

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM

Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais da
Amazônia

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA REGENERAÇÃO ARBÓREA
DE FLORESTAS DE VÁRZEA ALTA E VÁRZEA BAIXA NA RDS MAMIRAUÁ,
AMAZÔNIA CENTRAL**

RAFAEL LEANDRO DE ASSIS

Manaus – AM
Julho, 2008

RAFAEL LEANDRO DE ASSIS

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA REGENERAÇÃO ARBÓREA
DE FLORESTAS DE VÁRZEA ALTA E VÁRZEA BAIXA NA RDS MAMIRAUÁ,
AMAZÔNIA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Botânica.

ORIENTADOR: DR. FLORIAN WITTMANN

Manaus – AM
Julho, 2008

A848

Assis, Rafael Leandro

Composição florística e estrutura da regeneração arbórea de florestas de várzea alta e várzea baixa na RDS Mamirauá, Amazônia / Rafael Leandro de Assis .--- Manaus : [s.n.], 2008. xii, 86 f. : il.

Dissertação (mestrado)-- INPA/UFAM, Manaus, 2008

Orientador: Florian Wittmann

Área de concentração: Botânica

1. Florestas de várzea – Amazônia. 2. Fatores abióticos. 3. Regeneração arbórea – Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. 4. Composição florística. I. Título.

CDD 19. ed. 634.95

Sinopse:

Estudou-se a composição florística e estrutura da regeneração arbórea em duas florestas maduras de várzea sujeitas a diferentes níveis de inundação na RDS Mamirauá, Amazônia Central. Aspectos como influência dos fatores luz e inundação na regeneração foram avaliados.

Palavras-chave:

Espécies regenerantes, fatores abióticos, composição florística, distribuição.

Aos meus pais Luciana e Gilberto, e minha irmã Renata eu dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida durante os dois anos em que desenvolvi o mestrado. Agradeço também a todos os meus avaliadores que em muito ajudaram com as correções e críticas ao meu trabalho e possibilitaram torná-lo melhor. Também agradeço muito o pessoal que ajudou nas minhas análises, André Junqueira, Flávia Costa, Charles Zartman, Mário Terra muito obrigado, vocês foram fundamentais para a obtenção dos meus dados e da concretização de minha dissertação.

Agradeço ao curso de pós-graduação do INPA, que forneceu a estrutura física e também materiais de uso para o desenvolvimento de muitas das etapas de meu estudo. Às secretárias do curso Gisele e Neide, que sempre me trataram de forma excepcional e mantinham um desinformado (eu!!!) sempre por dentro das obrigações, regimento, deveres do curso. Também ao Herbário INPA, onde estive por muitas semanas e até meses identificando o material coletado em campo. Especial agradecimento ao para-taxonomista José Ramos, cuja colaboração foi fundamental para os resultados obtidos. Não sei o que seria de mim sem ele.

Com grande carinho agradeço a toda a turma do mestrado em Botânica do INPA, grandes amigos que fiz na Amazônia, companhias intensas nas disciplinas da pós-graduação, no trabalho do cotidiano, nas dúvidas quanto ao trabalho, nas crises de curso, orientação, etc.

Agradeço ao Instituto Mamirauá pelo financiamento junto ao CNPq deste trabalho e também pelo apoio logístico oferecido, desde transporte na Reserva Mamirauá até o consentimento de uso das bases flutuantes.

Também agradeço muito ao pessoal do convênio INPA-Max Planck pelo fornecimento de ótima infra-estrutura para meu trabalho, ajudas nas horas difíceis, por confiarem em mim no desenvolvimento de meu estudo. Neste contexto, incluo todo o grupo. Desde a Jesus que sempre manteve meu local de trabalho em excelentes condições, até o Edvaldo com a Toyotinha pra cima e pra baixo levando o pessoal. A Keila, Joneide, Terezinha, Aline, Juliana, Sammya, Astrid, Maria Astrid, Tati, Lucia, sempre tão próximas e ótimas companheiras nas boas conversas do dia-a-dia. Ao Dr. Jochen Schöngart, que se mostrou disposto em todos os momentos em que lhe procurei para alguma ajuda, comentário, crítica em relação à minha

dissertação. Além das críticas mais que construtivas referentes ao meu plano de mestrado. A Maitê, sempre bem humorada e super acessível em todos os momentos, fáceis ou difíceis.

Especial agradecimento ao pessoal que esteve comigo nas minhas coletas de campo, ajudando, divertindo, acompanhando. Que fizeram da minha estadia na Amazônia uma grande experiência de vida. O que seria deste trabalho sem a deliciosa comida de Dona Leni, além das risadas e do aprendizado que essa pessoa incrível é capaz de passar para as pessoas; ou do Jackson, sempre disposto a nos guiar pela Reserva, ensinando, divertindo, sempre amigo; ou ainda do Zé Pretinho, com todo o conhecimento das plantas, das áreas alagáveis, das piadas; ou do Zé Lima, para-taxôno de primeira linha e que muito me ajudou nos ensinamentos de botânica; ou do Daniel Berô, nem sempre companheiro de coletas, mas muito mais que um colega de trabalho; ou ainda do Valdeney, que esteve comigo em todas as minhas coletas, em todas as minhas parcelas, todos os meus dados coletados tem lá um pouco de sua mão, todo o conhecimento deste trabalho tem um monte de sua contribuição; ou do Celso, responsável por toda a organização das viagens, desde o que vamos comer no café do primeiro dia no campo até a última janta do último dia, fundamental como poucos na conclusão deste trabalho, nos conselhos de campo, de vida, nos ensinamentos da Amazônia, nos puxões de orelha necessários, na companhia mais que freqüente durante estes dois anos, um paizão que tive ao meu lado pelos confins da Amazônia. Também agradecimentos especiais ao meu orientador Dr. Florian Wittmann, que me conduziu e forneceu os conhecimentos fundamentais para a realização deste trabalho. Sempre empolgado com as idéias, sempre acessível, mesmo quando estive meio “perdidão” sobre como carrear minhas idéias e atingir os objetivos da dissertação. A cada conversa era uma nova motivação para me empenhar e realizar uma boa pesquisa. Muito obrigado por ter me orientado nessa missão e possibilitar a realização deste trabalho que tanto estou contente em ter concluído acima de nossas expectativas.

Especial agradecimento às pessoas que nestes dois anos na Amazônia dividiram comigo mesmo teto, contas, estresses, e amizade. Feliz, Caio, Brasa, Dri, Sol, Baré, Júlio, Maria, muito obrigado pelo convívio e pelos bons momentos que me proporcionaram na Amazônia.

Agradeço fortemente a todos os amigos, alguns mais que amigos, que fiz e dividi alguns dos melhores momentos de minha vida. Desde meus amigos de

graduação, o pessoal mussum-mano, que apesar da distância sempre acessíveis, onde cada conversa era sempre interminável. E os amigos novos e não menos importantes. Todo o pessoal da Nação: Gabi, Saci, Mindu, Thainá, Francês, Dé, Catá, todos vocês foram fundamentais na minha vivência aqui na Amazônia; Carlinha loira, uma das melhores almas da região e companheira indescritível; Mano e Bogão, Rena e Caê, Mario Fernandez, todos os Londrinenses Amazônicos, Luís, Nando e Cami, Pancho, Marconi, JB, China, Fabi Manaus, Murilão, a todo o pessoal do Futebol, meus companheiros da balada manauara, dos drinks noturnos. Agradeço a turma do Curso de Campo EFA 2007, que me ensinaram mais que ecologia de campo, me proporcionaram incrível experiência de convívio social, de valores, de amizade. Glauco e Zé Luís, muito obrigado por possibilitarem-me essa oportunidade.

Especial agradecimento ao pessoal do Lixão: Catinha, Helô, Paulão, Carol, minha família em Manaus. Sempre, juntamente com o glorioso André Junqueira e sua fiel esposa, ao lado, aconselhando nas coisas da vida, seja num almoço descomprometido, na mesa do bar do Carlão, ou numa prévia de aula, etc. Espero tê-los sempre ao meu lado, foram realmente muito importantes nestes dois anos.

E por último e mais importante agradeço à minha família. Tios, primos, avó, todo o pessoal de Bariri. Foram incríveis durante este tempo que residi na Amazônia, sempre tão confiantes em mim, sempre mandando incentivos, bons pensamentos, muito carinho, sempre tão próximos apesar da distância. Em especial meu pai, mãe e minha irmã. Sem palavras para dizer a importância de cada conversa no telefone, cada desejo, cada carinho, cada ajuda (que foram muitas!!!). Sempre tão próximos. Quanto mais longe, mais os vejo ao meu lado. Obrigado por confiarem em mim, me amparem. Obrigado por se mostrarem ao meu lado, possibilitando que eu pudesse contar com vocês para tudo. Sempre!!!

Enfim, agradeço a todos aqueles que de alguma forma ajudaram neste trabalho. Valeu!!!!!!!

RESUMO

As florestas de várzea da Amazônia são classificadas quanto ao nível e ao tempo de inundação a que estão sujeitas em floresta de várzea alta (VA) e de várzea baixa (VB). O presente estudo investigou composição e estrutura da comunidade arbórea regenerante e também sua distribuição ao longo dos gradientes de inundação e radiação solar em florestas de várzea alta e várzea baixa de estádios sucessionais tardios na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazônia Central.

Para isso foram instaladas 20 parcelas em VB e 20 parcelas em VA, totalizando uma área de 0,147 ha em cada tipo florestal. Todos os indivíduos pertencentes a espécies arbóreas, maiores que 1 m de altura e com menos de 10 cm de DAP foram amostrados. Também foram registrados em cada unidade amostral dados referentes à radiação fotossintética ativa relativa (rPAR) local e também foi estimada a média anual de inundação a qual a parcela está sujeita.

Foram amostrados 1054 indivíduos pertencentes a 90 espécies na várzea alta, e 432 indivíduos de 51 espécies na várzea baixa. Houve uma separação nítida quanto à composição florística das parcelas de VA em relação às parcelas de VB. Maior diversidade florística foi observada em VA e está provavelmente relacionada à menor influência da inundação neste ambiente, sendo menos limitante ao estabelecimento e desenvolvimento das espécies em relação à VB. O número de indivíduos e de espécies em VB responderam de forma positiva à maior intensidade de luz, fato não observado em VA.

Foi observado também que muitas das espécies regenerantes registradas não foram amostradas no inventário florístico com espécies adultas no mesmo local, fato que pode estar relacionado à alta taxa de mortalidade entre as plantas jovens no local estudado. O padrão agregado de distribuição espacial prevaleceu, porém o número elevado de espécies que apresentou padrão aleatório em relação aos estudos realizados em florestas de terra-firme pode estar ligado ao tipo de dispersão típica de ecossistemas alagáveis: a hidrocoria. Entre as espécies de interesse madeireiro, a abundância de indivíduos foi baixa, possivelmente porque estas espécies ocorrem naturalmente em baixa densidade. Também é possível que suas populações tenham sido diminuídas durante o período de extração madeireira anterior à implantação da Reserva.

ABSTRACT

According to the height and the duration of the inundations, the different várzea forest types can be distinguished in high-várzea forests (HV) and low-várzea forests (LV). The present study investigated community structure and species composition of tree regeneration, and sapling species distribution along the gradients of inundation and solar radiation in late-successional stages of high-várzea and low-várzea forests within the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon. Twenty plots each with the size of 75.5 m² were established in both, late-successional low-várzea and late-successional high-várzea forests, where all trees \geq 1 m height and $<$ 10 cm diameter at breast height – dbh were inventoried. In each plot, the relative photosynthetically active radiation (rPAR) and the mean inundation of the individuals was recorded.

In total, 1054 individuals were recorded in the high-várzea forests, belonging to 90 species, whereas the 432 recorded individuals in the low-várzea forest belonged to 51 species. Floristic composition at the species level differed significantly between the low-várzea and the high-várzea plots. The major diversity in the high várzea possibly reflects the limitations of species establishment and development caused by the comparatively high inundations in the low várzea. On the other hand, significant relations between floristic composition, the investigated structural parameters, and rPAR could only be recorded in the low várzea.

Several sapling species recorded in the present study were not presented in floristic inventories of the mature tree community (\geq 10 cm) at the same sites, which can be traced back to high mortality rates in tree regeneration. The majority of species recorded showed aggregated spatial distribution patterns, however, the number of randomly distributed species populations was higher than that described in inventories performed in Amazonian upland forests, reflecting the hydrochoric dispersal of many várzea tree species.

The presence of timber species in the present inventories was low, indicating that the majority of várzea timber species occur with natural low abundances. Additionally, timber species populations maybe significantly reduced at the sites before the implementation of the reserve.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1 Considerações Gerais Sobre as Áreas Inundáveis da Amazônia	13
1.2 Ecosistema Várzea	15
1.3 Sucessão Vegetal e Tipos Florestais na Várzea	16
1.3.1 Florestas de Várzea Baixa	17
1.3.2 Florestas de Várzea Alta	20
1.3.3 Chavascal	21
1.4 Uso Sustentado dos Recursos Naturais nas Florestas de Várzea	21
2. JUSTIFICATIVA	23
3. OBJETIVOS	24
3.1 Geral	24
3.2 Específicos	24
4. AREA DE ESTUDOS – RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL MAMIRAUÁ	25
4.1 Criação da Reserva	25
4.2 Localização	26
4.3 Aspectos Físicos	27
4.4 Vegetação	27
4.5 O Homem e a RDSM	28
5. MATERIAIS E MÉTODOS	30
5.1 Área de Estudos	30
5.2 Amostragem e Coleta de Dados	30
5.2.1 Inventário Florístico	30
5.2.2 Luz x Regeneração Arbórea	31
5.2.3 Inundação x Regeneração Arbórea	31
5.3 Análise dos Dados	32
5.3.1 Parâmetros Fitossociológicos	32
5.3.2 Padrão de Distribuição Espacial	32
5.3.3 Suficiência Amostral	33
5.3.4 Diversidade Florística	33
5.3.5 Similaridade Florística	34
5.3.6 Estrutura de Comunidade	34
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
6.1 Composição Florística	35
6.2 Diversidade de Espécies	47
6.3 Estrutura de Comunidade	53
6.4 Distribuição Espacial	57
6.5 Luz e Inundação x Regeneração Arbórea	60
6.6 Espécies de Utilidade Econômica e/ou Consumo	69
7. CONCLUSÃO	74
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Características gerais quanto à composição florística de espécies arbóreas regenerantes nos dois habitats estudados na RDS Mamirauá35
- Tabela 2. Relação das espécies vegetais, número de indivíduos, ocorrência, valor referente a I.V.I. e classificação quanto a utilidade econômica e/ou de consumo das espécies arbóreas regenerantes do Setor Jarauá da RDS Mamirauá36
- Tabela 3. Área basal total, abundância relativa, dominância relativa, frequência relativa e valor de IVI das 15 espécies regenerantes (< 10 cm DAP e ≥ 1 m de altura) mais importantes nos dois tipos florestais estudados.....42
- Tabela 4. Valor de Importância de Família (FIV) das famílias botânicas de espécies regenerantes em florestas de várzea alta e várzea baixa44
- Tabela 5. Número de espécies e Índice de Similaridade de Sørensen entre três levantamentos considerando espécies regenerantes em florestas de várzea alta e várzea baixa na Amazônia.....50
- Tabela 6. Características estruturais de espécies arbóreas regenerantes nos dois ambientes estudados na RDS Mamirauá.....54
- Tabela 7. Relação das espécies arbóreas regenerantes com oito ou mais indivíduos amostradas em VA e VB e os respectivos índices de agregação de Morisita (Id), os valores de F calculados e o padrão de distribuição.....58
- Tabela 8. Características dos habitats estudados considerando apenas espécies arbóreas ≥ 1 m altura e <10 cm DAP60

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Área da RDSM, entre os rios Japurá e Solimões. Parcela 1: várzea alta; Parcela 2: várzea baixa26
- Figura 2. Distribuição das plantas arbóreas jovens (≥ 1 m de altura e < 10 cm DAP) quanto às famílias botânicas amostradas nos dois tipos florestais39
- Figura 3. Distribuição das plantas arbóreas regenerantes (≥ 1 m de altura e < 10 cm DAP) quanto às famílias botânicas amostradas nos dois tipos florestais40
- Figura 4. Abundância de espécies nos dois tipos florestais estudados.....46
- Figura 5. Curva do número de pontos de amostragem *versus* o número de espécies amostradas para os dois tipos florestais estudados.....48
- Figura 6. Curvas de rarefação para a riqueza estimada de espécies arbóreas regenerantes amostradas nas sub-parcelas das florestas de várzea alta e várzea baixa.....48
- Figura 7. Índice de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (J') de todas as parcelas amostradas49
- Figura 8. Agrupamento das parcelas de floresta de várzea alta e várzea baixa de acordo com a composição florística52
- Figura 9. Distribuição dos indivíduos jovens de acordo com a classe de diâmetro (D.A.P.) e altura média55
- Figura 10. Distribuição de indivíduos em relação às classes de DAP e altura média em ambientes de várzea alta e várzea baixa56
- Figura 11. Número de indivíduos e espécies em relação ao gradiente de inundação em florestas de várzea alta e várzea baixa61
- Figura 12. Média do número de indivíduos e espécies por parcela em relação aos níveis de rPAR (%) em floresta de várzea alta e floresta de várzea baixa62
- Figura 13. Ordenação das espécies com abundância ≥ 8 indivíduos de acordo com os gradientes de luz (rPAR) e inundação nos tipos florestais várzea alta e várzea baixa amostrados66
- Figura 14. Distribuição espacial das espécies amostradas nas parcelas localizadas em floresta de várzea alta e em floresta de várzea baixa em relação as variáveis nível de inundação média e rPAR.....67
- Figura 15. Relação entre tamanho médio de DAP e rPAR, DAP médio e nível de inundação, altura média e rPAR, e altura média e nível de inundação em floresta de várzea alta68

Figura 16. Relação entre tamanho médio de DAP e rPAR, DAP médio e nível de inundação, altura média e rPAR, e altura média e nível de inundação em floresta de várzea baixa68

Figura 17. Índice de diversidade de Shannon (H') em relação ao nível de inundação e em relação ao rPAR entre todas as parcelas amostradas69

1. INTRODUÇÃO

1.1 Considerações Gerais Sobre as Áreas Inundáveis da Amazônia

A planície inundável ocupa cerca de 300.000 km² na Amazônia, sendo 30% são ocupados por diversos tipos de vegetação, que variam desde campos abertos até florestas (Whitmore & Prance, 1987; Klinge *et al.*, 1990). Nesta região, o principal fator responsável pela existência, produtividade e interações nos ecossistemas inundáveis é o ciclo de flutuação do nível da água. Esta flutuação resulta em um prolongado e, de certa forma previsível, período anual de inundação, sobre extensa área ao longo dos cursos dos rios. A alternância entre fase terrestre e aquática na Amazônia inundável motivou Junk *et al.* (1989) a descrever o conceito do pulso de inundação, que é fundamentado nas considerações hidrológicas dos rios, seus afluentes e as planícies alagáveis. O pulso de inundação monomodal é o fator ativo dominante dos processos ecológicos nas planícies alagáveis da Amazônia. Quanto à previsibilidade deste pulso de inundação, entre 1903 e 2004 a inundação atingiu seu maior nível na segunda metade de junho em 55% dos anos (Irion *et al.*, 1997), entretanto, a altura máxima da inundação variou muito de um ano para o outro. A menor inundação registrada ocorreu em 1926, quando o nível da água atingiu altura máxima de apenas dois metros em relação ao período da seca, enquanto em 1953 foi registrada a maior inundação, onde no pico da cheia o rio Negro subiu oito metros. De forma que em Manaus, a amplitude anual média de inundação está em torno de seis metros (Schöngart & Junk, 2007).

