz.) Engl. (Swart) Daly | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Burseraceae | | |
| <i>Protium polybotryum</i> ssp. <i>Polybotryum</i> (Turcz.) Engl. | * | * |
| <i>Protium robusto</i> (Swart) Porter | * | * |
| <i>Protium</i> sp.1 | * | * |
| <i>Protium</i> sp.2 | * | * |
| <i>Protium</i> sp.3 | * | * |
| <i>Protium</i> sp.4 | * | * |
| <i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl. | * | * |
| <i>Protium strumosum</i> Daly | * | * |
| <i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl. | * | * |
| <i>Protium tenuifolium</i> Engl.) Engl. | * | * |
| <i>Protium trifoliolatum</i> Engl. | * | * |
| <i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze | * | * |
| <i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart. | * | * |
| <i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart | * | * |
| <i>Trattinnickia peruviana</i> Loes. | * | * |
| <i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd. | * | * |
| Caryocaraceae | | |
| <i>Caryocar glabrum</i> Pers. | * | * |
| <i>Caryocar glabrum</i> ssp. <i>Glabrum</i> Pers. | * | * |
| <i>Caryocar glabrum</i> ssp. <i>Parviflorum</i> (A.C. Sm.) Prance & M.F. Silva | * | * |
| <i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers. | * | * |
| Cecropiaceae | | |
| <i>Cecropia distachya</i> Huber | * | * |
| <i>Cecropia purpurascens</i> C.C.Berg | * | * |
| <i>Cecropia sciadophylla</i> Mart. | * | * |
| <i>Cecropia</i> sp. | * | * |
| <i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbr. | * | * |
| <i>Pourouma bicolor</i> ssp. <i>Bicolor</i> Mart. | * | * |
| <i>Pourouma cucura</i> Standl. & Cuatrec. | * | * |
| <i>Pourouma ferruginea</i> Standl. | * | * |
| <i>Pourouma guianensis</i> ssp. <i>guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Pourouma myrmecophyla</i> Ducke | * | * |
| <i>Pourouma ovata</i> Trécul. | * | * |
| <i>Pourouma tomentosa</i> Miq. | * | * |
| <i>Pourouma tomentosa</i> ssp. <i>Apiculata</i> Miq. (Benoist) C.C.Berg. & van Heusden | * | * |
| <i>Pourouma tomentosa</i> ssp. <i>Essequiboensis</i> Miq. (Stand.) C.C.Berg & Heusden | * | * |
| <i>Pourouma tomentosa</i> ssp. <i>tomentosa</i> Miq. | * | * |
| <i>Pourouma villosa</i> Trécul | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Celastraceae | | |
| <i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch | * | * |
| Chrysobalanaceae | | |
| <i>Chrysobalanus venezuelanus</i> Prance | * | * |
| <i>Couepia bracteosa</i> Benth. | * | * |
| <i>Couepia canomensis</i> (Mart.) Benth. ex Hook. f. | * | * |
| <i>Couepia chrysocalyx</i> (Poepp.) Benth. ex Hook. f. | * | * |
| <i>Couepia elata</i> Ducke | * | * |
| <i>Couepia guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Couepia guianensis ssp. glandulosa</i> Aubl. (Miq.) Prance | * | * |
| <i>Couepia guianensis ssp. guianensis</i> Aubl. (Miq.) Prance | * | * |
| <i>Couepia longipendula</i> Pilg | * | |
| <i>Couepia obovata</i> Ducke. | * | * |
| <i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook. f. | * | * |
| <i>Couepia robusta</i> Huber | * | * |
| <i>Couepia</i> sp. | * | * |
| <i>Hirtella bicornis</i> Mart & Zucc. | * | * |
| <i>Hirtella racemosa</i> var. <i>hexandra</i> | | * |
| <i>Hirtella rodriguesii</i> Prance | * | * |
| <i>Licania adolphoduckei</i> Prance | * | * |
| <i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch | * | * |
| <i>Licania bracteata</i> Prance | * | * |
| <i>Licania brittoniana</i> Fritsch | * | * |
| <i>Licania canescens</i> Benoist | * | * |
| <i>Licania caudata</i> Prance | * | * |
| <i>Licania coriácea</i> Benth | * | * |
| <i>Licania gracilipes</i> Taub. | * | * |
| <i>Licania heteromorpha</i> Benth. | * | * |
| <i>Licania heteromorpha</i> var. <i>heteromorpha</i> Benth | * | * |
| <i>Licania cf hirsuta</i> Prance | * | * |
| <i>Licania hypoleuca</i> Benth. | * | * |
| <i>Licania impressa</i> Prance | * | * |
| <i>Licania laevigata</i> Prance | * | * |
| <i>Licania lata</i> J.F.Macbr | * | * |
| <i>Licania latifolia</i> Benth. ex Hook.f. | * | * |
| <i>Licania laxiflora</i> Fritsch | * | * |
| <i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch | * | * |
| <i>Licania macrophylla</i> Benth | * | * |
| <i>Licania micrantha</i> Miq. | * | * |
| <i>Licania niloi</i> Prance | * | * |
| <i>Licania oblongifolia</i> Standl. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Chrysobalanceae | | |
| <i>Licania octandra</i> spp. <i>pallida</i> (Hoffmanns ex Roem. & Schult.) Kuntze | * | * |
| <i>Licania pallida</i> Spruce ex Sagot | * | * |
| <i>Licania prismatocarpa</i> Spruce ex Hook.f. | * | * |
| <i>Licania reticulata</i> Prance | * | * |
| <i>Licania rodriguesii</i> Prance | * | * |
| <i>Licania sandwithii</i> Prance | * | * |
| <i>Licania sothersae</i> Prance | * | * |
| <i>Licania</i> sp.1 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.2 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.3 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.4 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.5 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.6 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.7 | * | * |
| <i>Licania</i> sp.8 | * | * |
| <i>Licania sprucei</i> (Hook.f.) Fritsch | * | * |
| <i>Licania unguiculata</i> Prance | * | * |
| <i>Parinari excelsa</i> Sabine | * | * |
| Clusiaceae | | |
| <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. | * | * |
| <i>Caraipa costata</i> Spruce ex Benth | * | * |
| <i>Caraipa grandifolia</i> Mart. | * | * |
| <i>Caraipa heterocarpa</i> Ducke | * | * |