O pulso de inundação, que ocorre na bacia Amazônica desde o Terciário (Junk, 1989), tem grande influência nos ciclos biogeoquímicos, ritmos de crescimento e ciclos de vida de muitas espécies da biota, como algas, macrófitas, árvores, peixes e invertebrados (Junk, 1997). Até mesmo as atividades econômicas como agricultura, pesca e extração de madeira estão diretamente relacionadas às flutuações do nível da água. A pesca é mais intensa durante a vazante, quando os estoques de peixes estão concentrados nos corpos de água remanescentes. A agricultura é praticada durante a fase terrestre nos locais mais elevados topograficamente, onde a inundação é menor e a plantação tem mais tempo para atingir a idade ideal para a colheita (Junk *et al.*, 2000). A extração de madeira ocorre, preferencialmente, na fase aquática, quando as florestas podem ser

acessadas mais facilmente através de barcos e canoas e o transporte das toras se dá através dos canais, que diminui muito o custo (Barros & Uhl, 1995; Albernaz & Ayres, 1999). Também a fenologia, a dispersão de frutos e sementes, a regeneração e a distribuição das espécies arbóreas são fortemente influenciadas pela duração e amplitude do período de inundação (Gottsberger, 1978; Goulding, 1980; Revilla, 1981; Van der Pijl, 1982; Piedade, 1985; Worbes, 1985).

Muitos autores têm descrito as diferentes formações vegetais das florestas inundáveis, sendo que os tipos mais representativos na Amazônia Central são as florestas periodicamente inundadas por rios de água branca (várzeas) ou periodicamente alagadas por rios de água preta ou clara (igapós) (Sioli, 1951). As florestas de várzea e igapó apresentam características estruturais e florísticas próprias, que são resultado de diferenças geomorfológicas e hidrológicas (Sioli, 1956; Imler, 1977). Enquanto as várzeas ocorrem em formações geológicas do período Quaternário, mais recentes e ricas em sedimentos, os igapós ocorrem em formações mais antigas do período Terciário, que apresentam baixos níveis de nutrientes (Fittkau *et al.*, 1975).

A formação da várzea e do igapó está relacionada às flutuações no nível do mar durante o Pleistoceno, efeito que causou mudanças no clima global. Durante os períodos glaciais, onde o nível do mar esteve mais baixo, os rios penetraram nos depósitos de sedimentos e erodiram vales profundos nos rios da Amazônia Central (Junk, 1997). Durante essa época, a extensão das áreas inundáveis era relativamente pequena. Mas durante os períodos interglaciais, quando o nível do mar era mais alto, ocorreu um bloqueio às águas que se dirigiam em direção à foz do rio e os vales foram preenchidos com os sedimentos fluviais. Estes eventos influenciaram a dinâmica dos rios amazônicos até 2500 km para dentro da foz, inclusive áreas do norte e sul que margeiam os Escudos Brasileiro e da Guiana (Junk, 1997).

A maioria dos sedimentos dos rios de água branca é originada da região dos Andes (Fittkau *et al.*, 1975). Inicialmente a maior parte destes sedimentos andinos eram depositados nas terras baixas sub-andinas, onde sofriam alterações devido às condições climáticas tropicais (Irion, 1976a, Johnsson & Meade, 1990). Com isso, houve um grande aumento no conteúdo de argila mineral e uma diminuição de calcita (Junk, 1997). Do ponto de vista geoquímico e mineralógico, isto faz da várzea um caso especial dentro da Amazônia Central. Enquanto áreas inundáveis da

Amazônia que possuem solos originados dos períodos Cretáceo, Paleozóico e Pré-Cambriano são extremamente pobres em nutrientes e elementos alcalinos e alcalinos-terrosos, o conteúdo destes elementos na várzea são relativamente altos (Junk, 1997).

1.2 Ecossistema Várzea

Dentre as áreas alagáveis, a de particular interesse neste estudo é a várzea, que possui cerca de 200.000 km² e corresponde a dois terços da área total das planícies inundáveis da Amazônia (Junk, 1993). Predominantemente formada por Floresta Ombrófila Densa Pluvial, formação ribeirinha ou mata ciliar, as florestas de várzea da Amazônia cobrem uma área entre 60.000 e 100.000 km² (Junk, 1997), representando apenas 3% de toda a área florestal da Amazônia brasileira. São influenciadas por inundações periódicas de rios de água branca e rica em sedimentos (Prance, 1979), como os rios Solimões, Madeira e Japurá. Na Amazônia Central, as florestas de várzea apresentam amplitude média da flutuação do nível de água em torno de 10 m, sendo que as árvores podem se encontrar submersas por mais de 230 dias por ano (Junk, 1989).

A alternância entre as fases aquáticas e terrestres, combinadas com a grande quantidade de sedimentos e materiais em suspensão provoca a formação de uma paisagem altamente dinâmica, caracterizada pela formação de depressões, bancos de areia e lagos (Gibbs, 1967; Irion *et al.*, 1995). A sedimentação e a textura do solo estão relacionadas com o tempo de inundação na qual as áreas estão submetidas, e também à distância que a área se encontra dos rios ou mesmo dos lagos. Em geral, a deposição de sedimentos diminui conforme aumenta a altitude da área em relação ao curso de água. Simultaneamente, a proporção de argila no solo aumenta (Wittmann *et al.*, 2004). Locais mais próximos dos cursos de água podem apresentar taxas de deposição de sedimentos de mais de um metro por ano (Junk, 1989; Campbell *et al.*, 1992) ou podem ainda sofrer forte influência do processo de erosão, capaz de destruir hectares de floresta durante um período de cheia (Wittmann, 2001). Estas condições instáveis resultam na existência de diferentes tipos florestais, formando um mosaico de microhabitats (Kalliola *et al.*, 1991; Campbell *et al.*, 1992).

A distribuição das espécies está diretamente relacionada ao nível de inundação em que a região está sujeita (Junk, 1989; Ayres, 1993), pois a duração e altura da inundação têm influência na ecofisiologia das árvores e exigem adaptações específicas para que as plantas consigam sobreviver em condições muitas vezes hipóxicas (pouco oxigênio), ou até mesmo anóxicas. Em resposta ao prolongado período de inundação à que estão submetidas, muitas plantas que sobrevivem em ambientes com pouco oxigênio apresentam adaptações fisiológicas, como metabolismo reduzido durante a fase aquática, e anatômicas, como formação de lenticelas hipertróficas e aumento da superfície radicular (Kozlowski, 1984; Piedade *et al.*, 2000; Parolin *et al.*, 2002). Além disso, espécies arbóreas que colonizam áreas altamente inundadas mostram adaptações específicas para as condições geomorfológicas locais. Dentre estas adaptações, Wittmann e Parolin (2005) observaram que espécies que se estabelecem próximo às margens dos rios apresentam raízes adventícias, que aumentam a superfície de captação de oxigênio.

A inundação e a disponibilidade de luz juntos podem determinar padrões espaciais de regeneração de árvores, pois influem diretamente na germinação das sementes e sobrevivência de plântulas em regiões inundáveis (Streng, 1986; Walker *et al.*, 1986, Jones *et al.*, 1989, Streng *et al.*, 1989; Jones *et al.*, 1995). Segundo Grime (1979) estes ambientes são menos diversos por causa da combinação de estresse causado pela inundação e pouca disponibilidade de luz durante a cheia, sendo rigoroso demais para permitir o estabelecimento e sobrevivência de algumas plantas. Por isso, as florestas inundáveis amazônicas possuem em geral menos espécies que as áreas não inundáveis da mesma região (Prance, 1979; Balslev *et al.*, 1987; Junk, 1989). O tipo florestal mais próximo dos rios se estabelece quando a inundação média atinge de 6.5 a 7 metros, correspondendo a um período de submersão entre 219 e 240 dias por ano (Wittmann *et al.*, 2004). Abaixo desta formação florestal, algumas espécies arbustivas e até mesmo arbóreas podem ser encontradas nas zonas marginais dos lagos, mas nunca desenvolvendo um tipo florestal com dossel fechado (Wittmann *et al.*, 2004).

1.3 Sucessão Vegetal e Tipos Florestais na Várzea

Devido às características físicas do solo e, principalmente, devido à dinâmica de sedimentação e erosão típica destes ambientes banhados por rios ricos em

material em suspensão (Salo *et al.*, 1986; Terborgh & Petren, 1991), é característica da sucessão na várzea a existência de uma zonação na comunidade de árvores ao longo do gradiente de inundação (Junk, 1989; Ayres, 1993). No caso específico da várzea amazônica, Worbes *et al.* (1992) descreveram a seqüência de sucessão vegetal, do estabelecimento de plantas em terrenos com sedimentos recém depositados até as florestas em estádios sucessionais mais avançados, com árvores alcançando idades entre 100 e 300 anos. Com o decorrer da sucessão, o número de espécies tende a aumentar ao longo do gradiente sucessional, sendo que ambientes em estágios primários de sucessão podem apresentar formações vegetais compostas por uma única espécie, enquanto que aqueles em estádios tardios podem comportar mais de 100 espécies por hectare. A densidade de árvores declina de um máximo de 1000 indivíduos por hectare nos estádios iniciais de sucessão para cerca de 500 indivíduos por hectare nos estádios tardios. A altura das árvores mais altas encontra-se entre 10 e 15 metros nas primeiras fases da sucessão, atingindo cerca de 30 a 35 metros nos estádios subseqüentes, desenvolvendo, desta forma, florestas bem estratificadas.

Baseados nestes estudos e levando em consideração a influência da dinâmica de sedimentação no incremento do gradiente topográfico, Wittmann *et al.* (2002) dividiram em três os tipos florestais existentes no ecossistema várzea: floresta de várzea baixa, com diversos estádios sucessionais, floresta de várzea alta, que apresenta estádios sucessionais mais tardios, e o chavascal.

1.3.1 Florestas de Várzea Baixa

Basicamente, duas espécies arbóreas representam a fase inicial da sucessão na várzea: *Alchornea castaneifolia* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) e *Salix martiana* Leyb., sendo estas responsáveis por cerca de 70% das plantas encontradas nesta fase da sucessão, que pode exibir nível de inundação máximo de 7,5 m durante 230 dias por ano em média. As espécies encontradas neste habitat apresentam adaptações para suportar prolongada inundação e apenas se estabelecem em locais onde a taxa de radiação fotossintética ativa relativa (rPAR) está entre 70 e 100% (Wittmann *et al.*, 2002). Como necessitam de muita radiação solar para se desenvolverem são conhecidas como estrategistas-r (Pianka, 1970), pois apresentam rápido crescimento, ciclos de vida relativamente curtos, e um grande potencial de

reprodução, tanto vegetativa, quanto sexual (Puhakka & Kalliola, 1993; Worbes, 1997; Parolin, 1998). As sementes de *S. martiana*, por exemplo, são flutuantes e germinam enquanto ainda sobre a superfície da água, podendo se estabelecer tão logo atinjam o substrato (Oliveira Wittmann *no prelo*). Florestas formadas por espécies pioneiras, geralmente, não formam um dossel estratificado e a idade máxima que os indivíduos atingem é de apenas 10 anos (Worbes *et al.* 1992). Nas florestas de várzea da Amazônia Central, *A. castaneifolia* é, geralmente, mais abundante que *S. martiana* nas florestas pioneiras. Já na floresta de várzea da Amazônia Ocidental, *Salix martiana* dá lugar a *Tessaria integrifolia* Ruiz & Pav. no estágio inicial da sucessão arbórea (Kalliola, *et al.*, 1991). O estabelecimento destas espécies promove a sedimentação local, pois os caules e raízes das árvores resistem a corrente dos rios e diminuem a energia da água, causando um contínuo aumento nos níveis topográficos (Wittmann *et al.*, 2002, 2004). Com o passar do tempo, estas florestas pioneiras promovem o sombreamento, que reduz o estabelecimento de pioneiras e permitem o desenvolvimento de outras espécies, moderadamente dependentes de luz (“inibição” e “facilitação” *sensu* Connell & Slatyer, 1977).

O estágio secundário inicial da sucessão é considerado o mais uniforme. Ocorre em taxas de inundação entre 4,5-6 m na Amazônia Central e geralmente é formada por uma floresta densa, monoespecífica e não estratificada, no qual a *Cecropia latiloba* é a espécie dominante, cujos indivíduos atingem idade máxima de 15-20 anos (Worbes *et al.*, 1992, Schöngart, 2003). Nos estudos realizados por Wittmann e colaboradores (2004) em uma floresta em estágio secundário da Reserva Mamirauá, das cinco espécies encontradas neste estágio, *Cecropia latiloba* Miq. foi predominante com 87% do total de indivíduos inventariados, seguida por *Nectandra amazonum* Ness (8%) e *Crataeva benthamii* Eichler (3%). Estas espécies necessitam de uma vegetação pré-existente para se estabelecerem, pois não são tolerantes à incidência direta da radiação solar nas primeiras fases da vida. A média de rPAR neste ambiente está em torno de 15%.

Já o estágio secundário tardio, que ocorre próximo aos rios, pode apresentar entre 500-600 indivíduos distribuídos em até 50 espécies por hectare (Wittmann *et al.* 2004). Este estágio é caracterizado como o começo de uma estratificação, e entre as espécies mais comuns estão *Pseudobombax munguba* (Mart. & Zucc.) Dugand, *Laetia corymbulosa* Spruce ex Benth., *Luehea cymulosa* Spruce ex Benth.,

Maclura tinctoria (L.) D. Don. ex. Steud., *Nectandra amazonum* Nees e *Crateva benthamii* Eichler. A inundação nestes habitats geralmente está entre 4 e 5 m, durante um período entre 210-160 dias por ano. As  rvores podem atingir idades entre 60-80 anos (Worbes *et al.*, 1992).

E por último entre as florestas de várzea baixa está o tipo florestal de est dio sucessional tardio, que geralmente ocorre em locais mais distantes dos rios do que os estádios anteriores e pode ser definido como a floresta madura entre os tipos florestais de várzea baixa. Apresenta solo com grande quantidade de grãos finos e, por estar localizado em locais topograficamente mais elevados, apresenta menores taxas de inundação, sendo estas entre 3 e 4,5 m, durante um período de 50 a 120 dias por ano. São florestas bem estratificadas, podendo apresentar até 90 espécies arbóreas e com cerca de 40% de todas as árvores (≥ 10 cm DAP) formando um dossel elevado (30-35 m). Entre as espécies características estão *Piranhea trifoliata* Baill., *Tabebuia barbata* (E. Mey) Sandwith, e *Hevea* spp., *Oxandra* spp. e *Duroia duckei* Huber. A radiação fotossintética ativa relativa (rPAR) que atinge o solo deste tipo de floresta está na m dia de 3-5%. A idade máxima encontrada para uma árvore neste habitat foi de 400 anos, apresentado por um indivíduo da espécie de *Piranhea trifoliata* (Worbes *et al.* 1992). De acordo com o modelo sucessional de Worbes, as árvores longevas encontradas neste ambiente sugerem que estas são florestas de várzea baixa de sucessão tardia. Mas segundo Wittmann (*no prelo*), isto pode ser característico em áreas distantes dos canais de rios, onde as taxas de sedimenta o são muito baixas (< 1 mm por ano). Entretanto, os inventários florísticos de Cattanio *et al.* (2002) na Amazônia Oriental, Wittmann *et al.* (2002) na Amazônia Central, e Balslev *et al.* (1987), Dallmeier *et al.* (1996), e Nebel *et al.* (2001) na Amazônia Ocidental sugerem que as florestas sucessionais tardias de várzea baixa são vulneráveis às condições de mudanç as ambientais, e são eventualmente substituídas pelas florestas de várzea alta. Dependendo das taxas de sedimenta o nestas florestas, este processo pode durar séculos, permitindo o estabelecimento de algumas espécies que intermedeiem os processos desta sucessão (Wittmann *et al.*, 2004).

1.3.2 Florestas de Várzea Alta

Localizadas nos maiores níveis do gradiente topográfico, encontra-se o tipo florestal que representa a fase tardia nas florestas de várzea. As florestas de várzea alta apresentam taxas de sedimentação e níveis de inundação bem menos limitantes em relação aos outros tipos florestais da várzea, sendo o fator mais limitante a baixa intensidade luminosa, principalmente para as planta jovens e aquelas de sub-bosque (Wittmann *et al.*, 2004). As florestas de várzea alta são as que apresentam a maior riqueza de espécies entre as florestas de várzea, podendo apresentar número de espécies arbóreas maior que 160 espécies por hectare na Amazônia Central e nas porções da Amazônia Ocidental (Balslev *et al.* 1987, Dallmeier *et al.* 1996, Nebel *et al.* 2001, Wittmann *et al.* 2002). Também é muito comum neste tipo florestal a presença de muitas espécies arbóreas de grande porte, e também muitas espécies de crescimento lento e alta densidade da madeira.

Este tipo florestal se estabelece onde o nível da água durante a inundação não ultrapassa os três metros. Em alguns locais ao longo do gradiente de inundação, o período de inundação média pode ser inferior a 50 dias por ano, e durante períodos excepcionais de grandes secas (p. ex. durante eventos de El Niño) podem sequer apresentar fase aquática (Schöngart *et al.* 2004). Muitas espécies ocorrem em baixa densidade, geralmente representadas por apenas um indivíduo adulto por hectare. Estas florestas mostram uma distinta estratificação, com muitas árvores com copas atingindo alturas de 30-35 m e as emergentes podendo alcançar mais de 45 m de altura (Wittmann *et al.*, 2002). Na Amazônia Central, os gêneros abundantes entre as árvores de dossel são *Terminalia*, *Aspidosperma* e *Guarea*; entre as espécies de estrato médio ou sub-dossel, são citadas *Pouteria*, *Brosimum* e *Eschweilera*; e as de estratos inferiores ou sub-bosque são principalmente espécies dos gêneros *Inga*, *Duguetia* e *Annona* (Wittmann *et al.*, 2004). Elas geralmente se estabelecem ao longo dos canais dos rios, se estendendo até cerca de 100 m da margem, ocupando apenas 10-15% de toda a extensão das florestas de várzea (Wittmann *et al.* 2002). Dentro da Reserva Mamirauá a sedimentação de algumas destas florestas, que apresentam distância de sete km do canal do Rio Japurá, corresponde no máximo a 0.1 cm por ano, enquanto as florestas de várzea do Rio Solimões próximo a Manaus a taxa de sedimentação é de 0.2 cm ao ano (Wittmann *et al.*, 2004).

1.3.3 Chavascal

Na várzea da Amazônia Central, o chavascal é uma floresta densa e pobre em espécies, onde as árvores geralmente apresentam raízes aéreas como estratégia para aumento da superfície de captação de oxigênio, que é escasso neste habitat (Wittmann & Parolin 2005). Os chavascals ocorrem em depressões das florestas de várzea baixa e são caracterizados pela lenta deposição de argila e matéria orgânica, onde o acúmulo de partículas pequenas durante as fases aquáticas leva à formação de um substrato impermeável. A baixa drenagem induz a formação de um ambiente permanentemente alagado, mesmo durante os períodos do ano em que o nível da água é baixo. As taxas de sedimentação mensuradas em um chavascal no baixo Rio Japurá foram de 0,1-0,2 cm por ano, e o conteúdo de argila no solo excede os 80% (Wittmann *et al.*, 2004). A relativa estabilidade geomorfológica existente combinada com as condições anóxicas durante a maior parte do ano leva a uma seqüência sucessional na qual os primeiros estádios podem durar várias décadas. As espécies características das primeiras fases sucessionais dentro do chavascal são Polygonaceae do gênero *Symmeria*, e Myrtaceae dos gêneros *Calyptanthes* e *Eugenia* (Wittmann & Parolin 2005).

1.4 Uso Sustentado dos Recursos Naturais nas Florestas de Várzea

A exploração madeireira diminui a diversidade de espécies, pois as árvores de madeira densa (que apresentam maior interesse madeireiro) são espécies que apresentam naturalmente menor abundância. Por esse motivo, muitas das espécies de madeira densa que ocorrem em áreas de concentração humana já se extinguíram localmente. Além disso, grandes áreas de florestas são devastadas para o desenvolvimento de atividades agrícolas nos solos ricos em nutrientes da várzea, especialmente nas áreas de várzea alta, menos inundadas e onde está contido o maior número de espécies exploráveis (Wittmann *et al.*, 2002).

Em comparação com as áreas não-inundáveis, os custos para a exploração e transporte de madeira nas florestas de várzea é menor, pois as toras são removidas por barcos e enviadas às serrarias (Barros & Uhl, 1998). Entretanto, a exploração é extremamente ameaçadora à biodiversidade das florestas da várzea, pois em geral

a madeira é extraída de forma não sustentável (Higuchi *et al.*, 1994; Anderson *et al.*, 1991). De acordo com Klenke & Ohly (1993) e Higuchi e colaboradores (1994), entre 60 e 90% da madeira explorada na Amazônia Central e no oeste da Amazônia são originadas das florestas de várzea. Muitas das árvores da várzea alta são espécies de madeira densa, como *Calophyllum brasiliense* e a *Ocotea cymbarum*, e são responsáveis por grande parte da madeira comercializada a nível local, regional e até mesmo internacional (Worbes *et al.*, 2001).

Outras espécies, como *Ceiba pentandra* e *Hura crepitans* apresentam madeira de baixa densidade, por isso são muito utilizadas para a produção de compensados e também na construção de casas flutuantes pela população local (Wittmann *et al.*, 2004). Além disso, muitas espécies arbóreas da várzea são importantes na obtenção de produtos não-madeireiros, como óleos, palmito, frutos comestíveis, resinas, fibras têxteis, produtos aromáticos e taninos, usados para o tratamento de couro, tinturas e substância de importância medicinal (Parolin, 2000).

A elaboração de um plano de manejo florestal sustentável é de extrema importância para a manutenção da alta diversidade nas florestas de várzea. Principalmente nas áreas de várzea alta, pois são tipos florestais de estágio sucessional mais tardio e por isso necessitam de centenas de anos para se desenvolver. Este tipo florestal, que ocupa somente cerca de 10-15% da várzea, também apresenta maior diversidade em relação à várzea baixa, concentrando grande parte das espécies com madeira de alta densidade. Isso faz este ambiente sofrer grande pressão antrópica e ser caracterizado como o ambiente mais vulnerável das planícies alagáveis da Amazônia (Wittmann *et al.*, 2004).

Manejo florestal sustentado pode ser definido como uma forma de exploração da floresta que garanta sua recuperação, regeneração e recomposição visando à obtenção de benefícios econômicos e sociais. A grande vantagem ecológica deste sistema é que garante a conservação do ecossistema pela não retirada total da floresta, diminuindo a erosão e assoreamento dos rios e demais corpos de água e causando menor impacto no solo, além da manutenção da flora e fauna (Silva & Kritz, 2005). Em 1989, uma ordem de serviço definiu um extensivo protocolo de plano de manejo para as espécies da flora brasileira, incluindo especificação das técnicas de extração para diminuir os danos à floresta, estimativas de volume a ser explorado, tratamentos silviculturais e métodos de monitoramento do

desenvolvimento da floresta após a exploração. O ciclo de corte mínimo foi fixado em 30 anos (Silva & Kritz, 2005).

As pesquisas biológicas são fundamentais para a produção de subsídios consistentes capazes de avaliar as estratégias de zoneamento e de uso dos componentes da biodiversidade (Ayres *et al.*, 1997a), além de propor alternativas de manejo viáveis (Ayres *et al.*, 1997b), de forma a garantir que os objetivos de proteção e conservação da biodiversidade sejam alcançados (Queiroz, 1994).

Tais pesquisas devem ser baseadas nas características biológicas das espécies estudadas, especialmente nos aspectos de dinâmica populacional (como o recrutamento, seja por natalidade ou por migração, e a mortalidade, seja natural ou induzida pelo uso). Desta forma, aspectos importantes como a reprodução do recurso, e sua capacidade de regeneração sempre devem ser considerados (Queiroz, 1994). Modelos baseados em dados dendrocronológicos têm sido usados como ferramentas para o manejo florestal, estabelecendo um tamanho mínimo para os ciclos de corte de algumas espécies de interesse madeireiro (Schöngart *et al.*, 2007). No entanto, estudos sobre a comunidade de plantas regenerantes nas florestas de várzea são escassos, principalmente estudos que abordem a influência de fatores abióticos como luz e inundações, que podem fornecer dados importantes para o manejo florestal, principalmente relacionados à capacidade de regeneração e ciclos de cortes.

2. JUSTIFICATIVA

As respostas fisiológicas para as inundações periódicas das espécies vegetais da várzea são bem documentadas (e.g. Schlüter *et al.*, 1993; Parolin, 2000; Walhoff *et al.*, 1998; Wittmann & Parolin, 1999; Müller & Junk, 2000; Piedade *et al.*, 2000; Schöngart *et al.*, 2002), e também são muitos os inventários botânicos realizados nas florestas de várzea da Amazônia Central. Entretanto, a maioria destes inventários botânicos amostrou apenas espécies adultas, acima de 10 ou 15 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), sendo raras as informações sobre composição e estrutura da regeneração nas florestas inundáveis na Amazônia e as existentes geralmente estão relacionadas a experimentos extra-campo sobre o estabelecimento de plântulas (Ziburski, 1991; Oliveira, 1998; Parolin, 2000, 2001; Ferreira, 2002).

Por ser mais rica em nutrientes quando comparada com áreas de igapó, a várzea é um dos ecossistemas mais afetados pelas atividades antrópicas na Amazônia (Junk *et al.*, 2000). Com a expansão da atividade rural, grandes porções das florestas da várzea foram derrubadas para a prática agrícola, principalmente próximo aos maiores centros urbanos, onde as derrubadas ocorreram e ainda ocorrem em grande escala (Wittmann *et al.*, 2004). Estas florestas também abrigam muitas espécies endêmicas de animais e vegetais, além de serem essenciais para a população local, que dependem da extração de seus recursos, tanto madeireiros quanto não-madeireiros (Klenke & Ohly, 1993; Parolin, 2000). Desta forma, a preservação das florestas de várzea pela introdução de planos de manejos sustentáveis é fortemente recomendada (Ayres *et al.*, 1999; Junk, 2000; Worbes *et al.*, 2001; Wittmann *et al.* 2002).

Neste contexto, a busca de informações básicas sobre a composição e estrutura das plantas regenerantes é fundamental para a manutenção da biodiversidade, já que muitas espécies da fauna necessitam da integridade florestal para sobreviverem, além da madeira, frutos silvestres e compostos fitoterápicos que são de grande importância para as populações ribeirinhas das florestas de várzea. As informações a serem obtidas podem ser decisivas para o atual plano de manejo florestal da RDS Mamirauá, gerando dados sobre a população regenerante das espécies de interesse madeireiro e verificando se o modelo de corte aplicado é realmente sustentável.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

Conhecer a composição florística e estrutura da comunidade das espécies arbóreas regenerantes de florestas de várzea alta e de várzea baixa da RDS Mamirauá.

3.2 Específicos

- analisar a diferença entre dois tipos de florestas maduras na várzea quanto a composição e estrutura da comunidade de espécies arbóreas regenerantes;

- investigar a influência das variáveis luz e inundação na regeneração arbórea dos dois tipos florestais;

- comparar a composição e estrutura da comunidade regenerante com os dados pré-existentes da comunidade arbórea adulta;

- descobrir quais as condições de luz e inundação mais adequadas para o desenvolvimento das espécies vegetais em geral, em especial para as espécies importantes ou potencialmente importantes para extração de madeira.

4. ÁREA DE ESTUDO - RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL MAMIRAUÁ (RDSM)

4.1 Criação da Reserva

Em 1983 o biólogo José Márcio Ayres encontrou na região do lago Mamirauá o local ideal para seu estudo de doutorado sobre o uacari-branco (*Cacajao calvus calvus*). A pesquisa mostrou a necessidade de preservar uma área na quais esses primatas ameaçados de extinção tivessem asseguradas suas chances de sobrevivência. Em 1985 o biólogo enviou uma proposta à Secretaria de Meio Ambiente (SEMA) para criação de uma Estação Ecológica em uma área de 260.000 hectares, a primeira reserva em ambiente de várzea do país, com o objetivo de assegurar a biodiversidade da área (Sociedade Civil Mamirauá, 1996).

Como a categoria Estação Ecológica refere-se a unidades de conservação não habitadas por populações humanas, sendo reservados 10% de sua área para pesquisa e 90% para preservação total, houve a necessidade de criação de um novo modelo que comportasse casos como o Mamirauá. Ou seja, de uma área protegida que concilie os objetivos de preservação da natureza aliada à melhoria de qualidade de vida de seus habitantes (Sociedade Civil Mamirauá, 1996). A solução foi a criação, em 1996, da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), primeira unidade de conservação deste tipo implantada no Brasil, permitindo que as comunidades tradicionais, que ocupam a região desde o início do século XX, permaneçam na região (Sociedade Civil Mamirauá, 1996).

Desta forma, no centro da chamada área focal, com 2.500 km², uma região foi demarcada para a proteção das espécies animais e vegetais. A zona de proteção possui uma área onde é desenvolvido um sistema de exploração sustentável dos recursos naturais, na qual o Instituto Mamirauá desenvolve em cooperação com a população local.

4.2 Localização

A RDSM (2° 51' S, 64° 55' W), localiza-se na parte ocidental da Amazônia Central, à cerca de 70 km do município de Tefé. A reserva cobre uma área de 1.124.000 hectares de várzea entre os rios Japurá, Solimões e canal Auati-Paraná, e é a maior reserva existente dedicada exclusivamente à proteção da várzea amazônica (Sociedade Civil Mamirauá, 1996). A área escolhida para o estudo está situada no setor Jarauá da RDSM (fig. 1).

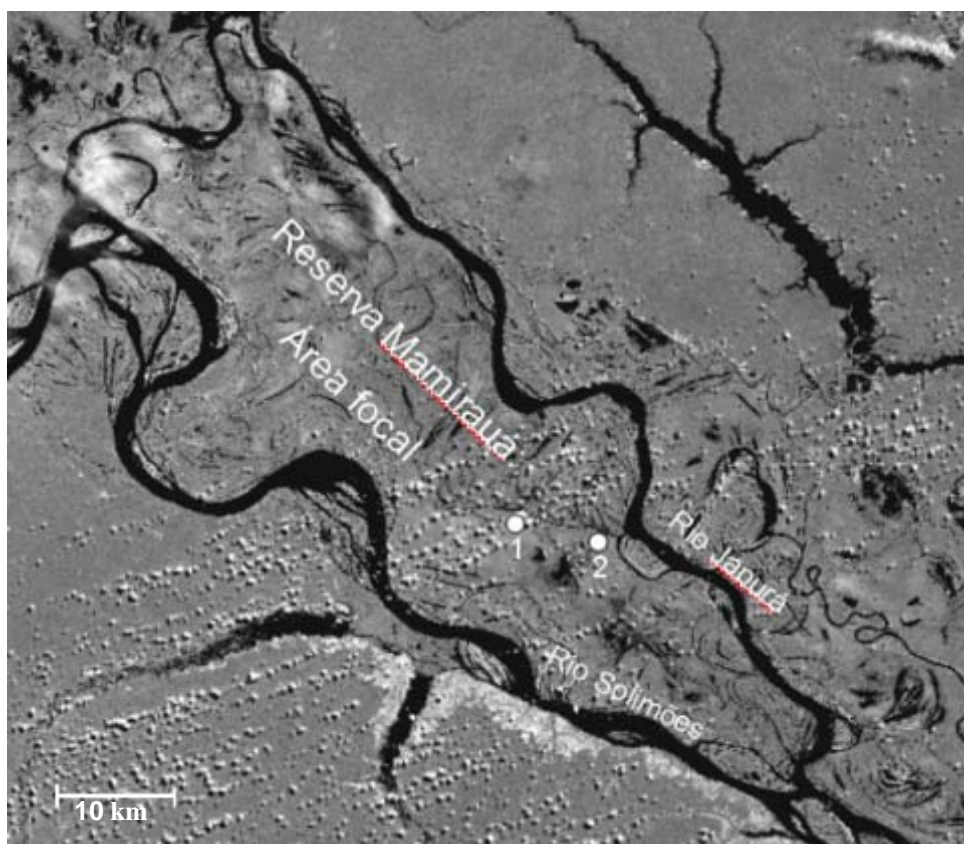


Figura 1: Área da RDSM, entre os rios Japurá e Solimões. Parcela 1: várzea alta; Parcela 2: várzea baixa.

4.3 Aspectos Físicos

A RDSM localiza-se em um longo trecho onde a pluviosidade média está em torno de 3000 mm (Instituto de Desenvolvimento Sustentável da Reserva Mamirauá – IDSRM, Tefé). A maior parte da precipitação concentra-se entre janeiro e abril, mas não foi observado até o momento nenhum mês com precipitação inferior a 60 mm ou superior a 450 mm (Sociedade Civil Mamirauá, 1996). A amplitude média de inundação na região esteve em torno de 10.8 m entre 1995 e 2000 (Wittmann *et al.*, 2004).

O clima da região, assim como o restante da Bacia Amazônica, é do tipo tropical úmido, onde a sazonalidade é totalmente dependente do regime hidrológico. Em geral, os maiores valores de precipitação ocorrem de dezembro a maio (Queiroz, 1995); as maiores temperaturas são atingidas nos meses de seca, outubro e novembro, com médias mensais variando de 30 a 33 °C, enquanto as médias das temperaturas mínimas oscilam entre 21 e 23 °C. A média da amplitude térmica mensal é de 8 a 10 °C (Sociedade Civil Mamirauá, 1996). Apresenta solos hidromórficos do tipo glei-húmico, com fertilidade elevada, médio teor de matéria orgânica e boa capacidade de troca catiônica. Em geral são mal drenados, sem estratificação do perfil vertical e com elevado teor de argila e silte (Queiroz, 1995).

4.4 Vegetação

As diferenças no período de alagamento decorrentes das diferenças de relevo entre os terrenos da várzea levaram ao desenvolvimento de fitofisionomias distintas nestes mesmos terrenos. Aproximadamente 10,2% da superfície da reserva está representada por corpos d'água, e os 89,8% restantes são formados de 44,3% de florestas de várzea, 31,3% de chavascas e 14,2% de outras coberturas (palhais, campos, roças e praias) (Ayres, 1993).

Quanto à composição florística, Wittmann e colaboradores (2004) considerando apenas espécies arbóreas ≥ 10 cm DAP no setor Jarauá da Reserva, amostraram entre as espécies mais abundantes na floresta de várzea alta: *Pouteria procera* (com 11.8% do total de árvores inventariadas), *Eschweilera* sp. (10.5%), *Eugenia* sp. (10.1%), *Homalium guianense* (8.6%), *Xylopia calophylla* (8.4%), *Aspidosperma riedelli* (6,3%), *Malouetia tamaquarina* (6,3%), *Piranhea trifoliata*

(6,1%), *Pseudobombax munguba* (5,3%) e *Tapura juruana* (5,1%). A floresta madura de várzea baixa tem como espécies mais abundantes (≥ 10 cm DAP): *Couepia* sp. (15,2%), *Cecropia latiloba* (14,1%), *Symmeria* sp. (10,9%), *Tabebuia barbata* (10,8%), *Vitex cymosa* (9,6%), *Coccoloba* sp. (9,5%), *Pouteria elegans* (9,4%), *Hevea spruceana* (8,4%), *Piranhea trifoliata* (8,3%) e *Crataeva benthamii* (8%).

4.5 O Homem e a RDSM

A ocupação humana moderna de Mamirauá data do início do século XX. Antes desta ocupação, a região era habitada por diversos grupos indígenas, dentre os quais os Omágua predominavam (Medina, 1988). A população ameríndia foi, em sua maioria, dizimada pelas guerras e doenças introduzidas com a colonização pós-colombiana e os indígenas remanescentes foram incorporados à sociedade colonial pelo processo de miscigenação induzido pelo governo Português (Moreira Neto, 1988). Atualmente, mesmo as poucas comunidades indígenas remanescentes na região, duas delas localizadas na área focal, têm forte grau de miscigenação com os portugueses colonizadores, tanto cultural quanto biológica (Sociedade Civil Mamirauá, 1996).

A agricultura de subsistência, juntamente com o manejo de atividades extrativistas como caça e pesca, além da extração seletiva da madeira, formam a base econômica da população local. Por estar a RDSM situada em uma área que é considerada de alto potencial madeireiro, devido à acessibilidade, variedade e abundância de espécies, o recurso madeireiro é tradicionalmente utilizado pelas comunidades locais para benfeitoria ou comercialização. Levando isso em consideração, em Mamirauá foi implantada a primeira experiência de manejo florestal comunitário simplificado em área de várzea. Através deste tipo de manejo é possível conservar a floresta, além de melhorar a renda das famílias, pois esta atividade tem importância fundamental principalmente durante a cheia, quando as principais atividades econômicas na várzea, a pesca e a agricultura, são interrompidas (Sociedade Civil Mamirauá, 1996).

A primeira fase de obtenção de informações necessárias para o embasamento da proposta do modelo de manejo florestal a ser implantado na RDSM ocorreu entre 1993 e 1995. Nesta fase foram realizados monitoramentos anuais de toda a extração madeireira tradicional realizada na área focal da RDSM,

abordando principalmente as características biológicas (quantidade de árvores extraídas, espécies, diâmetros, locais de extração) e sócio-econômicas (origem dos cortadores e compradores, preços, sistemas de pagamento); foram realizados levantamentos dos estoques das espécies madeireiras através de inventários convencionais com o objetivo de conhecer a estrutura das populações e sua distribuição e também foi feito um mapeamento da cobertura vegetal. Outros estudos relevantes ao manejo florestal foram: levantamentos fenológicos, interação de mamíferos, aves e peixes com espécies de plantas da várzea e seu papel na dispersão de sementes. Foi iniciado também durante este período um trabalho de extensão florestal junto às comunidades, cujos objetivos principais foram fortalecer as relações com os usuários dos recursos florestais da RDSM, incentivar a exposição de dúvidas, expectativas e dificuldades relacionadas a essa atividade, investigar conhecimentos existentes e incentivar o manejo da floresta (Sociedade Civil Mamiurauá, 1996).