| <i>Caraipa odorata</i> Ducke | * | * |
| <i>Caraipa rodriguesii</i> Paula | * | * |
| <i>Caraipa</i> sp. | * | * |
| <i>Dystovomita brasiliensis</i> D'Arcy | * | * |
| <i>Symphonia globulifera</i> L. | * | * |
| <i>Tovomita caloneura</i> A.C.Sm. | * | * |
| <i>Tovomita grata</i> Sandwith | * | * |
| <i>Tovomita martiana</i> Engl. | * | * |
| <i>Tovomita obovata</i> Engl. | * | * |
| <i>Tovomita umbellata</i> Benth. ex Engl. | * | * |
| <i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers. | * | * |
| <i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy | * | * |
| <i>Vismia macrophylla</i> Kunth | | * |
| Combretaceae | | |
| <i>Buchenavia congesta</i> Ducke | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Combretaceae | | |
| <i>Buchenavia grandis</i> Ducke | * | * |
| <i>Buchenavia guianensis</i> Alwan & Stace | * | * |
| <i>Buchenavia macrophylla</i> Eichler | * | * |
| <i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke | * | * |
| <i>Buchenavia sericocarpa</i> Ducke | * | * |
| <i>Buchenavia</i> sp.3 | * | * |
| <i>Buchenavia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Buchenavia</i> sp.2 | * | * |
| <i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler | * | * |
| Dichapetalaceae | | |
| <i>Tapura amazonica</i> var. <i>manausensis</i> Poepp. & Endl. Prance & Silva | * | * |
| <i>Tapura guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Tapura lanceolata</i> (Ducke) Rizzini | * | * |
| <i>Tapura</i> sp. | * | * |
| Ebenaceae | | |
| <i>Diospyros capreifolia</i> Mart. ex Hiern | * | * |
| <i>Diospyros guianensis</i> (Aubl.) Gürke | * | * |
| Elaeocarpaceae | | |
| <i>Sloanea brachytepala</i> Ducke | * | * |
| <i>Sloanea excelsa</i> Ducke | * | * |
| <i>Sloanea fendleriana</i> Benth. | * | * |
| <i>Sloanea floribunda</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth. | * | * |
| <i>Sloanea latifolia</i> (Rich.) K.Schum. | * | * |
| <i>Sloanea laxiflora</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Sloanea nítida</i> G.Don f. | * | * |
| <i>Sloanea pubescens</i> (Poepp. & Endl.) Benth. | * | * |
| <i>Sloanea rufa</i> Planch. Ex Benth. | * | * |
| <i>Sloanea schomburgkii</i> Benth. | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.1 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.2 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.3 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.4 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.5 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.6 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.7 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.8 | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Elaeocarpaceae | | |
| <i>Sloanea</i> sp.9 | * | * |
| <i>Sloanea</i> sp.10 | * | * |
| <i>Sloanea synandra</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| Erythroxylaceae | | |
| <i>Erythroxylum citrifolium</i> St.Hil. | * | |
| <i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav. | * | |
| Euphorbiaceae | | |
| <i>Adenophaedra</i> sp. | * | * |
| <i>Alchorneopsis floribunda</i> (Benth.) Müll. Arg. | * | * |
| <i>Anomalocalyx uleanus</i> (Pax & K. Hoffm.) Ducke | * | * |
| <i>Aparisthium cordatum</i> Baill. | * | |
| <i>Conceveiba guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Conceveiba martiana</i> Baill. | * | * |
| <i>Croton draconoides</i> Müll. Arg | * | * |
| <i>Croton lanjouwensis</i> Jabl. | * | * |
| <i>Croton tessmannii</i> Mansfeld | | * |
| <i>Dendropanax macropodus</i> (Harms) Harms | * | |
| <i>Drypetes variabilis</i> Uittien | * | * |
| <i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke | * | * |
| <i>Hevea guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Mabea angularis</i> Hollander | * | * |
| <i>Mabea piriri</i> Aubl. | * | * |
| <i>Mabea salicoides</i> Esser | | * |
| <i>Mabea</i> sp. | * | * |
| <i>Mabea speciosa</i> (Müll. Arg.) Hollander | * | * |
| <i>Mabea subsessilis</i> Pax & K.Hoffm. | * | * |
| <i>Micrandra siphonioides</i> Benth. | * | * |
| <i>Micrandra spruceana</i> (Baill) R.E. Schultes | * | * |
| <i>Micrandropsis scleroxylon</i> (W. A Rodrigues) W.A Rodrigues | * | * |
| <i>Nealchornea yapurensis</i> Huber | * | * |
| <i>Pausandra macropétala</i> Ducke | * | * |
| <i>Pausandra</i> sp.1 | * | * |
| <i>Pausandra</i> sp.2 | * | * |
| <i>Pera bicolor</i> (Klotzsch) Müll. Arg. | * | * |
| <i>Phyllanthus manausensis</i> W.A. Rodrigues | * | * |
| <i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth. | * | * |
| <i>Richeria dressleri</i> Webster | * | * |
| <i>Sandwithia guyanensi</i> sLanj. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Euphorbiaceae | | |
| <i>Senefeldera macrophylla</i> Ducke | * | * |
| Fabaceae | | |
| <i>Abarema adenophora</i> (Ducke) Barneby Grimes | * | * |
| <i>Abarema curvicarpa</i> var. <i>rodriguesii</i> Barneby & J.W. Grimes | * | |
| <i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip | * | * |
| <i>Abarema jupunba</i> var. <i>jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip | * | * |
| <i>Abarema piresii</i> Barneby & J.W. Grimes | * | * |
| <i>Aldina heterophylla</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Andira micrantha</i> Ducke | * | * |
| <i>Andira parviflora</i> Ducke. | * | * |
| <i>Andira</i> sp. | * | * |
| <i>Andira unifoliolata</i> Ducke | * | * |
| <i>Balizia elegans</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes | * | * |
| <i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & J.W. Grimes | * | * |
| <i>Balizia</i> sp. | * | * |