Os comunitários interessados recebem treinamento e assistência técnica e participam ativamente do planejamento, execução e monitoramento do manejo florestal. As áreas com produção madeireira das comunidades onde é realizado o manejo são divididas em 25 áreas menores, denominadas talhões. A exploração madeireira se dá a cada ano em uma dessas áreas, que permanece em repouso até que todos os talhões tenham sido explorados, o que ocorre dentro de um ciclo de 25 anos (Sociedade Civil Mamiurauá, 1996). É critério do plano de manejo executado na RDSM não incluir espécies proibidas de corte pela Lei Brasileira, e, segunda as normas aprovadas pelas Assembléias Gerais da RDSM, também são vetadas de corte as espécies cedro (*Cedrela odorata* L.), jacareúba (*Calophyllum brasiliensis* Cambess.), sumaúma (*Ceiba pentandra* L. Gaertn.), envira-vassourinha (*Xylopia* sp.), macacauba (*Platymiscium pinnatum* Harms.) e espécies do gênero *Virola* (Sociedade Civil Mamiurauá, 1996). Os setores da Área Focal da RDS Mamiurauá onde é realizado o manejo florestal são: Aranapu, Ingá, Barroso, Mamiurauá, Tijuaca e Liberdade, e entre as espécies mais exploradas pelo manejo estão assacu (*Hura crepitans* Wild.), loro-inamuí (*Ocotea cymbarum* Poepp. ex Nees), tacacazeiro (*Sterculia elata* Ducke.) e jitó (*Guarea* sp.).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

O local escolhido para o estudo foi o Setor Jarauá, que fica situado no rio Japurá, parte central da Área Focal da RDS Mamirauá e é o maior dos setores da reserva, com uma área de 563 km² e uma população estimada em 338 habitantes. É constituído pelas comunidades de São Raimundo de Jarauá, Nova Colômbia, Novo Pirapucu e Manacabi. Nesta área, encontram-se unidades amostrais permanentes de um hectare instaladas por Wittmann e colaboradores (2002) para inventário de árvores >10 cm DAP. Uma destas parcelas fica localizada em um ambiente florestal classificado como várzea alta (VA), às margens do Canal do Jarauá, num local denominado Paracuúba (2°50'24.41"S; 65° 0'18.10"W). A outra parcela foi instalada em meio a uma floresta de várzea baixa de estágio sucessional tardio ou madura (VB), cujo sítio recebe o nome local de Mojuí (2°51'14.02"S; 64°55'51.79"W) e fica próxima a comunidade São Raimundo do Jarauá. A distância entre os dois sítios amostrais é de cerca de 8.3 km em linha reta. A parcela localizada no Paracuúba (Habitat VA) apresenta inundação média anual de 2.2 m durante um período médio de 36 dias por ano. Já a parcela instalada no Mojuí (Habitat VB) apresenta inundação média de 4.1 m durante 111 dias por ano (Wittmann *et al.*, 2002)

5.2 Amostragem e Coleta de Dados

5.2.1 Inventário Florístico

Foram selecionados de forma arbitrária locais com diferentes níveis de penetração da luz solar (sombreados ou intensamente iluminados) tanto em VA quanto em VB e nestes locais foram estabelecidas parcelas circulares com o tamanho de 78,54 m² (r = 5 m) cada uma. Foram instaladas 20 parcelas em floresta de várzea baixa e mais 20 parcelas em floresta de várzea alta, totalizando uma área de 1570 m² (0,157 ha) em cada habitat e 3140 m² (0,314 ha) quando somadas as parcelas de VA e VB. Para o inventário da comunidade arbórea regenerante, todas as plantas lenhosas com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou inferior a 10 cm e com mais de 1 m de altura presentes nas parcelas foram marcadas e a altura e

diâmetro foram medidos. O diâmetro dos indivíduos com menos de 130 cm de altura (altura do peito) foi determinado a 10 cm acima do chão. Para medir o diâmetro das plantas, foi utilizado um paquímetro eletrônico e, para a altura, barras métricas. Amostras de cada uma das espécies presentes nas parcelas foram coletadas (sob autorização do IBAMA: licença N° 10062-1, emitida em 08/2006), prensadas (exsicatas) e transportadas até o Herbário INPA para sua devida identificação. Todos os indivíduos amostrados foram classificados até menor nível taxonômico possível. Em todas as parcelas foram obtidas as coordenadas geográficas do ponto com o auxílio de aparelho de GPS.

5.2.2 Luz x Regeneração Arbórea

Medições referentes à rPAR (radiação fotossintética ativa relativa) foram realizadas com auxílio de aparelho fotômetro (Li 188b, Li-cor, Lincoln, Nebraska, USA) em dez pontos fixos de cada uma das parcelas. Estes pontos foram escolhidos arbitrariamente e em cada um deles foram realizadas duas medições, totalizando 20 dados referentes à rPAR em cada parcela. As medições ocorreram durante o período de maior intensidade luminosa do dia, entre 11:00 horas e 13:00 horas. Simultaneamente, medidas de radiação absoluta foram realizadas por outra pessoa localizada em pontos fixos fora da floresta, no canal de rio mais próximo, e serviram como medidas controle de intensidade luminosa. Através desta metodologia é possível medir o percentual de radiação luminosa absoluta capaz de atingir o sub-bosque e determinar a rPAR local em cada uma das parcelas. Com a finalidade de minimizar as situações climáticas especiais (como dias muito nublados), mensurações fotométricas foram realizadas durante cinco dias sucessivos.

5.2.3 Inundação x Regeneração Arbórea

Em cada uma das parcelas estabelecidas foi medido a altura máxima da coluna de água referente à última inundação (outubro de 2007) através da “marca d’água” que fica registrada no tronco das árvores. Segundo Schöngart (2003) a flutuação do nível da água do rio Japurá na RDS Mamirauá e no baixo Solimões próximo a Manaus para os dados existentes (1993-2000), apesar da grande distância entre as duas áreas (aproximadamente 550 km), estão estritamente

relacionadas ($R^2 = 0,80$, $p < 0,001$), apresentando uma diferença de apenas 9 cm na amplitude média. Sendo assim, utilizou-se os dados coletados em campo referentes à última cota de inundação e estes foram comparados aos dados referentes ao nível da água do porto de Manaus (que são reportados diariamente desde 1903) para a elaboração de um histórico de inundação para cada uma das parcelas amostradas, já que os dados referentes ao nível da água na área são inexistentes ou coletados somente a partir de 1993.

5.3 Análise dos Dados

5.3.1 Parâmetros Fitossociológicos

A avaliação dos parâmetros fitossociológicos foi feita de acordo com Mueller-Dombois & Ellenberg (1974):

- Abundância relativa (%) = número de indivíduos de uma espécie (n_i) / número total de indivíduos de todas as espécies (N) x 100;
- Dominância relativa (%) = área basal total de uma espécie (AB) / área basal de todas as espécies (ABT) x 100;
- Área basal total = área basal de todos os indivíduos de uma espécie;
- Frequência relativa (%) = frequência absoluta de uma espécie / soma das frequências absolutas de todas as espécies x 100;

O Índice de Valor de Importância (IVI) foi calculado conforme proposto por Curtis & McIntosh (1951), onde $IVI = \text{Abundância relativa} + \text{Dominância relativa} + \text{Frequência relativa}$. Para as famílias botânicas, foi calculado o Índice de Importância de Família (FIV) segundo Mori *et al.* (1983), sendo $FIV = \text{Abundância relativa} + \text{Dominância relativa} + \text{Diversidade Relativa}$, onde $\text{Diversidade Relativa (\%)} = \text{número de espécies em uma família} / \text{número total de espécies} \times 100$.

5.3.2 Padrão de Distribuição Espacial

A distribuição espacial horizontal foi determinada com base na frequência dos indivíduos inseridos nas parcelas estabelecidas. Para todas as espécies com abundância maior ou igual a oito indivíduos, empregou-se o Índice de Distribuição de Morisita (I_d) como proposto por Brower e Zar (1984): $I_d = n (\sum x^2 - \sum x) / ((\sum x)^2 - \sum x)$,

onde: n = número de parcelas; $\sum x$ = somatório do número de plantas presentes nas parcelas estudadas; $\sum x^2$ = somatório do quadrado do número de plantas por parcela. Adotou-se como critério para a caracterização da distribuição espacial os valores de I_d obtidos, sendo: $I_d < 2$ – distribuição aleatória e $I_d \geq 2$ - distribuição agregada (Arruda & Daniel, 2007). Para as espécies classificadas com padrão agregado de distribuição, a significância do I_d foi testada através do teste F com nível de significância $< 0,05$, onde o valor calculado de F é comparado com o valor da tabela de F, com $n - 1$ graus de liberdade para o numerador e infinito (∞) para o denominador (Poole, 1974).

5.3.3 Suficiência Amostral

A curva da quantidade de espécies em relação ao número de pontos de amostragem foi construída com base em Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) para avaliar se o tamanho da amostra foi suficiente para avaliar a composição florística. O tamanho mínimo da amostra está relacionado com a heterogeneidade da vegetação em cada localidade, e em teoria, a curva que representa uma amostra adequada forma um platô com o aumento do número de pontos de amostragem (Kershaw, 1975).

5.3.4 Diversidade Florística

Foram utilizados os índices de Shannon (H') (Shannon & Weaver, 1949), α de Fisher-Williams (Southwood, 1980) e de Equabilidade (J') (Pielou, 1975) para estimativa de diversidade nos dois habitats, sendo: $H' = - \sum p_i \cdot \log(p_i)$; Fisher's α : $S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$; $J' = H'/\log S$, onde:

S = número total de espécies;

$p_i = n_i/N$;

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos.

Para analisar a riqueza de espécies plantas regenerantes em cada ambiente (várzea alta e várzea baixa), foram confeccionadas curvas de rarefação de espécies

(Gotelli & Colwell, 2001) com o auxílio do programa Ecosim (Gotelli & Entsninger, 2001). O programa gera 1000 curvas de acumulação de espécies aleatorizando a ordem das amostras. Assim, cada ponto da curva corresponde à média de riqueza acumulada nas 1000 curvas e está associado a um desvio-padrão. Cada parcela foi considerada uma amostra, o que resultou em 20 amostras para cada ambiente.

5.3.5 Similaridade Florística

A similaridade entre os dois habitats (VA e VB) foi calculada pelo índice de Sørensen (S) (1948), segundo a fórmula: $S = \frac{2a}{2a + b + c}$ onde: a = número de espécies comuns nos dois habitats, b = número de espécies restritas a VA e c = número de espécies restritas a VB. Este índice pode variar de 0, quando não há nenhuma coincidência entre as áreas amostradas, até 1, quando a coincidência é total. Também foi aplicada uma ordenação pelo método de escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS, Kruskal 1964), utilizando-se o índice de distância de Bray-Curtis (descrito em Krebs 1989). A análise visou, basicamente, construir um mapa de configuração das amostras, agrupando as amostras mais similares segundo um menor número possível de dimensões. Para a elaboração da ordenação utilizou-se o programa Pcord 4 System (McCune & Melfor, 1999) onde foram inseridos os dados de densidade das espécies nas parcelas amostradas, resumindo as variáveis em dois eixos.

5.3.6 Estrutura de Comunidade

Para os testes referentes à estrutura da comunidade e efeitos da radiação solar e nível de inundação sobre a estrutura e composição das plantas jovens nas parcelas foram realizadas análises de co-variância (ANOVA) e correlação linear de Pearson utilizando o Programa Bioestat 2.0 (Ayres *et al.*, 2000), sendo o nível de significância estabelecido $p < 0,05$. Para avaliar a relação entre a similaridade florística e a distância geográfica entre as unidades amostrais, foi feito o teste de Mantel com nível de significância de 5%, usando o programa PC-ORD para Windows versão 4.0.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Composição Florística

Em uma área total de 3141.6 m², o inventário fitodemográfico realizado apresentou um total de 1487 indivíduos menores que 10 cm de DAP e maiores que 1 m de altura, pertencentes a 116 espécies e 38 famílias. A maior parte dos indivíduos amostrados, cerca de 20%, pertenciam à família Rubiaceae, seguida de Myristicaceae (9,1%), Clusiaceae (8,7%), Sapotaceae (8,5%), Moraceae (5,9%), Melastomataceae (4,4%), Fabaceae (4,2%) e Euphorbiaceae (4%) (Figura 2). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram: Rubiaceae (14 espécies), Fabaceae (10 espécies), Euphorbiaceae (9 espécies), Sapotaceae (8 espécies), Annonaceae (7 espécies) e Apocynaceae (6 espécies). Como as outras famílias juntas apresentaram 62 espécies no total (53,5%), foi possível observar que as espécies nas florestas estudadas estão relativamente bem distribuídas nas famílias botânicas. Sessenta e seis espécies ocorreram exclusivamente em floresta de várzea alta, enquanto 27 foram restritas ao ambiente de várzea baixa. Apenas 24 espécies ocorreram em ambos os habitats, evidenciando a diferença florística entre várzea alta e várzea baixa. As características gerais da composição florística de cada habitat, incluindo número de indivíduos, espécies, gêneros e famílias são apresentadas na Tabela 1 e a lista de espécies inventariadas nas duas áreas, juntamente com a abundância, ocorrência, Índice de Valor de Importância e utilidade econômica e/ou de consumo (IVI) de cada uma delas podem ser conferidos na Tabela 2.

Tabela 1. Características gerais quanto à composição florística de espécies arbóreas regenerantes nos dois habitats estudados na RDS Mamirauá (VA = várzea alta; VB = várzea baixa).

Habitat	N ° Indivíduos	Indivíduos por parcela (média)	Dens. indivíduos estimada	Espécies	Gêneros	Famílias
VA	1054	52,7±21,2	3360 ind/ha	90	82	34
VB	432	21,6±20,1	1376 ind/ha	51	46	24

Tabela 2. Relação das espécies vegetais, número de indivíduos, ocorrência, valor de I.V.I. (Índice de Valor de Importância) e classificação quanto a utilidade econômica e/ou de consumo das espécies arbóreas regenerantes do Setor Jarauá da RDS Mamirauá

Família	Espécie	Nº indivíduos			IVI	Uso*
		total	V A	V B		
Anacardiaceae	<i>Spondias lutea</i> L.	2	2	0	0,525	FC
Annonaceae	<i>Anaxagorea brevipes</i> Benth.	2	2	0	0,798	-
	<i>Duguetia quitarensis</i> Benth.	5	5	0	2,3	-
	<i>Guatteria inundata</i> Mart.	15	15	0	3,693	-
	<i>Oxandra riedeliana</i> R.E. Fr.	10	1	9	3,917	IM
	<i>Rollinia</i> sp.	4	4	0	1,557	-
	<i>Unonopsis guatterioides</i> (A. DC.) R.E. Fr.	7	7	0	3,97	-
	<i>Xylopia calophylla</i> R.E. Fr.	3	3	0	1,612	-
	Apocynaceae	<i>Aspidosperma rigidum</i> Rusby	4	4	0	1,458
<i>Bonafousia juruana</i> Markgr.		7	0	7	1,305	FT
<i>Himatanthus sucuuba</i> K. Schum. ex Markgr.		14	8	6	3,31	FT
<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A. DC.		13	9	4	4,036	IM
<i>Rauvolfia sprucei</i> Müll. Arg.		2	0	2	0,496	-
<i>Tabernaemontana sananho</i> Ruiz & Pav.		9	9	0	2,363	-
Bignoniaceae	<i>Tabebuia barbata</i> (E. Mey.) Sandwith	1	0	1	0,527	IM, FT
Boraginaceae	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	7	7	0	2,079	IM
Capparaceae	<i>Capparis</i> sp.	1	1	0	1,045	-
Chrysobalanaceae	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook.	8	0	8	2,905	FC
	<i>Licania heteromorpha</i> (Mart. ex Hook. f.) Prance	1	0	1	0,508	-
	<i>Licania mollis</i> Benth.	9	5	4	3,68	FT
	<i>Parinari montana</i> Aubl.	1	1	0	0,247	IM
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	3	3	0	0,859	IM
	<i>Rheedia brasiliensis</i> (Mart.) Planch. & Triana	54	13	41	5,562	FC, FT
	<i>Tovomita schomburgkii</i> Planch. & Triana	70	28	42	10,46	-
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	3	3	0	0,79	PO
Connaraceae	<i>Connarus</i> sp.	4	4	0	1,025	-
Dichapetalaceae	<i>Tapura juruana</i> (Ule) Rizzini	3	3	0	0,848	IM
Ebenaceae	<i>Diospyros guianensis</i> (Aubl.) Gürke	5	3	2	1,173	PO
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> sp.	4	4	0	0,999	-
Euphorbiaceae	<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	3	0	3	0,659	-
	<i>Alchornea discolor</i> Poepp. & Endl.	3	2	1	0,876	FT
	<i>Alchorneopsis floribunda</i> (Benth.) Muell. Arg.	33	33	0	5,872	-

	<i>Aparisthmium cordatum</i> (A. Juss.) Baill	4	0	4	0,736	-
	<i>Drypetes cf. variabilis</i> Uittien	7	2	5	3,597	IM
	<i>Hevea spruceana</i> (Benth.) Müll. Arg.	4	2	2	1,411	-
	<i>Hura crepitans</i> L.	8	8	0	2,291	IM
	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	8	3	5	4,259	-
	<i>Sapium</i> sp.	2	2	0	0,51	-
Lauraceae	<i>Endlicheria cff. formosa</i> A.C. Sm.	12	10	2	3,847	-
	<i>Nectandra amazonum</i> Nees	1	0	1	0,454	IM
	<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	7	7	0	1,262	IM
	<i>Ocotea</i> sp1	2	2	0	0,505	-
	<i>Ocotea</i> sp2	1	1	0	0,243	-
Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.	4	4	0	0,585	FT
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	1	1	0	0,274	IM
	<i>Clitoria amazonum</i> Mart. ex Benth.	2	2	0	0,879	-
	<i>Clitoria leptostachya</i> Benth.	2	0	2	0,784	-
	<i>Inga disticha</i> Benth.	2	2	0	0,363	-
	<i>Inga</i> sp1	38	37	1	7,243	-
	<i>inga</i> sp2	1	0	1	0,922	-
	<i>Lecointea amazonica</i> Ducke	1	1	0	0,499	IM
	<i>Pterocarpus amazonum</i> (Mart. ex Benth.) Amshoff	12	5	7	4,473	-
	<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	1	1	0	0,413	IM
	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L. Rico	4	4	0	0,657	FC
Malvaceae	<i>Pachira aquática</i> Aubl.	1	1	0	0,262	-
	<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	8	1	7	2,892	IM
	<i>Quaralibea</i> sp.	2	0	2	1,409	-
	<i>Herrania mariae</i> (Mart.) Decne. ex Goudot	2	2	0	0,497	FC
	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	17	17	0	3,301	IM
	<i>Luehea cymulosa</i> Spruce ex Benth.	5	5	0	0,771	IM
Melastomataceae	<i>Tococa capitata</i> Trail ex Cogn.	66	66	0	8,829	-
Meliaceae	<i>Guarea</i> sp.	2	2	0	0,795	IM
	<i>Trichilia</i> sp	7	7	0	2,706	-
Memecylaceae	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	1	1	0	0,243	IM
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	32	32	0	5,248	IM
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	9	0	9	1,879	IM, FC
	<i>Naucleopsis ternstroemiiflora</i> (Mildbr.) C.C. Berg	40	40	0	8,229	-
	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	2	2	0	0,521	-
	<i>Sorocea duckei</i> W.C. Burger	5	0	5	2,132	-
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	21	21	0	5,548	IM
	<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	81	81	0	12,77	IM, FT
	<i>Virola elongata</i> (Spruce ex Benth.) Warb	31	31	0	6,052	-

	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	4	4	0	1,557	IM
Myrsinaceae	<i>Cybianthus</i> sp.	3	2	1	1,209	-
Myrtaceae	<i>Calyptanthes crebra</i> Mc Vaugh	11	4	7	2,83	-
	<i>Eugenia</i> sp.	3	3	0	0,845	PO
	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	3	3	0	0,845	-
	<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh	10	10	0	2,065	PO, FC
	<i>Psidium acutangulum</i> DC.	1	0	1	0,558	-
Nyctaginaceae	<i>Neea madeirana</i> Standl.	33	12	21	3,194	-
Olacaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	17	17	0	7,34	IM, FT
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	2	2	0	0,314	-
Polygonaceae	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	9	1	8	1,831	-
	<i>Triplaris surinamensis</i> Cham.	2	2	0	0,548	-
Quiinaceae	<i>Quiina rhytidopus</i> Tul.	5	0	5	1,259	-
Rhamnaceae	<i>Cormonema spinosum</i> (Vell.) Reiss.	1	0	1	0,576	-
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	16	16	0	3,132	FC
	<i>Borojoa verticillata</i> (Ducke) Cuatrec.	3	3	0	0,683	-
	<i>Coussarea ampla</i> Müll. Arg.	189	189	0	24,33	-
	<i>Duroia genipoides</i> Hook. f. ex K. Schum.	22	0	22	4,45	FC
	<i>Faramea</i> sp.	8	7	1	1,417	-
	<i>Genipa americana</i> L.	1	0	1	0,274	IM, FC
	<i>Palicourea crocera</i> (Sw.) Roem. & Schult.	5	0	5	0,716	-
	<i>Psychotria</i> sp1	21	21	0	3,059	-
	<i>Psychotria</i> sp2	15	15	0	2,635	-
	<i>Psychotria</i> sp3	11	11	0	2,293	-
	<i>Psychotria</i> sp4	4	0	4	0,928	-
	<i>Psychotria</i> sp5	8	0	8	1,268	-
	<i>Randia</i> sp	1	1	0	0,244	-
	<i>Rubiaceae</i> sp.	8	8	0	3,203	-
Salicaceae	<i>Laetia corymbulosa</i> Spruce ex Benth.	1	0	1	0,248	FT
Sapindaceae	<i>Talisia cupularis</i> Radlk.	1	1	0	0,351	FC
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	1	0	1	0,647	IM
	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler) Aubrév.	87	0	87	10,63	-
	<i>Micropholis egensis</i> (A. DC.) Pierre	14	14	0	5,141	-
	<i>Pouteria</i> sp1	3	3	0	1,337	-
	<i>Pouteria</i> sp2	10	10	0	2,641	-
	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	9	5	4	3,514	-
	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	2	0	2	0,615	-
	<i>Sapotaceae</i> sp	1	1	0	0,281	-
Solanaceae	<i>Solanum leucocarpon</i> Dun.	59	54	5	7,132	-
	<i>Solanum sessile</i> Ruiz & Pav.	2	0	2	0,506	-

Theophrastaceae	<i>Clavija lancifolia</i> Desf.	17	15	2	4,29	-
Urticaceae	<i>Cecropia latiloba</i> Miq.	47	8	39	6,832	-
Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pav.	34	5	29	7,739	FC
	<i>Leonia racemosa</i> Mart.	17	17	0	2,989	-

- IM= importância madeireira (construção civil, naval, móveis, artesanato), PO= madeira potencialmente utilizável, FC= frutos comestíveis, FT= uso fitoterápico. Fontes: Alvino *et al.* (2005), Alvino *et al.* (2005), Wittmann e colaboradores (no prelo), *Lista de Espécies Madeireiras* <<http://www.manejoflorestal.org/guia.cfm?cap=12>>

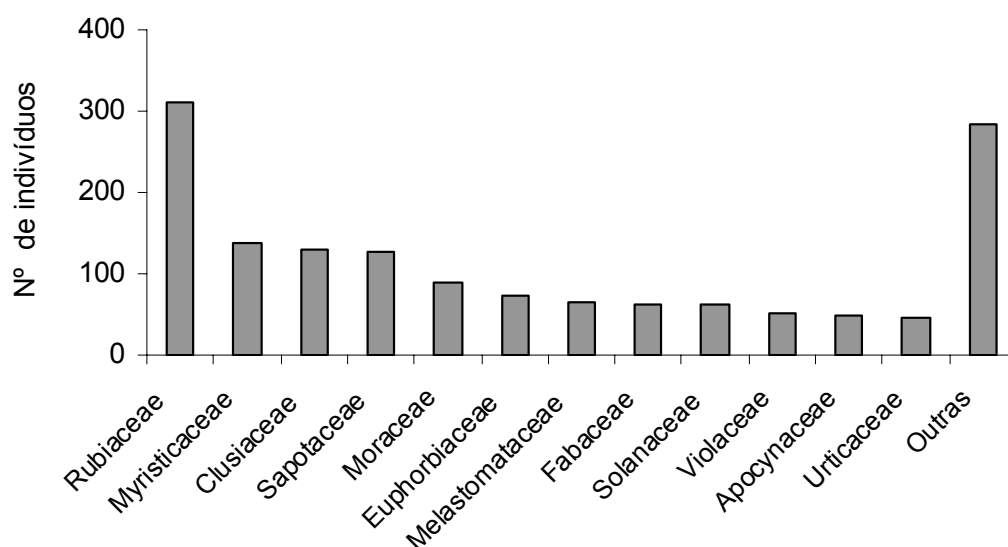


Figura 2. Distribuição das plantas arbóreas jovens ($\geq 1\text{m}$ de altura e $< 10\text{ cm}$ DAP) quanto às famílias botânicas amostradas nos dois tipos florestais.

As famílias mais representativas quanto ao número de indivíduos diferiu consideravelmente entre os dois habitats. Enquanto na floresta em VA, maior abundância encontrada nas espécies pertencentes respectivamente às famílias Rubiaceae, Myristicaceae, Moraceae e Melastomataceae, em VB foram mais abundantes indivíduos das famílias Sapotaceae, Clusiaceae, Rubiaceae e Urticaceae (Figura 3).

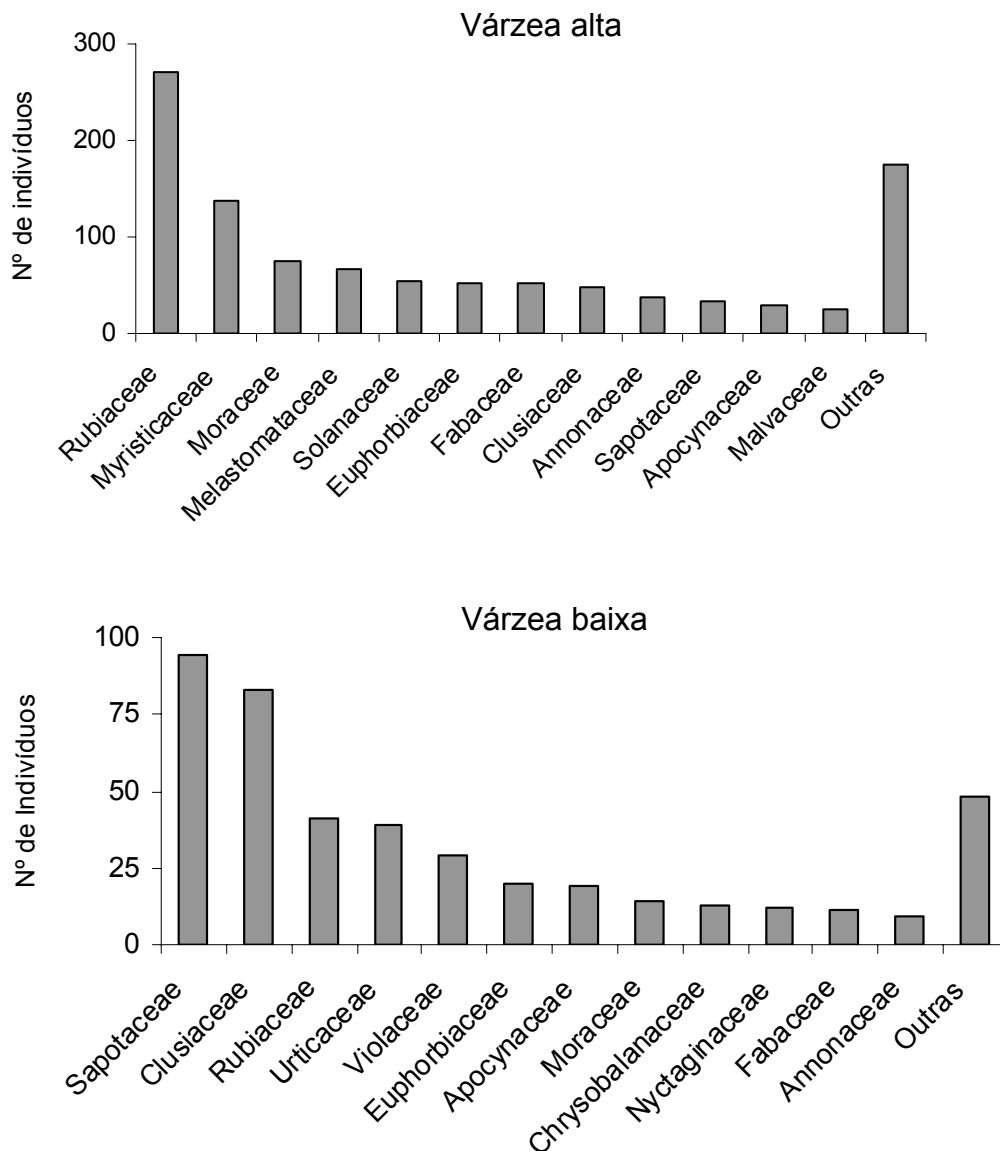


Figura 3. Distribuição das plantas arbóreas regenerantes ($\geq 1\text{m}$ de altura e $< 10\text{ cm}$ DAP) quanto às famílias botânicas amostradas nos dois tipos florestais.

Considerando indivíduos arbóreos menores que 10 cm de DAP em floresta tropical inundável no México, Bongers *et al.* (1988) reportaram valores referentes a densidade de indivíduos entre 2250 e 5000 ind/ha; já Nebel *et al.* (2001) obtiveram em seu estudo com espécies de sub-bosque na floresta de várzea madura em Braga-Supay (Peru) densidade de indivíduos em torno de 4400 ind/ha tanto na várzea baixa quanto na várzea alta. Ambos os trabalhos registraram valores referentes à densidade de indivíduos muito maiores em relação ao presente estudo. Entretanto, Gentry e Terborgh (1990) mensuraram apenas 203 indivíduos em 0,1 ha

de área amostrada na floresta inundável de Cocha Cashu, no Peru. Como explicar esta possível restrição de desenvolvimento do sub-bosque da área estudada em Cocha Cashu e em Mamirauá, já que ambos são florestas maduras? Provavelmente a resposta está na amplitude e tempo de inundação a que as plantas estão sujeitas nas diferentes áreas estudadas, já que estes são os fatores mais limitantes para o estabelecimento e desenvolvimento das espécies vegetais (Junk *et al.*, 1989; Puhakka & Kalliola, 1993; Klinge *et al.*, 1995). Em Braga-Supay, a altura máxima que o nível da água chega durante o período da cheia não ultrapassa os oito metros, durante cerca de um a dois meses por ano. Já na área do presente trabalho e em Cocha Cashu, o nível dos rios podem subir mais que 8 m durante a estação cheia e o período de inundação muitas vezes é superior a 60 dias. Assim sendo, as florestas de várzea da Amazônia Ocidental parecem ser menos exigente quanto ao nível e tempo de inundação, o que resultaria em um menor índice de mortalidade entre as plântulas e estabelecimento de um maior número de indivíduos.

A composição florística regenerante no estudo de Oliveira & Amaral (2005) realizado na floresta de terra-firme da Reserva Ducke (Manaus, AM) foi muito diferente da encontrada no presente estudo, sendo as famílias mais comuns Lecythidaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Chrysobalanaceae, Moraceae e Annonaceae; também poucas espécies coincidiram entre os dois levantamentos, apenas *Mabea nitida*, *Clitoria leptostachya*, *Gustavia augusta*, *Clarisia racemosa*, *Pseudolmedia laevis* e *Virola calophylla*. O levantamento também diferiu muito de outros realizados em florestas de várzea alta (Gama *et al.*, 2002) e de várzea baixa (Gama *et al.*, 2003) no baixo rio Amazonas, e também em floresta de várzea da Amazônia Peruana (Nebel *et al.*, 2001). Enquanto no baixo Amazonas, mais comuns foram indivíduos pertencentes à família Arecaceae, no Peru maiores registros em VA para Violaceae e Arecaceae, e em VB para Euphorbiaceae, Myrtaceae e Olacaceae. Também Wittmann e colaboradores (2006) descrevem as palmeiras em geral como espécies importantes nas florestas de várzea da Amazônia Ocidental e Oriental, mas sem uma explicação para a baixa ocorrência de Arecaceae na várzea da Amazônia Central.

A floresta de várzea baixa apresentou consideravelmente maior dominância de espécies em relação à floresta de várzea alta. Em VA, as 15 espécies mais importantes somadas apresentaram 161,9% de IVI, (53,9% do total de indivíduos), enquanto em VB as 15 espécies mais importantes juntas somaram 198,7% de IVI

(66,24% do total de indivíduos) (Tabela 3). Se em VA desconsiderarmos a espécie com maior valor de importância, *Coussarea ampla*, as nove espécies mais importantes juntas foram responsáveis por 94,16% de IVI; em VB apenas quatro das espécies mais importantes são capazes de apresentar valor superior de IVI (95,61%).

Tabela 3. Área basal total (cm²) (AB), abundância relativa (%) (AR), dominância relativa (%) (DR), frequência relativa (%) (FR) e valor de IVI (%) das 15 espécies regenerantes (< 10 cm DAP e ≥ 1 m de altura) mais importantes nos dois tipos florestais estudados.

Espécies		AB	AR	DR	FR	IVI	∑IVI (1-15)
Várzea Alta							
1	<i>Coussarea ampla</i>	832,1	17,94	13,34	3,65	34,94	161,9 (53,9%)
2	<i>Virola calophylla</i>	313,4	7,69	5,96	4,62	18,28	
3	<i>Tococa capitata</i>	117,2	6,26	3,42	2,92	12,61	
4	<i>Naucleopsis ternstroemiiflora</i>	270,5	3,79	4,57	3,4	11,78	
5	<i>Inga</i> sp1	215,7	3,51	3,57	2,91	10,01	
6	<i>Solanum leucocarpon</i>	71,9	5,12	1,16	2,67	8,96	
7	<i>Virola elongata</i>	200,8	2,94	3,54	2,19	8,67	
8	<i>Alchorneopsis floribunda</i>	123,9	3,13	2,07	3,16	8,36	
9	<i>Iryanthera juruensis</i>	206,7	1,99	4,54	1,46	7,99	
10	<i>Clarisia racemosa</i>	142,9	3,03	2,27	2,19	7,5	
11	<i>Micropholis egensis</i>	237,6	1,32	3,87	2,19	7,38	
12	<i>Heisteria acuminata</i>	175,4	1,61	3,3	2,43	7,34	
13	<i>Neea madeirana</i>	107,8	1,99	2,33	2,18	6,52	
14	<i>Tovomita schomburgkii</i>	24,4	2,66	0,47	2,67	5,8	
15	<i>Unonopsis guatterioides</i>	169,1	0,66	3,6	1,46	5,72	
16-92		2332,6	36,27	41,96	59,8	138,1	
∑		5542,1	100	100	100	300	
Várzea Baixa							
1	<i>Elaeoluma glabrescens</i>	286,6	20,0	8,48	7,93	36,4	198,7 (66,3%)
2	<i>Tovomita schomburgkii</i>	127,3	9,65	3,76	7,92	21,35	
3	<i>Cecropia latiloba</i>	235	8,96	7,35	3,96	20,27	
4	<i>Leonia glycyarpa</i>	213,3	6,67	6,31	4,87	17,86	
5	<i>Duroia genipoides</i>	160,3	5,05	4,74	4,88	14,68	

6	<i>Neea madeirana</i>	160	2,76	4,74	4,88	12,37
7	<i>Oxandra riedeliana</i>	172,4	2,07	5,1	4,27	11,44
8	<i>Mabea nitida</i> Spruce	237,5	1,15	7,03	3,05	11,23
9	<i>Rheedia brasiliensis</i>	25,6	9,42	0,76	0,61	10,8
10	<i>Pterocarpus amazonum</i>	154,9	1,61	4,58	1,83	8,02
11	<i>Calyptanthes crebra</i>	136,6	1,61	4,04	1,83	7,48
12	<i>Couepia paraensis</i>	81,97	1,84	2,42	3,05	7,31
13	<i>Drypetes cf. variabilis</i>	161,6	1,15	4,78	1,22	7,15
14	<i>Sorocea duckei</i>	101,4	1,15	3	2,44	6,59
15	<i>Maclura tinctoria</i>	23,9	2,07	0,71	3,66	6,43
	16-51	1098,8	24,82	32,54	43,9	101,3
	Σ		100	100	100	300

Em VA, das 90 espécies amostradas, apenas uma mostrou valor de IVI superior a 20%: *Coussarea ampla*, que apresentou quase o dobro do valor em relação à segunda mais importante, devido principalmente a grande quantidade de indivíduos amostrados (AR= 17,94%), além de encontrar-se presente em 15 das 20 parcelas inventariadas neste ambiente. Outras espécies relativamente importantes (IVI superior a 10%) relacionadas em VA foram *Virola calophylla*, *Tococa capitata*, *Naucleopsis ternstroemiiflora* e *Inga* sp1. Todas as outras espécies apresentaram individualmente valores inferiores a 10% do total de IVI. Em VA, as cinco espécies mais importantes apresentaram cerca de 87% do valor de importância, enquanto as outras 10 mais importantes apresentaram valor de IVI igual a 74%. Cinquenta e uma espécies de 25 famílias foram amostradas no inventário realizado em VB. Diferentemente de VA, este ambiente apresentou três espécies com valor de importância superior a 20%, sendo elas, respectivamente, *Elaeoluma glabrescens*, *Tovomita schomburgkii* e *Cecropia latiloba*. A primeira apresentou grande quantidade de indivíduos (AR= 20%) relativamente bem distribuídos em toda a área, estando presente em 13 das 20 parcelas (frequência relativa= 7,93%), o que proporcionou o elevado valor de importância. Já *Tovomita schomburgkii* e *Cecropia latiloba* apresentaram quantidade de indivíduos semelhantes (AR= 9,65% e 8,96%, respectivamente). Porém, a primeira esteve presente em 16 das 20 parcelas (FR= 7,92%) e a segunda só ocorreu em 6 parcelas (FR= 3,66%); por outro lado *C. latiloba* apresentou a segunda maior área basal entre as espécies deste ambiente (DR= 6,95%), muito superior a *T. schomburgkii* (DR= 3,76%). Coletivamente, estas três espécies representaram 78,02% de valor de importância, demonstrando uma

evidente dominância no ambiente. Outras espécies bastante representativas em VB foram, respectivamente: *Leonia glycyarpa*, *Duroia genipoides*, *Neea madeirana*, *Oxandra riedeliana*, *Mabea nitida* e *Rheedia brasiliensis*, todas com valor de importância superior a 10%.

A família mais importante em VA foi Rubiaceae, seguida por Myristicaceae, Fabaceae e Moraceae enquanto em VB as famílias que apresentaram maior índice de importância foram respectivamente Clusiaceae, Sapotaceae, Rubiaceae e Euphorbiaceae (Tabela 4). As 15 famílias mais importantes em VA foram responsáveis por 263,3% do valor de FIV, enquanto em VB, as 15 mais importantes famílias representaram 274% de valor de FIV. Estes resultados mostram que ocorre elevado nível de dominância quanto às famílias de plantas regenerantes presentes em ambos os habitats, sendo em VB esta dominância um pouco maior que em VA.

Tabela 4. Valor de Importância de Família (FIV) das famílias botânicas de espécies regenerantes de florestas de várzea alta e várzea baixa (AR= abundância relativa; Dom R= dominância relativa; Diver R= diversidade relativa; FIV= valor de importância da família).

		Várzea alta				Várzea baixa				
		A R	Dom R	Diver R	FIV	FIV	Diver R	Dom R	A R	
1	Rubiaceae	25,71	57,32	9,89	92,92	63,36	3,92	40,23	19,21	Clusiaceae
2	Myristicaceae	13,00	20,13	4,40	37,53	54,64	7,84	25,04	21,76	Sapotaceae
3	Fabaceae	4,93	2,81	8,79	16,53	27,08	11,76	5,83	9,49	Rubiaceae
4	Moraceae	7,02	5,88	3,30	16,19	22,13	11,76	5,74	4,63	Euphorbiaceae
5	Euphorbiaceae	4,93	1,73	7,69	14,36	17,97	1,96	6,98	9,03	Urticaceae
6	Annonaceae	3,51	2,64	7,69	13,85	14,41	7,84	2,17	4,40	Apocynaceae
7	Sapotaceae	3,13	2,67	6,59	12,39	12,76	1,96	4,09	6,71	Violaceae
8	Clusiaceae	4,46	0,46	4,40	9,32	12,37	7,84	1,98	2,55	Fabaceae
9	Melastomataceae	6,26	1,81	1,10	9,17	10,44	5,88	1,55	3,01	Chrysobalanaceae
10	Malvaceae	2,47	0,42	5,49	8,38	8,26	3,92	1,10	3,24	Moraceae
11	Apocynaceae	2,85	0,55	4,40	7,79	6,96	3,92	1,19	1,85	Myrtaceae
12	Myrtaceae	1,90	0,67	4,40	6,96	6,65	3,92	0,65	2,08	Malvaceae
13	Solanaceae	5,12	0,51	1,10	6,73	6,07	1,96	1,34	2,78	Nyctaginaceae
14	Lauraceae	1,90	0,30	4,40	6,60	5,64	3,92	0,09	1,62	Solanaceae
15	Violaceae	2,09	0,31	2,20	4,60	5,33	1,96	1,28	2,08	Annonaceae
16-34		10,72	1,79	24,18	36,68	25,92	19,61	0,76	5,56	16-25
Σ		100	100	100	300	300	100	100	100	Σ

Os resultados referentes à composição florística da regeneração arbórea foram muito divergentes em relação ao levantamento realizado por Wittmann *et al.* (2002) considerando apenas indivíduos de espécies arbóreas adultas (≥ 10 cm DAP). Em 4 ha de inventário, realizado nas mesmas áreas, foram registrados 2080 indivíduos distribuídos em 226 espécies e 45 famílias. Deste total de espécies, 94 ocorreram exclusivamente em florestas de várzea baixa, 103 foram restritas à várzea alta e 27 espécies arbóreas foram encontradas em ambos os ambientes. No referido estudo, as espécies arbóreas adultas com maior abundância na floresta de várzea alta foram *Pouteria procera* (Mart.) K.Hammer, *Malouetia tamaquarina*, *Aspidosperma riedelli* Muell.Arg., *Guatterioopsis paraensis* R.E. Fries, *Gustavia augusta*, *Pseudoxandra polyphleba* Diels (R.E.Fries) e *Chomelia* sp. Já em VB, foram mais abundantes: *Cecropia latiloba*, *Oxandra riedeliana*, *Pouteria polyphleba* Diels (R.E.Fries), *Tabebuia barbata*, *Mabea nitida*, *Hevea spruceana* e *Crataeva benthamii* Eichl. Muitas destas espécies encontradas neste inventário referente a indivíduos adultos sequer foram amostradas no presente estudo.