| <i>Batesia floribunda</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Bocoa alterna</i> (Benth) Cowan | * | * |
| <i>Bocoa viridiflora</i> Ducke R.S Cowan | * | * |
| <i>Calliandra tenuiflora</i> Benth. | * | * |
| <i>Cassia moschata</i> Benth. | * | * |
| <i>Cassia rubriflora</i> Ducke | * | * |
| <i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke | * | * |
| <i>Chamaecrista adiantifolia</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby | * | * |
| <i>Chamaecrista negrensis</i> (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby | * | |
| <i>Chamaecrista</i> sp. | * | * |
| <i>Cynometra marginata</i> Barneby & J.W. Grimes | * | * |
| <i>Dialium guianense</i> Steud | * | * |
| <i>Dicorynia paraensis</i> Benth. | * | * |
| <i>Dimorphandra caudata</i> Ducke | * | * |
| <i>Dimorphandra coccínea</i> Ducke | * | * |
| <i>Dimorphandra parviflora</i> Spruce ex. Benth | * | * |
| <i>Dimorphandra</i> sp.1 | * | * |
| <i>Dimorphandra</i> sp.2 | * | * |
| <i>Dinizia excelsa</i> Ducke | * | * |
| <i>Diplotropis martiusii</i> Benth. | * | * |
| <i>Diplotropis triloba</i> Gleason | * | * |
| <i>Dipteryx magnífica</i> Ducke | * | * |
| <i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd. | * | * |
| <i>Dipteryx punctata</i> (Blake) Amshoff | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Fabaceae | | |
| <i>Elizabetha speciosa</i> Ducke | * | * |
| <i>Enterolobium schomburgkii</i> Benth. | * | * |
| <i>Eperua duckeana</i> R.S.Cowan | * | * |
| <i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S. Cowan | * | * |
| <i>Eperua grandiflora</i> (Aubl.) Benth. | * | * |
| <i>Hymenaea intermedia</i> Ducke | * | * |
| <i>Hymenaea parvifolia</i> Huber | * | * |
| <i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke | * | * |
| <i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke | * | * |
| <i>Hymenolobium sericeum</i> Ducke | * | * |
| <i>Inga alba</i> (Sw.) Willd. | * | * |
| <i>Inga bicoloriflora</i> Benth. | * | * |
| <i>Inga capitata</i> Desv. | * | * |
| <i>Inga cordatoalata</i> Ducke | * | * |
| <i>Inga gracilifolia</i> Ducke | * | * |
| <i>Inga grandiflora</i> Ducke | * | |
| <i>Inga heterophylla</i> (Willdenow) | * | * |
| <i>Inga laurina</i> Willd. | * | |
| <i>Inga leiocalycina</i> Benth. | * | * |
| <i>Inga longiflora</i> Benth. | * | * |
| <i>Inga melinonis</i> Sagot | * | * |
| <i>Inga obdensis</i> Ducke | * | * |
| <i>Inga panurensis</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Inga paraensis</i> Ducke | * | * |
| <i>Inga pezizifera</i> Benth. | * | * |
| <i>Inga rhynchocalyx</i> Sandwith | * | * |
| <i>Inga</i> sp. | * | * |
| <i>Inga splendens</i> Willd. | * | * |
| <i>Inga stipularis</i> DC. | * | |
| <i>Inga thibaudiana</i> DC. | * | * |
| <i>Inga umbratica</i> Poeppig & Endlicher | * | * |
| <i>Macrolobium arenarium</i> Ducke | * | * |
| <i>Macrolobium limbatum</i> Spruce ex Benth | * | * |
| <i>Macrolobium microcalyx</i> Ducke | * | * |
| <i>Macrolobium prancei</i> R.S.Cowan | * | * |
| <i>Macrolobium</i> sp.1 | * | * |
| <i>Macrolobium</i> sp.2 | * | * |
| <i>Macrolobium suaveolens</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Macrolobium unijugum</i> var. <i>unijugum</i> (Poepp.) R.S. Cowan | * | * |
| <i>Monopteryx inpa</i> e W.A.Rodrigues | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Fabaceae | | |
| <i>Ormosia grossa</i> Rudd. | * | * |
| <i>Ormosia paraensis</i> Ducke | * | * |
| <i>Parkia igneiflora</i> Ducke | * | * |
| <i>Parkia multijuga</i> Benth. | * | * |
| <i>Parkia nítida</i> Miq. | * | * |
| <i>Parkia panurensis</i> Spruce ex H.C.Hopkins | * | * |
| <i>Parkia pendula</i> (Willd.) Walp. | * | * |
| <i>Parkia</i> sp. | * | * |
| <i>Parkia velutina</i> Benoist | * | * |
| <i>Peltogyne catingae</i> Ducke | * | * |
| <i>Peltogyne excelsa</i> Ducke | * | * |
| <i>Piptadenia</i> sp. | * | * |
| <i>Platymiscium duckei</i> Huber | * | * |
| <i>Poecilanthe hostmannii</i> (Benth.) Amshoff | * | * |
| <i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (DC.) G. P. Lewis & M. P. Lima | * | * |
| <i>Pseudopiptadenia</i> sp. | * | * |
| <i>Pterocarpus officinalis</i> Jacqu. | * | * |
| <i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl | * | * |
| <i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp. & Endl. | * | * |
| <i>Sclerolobium melanocarpum</i> Ducke | * | * |
| <i>Sclerolobium micropetalum</i> Ducke | * | * |
| <i>Sclerolobium setiferum</i> Ducke | * | * |
| <i>Sclerolobium</i> sp.1 | * | * |
| <i>Sclerolobium</i> sp.2 | * | * |
| <i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth | * | * |
| <i>Stryphnodendron paniculatum</i> Poepp. | * | * |
| <i>Stryphnodendron racemiferum</i> (Ducke) W.A. Rodrigues | | * |
| <i>Swartzia brachyrhachis</i> Harms | * | * |
| <i>Swartzia corrugata</i> Benth. | * | * |
| <i>Swartzia cuspidata</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Swartzia ingifolia</i> Ducke | * | * |
| <i>Swartzia lamellata</i> Ducke | * | * |
| <i>Swartzia longistipitata</i> Ducke | * | * |
| <i>Swartzia oblanceolata</i> Sandwith | * | * |
| <i>Swartzia panacoco</i> (Aubl.) Cowan. | * | * |
| <i>Swartzia polyphylla</i> DC. | * | * |
| <i>Swartzia recurva</i> Poepp. In Poepp. & Endl. | * | * |
| <i>Swartzia reticulata</i> Ducke | * | * |
| <i>Swartzia schomburgkii</i> Benth. | * | * |
| <i>Swartzia schomburgkii</i> var. <i>guyanensis</i> Benth. R.S.Cowan | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Fabaceae | | |
| <i>Swartzia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Swartzia</i> sp.2 | * | * |
| <i>Swartzia</i> sp.3 | * | * |
| <i>Swartzia</i> sp.4 | * | * |
| <i>Swartzia tessmannii</i> Harms | * | * |
| <i>Swartzia tomentifera</i> Harms | * | * |
| <i>Swartzia ulei</i> Harms | * | * |
| <i>Tachigali cf. myrmecophila</i> (Ducke) Ducke | * | * |
| <i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend. | * | * |
| <i>Tachigali</i> sp. | * | * |
| <i>Tachigali venusta</i> Dwyer | * | * |
| <i>Taralea oppositifolia</i> Aubl. | * | * |
| <i>Vatairea paraensis</i> Ducke | * | * |
| <i>Vatairea sericea</i> Ducke | * | * |
| <i>Vouacapoua americana</i> Aubl. | * | * |
| <i>Vouacapoua pallidior</i> Ducke | * | * |
| <i>Zygia juruana</i> (Harms) L.Rico | | * |
| <i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & Grimes | * | * |
| <i>Zygia ramiflora</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes | * | * |
| Flacourtiaceae | | |
| <i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler | * | * |
| <i>Laetia</i> sp. | * | * |
| <i>Ryania pyrifera</i> (Rich.) Uittien & Sleumer | * | * |
| <i>Ryania</i> sp. | * | * |
| Goupiaceae | | |
| <i>Goupia glabra</i> Aubl. | * | * |
| Hugoniaceae | | |
| <i>Roucheria punctata</i> Ducke | * | * |
| Humiriaceae | | |
| <i>Duckesia verrucosa</i> (Ducke) Cuatrec. | * | * |
| <i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec. | * | * |
| <i>Humiria balsemifera</i> var. <i>floribunda</i> (Mart.) Cuatrec. | * | * |
| <i>Sacoglottis ceratocarpa</i> Ducke | * | * |
| <i>Sacoglottis guianensis</i> Benth. | * | * |
| <i>Sacoglottis matogrossensis</i> var. <i>subintegra</i> Malme (Ducke) Cuatrec. | * | * |
| <i>Sacoglottis</i> sp. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Humiriaceae | | |
| <i>Vantanea guianensis</i> (Aubl.) Ducke | * | * |
| <i>Vantanea macrocarpha</i> Ducke | * | * |
| <i>Vantanea micrantha</i> (Ducke) | * | * |
| <i>Vantanea parviflora</i> Lam. | * | * |
| <i>Vantanea</i> sp. | * | * |
| Icacinaceae | | |
| <i>Emmotum</i> aff. <i>nitens</i> Benth. Ex Miers | * | |
| <i>Poraqueiba guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Poraqueiba sericea</i> Tul. | * | * |
| <i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby | * | * |
| Lacistemataceae | | |
| <i>Lacistema grandifolium</i> Schnitzl. | * | * |
| <i>Lacistema aggregatum</i> (Berg) Rusby | * | * |
| Lauraceae | | |
| <i>Aiouea</i> cf. <i>grandifolia</i> van der Werff | * | * |
| <i>Aiouea maguireana</i> (C.K.Allen) S.S.Renner | | * |
| <i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez | * | * |
| <i>Aniba férrea</i> Kubitzki | * | * |
| <i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez | * | * |
| <i>Aniba parviflora</i> (Meisn.) Mez | * | * |
| <i>Aniba riparia</i> (Nees) Mez | * | * |
| <i>Aniba terminalis</i> Ducke | * | * |
| <i>Aniba williamsii</i> O.C. Schmidt | * | * |
| <i>Dicypellium manausense</i> W.A.Rodrigues | * | * |
| <i>Endlicheria bracteata</i> Mez | * | * |
| <i>Endlicheria bracteolata</i> Mez | * | * |
| <i>Endlicheria citriodora</i> van der Werff. | * | * |
| <i>Endlicheria sericea</i> Nees | * | * |
| <i>Endlicheria</i> sp. | * | * |
| <i>Endlicheria szyszyłowiczii</i> Mez | * | * |
| <i>Licaria cannella</i> ssp. <i>angustata</i> Kurz | * | * |
| <i>Licaria cannella</i> ssp. <i>canella</i> (Meisn.) Kosterm. | * | * |
| <i>Licaria cannella</i> ssp. <i>tenuicarpa</i> (Kosterm.) Kurz. | * | * |
| <i>Licaria chrysophylla</i> (Meissn.) Kosterm. | * | * |
| <i>Licaria guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Licaria martiniana</i> (Mez) Kosterm. | * | * |
| <i>Licaria oppositifolia</i> (Nees) Kosterm. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Lauraceae | | |
| <i>Licaria pachycarpa</i> (Meissn.) Kosterm. | * | * |
| <i>Licaria rodriguesii</i> Kurz | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.1 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.2 | * | |
| <i>Licaria</i> sp.3 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.4 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.5 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.6 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.7 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.8 | * | * |
| <i>Licaria</i> sp.9 | * | * |
| <i>Mezilaurus duckei</i> van der Werff | * | * |
| <i>Mezilaurus itauba</i> (Meissn.) Taubert ex Mez | * | * |
| <i>Nectandra cuspidata</i> | | * |
| <i>Ocotea aciphylla</i> | | * |
| <i>Ocotea amazônica</i> (Meissn.) Mez | * | * |
| <i>Ocotea argyrophylla</i> Ducke | * | * |
| <i>Ocotea cinerea</i> van der Werff | * | * |
| <i>Ocotea cujumari</i> Mart. | * | * |
| <i>Ocotea delicata</i> Vicentini | * | |
| <i>Ocotea floribunda</i> Poepp. & Endl. | * | * |
| <i>Ocotea guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Ocotea leucoxylon</i> (Sw.) Mez | | * |
| <i>Ocotea matogrossensis</i> Vicentini | * | * |
| <i>Ocotea minor</i> Vicentini | * | * |
| <i>Ocotea nigrescens</i> Vicentini | * | * |
| <i>Ocotea oblonga</i> (Meissn.) Mez | * | * |
| <i>Ocotea olivacea</i> A.C.Sm. | * | * |
| <i>Ocotea percurrens</i> Vicentini | * | * |
| <i>Ocotea rhodophylla</i> Vicentini | * | * |
| <i>Ocotea rhynchophylla</i> (Meissn.) Mez | * | * |
| <i>Ocotea</i> sp.1 | * | * |
| <i>Ocotea</i> sp.2 | * | |
| <i>Ocotea splendens</i> (Meiss.) Baill. | * | * |
| <i>Ocotea subterminalis</i> van der Werff | * | * |
| <i>Ocotea tabacifolia</i> (Meisn) Rohwer | | * |
| <i>Rhodostemonodaphne negrensis</i> Madriñán | * | * |
| <i>Rhodostemonodaphne recurva</i> van der Werff | * | * |
| <i>Rhodostemonodaphne</i> sp.1 | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Lauraceae | | |