Resultado semelhante foi encontrado por Nebel *et al.* (2001) e Gentry e Dodson (1987), onde muitas espécies também só estiveram presentes com indivíduos jovens (menores que 10 cm DAP), enquanto outras apenas foram representadas entre os indivíduos com mais de 10 cm de DAP. Segundo Nebel *et al.* (2001), algumas destas espécies encontradas apenas na fase regenerante podem ser invasoras de alguma outra localidade, provavelmente de uma floresta em fase de sucessão, e alguma condição ambiental diferenciada (como um período de maior ou menor enchente ou o surgimento de uma clareira) possibilitou seu estabelecimento. Ou ainda, as espécies presentes apenas na fase adulta podem ter se desenvolvido em alguma destas condições ambientais diferenciadas ocorridas no passado ou surgiram quando a localidade se encontrava em fase de sucessão ecológica e agora não são mais capazes de estabelecerem.

A não ocorrência de algumas espécies na fase regenerante pode ainda estar relacionada à alta taxa de mortalidade a que as espécies presentes neste tipo de habitat estão sujeitas. É possível que um indivíduo adulto de determinada espécie necessite de diversos ciclos reprodutivos para apenas uma plântula se estabeleça e atinja a fase juvenil, devido à alta mortalidade causada pelo pulso de inundação nos ecossistemas alagáveis.

A Figura 4 apresenta os padrões referentes ao número de indivíduos distribuídos entre todas as espécies amostradas. Nenhum dos habitats apresentou os mesmos padrões de levantamentos florísticos realizados com árvores adultas em florestas maduras com alta diversidade, onde é típico muitas espécies (mais de 50%) sendo representadas por um ou poucos indivíduos e poucas espécies representadas por muitos indivíduos (Faber-Langendoen & Gentry, 1991; Valencia *et al.*, 1994). Em VA, cerca de 30% das espécies apresentaram mais de 10 indivíduos, enquanto em VB, essa proporção foi de 13,7%, enquanto a porcentagem de ocorrência única entre as espécies de VA foi de 16,6%, muito inferior a VB, com 25,5% das espécies apresentando apenas um indivíduo.

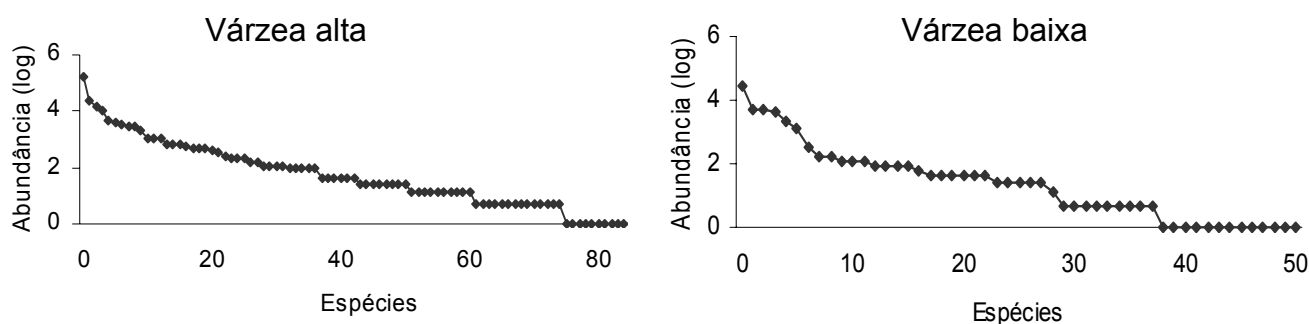


Figura 4. Abundância de espécies nos dois tipos florestais estudados.

O fato da baixa ocorrência de espécies com apenas um representante, ou seja, a maioria das espécies amostradas apresentarem muitos indivíduos era esperado neste estudo. Isto porque padrão anteriormente citado é aplicado para levantamentos florísticos com árvores adultas. Mesmo em florestas maduras, as comunidades de plantas regenerantes, devido à alta taxa de mortalidade nesta fase (que é ainda maior nas florestas inundáveis) apresentam espécies ocorrendo em densidades elevadas, pois esta estratégia aumenta as chances de que ao menos um indivíduo da população atinja a fase adulta reprodutiva e garanta a perpetuação local da espécie. O padrão de distribuição das espécies em relação ao número de indivíduos encontrado também pode ser reflexo da menor diversidade nas florestas de várzea em relação às florestas de terra-firme. O número de espécies capaz de estabelecer no ambiente periodicamente inundado é menor, o que provoca a

existência de maior dominância, assim como maior abundância de indivíduos de mesma espécie nas florestas de várzea quando comparadas à terra-firme.

6.2 Diversidade de Espécies

Uma estimativa da riqueza de espécies arbóreas regenerantes do setor Jarauá da RDSM pode ser obtida através da curva de acumulação de espécies para os dois habitats, que é mostrada na Figura 5. Laurence e colaboradores (1998) afirmam que inventários de dois a cinco hectares são necessários para que a maioria (>75%) das espécies locais de uma floresta tropical seja amostrada. Porém, essa idéia pode ser aplicável para as florestas de terra-firme onde a riqueza de espécies é muito maior que nas florestas alagáveis, pois no presente estudo 1/3 de hectare foi suficiente para amostrar a maioria das espécies arbóreas regenerantes, pois tanto em VA quanto em VB é possível observar a formação da assíntota de estabilização da curva do coletor. Gama e colaboradores (2003) também demonstraram em seu estudo na Amazônia Oriental que uma área inventariada relativamente pequena (0,13 ha) é suficiente para representar a composição florística da regeneração arbórea. Através da Figura 5 também é possível propor a diferença quanto ao número de espécies entre floresta de várzea alta e de várzea baixa. Evidência comprovada pela curva de rarefação (Figura 6), que demonstra a presença de maior número de espécies em VA, indicando que a diferença quanto ao número de indivíduos amostrados entre os dois habitats não influenciou em uma menor diversidade em VB, visto que os desvios diferem claramente, para um intervalo de confiança de 95%.

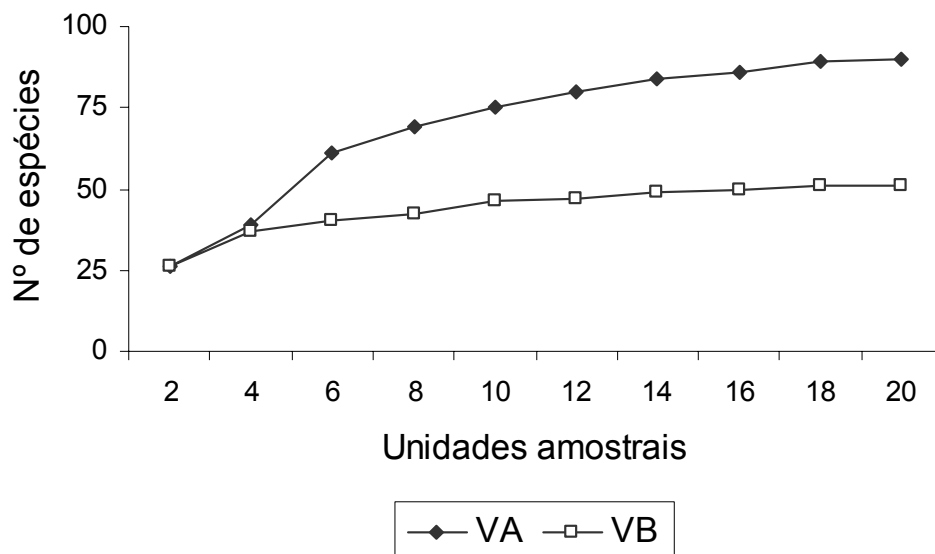


Figura 5. Curva do número de pontos de amostragem *versus* o número de espécies amostradas para os dois tipos florestais estudados.

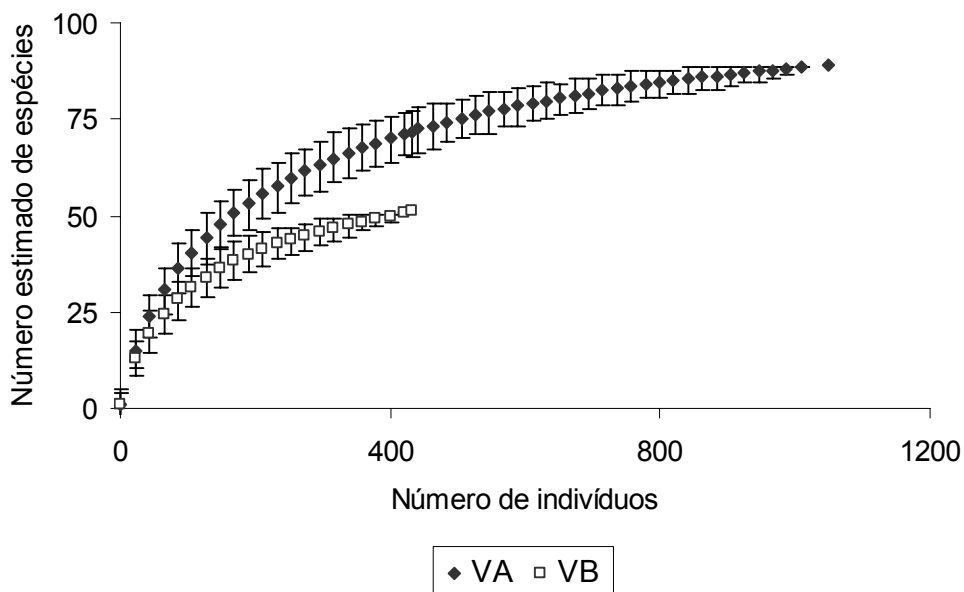


Figura 6. Curvas de rarefação para a riqueza estimada de espécies arbóreas regenerantes amostradas nas parcelas das florestas de várzea alta (VA) e várzea baixa (VB).

Quanto aos índices de diversidades de Shannon-Weaver (H') nas florestas de várzea alta e várzea baixa, estes foram respectivamente 3,61 e 3,1, apresentando as parcelas de VA significativamente maior Índice de diversidade em relação às

parcelas de VB (ANOVA: $p < 0,05$; $F = 50,116$; $GL = 1$). Enquanto o Índice de Equabilidade de Pielou (J') não variou de forma significativa entre as parcelas dois tipos florestais (ANOVA: $p = 0,215$; $F = 1,569$; $GL = 1$) (Figura 7). Já os índices α de diversidade de Fisher foram 24,57 e 13,1 em VA e VB respectivamente.

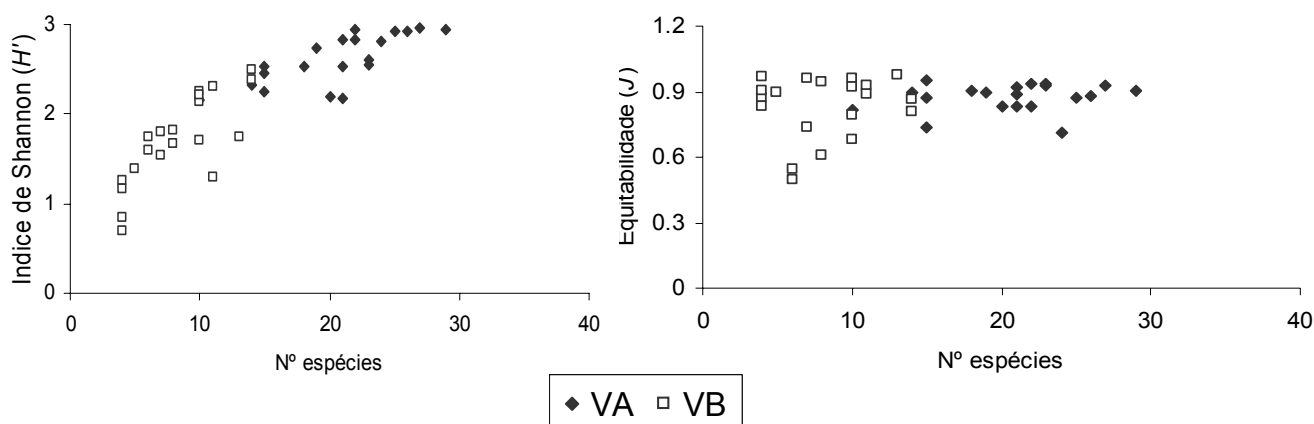


Figura 7. Índice de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (J') de todas as parcelas amostradas.

Além da diferença entre a composição florística do presente trabalho e os realizados com espécies regenerantes em outras florestas de várzea (Gama *et al.*, 2003; Gama *et al.*, 2004; Nebel *et al.* 2001), também variaram muito os índices de diversidade. Nebel e colaboradores (2001) apresentam em seu trabalho índice de diversidade α de Fisher superior a 40; já Gama e colaboradores (2002) e Gama e colaboradores (2003) em estudos realizados no estuário do rio Amazonas apresentam índices de diversidade inferiores a este levantamento realizado no Mamirauá, tanto para VA quanto para VB. Em estudo sobre os padrões de composição florística em 48 inventários realizados nos Neotrópicos, Terborgh & Andresen (1998) concluíram que a posição geográfica é o fator mais influente na composição florística das florestas inundáveis. Neste contexto, trabalhos recentes têm documentado que as florestas de várzea da Amazônia apresentam um aumento de diversidade no sentido leste-oeste da bacia do Amazonas, ou seja, em direção à nascente do rio Solimões (Wittmann *et al.*, 2006). Esse padrão também é observado entre as florestas de terra firme da Amazônia (Ter Steege *et al.*, 2000, 2003), onde a diversidade parece estar relacionada à densidade de indivíduos e sazonalidade e quantidade de chuvas (Ter Steege *et al.*, 2003) ou à quantidade de nutrientes

presentes no solo (Ter Steege *et al.*, 2006). Assim, comunidades de espécies arbóreas de florestas inundáveis tendem a ser mais semelhantes às florestas de terra-firme da mesma região geográfica do que de florestas inundáveis de regiões adjacentes (Wittmann *et al.*, 2006). Esses resultados referentes à semelhança entre florestas de terra-firme e de várzea de mesma região reforçam a hipótese que a várzea atua como zona transitória para a colonização de árvores de terra-firme para zonas sujeitas a inundações periódicas, e que também explica o aumento de diversidade no sentido leste-oeste da bacia Amazônica.

Wittmann e colaboradores (2006) mencionam que na bacia do Amazonas, as florestas de várzea baixa apresentam grande similaridade, mesmo através de grandes distâncias, resultado da alta conectividade proporcionada pelos mecanismos de dispersão. Ainda segundo Wittmann e colaboradores (2006), a dispersão hidrocórica e ictiocórica é mais efetiva entre as florestas de várzea baixa e contribui para a similaridade florística ocorrente entre os milhares de quilômetros ocupados por floresta de várzea baixa na Amazônia. Porém, quando foram comparados inventários de espécies regenerantes realizados em florestas de várzea baixa e várzea alta no Peru (Nebel *et al.*, 2001), no Mamirauá (presente estudo) e no estuário amazônico (Gama *et al.* 2002, 2003), poucas foram as espécies presentes em mais de um dos levantamentos, resultando em baixos valores de similaridade florística de Sørensen entre as três áreas (Tabela 5).

Tabela 5. Número de espécies e Índice de Similaridade de Sørensen entre três levantamentos considerando espécies regenerantes em florestas de várzea alta e várzea baixa na Amazônia.

		Peru	Mamirauá	Estuário Amazonas	Similaridade (Sørensen)			
Área (ha)	VA	0,32	0,157	0,29	Nebel x P.E.	Nebel x Gama	Gama x P.E.	Nebel x Gama x P.E.
	VB	0,32	0,157	0,25				
Nº espécies								
	VA	160	90	70	4,8%	3,45%	7,5%	0
	VB	166	51	63	3,7%	3,5%	10,5%	0
	VA + VB	204	116	83	8,1%	2,7%	6%	0

O levantamento florístico realizado na Amazônia Ocidental apresentou baixa similaridade em relação ao realizado na região estuarina. No entanto, ambos apresentaram maior similaridade florística quando comparados com os dados

obtidos no Mamirauá (Amazônia Central). Neste caso, a distância geográfica reduzida entre os pontos de amostragens tenha resultado em maior similaridade florística entre Mamirauá e os outros locais equidistantes na Amazônia Ocidental e Oriental. A similaridade florística elevada entre florestas de várzea baixa de regiões distantes pode ocorrer quando forem levados em consideração os estádios mais iniciais da sucessão da várzea baixa, onde a diversidade é comparativamente pequena, já que os altos níveis de inundação permitem o estabelecimento de um número restrito de espécies.

A análise de ordenação (NMDS, Figura 8) indica uma clara separação da vegetação de espécies arbóreas regenerantes que compõem a várzea alta e a várzea baixa. As 20 parcelas de VA estão mais próximas floristicamente entre si na análise de ordenação quando comparadas às parcelas de VB, o que caracteriza uma maior similaridade na composição florística nas parcelas que se localizam no mesmo tipo de vegetação. O Índice de Similaridade de Sørensen entre os dois habitats amostrados foi de apenas 35,46%, deixando ainda mais evidente a grande diferença florística existente entre as comunidades.