| <i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff | * | |
| Lecythidaceae | | |
| <i>Allantoma lineate</i> (Mart. & O. Berg) Miers | * | * |
| <i>Cariniana decandra</i> Ducke | * | * |
| <i>Cariniana integrifolia</i> Ducke | * | * |
| <i>Cariniana micrantha</i> Ducke | * | * |
| <i>Corythophora alta</i> R. Knuth | * | * |
| <i>Couratari longipedicellata</i> W.A.Rodrigues | * | * |
| <i>Couratari multiflora</i> (Sm.) Eyma | * | |
| <i>Couratari</i> sp. | * | * |
| <i>Couratari stellata</i> A.C.Sm. | * | * |
| <i>Couratari tenuicarpa</i> | | * |
| <i>Eschweilera amazoniciformis</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera bracteosa</i> (Poepp. ex O. Berg) Miers | * | * |
| <i>Eschweilera carinata</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera collina</i> Eyma | * | * |
| <i>Eschweilera coriácea</i> (DC.) S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera cyathiformis</i> S.A. Mori | * | * |
| <i>Eschweilera grandiflora</i> (Aublet) Sandwith | * | * |
| <i>Eschweilera laevicarpa</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera micrantha</i> (O. Berg) Miers | * | * |
| <i>Eschweilera ovalifolia</i> (DC.) Nied. | * | * |
| <i>Eschweilera pedicellata</i> (Richard) S.A. Mori | * | * |
| <i>Eschweilera pseudodecolorans</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera rankini</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera rhododendrifolia</i> (Knuth) A.C.Sm. | * | * |
| <i>Eschweilera romeu-cardosoi</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Eschweilera</i> sp. | * | * |
| <i>Eschweilera tessmannii</i> R.Knuth | * | * |
| <i>Eschweilera truncata</i> A.C.Sm. | * | * |
| <i>Eschweilera wachenheimii</i> (Benoist) Sandwith | * | * |
| <i>Gustavia elliptica</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Gustavia hexapetala</i> (Aubl.) Sm. | * | * |
| <i>Gustavia</i> sp. | * | * |
| <i>Lecythis assuncioni</i> | * | * |
| <i>Lecythis gracieana</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Lecythis pisonis</i> Cambess. | * | * |
| <i>Lecythis poiteau</i> Berg | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Lecythidaceae | | |
| <i>Lecythis prancei</i> S.A.Mori | * | * |
| <i>Lecythis</i> sp.1 | * | * |
| <i>Lecythis</i> sp.2 | * | * |
| <i>Lecythis</i> sp.3 | * | * |
| <i>Lecythis zabucajo</i> Aubl. | * | * |
| Malpighiaceae | | |
| <i>Acmanthera parviflora</i> W.R. Anderson | * | * |
| <i>Byrsonima duckeana</i> W.R. Anderson | * | * |
| <i>Byrsonima incarnata</i> Sandwith | * | * |
| <i>Byrsonima</i> sp. | * | * |
| <i>Pterandra arbórea</i> Ducke | * | * |
| Malvaceae | | |
| <i>Bombacopsis macrocalyx</i> (Ducke) A. Robyns | * | * |
| <i>Bombacopsis nervosa</i> (Uittien) A. Robyns | * | * |
| <i>Catostemma milanezii</i> Paula | * | * |
| <i>Catostemma sclerophyllum</i> Ducke | * | * |
| <i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A. Robyns | * | * |
| <i>Eriotheca longitubulosa</i> A. Robyns | * | * |
| <i>Quararibea ochrocalyx</i> (K. Schum.) Vischer | * | * |
| <i>Rhodognaphalopsis duckei</i> A. Robyns | * | * |
| <i>Scleronema micranthum</i> Ducke | * | * |
| Melastomataceae | | |
| <i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana | | * |
| <i>Henriettea ramiflora</i> (Sw.) DC. | * | * |
| <i>Miconia argyrophylla</i> DC. | * | * |
| <i>Miconia díspar</i> Benth | | * |
| <i>Miconia granulata</i> | * | * |
| <i>Miconia lepidota</i> DC. | * | * |
| <i>Miconia pyrifolia</i> Naudin. | * | * |
| <i>Miconia regelii</i> Cogn. | * | * |
| <i>Miconia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Miconia</i> sp.2 | * | * |
| <i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb | | * |
| Meliaceae | | |
| <i>Guarea carinata</i> Ducke | | * |
| <i>Guarea convergens</i> T.D.Penn | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Meliaceae | | |
| <i>Guarea humaitensis</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Guarea pubescens</i> (Rich.) A.Juss. | * | * |
| <i>Guarea pubescens ssp. pubescens</i> (Rich.) A. Juss. | * | * |
| <i>Guarea scabra</i> A.Juss. | * | * |
| <i>Guarea</i> sp. | * | * |
| <i>Guarea trunciflora</i> C.DC | * | * |
| <i>Trichilia aff. Schomburgkii</i> C.DC. | * | * |
| <i>Trichilia areolata</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Trichilia cipó</i> (A.Juss.) C.DC. | * | * |
| <i>Trichilia micrantha</i> Benth. | * | * |
| <i>Trichilia micropetala</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Trichilia pleeana</i> C.DC. | * | * |
| <i>Trichilia rubra</i> C.DC. | * | * |
| <i>Trichilia schomburgkii</i> C.DC. | * | * |
| <i>Trichilia septentrionalis</i> C.DC. | * | * |
| <i>Trichilia</i> sp. | * | * |
| Memecylaceae | | |
| <i>Mouriri angulicosta</i> Morley | * | * |
| <i>Mouriri collocarpa</i> Ducke | * | * |
| <i>Mouriri dimorphandra</i> Morley | * | * |
| <i>Mouriri duckeana</i> Morley | * | * |
| <i>Mouriri duckeanaoides</i> Morley | * | * |
| <i>Mouriri huberi</i> Cogn. | * | * |
| <i>Mouriri nigra</i> (DC.) Morley | * | * |
| <i>Mouriri</i> sp. | * | * |
| Moraceae | | |
| <i>Brosimum acutifolium ssp. interjectum</i> C.C.Berg | * | * |
| <i>Brosimum guianense</i> Huber ex Ducke | * | * |
| <i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg | * | * |
| <i>Brosimum longifolium</i> Ducke | * | * |
| <i>Brosimum parinarioides</i> Ducke | * | * |
| <i>Brosimum parinarioides ssp. parinarioides</i> Ducke | * | * |
| <i>Brosimum potabile</i> Ducke | * | * |
| <i>Brosimum rubescens</i> Taub. | * | * |