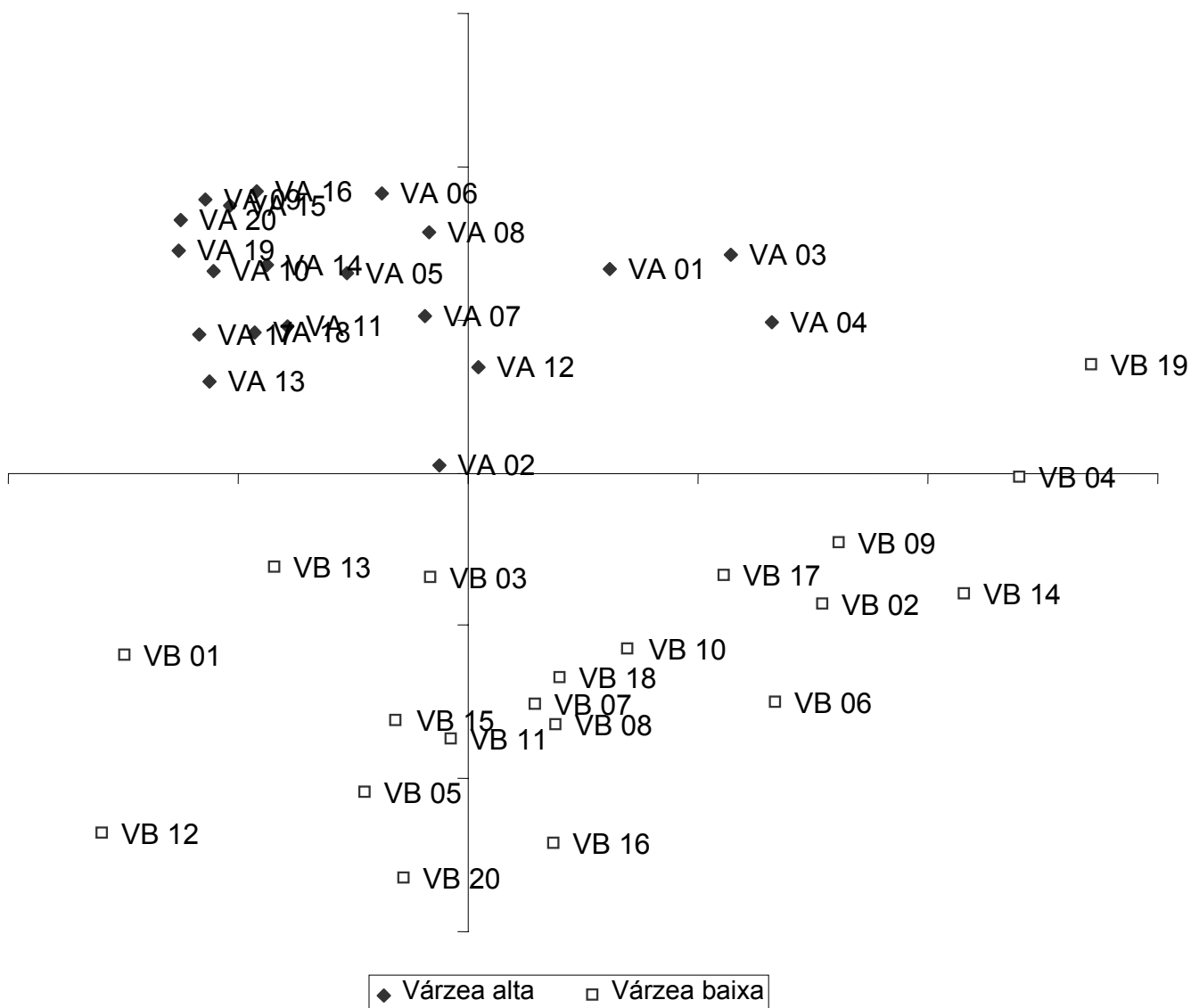


Figura 8. Agrupamento das parcelas de floresta de várzea alta e várzea baixa de acordo com a composição florística.

A diferença quanto à composição florística entre os dois tipos florestais parece estar relacionada ao tempo e amplitude da inundação. Para as espécies arbóreas se desenvolverem nas florestas de várzea baixa, são necessárias muitas adaptações fisiológicas, morfológicas e anatômicas para tolerarem o prolongado período de inundação (Wittmann & Parolin, 1999; Parolin, 1998, 2001; Parolin *et al.*, 2002b; Schöngart *et al.*, 2002; Fernandes-Corrêa & Furch, 1992; Sclüter *et al.*, 1993; Worbes, 1986). Este ambiente suscetível a altos níveis de inundação impede o desenvolvimento de muitos indivíduos encontrados na várzea alta desprovidos de tais adaptações ou com estas adaptações menos desenvolvidas. Além deste fator

limitante, esta região mais baixa é mais suscetível às mudanças da textura do solo, causada pela dinâmica de sedimentação e erosão provocada pelos rios que influenciam na riqueza e diversidade das florestas de várzea (Salo *et al.*, 1986; Lamotte, 1990; Kalliola *et al.*, 1991; Campbell *et al.*, 1992; Wittmann *et al.*, 2006). A deposição e remoção periódica da serrapilheira, incluindo os bancos de sementes afetam o recrutamento das plântulas e tem influência direta na seleção de espécies capazes de sobreviver nestas áreas (Metzger *et al.*, 1997).

Na floresta de várzea alta, altura e duração da inundação são menores, apresentando uma fase terrestre durante grande parte do ano e assumindo características similares a ambientes não inundáveis. Entretanto, em estudo realizado por Oliveira & Amaral (2005) com espécies regenerantes em 0,5 ha de floresta de terra-firme da Amazônia Central foram amostradas 2434 indivíduos pertencentes a 355 espécies, evidenciando que o pulso de inundação na floresta de várzea alta ainda é um fator limitante, limitando a riqueza de espécies regenerantes (Wittmann *et al.*, 2002). Kubitzki (1989) afirma que a origem de muitas das espécies das florestas de várzea está no ambiente florestal de terra-firme. Ocasionalmente períodos com inundações relativamente pequenas podem ter sido cruciais para o estabelecimento das espécies arbóreas de terra-firme no ambiente de várzea, que possui solo mais fértil devido à influência dos rios de água branca ricos em nutrientes (Wittmann *et al.*, 2006). Quando estas espécies colonizaram florestas inundáveis, gradualmente desenvolveram adaptações para as inundações periódicas (Parolin 2001). Por essa razão, muitas espécies da várzea alta provavelmente desenvolveram menos adaptações para tolerarem a inundação que as espécies da várzea baixa, e são extremamente sensíveis às pequenas variações no pulso de inundação. E é devido a essa coexistência de espécies bem adaptadas à inundação juntamente com espécies generalistas que também ocorrem em florestas de terra-firme que as florestas de várzea da Amazônia apresentam uma grande riqueza de espécies quando comparada a outras florestas alagáveis (Wittmann *et al.*, 2006).

6.3 Estrutura de Comunidade

O total de indivíduos amostrados em VA apresentou uma área basal de 33,34 m², enquanto em VB a área basal total foi de 10,65 m². Apesar de VB ter

apresentado significativamente menor número de indivíduos, este apresentou maiores valores médios referentes à área basal ($316,2 \pm 12,17 \text{ cm}^2$) e altura ($3,29 \pm 2,25 \text{ m}$) em relação à VA (área basal média = $246,7 \pm 10,24 \text{ cm}^2$, altura média = $2,83 \pm 1,94 \text{ m}$) (Tabela 6). A distribuição dos indivíduos de acordo com a classe diamétrica nos dois ambientes mostra uma curva exponencial negativa característica de florestas tropicais maduras (Zent & Zent, 2004) (Figura 9). VB apresentou maior proporção de indivíduos com mais de 7,5 cm de DAP (41 indivíduos, correspondendo à cerca de 9,5% do total) em relação à VA, que apresentou 47 indivíduos entre as maiores classes de DAP (cerca de 4,5%). Na floresta de várzea baixa, a maior classe de DAP incluiu indivíduos das seguintes espécies: *Elaeoluma glabrescens*, *Bonafousia juruana*, *Oxandra riedeliana*, *Rheedia brasiliensis*, *Quaralibea* sp, *Psidium acutangulum*, *Mabea nitida*, *Drypetes* cff. *variabilis*, entre outras. Já na várzea alta, alguns exemplos de espécies que apresentaram indivíduos com valores elevados de DAP são: *Unonopsis guatterioides*, *Solanum leucocarpon*, *Iryanthera juruensis*, *Inga* sp1, *Endlicheria* cff. *formosa*, *Cordia goeldiana*, *Apeiba echinata*, *Micropholis egensis* e *Virola calophylla*. Observou-se ainda um aumento significativo (ANOVA: $p < 0,05$; $F = 248,44$; $GL = 1$) quanto a altura média entre os indivíduos com menos de 3 cm de DAP para os classificados entre 3 e 4,5 cm de DAP, mas a altura a partir dessa classe de diâmetro manteve-se constante, sem aumentos significativos entre as classes de diâmetro seguintes (Figura 9).

Tabela 6. Características estruturais de espécies arbóreas regenerantes nos dois ambientes estudados na RDS Mamirauá (VA = várzea alta; VB = várzea baixa).

Habitat	Área basal total (m^2)	Área basal média (cm^2)	DAP médio (cm)	Altura média (m)
VA	33,34	$246,7 \pm 10,24$	$1,9 \pm 1,75$	$2,83 \pm 1,94$
VB	10,65	$316,2 \pm 12,17$	$2,8 \pm 1,92$	$3,29 \pm 2,25$

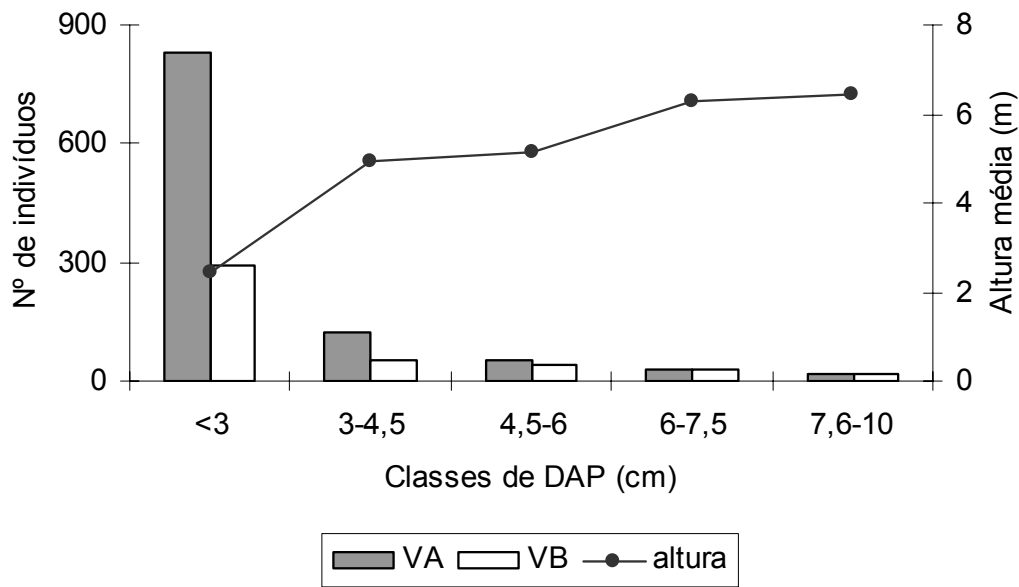


Figura 9. Distribuição dos indivíduos jovens de acordo com a classe de diâmetro (D.A.P.) (cm) e altura média (m).

Indivíduos compreendidos entre as menores classes de DAP presentes na floresta de várzea alta demonstraram maior altura média em relação aos presentes na floresta de várzea baixa. Porém, nas classes de DAP mais elevadas, os indivíduos da floresta de várzea baixa apresentaram maior altura média do que aqueles encontrados no tipo florestal várzea alta (Figura 10). Embora a relação altura/DAP dos indivíduos presentes em VA tenha apresentado maior média ($1,69 \pm 1,79$) quando comparado com a média entre os indivíduos de VB ($1,49 \pm 2,3$), não ocorreu uma diferença significativa entre os dois habitats.

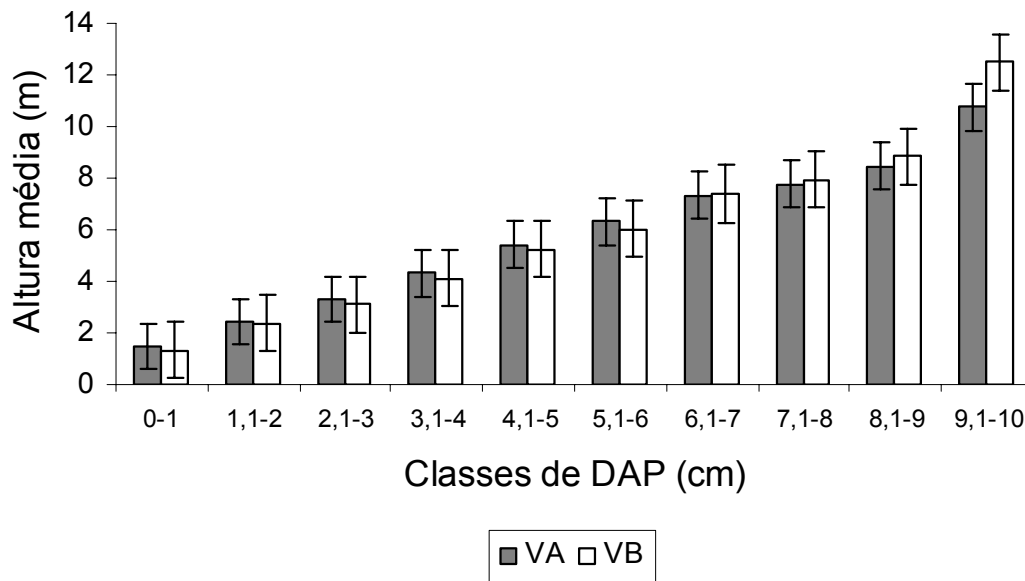


Figura 10. Distribuição de indivíduos em relação às classes de DAP (cm) e altura média em ambientes de várzea alta e várzea baixa.

Particularmente nas florestas inundáveis, o tempo logo após o período de inundação é limitado a poucos meses no ano (Junk *et al.*, 1989) e as taxas de sobrevivência das plântulas serão maiores de acordo com o crescimento vertical que tiverem adquirido antes da próxima inundação. Para as espécies que não toleram a inundação completa por muitos meses, o rápido crescimento pode ser considerado como uma adaptação para evitarem a submersão total. Nos menores níveis do gradiente de inundação, onde mesmo as espécies com altas taxas de crescimento vertical não conseguem escapar da inundação total, as plantas têm que resistir. Segundo Parolin (1999), a probabilidade de uma plântula de várzea baixa estar hábil para crescer mais que o nível máximo da inundação é pequena e somente espécies tolerantes à inundação sobrevivem. Elas necessitam de outras estratégias, como adaptações fisiológicas e morfológicas que capacite-as de tolerarem muitas semanas ou meses de submersão. A capacidade de fotossíntese sobre a água foi documentada para algumas espécies (Fernandes-Correa & Furch; 1992, Schlüter, 1989; Schlüter & Furch, 1992) e pode ser de fundamental importância para a sobrevivência. Outras espécies mantêm as folhas dormentes (baixa atividade metabólica) durante o todo o período da inundação e as reativam logo após a água retroceder (Parolin 1997, 1998).

Nas plantas localizadas nos maiores níveis topográficos, a necessidade para as referidas adaptações é menor e a estratégia do rápido crescimento pode agora ser importante. Se a plântula conseguir atingir uma altura razoável antes da próxima inundação, algumas folhas podem ficar sobre a superfície da água e aumentando as chances de sobrevivência, como foi mostrado com a espécie *Senna reticulata*: esta espécie da várzea alta não tolera a submersão, mas é capaz de crescer 4 m em apenas oito meses, o que habilita a sobrevivência aos maiores níveis do gradiente de inundação onde ela ocorre exclusivamente (Parolin, 1999). Embora a altura das espécies regenerantes de VA não tenha sido significativamente maior que as espécies regenerantes de VB, o que se nota é uma tendência a esse padrão, como estratégia das plantas de VA de evitarem a inundação total. É possível que este padrão seja mais expressivo nas plântulas, enquanto nas plantas jovens já estabelecidas as espécies podem vir a diminuir a velocidade do crescimento primário, destinando energia também no crescimento secundário, ramos etc.

6.4 Distribuição Espacial

Com o Índice de Distribuição Espacial de Morisita (I_d) (Tabela 7) foi possível visualizar a distribuição espacial das espécies dentro da comunidade. Em VA, este índice não foi calculado para 65,5% das espécies, uma vez que estas foram representadas por um número menor que oito indivíduos. Do restante, 61,3% (21,1% do total de espécies amostradas) apresentaram padrão de dispersão agregado e 38,7% (13,3% do total de espécies) apresentaram padrão aleatório. *Neea madeirana* apresentou I_d superior a 2, porém esta diferença não foi significativa estatisticamente, sendo considerada portanto uma espécie de distribuição aleatória. Já em VB, apenas 12 espécies (23,5%) apresentaram mais de oito indivíduos, sendo que destas, 75% apresentaram padrão agregado (17,6% do total de espécies amostradas) e 25% padrão aleatório de distribuição (5,9% do total de espécies).

No ambiente de várzea alta, apenas cinco espécies, *Apeiba echinata*, *Cecropia latiloba*, *Inga* sp1, *Psychotria* sp1 e *Iryanthera juruensis* apresentaram índices de distribuição espacial relativamente elevados (I_d superior a cinco). Já em VB, das nove espécies com padrão agregado, 55% apresentaram I_d superior a cinco, sendo elas *Cecropia latiloba*, *Duroia genipoides*, *Leonia glycyarpa*, *Psychotria* sp5 e *Rheedia brasiliensis*; esta última com I_d igual ao número de

parcelas (20), tendo ocorrido somente em uma das unidades amostrais de VB. Entre as espécies que ocorreram nos dois ambientes, *Cecropia latiloba* e *Rheedia brasiliensis* apresentaram em ambos o padrão agregado de distribuição, enquanto *Neea madeirana* apresentou padrão aleatório. Já *T. schomburgkii* apresentou padrão agregado em VA e aleatório em VB.

Tabela 7. Relação das espécies arbóreas regenerantes com oito ou mais indivíduos amostrados em VA e VB e os respectivos índices de agregação de Morisita (Id), valores de F calculados e o padrão de distribuição.

Várzea alta			
Espécie	Morisita (Id)	F calc.	Padrão de distribuição
<i>Alchorneopsis floribunda</i>	1,85	-	aleatório
<i>Clavija lancifolia</i>	0,57	-	aleatório
<i>Endlicheria cff. formosa</i>	1,33	-	aleatório
<i>Leonia racemosa</i>	1,76	-	aleatório
<i>Malouetia tamaquarina</i>	0,55	-	aleatório
<i>Micropholis egensis</i>	1,32	-	aleatório
<i>Myrciaria dubia</i>	1,77	-	aleatório
<i>Naucleopsis ternstroemiiflora</i>	1,41	-	aleatório
<i>Neea madeirana</i>	2,095	1,43	aleatório
<i>Psychotria sp2</i>	1,62	-	aleatório
<i>Psychotria sp3</i>	1,09	-	aleatório
<i>Virola calophylla</i>	1,5	-	aleatório
<i>Alibertia edulis</i>	2	1,789	agregado
<i>Apeiba echinata</i>	7,205	6,07	agregado
<i>Cecropia latiloba</i>	6,43	3	agregado
<i>Clarisia racemosa</i>	2,54	3,46	agregado
<i>Coussarea ampla</i>	2,149	12,38	agregado
<i>Guatteria inundata</i>	2,47	2,083	agregado
<i>Heisteria acuminata</i>	2,5	2,26	agregado
<i>Himatanthus sucuuba</i>	5	2,47	agregado
<i>Hura crepitans</i>	3,57	1,94	agregado
<i>inga sp1</i>	5,045	8,66	agregado
<i>Iryanthera juruensis</i>	8	8,36	agregado
<i>Pouteria sp2</i>	3,55	2,2	agregado
<i>Psychotria sp1</i>	10	10,47	agregado
<i>Rheedia brasiliensis</i>	2,051	1,66	agregado
<i>Solanum leucocarpon</i>	3,62	8,3	agregado
<i>Tabernaemontana sananho</i>	5	2,68	agregado
<i>Tococa capitata</i>	2,78	7,11	agregado
<i>Tovomitia schomburgkii</i>	2,486	3,11	agregado
<i>Virola elongata</i>	2,58	3,49	agregado

Várzea baixa			
Espécie	Morisita (Id)	F calc.	Padrão de distribuição
<i>Neea madeirana</i>	1,51	-	aleatório
<i>Oxandra riedeliana</i>	1,11	-	aleatório

<i>Tovomita schomburgkii</i>	1,72	-	aleatório
<i>Cecropia latiloba</i>	6,82	12,65	agregado
<i>Couepia paraensis</i>	3,57	1,94	agregado
<i>Duroia genipoides</i>	7,96	8,69	agregado
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	4,88	18,59	agregado
<i>Leonia glycycarpa</i>	5,07	7	agregado
<i>Maclura tinctoria</i>	3,33	1,98	agregado
<i>Psychotria sp5</i>	15	6,15	agregado
<i>Rheedia brasiliensis</i>	20	41	agregado
<i>Symmeria paniculata</i>	4,28	2,2	agregado

A tendência de que a distribuição espacial com padrão aleatório é rara em populações de plantas, sendo que a maioria das espécies possui algum grau de agregação no espaço, tem sido constatada em muitos estudos realizados em florestas maduras não alagáveis com comunidades de plantas adultas de florestas tropicais (Legendre & Fortin, 1989; Horvitz & Le Corff, 1993). Resultado semelhante foi encontrado por Oliveira e Amaral (2005) em seu estudo com plantas regenerantes de terra-firme, onde apenas uma entre as 30 espécies analisadas quanto ao padrão de distribuição espacial apresentou padrão aleatório. Porém, em estudos realizados com comunidades de plantas regenerantes em florestas maduras de várzea alta (Gama *et al.*, 2003) e de várzea baixa (Gama *et al.*, 2002), encontraram resultados semelhantes ao presente estudo, com valores próximos a 68% de espécies com distribuição agregada e 32% aleatória em VA e 74% e 36% respectivamente para os padrões agregados e aleatórios em VB. É possível que o tipo de dispersão que ocorre nas florestas inundáveis, onde muitas vezes água é o principal agente dispersor, tenha influência nos padrões encontrados. Nas florestas inundáveis estão presentes, além de todas as síndromes de dispersão existentes em florestas de terra-firme, também a hidrocoria e ictiocoria, que possibilitam uma dispersão mais ampla.