| <i>Brosimum</i> sp. | * | * |
| <i>Brosimum utile</i> (Kunth) Pittier | * | * |
| <i>Brosimum utile ssp. ovatifolium</i> (Ducke) C.C.Berg | * | * |
| <i>Brosimum utile ssp. ovatifolium</i> (Ducke) C.C.Berg | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Moraceae | | |
| <i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav. | * | * |
| <i>Ficus cremesii</i> C.C.Berg | * | * |
| <i>Ficus krukovii</i> Standl. | * | * |
| <i>Helianthostylis</i> sp. | * | * |
| <i>Helianthostylis sprucei</i> Baill | * | * |
| <i>Helicostylis elegans</i> (J.F. Macbr.) C.C. Berg | * | * |
| <i>Helicostylis scabra</i> (Macbr.) C.C.Berg | * | * |
| <i>Helicostylis tomentosa</i> (Planch. & Endl.) Rusby | * | * |
| <i>Maquira calophylla</i> (Poepp. & Endl.) CC. Berg | * | * |
| <i>Maquira guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) CC. Berg | * | * |
| <i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke | * | * |
| <i>Naucleopsis ternstroemiiflora</i> (Hildbr.) C.C.Berg | * | * |
| <i>Naucleopsis ulei</i> ssp. <i>amara</i> (Warburg) (Ducke) C.C.Berg | * | * |
| <i>Perebea mollis</i> ssp. <i>mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber | * | * |
| <i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul | * | * |
| <i>Pseudolmedia laevis</i> (R.&P.)Macbr. | * | * |
| <i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich | * | * |
| <i>Sorocea pubivena</i> ssp. <i>hirtella</i> Hemsley (Mildbr.) C.C.Berg | * | * |
| <i>Trymatococcus amazonicus</i> Poepp. & Endl. | * | * |
| <i>Trymatococcus</i> sp. | * | * |
| Myristicaceae | | |
| <i>Iryanthera coriácea</i> Ducke | * | * |
| <i>Iryanthera elliptica</i> Ducke | * | * |
| <i>Iryanthera juruensis</i> Warb. | * | * |
| <i>Iryanthera laevis</i> Markgr. | * | * |
| <i>Iryanthera lancifolia</i> Ducke | * | * |
| <i>Iryanthera macrophylla</i> (Benth.) Warb. | * | * |
| <i>Iryanthera paradoxa</i> (Schwacke) Warb. | * | * |
| <i>Iryanthera polyneura</i> Ducke | * | * |
| <i>Iryanthera sagotiana</i> Warb. | * | * |
| <i>Iryanthera</i> sp. | * | * |
| <i>Iryanthera ulei</i> Warb. | * | * |
| <i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A. DC.) Warb. | * | * |
| <i>Viola caducifolia</i> W.A. Rodrigues | * | * |
| <i>Viola calophylla</i> var. <i>calophylla</i> (Spruce) Warb. | * | * |
| <i>Viola guggenheimii</i> W.A. Rodrigues | * | * |
| <i>Viola michelii</i> Heckel | * | * |
| <i>Viola minutiflora</i> Ducke | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Myristicaceae | | |
| <i>Virola mollissima</i> (Poepp. ex A. DC.) Warb. | * | * |
| <i>Virola multicostata</i> Ducke | * | * |
| <i>Virola multinervia</i> Ducke | * | * |
| <i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A.C. Sm. | * | * |
| <i>Virola sebifera</i> Aubl. | * | * |
| <i>Virola</i> sp. | * | * |
| <i>Virola theiodora</i> (Spruce ex Benth.) Warb. | * | * |
| <i>Virola venosa</i> (Benth.) Warb. | * | * |
| Myrsinaceae | | |
| <i>Cybianthus pseudoicacoreus</i> (Miq.) G. Agostini | * | * |
| <i>Cybianthus</i> sp. | * | * |
| Myrtaceae | | |
| <i>Calyptranthes creba</i> McVaugh | * | * |
| <i>Calyptranthes cuspidata</i> DC. | * | * |
| <i>Calyptranthes macrophylla</i> Poepp. ex O. Berg | * | * |
| <i>Calyptranthes multiflora</i> O.Berg | * | * |
| <i>Colycolpus</i> sp. | * | * |
| <i>Eugenia agathopoda</i> Diels | * | * |
| <i>Eugenia anastomosans</i> DC. | * | * |
| <i>Eugenia biflora</i> (L.) DC. | * | * |
| <i>Eugenia citrifolia</i> Poir. | * | * |
| <i>Eugenia egensi</i> sDC. | | * |
| <i>Eugenia feijoi</i> O.Berg | * | * |
| <i>Eugenia florida</i> DC. | * | * |
| <i>Eugenia heterochroma</i> Diels | | * |
| <i>Eugenia longiracemosa</i> Kiaersk. | * | * |
| <i>Eugenia pseudopsidium</i> M. Jacq. - Fél. | * | * |
| <i>Eugenia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Eugenia</i> sp.2 | * | * |
| <i>Eugenia</i> sp.3 | * | * |
| <i>Eugenia</i> sp.4 | * | |
| <i>Eugenia</i> sp.5 | * | * |
| <i>Eugenia subterminalis</i> DC. | * | |
| <i>Malieria</i> sp. | * | * |
| <i>Marlierea caudata</i> McVaugh | * | * |
| <i>Myrcia aliena</i> McVaugh | * | * |
| <i>Myrcia falax</i> (Rich.) DC. | * | * |
| <i>Myrcia magnoliifolia</i> DC. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|---|------|------|
| Myrtaceae | | |
| <i>Myrcia paivae</i> O.Berg | * | * |
| <i>Myrcia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Myrcia</i> sp.2 | * | * |
| <i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willd.) O.Berg | * | * |
| <i>Myrtaceae</i> sp. | * | * |
| Nyctaginaceae | | |
| <i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl. | * | * |
| <i>Neea madeirana</i> Standl. | * | * |
| <i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav. | * | * |
| <i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Sm. | * | * |
| <i>Neea</i> sp.1 | * | * |
| <i>Neea</i> sp.2 | * | * |
| <i>Neea</i> sp.3 | * | * |
| <i>Pisonia tomentosa</i> Casar. | * | * |
| Ochnaceae | | |
| <i>Ouratea discophora</i> Ducke | * | * |
| <i>Ouratea</i> sp. | * | * |
| <i>Quiina cf. negrensis</i> A.C. Smith | * | * |
| <i>Touroulia guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Touroulia</i> sp. | * | * |
| Olacaceae | | |
| <i>Aptandra tubicina</i> (Poepp.) Benth. ex Miers | * | * |
| <i>Cathedra acuminata</i> (Benth.) Miers | * | * |
| <i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke | * | * |
| <i>Dulacia cândida</i> (Poepp.) Kuntze | * | * |
| <i>Dulacia guianensis</i> (Engl.) Kuntze | * | * |
| <i>Heisteria barbata</i> Cuatrec. | * | * |
| <i>Heisteria densifrons</i> Engl. | * | * |
| <i>Heisteria duckei</i> Engl. | * | * |
| <i>Heisteria laxiflora</i> Engl. | * | * |
| <i>Heisteria</i> sp. | * | * |
| <i>Minquartia guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Ptychopetalum olacoides</i> Benth. | * | * |
| Opiliaceae | | |
| <i>Agonandra silvatica</i> Ducke | * | * |

Continuação tabela 5

| Família / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Peridiscaceae | | |
| <i>Peridiscus lucidus</i> Benth. | * | * |
| Quiinaceae | | |
| <i>Lacunaria jenmanii</i> (Oliv.) Ducke | * | * |
| <i>Lacunaria</i> sp.1 | * | * |
| <i>Lacunaria</i> sp.2 | * | |
| <i>Quiina amazônica</i> A.C.Sm. | * | * |
| Rhabdodendraceae | | |
| <i>Rhabdodendron amazonicum</i> (Spruce ex Benth.) Huber | * | * |
| Rhizophoraceae | | |
| <i>Cassipourea guianensis</i> Aubl. | | * |
| <i>Sterigmatopetalum obovatum</i> Kuhm. | * | * |
| Rubiaceae | | |
| <i>Alibertia myrciifolia</i> Spruce ex K. Schum. | * | * |
| <i>Amaioua corymbosa</i> Kunth | * | * |
| <i>Amaioua guianensis</i> Hemsl. | * | * |
| <i>Amaioua</i> sp. | * | * |
| <i>Borojoa claviflora</i> (K. Schum.) Cuatrec. | * | |
| <i>Botryarrhena pendula</i> Ducke | * | * |
| <i>Chimarrhis barbata</i> (Ducke) Bremek | * | * |
| <i>Chimarrhis duckeana</i> del Prete | * | * |
| <i>Chomelia tenuiflora</i> Benth. | * | * |
| <i>Duroia eriopila</i> L.f. | * | * |
| <i>Duroia gransabanensis</i> Steyerm | * | * |
| <i>Duroia longiflora</i> Ducke | * | * |
| <i>Duroia macrophylla</i> Huber | * | * |
| <i>Duroia saccifera</i> (Mart.) Hook.f. ex K.Schum. | * | * |
| <i>Duroia</i> sp.1 | * | * |
| <i>Duroia</i> sp.2 | * | * |
| <i>Faramea capillipes</i> Müll. Arg. | * | * |
| <i>Faramea corymbosa</i> Aubl. | * | * |
| <i>Ferdinandusa elliptica</i> Pohl. | * | * |
| <i>Ferdinandusa goudotiana</i> k.Schum. | * | * |
| <i>Ferdinandusa hirsuta</i> Standl. | * | * |
| <i>Ferdinandusa</i> sp. | * | * |
| <i>Henriquezia verticillata</i> Spruce ex Benth. | * | * |
| <i>Ixora francavillana</i> Müll. Arg. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Rubiaceae | | |
| <i>Kotchubaea insignis</i> Fisch. ex DC. | * | * |
| <i>Kotchubaea semisericea</i> Ducke | * | * |
| <i>Kotchubaea sericantha</i> Standl. | * | * |
| <i>Ladenbergia amazonensis</i> Ducke | * | * |
| <i>Warszewiczia schwackei</i> k.Schum. | * | * |
| Rutaceae | | |
| <i>Spathelia excels</i> (Krause) R.S. Cowan & Brizicky | * | |
| Sabiaceae | | |
| <i>Ophiocaryon manausense</i> (W.A. Rodrigues) Barneby | * | * |
| Salicaceae | | |
| <i>Carpotroche criapidentata</i> Ducke | * | * |
| <i>Casearia duckeana</i> Vahl ex Vent. | * | * |
| <i>Casearia javitensis</i> H.B.K. | * | * |
| <i>Casearia manausensis</i> Sleumer | * | * |
| <i>Casearia pitumba</i> Sleumer | * | * |
| <i>Casearia</i> sp. | * | * |
| <i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent. | * | * |
| Sapindaceae | | |
| <i>Allophylus latifolius</i> Huber | * | * |
| <i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk. | * | * |
| <i>Matayba guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Matayba</i> sp. | * | |
| <i>Porocystis toulicioides</i> Radlk. | * | * |
| <i>Pseudima</i> sp. | * | * |
| <i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk. | * | * |
| <i>Talisia</i> sp. | * | * |
| <i>Talisia vera-luciana</i> Guarim Neto | * | * |
| <i>Toulicia guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Toulicia pulvinata</i> Radlk. | * | * |
| <i>Vouarana guianensis</i> Aubl. | * | * |
| Sapotaceae | | |
| <i>Chromolucuma rubriflora</i> Ducke | * | * |
| <i>Chrysophyllum amazonicum</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Chrysophyllum colombianum</i> (Aubrév.) T.D.Penn. | * | |
| <i>Chrysophyllum manausense</i> (Aubrév.) T.D.Pennington | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Sapotaceae | | |
| <i>Chrysophyllum pomiferum</i> (Eyma) T.D.Penn. | * | * |
| <i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni | * | * |
| <i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> ssp. <i>Balata</i> (Pierre) Baehni (Ducke) T.D. Pennington | * | * |
| <i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> ssp. <i>sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni | * | * |
| <i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> ssp. <i>spurium</i> (Pierre) Baehni (Ducke) | * | * |
| <i>Chrysophyllum</i> sp. | * | * |
| <i>Chrysophyllum sparsiflorum</i> Klotzsch ex Miq. | * | * |
| <i>Chrysophyllum ucuquirana-branca</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D. Penn. | * | * |
| <i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma | * | * |
| <i>Ecclinusa guianensis</i> forma A Eyma | * | * |
| <i>Ecclinusa guianensis</i> forma B Eyma | * | * |
| <i>Ecclinusa ramiflora</i> Martius | * | * |
| <i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev. | * | * |
| <i>Manilkara cavalcantei</i> Pires & W.A.Rodrigues | * | * |
| <i>Manilkara</i> sp. | * | * |
| <i>Micropholis casiquiarensis</i> Aubréville | * | * |
| <i>Micropholis cylindrocarpa</i> (Poepp.) Pierre | * | * |
| <i>Micropholis guyanensis</i> (A. de Candolle) Pierre | * | * |
| <i>Micropholis guyanensis</i> ssp. <i>Duckeana</i> (A.DC.) Pierre (Baheni) | * | * |
| <i>Micropholis guyanensis</i> ssp. <i>guyanensis</i> (A.DC.) Pierre | * | * |
| <i>Micropholis mensalis</i> (Baheni) Aubrév. | * | * |
| <i>Micropholis</i> sp. | * | * |
| <i>Micropholis splendens</i> Gilly ex Aubrév. | * | * |
| <i>Micropholis trunciflora</i> Ducke | * | * |
| <i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre | * | * |
| <i>Pouteria</i> aff. <i>ambelaniifolia</i> (Sandwith) T.D.Penn | * | * |
| <i>Pouteria</i> aff. <i>cuspidata</i> (A.DC.) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria anomala</i> (Pires) T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria bicoloris</i> (Winkler) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pavón) Radlkofer | * | * |
| <i>Pouteria campanulata</i> Baehni | * | * |
| <i>Pouteria cladantha</i> Sandwith | * | * |
| <i>Pouteria cuspidata</i> (A.DC.) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria cuspidata</i> ssp. <i>Dura</i> (A.DC.) Baehni (Eyma) T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria engleri</i> Eyma | * | * |
| <i>Pouteria erythrochrysa</i> T.D.Pennington | * | * |
| <i>Pouteria eugeniifolia</i> (Pierre) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria filipes</i> Eyma | * | * |
| <i>Pouteria fimbriata</i> Baehni | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Sapotaceae | | |
| <i>Pouteria flavilata</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria freitasii</i> T.D.Penn. | | * |
| <i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma | * | * |
| <i>Pouteria guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Pouteria hispida</i> Eyma | * | * |
| <i>Pouteria huberi</i> Rizzini | * | * |
| <i>Pouteria laevigata</i> (Mart.) Radlk. | * | * |
| <i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma | * | * |
| <i>Pouteria manaosensis</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D. Penn. | * | * |
| <i>Pouteria minima</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria oblanceolata</i> Pires | * | * |
| <i>Pouteria opposita</i> (Ducke) T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria pallens</i> T.D.Pennington | * | * |
| <i>Pouteria peruviana</i> (Aubrév.) Bernardi | * | * |
| <i>Pouteria petiolata</i> T.D.Pennington | * | * |
| <i>Pouteria platyphylla</i> (A.C.Smith) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma | * | * |
| <i>Pouteria reticulata ssp. reticulata</i> (Engl.) Eyma | * | * |
| <i>Pouteria retinervis</i> T.D.Pennington | * | * |
| <i>Pouteria rostrata</i> (Huber) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria</i> sp.1 | * | * |
| <i>Pouteria</i> sp.2 | * | * |
| <i>Pouteria splendens</i> (A. DC.) Kuntze | * | * |
| <i>Pouteria stipulifera</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk. | * | * |
| <i>Pouteria venosa ssp. Amazonica</i> (Mart.) Baehni T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria venosa ssp. Venosa</i> (Mart.) Baehni | * | * |
| <i>Pouteria vernicosa</i> T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pouteria virescens</i> Baehni | * | * |
| <i>Pouteria williamii</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D. Penn. | * | * |
| <i>Pradosia cochlearia</i> (Lecomte) T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pradosia cochlearia ssp. praealta</i> (Lecomte) T.D.Penn. (Ducke) T.D.Penn. | * | * |
| <i>Pradosia decipiens</i> Ducke | * | * |
| <i>Pradosia verticillata</i> Ducke | * | * |
| <i>Sarcaulus brasiliensis ssp. Brasiliensis</i> (A.DC.) Eyma | * | * |
| Simaroubaceae | | |
| <i>Simaba cedron</i> Planch. | * | * |
| <i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.Thomas | * | * |
| <i>Simaba</i> sp.1 | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Simaroubaceae | | |
| <i>Simaba</i> sp.2 | * | * |
| <i>Simarouba amara</i> Aubl. | * | * |
| Siparunaceae | | |
| <i>Siparuna cuspidata</i> (Tul.) A.DC. | * | * |
| <i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC. | * | * |
| <i>Siparuna glyxicarpa</i> (Ducke) S.S.Renner | * | |
| <i>Siparuna guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Siparuna monogyna</i> Jang. | * | * |
| <i>Siparuna reginae</i> (P.& E.) A. DC. | * | * |
| Solanaceae | | |
| <i>Duckeodendron cestroides</i> Kuhlm. | * | * |
| Sterculiaceae | | |
| <i>Sterculia duckeana</i> da Silva & Coêlho | * | * |
| <i>Sterculia excelsa</i> Mart. | * | * |
| <i>Sterculia frondosa</i> Rich. | * | * |
| <i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K.Schum. | * | * |
| <i>Sterculia</i> sp. | * | * |
| <i>Theobroma subicanum</i> Mart. | * | * |
| <i>Theobroma sylvestre</i> Mart. | * | * |
| Tiliaceae | | |
| <i>Apeiba echinata</i> Gaertn. | * | * |
| <i>Lueheopsis rosea</i> (Ducke) Burret | * | * |
| Ulmaceae | | |
| <i>Ampelocera edentula</i> Kuhlm. | * | * |
| <i>Ampelocera</i> sp. | * | * |
| Verbenaceae | | |
| <i>Vitex sprucei</i> Briq. | * | * |
| Violaceae | | |
| <i>Amphirrhox longifolia</i> (A. St.-Hil.) Spreng. | * | * |
| <i>Amphirrhox</i> sp. | * | * |
| <i>Leonia cymosa</i> Mart. | * | * |
| <i>Leonia glyxicarpa</i> Ruiz & Pav. | * | * |

Continuação tabela 5

| Familia / Espécies | 2004 | 2010 |
|--|------|------|
| Violaceae | | |
| <i>Rinorea falcata</i> (Mart. Ex Eicher) Kuntze | * | * |
| <i>Rinorea guianensis</i> Aubl. | * | * |
| <i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntz | * | * |
| <i>Rinorea</i> sp. | * | * |
| Vochysiaceae | | |
| <i>Erisma bicolor</i> Ducke | * | * |
| <i>Erisma bracteosum</i> Ducke | * | * |
| <i>Erisma</i> sp.1 | * | * |
| <i>Erisma</i> sp.2 | * | * |
| <i>Qualea paraensis</i> Ducke | * | * |
| <i>Qualea</i> sp.1 | * | * |
| <i>Qualea</i> sp.2 | * | * |
| <i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti | * | * |
| <i>Ruizterania cassiquiarensis</i> (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti | * | * |
| <i>Ruizterania</i> sp. | * | * |
| <i>Vochysia inundata</i> N.A.Rosa | | * |
| <i>Vochysia</i> sp. | * | * |