A maior cota de inundação faz com que as plantas que se estabelecem em florestas de várzea baixa sejam mais influenciadas pela dispersão hidrocórica. Por este motivo este tipo florestal tende a apresentar as espécies mais bem distribuídas por todo o terreno. Tendência esta mostrada pelo teste de Mantel que foi realizado entre as unidades amostrais de VA e de VB. Enquanto em VB as parcelas inventariadas não aparecem como sendo correlacionadas quanto à composição florística, em VA as unidades amostrais se apresentam correlacionadas, demonstrando que a distância entre elas não proporcionou menor similaridade. Isso leva a crer que, devido à maior influência da hidrocoria, florestas maduras de várzea

baixa tendem a apresentar um ambiente mais homogêneo em relação às florestas de várzea alta.

6.5 Luz e Inundação x Regeneração Arbórea

Considerando o histórico da cota de inundação dos últimos vinte anos, ocorreu uma diferença significativa quanto à média de inundação entre VA e VB (ANOVA: $F= 2304,98$; $p<0,05$; $GL= 1$). A inundação média obtida entre todas as parcelas presentes na floresta de várzea alta foi de $0,68\pm0,38$ m, enquanto nas parcelas da floresta de várzea baixa a média anual de inundação foi igual a $4,12\pm0,17$ m. Quanto à radiação fotossintética ativa relativa (rPAR), as médias de VA e VB foram respectivamente $15,58\pm17,93\%$ e $16,41\pm16,4\%$, sendo que não houve diferença significativa quanto a rPAR entre os dois tipos florestais (Tabela 8).

Tabela 8. Características dos ambientes estudados considerando apenas espécies arbóreas ≥ 1 m altura e <10 cm DAP.

Habitat	VA	VB
Inundação média (m)	$0,68\pm0,38$	$4,12\pm0,17$
rPAR média (%)	$15,58\pm17,93$	$16,41\pm16,4$

A riqueza e abundância de indivíduos de plantas arbóreas regenerantes apresentaram um padrão de decréscimo ao longo do gradiente de inundação até a classe de 3,5-3,75 m de inundação, onde é possível observar uma tendência de estabilização, principalmente quanto ao número de indivíduos (Figura 11). Na várzea alta, houve uma correlação significativa quanto ao nível de inundação e o número de indivíduos (Correlação de Pearson: $p<0,05$; $R^2= 0,227$; $GL= 18$), e também quanto ao número de espécies (Correlação de Pearson: $p<0,05$; $R^2= 0,3934$; $GL= 18$) de forma que a maior abundância e riqueza ocorreram nos menores níveis de inundação em VA. Porém, na várzea baixa tal correlação não foi observada quanto à abundância e nem quanto à riqueza.

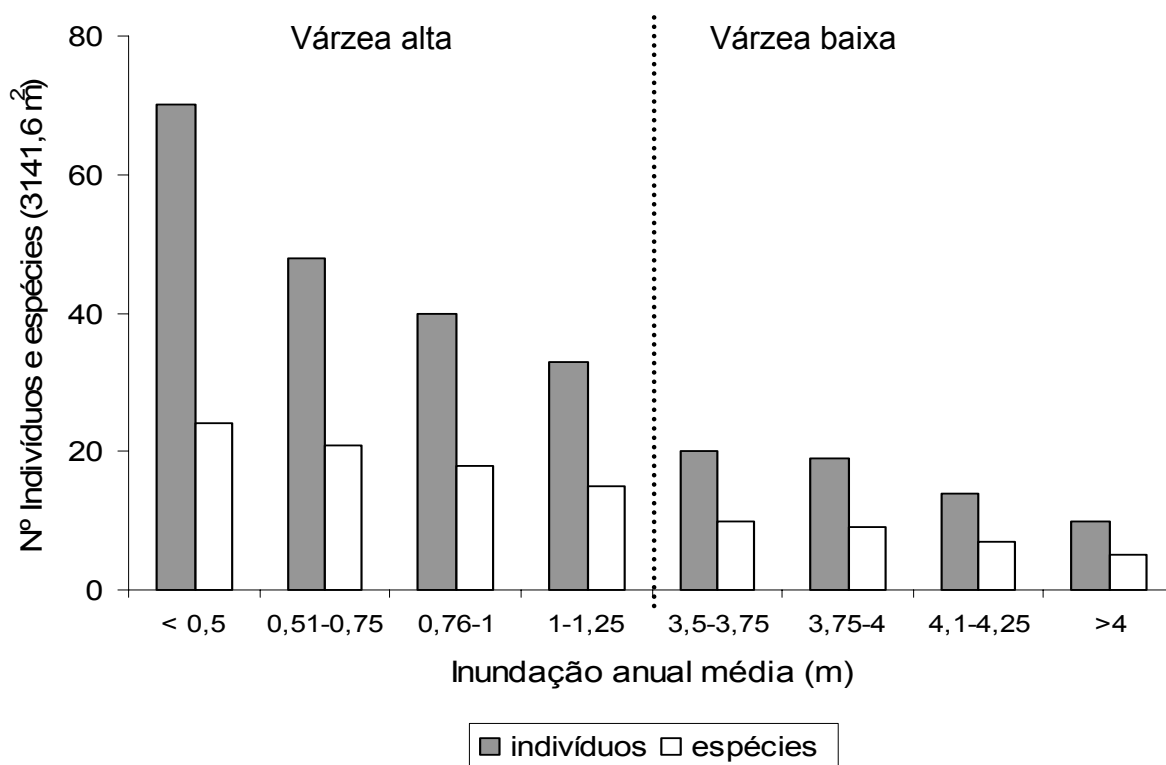


Figura 11. Número de indivíduos e espécies em relação ao gradiente de inundação em florestas de várzea alta e várzea baixa.

As espécies presentes na floresta de várzea baixa estão muito mais adaptadas à pressão causada pela inundação periódica, muitas delas apresentando adaptações morfológicas e fisiológicas para tolerarem maior tempo submersas. Isto demonstra que a inundação periódica é menos limitante para a comunidade arbórea de VB do que para a de VA. No caso de VB, é possível que pouca diferença faça à comunidade arbórea permanecer submersa alguns dias a mais do que está habituada a tolerar. Porém em VA, o nível de inundação e conseqüentemente o número de dias que a planta pode permanecer submersa é extremamente limitante, pois a tolerância à inundação entre as plantas de várzea alta é muito menor. Pode-se afirmar que em VA parcelas com diferentes níveis de inundação podem variar muito quanto ao número de indivíduos e conseqüentemente composição florística, preferindo estas parcelas menos exigentes, enquanto o tipo florestal de várzea baixa que o presente estudo abordou isso não ocorreu.

De acordo com os resultados referentes à rPAR no sub-bosque de florestas maduras de várzea amostrados por Wittmann e colaboradores (2002), as unidades amostrais de ambos os ambientes foram divididas em: parcelas com alta intensidade

luminosa (rPAR >6%); e parcelas tidas como de baixa intensidade luminosa ou sombreadas (rPAR ≤6%). Em VA, foi observada pouca influência da radiação solar na abundância e número de espécies (ambos não diferenciaram significativamente). No entanto em VB, embora o número de espécies não tenha diferenciado significativamente entre os níveis de rPAR alto e baixo, o número de indivíduos respondeu de forma significativa à maior radiação solar ($F= 4,484$; $p<0,05$; $GL=1$) (Figura 12).

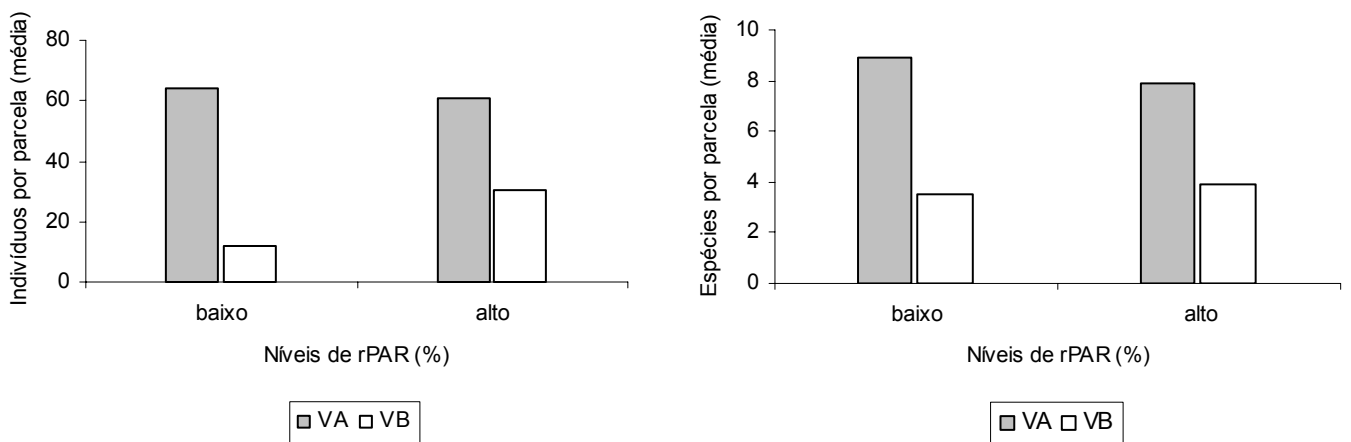


Figura 12. Média do número de indivíduos e espécies por parcela em relação aos níveis de rPAR (%) em floresta de várzea alta e floresta de várzea baixa (rPAR baixo: ≤ 6%; rPAR alto: > 6%).

Apesar da pouca diferença média quanto ao rPAR entre VA e VB, esta variável ambiental parece influenciar de forma diferente a comunidade regenerante nos dois ambientes. Enquanto em VA, caracterizado como o estágio sucessional mais tardio entre as florestas de várzea, são poucas as espécies heliófitas típicas de ambientes em processos de sucessão ecológica, estas espécies ocorrem em maior abundância na floresta de várzea baixa, ambiente que se apresentam em estágios sucessionais mais prematuros. Na floresta de várzea baixa onde foi conduzido o presente estudo, muitas foram as espécies típicas de ambientes em estágios sucessionais mais iniciais, como *Cecropia latiloba*, *Laetia corymbulosa*, *Pseudobombax munguba*, *Nectandra amazonum* e *Maclura tinctoria*. Estas espécies, principalmente *C. latiloba*, ocorrem densamente em locais com alta incidência luminosa. Aproximadamente 40% das espécies estiveram presentes tanto

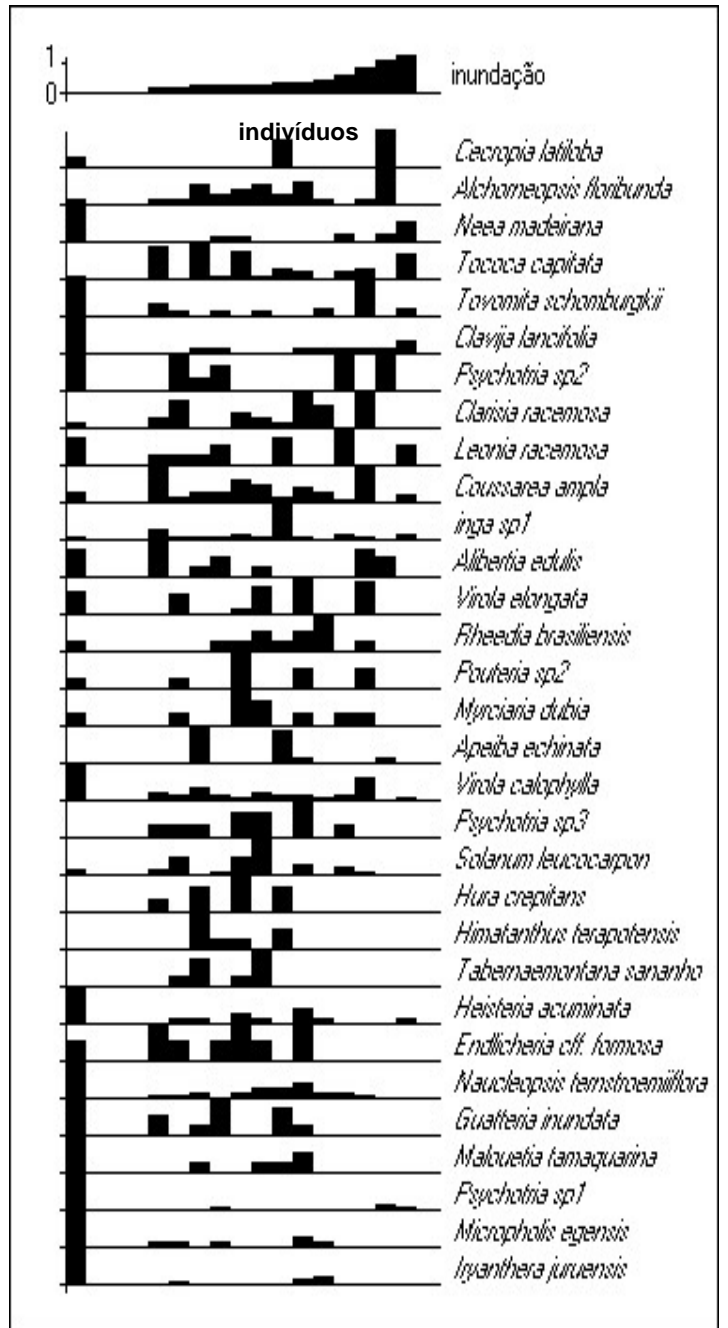
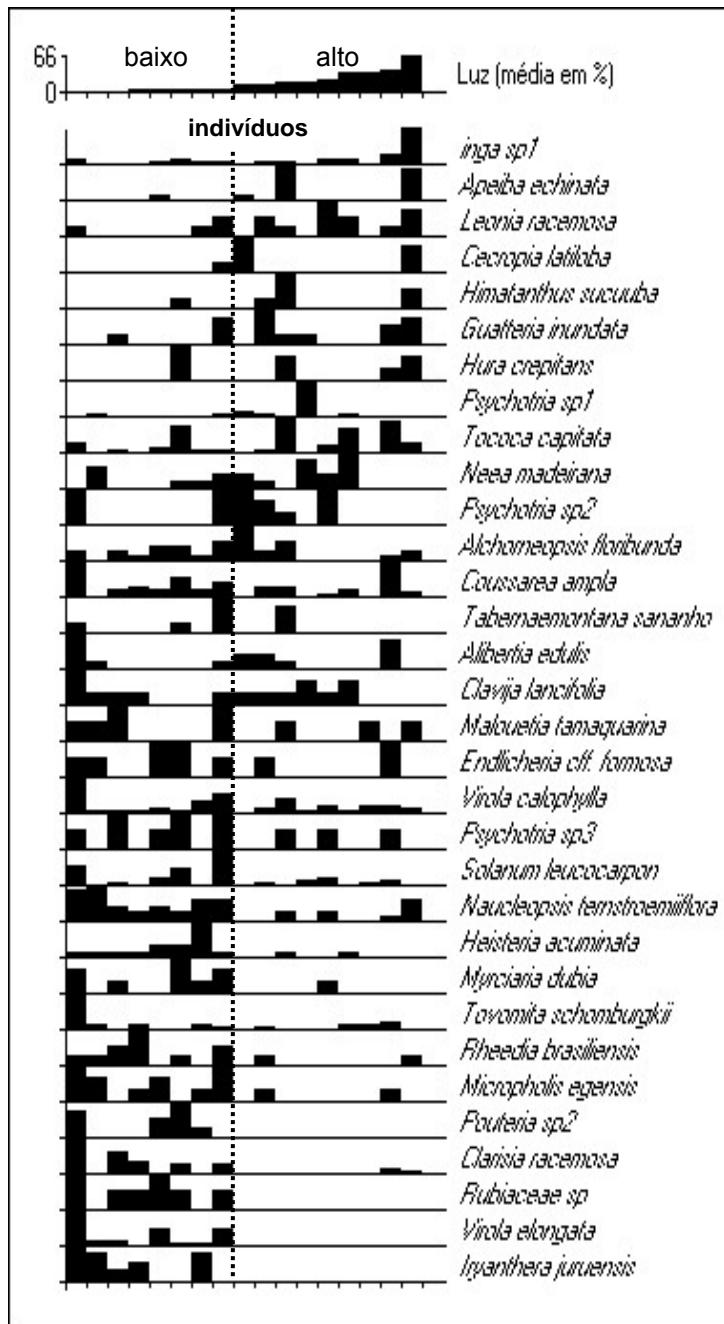
em locais com radiação solar alto quanto baixo, proporcionando um índice de Similaridade de Sørensen de 51%. Por isso micro-habitats com altos níveis de rPAR podem ser considerados importantes para a regeneração de muitas espécies arbóreas heliófitas características deste tipo florestal. Já em VA, 47 espécies (mais de 50%) apresentaram indivíduos tanto em ambientes mais iluminados como em ambientes sombreados, proporcionando uma similaridade de Sørensen entre os dois ambientes superior a 70%.

Segundo alguns estudos realizados em florestas de terra-firme, um considerável número de espécies vegetais está associado ou possui sítio de regeneração ótimo em locais com altas intensidades de radiação solar, ambiente muitas vezes proporcionado pela formação de clareiras naturais (Schulz, 1960; Orians, 1982). Em La Selva na Costa Rica, Harshorn (1978) concluiu que grande número de espécies de dossel regeneram em clareiras e em Barro Colorado no Panamá, Augspurger (1983) encontrou uma alta sobrevivência de plântulas que colonizavam clareiras, por redução de ação de patógenos. Nestes ambientes, espécies que exigem níveis de temperatura, umidade e luminosidades diferentes daqueles existentes no sub-dossel da floresta são favorecidas (Pires, 1974b; Denslow, 1980). Em contraste, algumas espécies arbóreas da floresta madura, ervas e arbustos de condições sombreadas do sub-bosque têm suas populações reduzidas ou mesmo suprimidas pela formação de uma clareira (Brokaw, 1980). Porém, poucos estudos abordaram a questão de regeneração de clareiras naturais em florestas inundáveis. Em estudo realizado em floresta de igapó, Ferreira (1991) afirma que a maioria das espécies (94 espécies ou 89%) encontradas regenerando nas clareiras estavam também presentes no levantamento florístico realizado fora das condições de clareiras. O mesmo pode estar ocorrendo em VA, ambiente em mais avançado estádios sucessional entre as florestas inundáveis e com predomínio de espécies esciófitas (estabelecem e regeneram em locais sombreados), cujas parcelas com maiores níveis de rPAR não apresentam-se como sítios de regeneração importantes para o aumento da diversidade. Entretanto, em ambas as áreas estudadas não estiveram presentes nas unidades amostrais nenhuma clareira natural, e estudos futuros podem esclarecer melhor a importância da luz na regeneração arbórea assim como a regeneração de clareiras naturais nas florestas de várzea.

A maioria das espécies amostradas em ambos os habitats apresentou indivíduos ao longo de todo o gradiente de luz. (Figura 13). Em VA, apenas duas espécies *Inga* sp1 e *Apeiba echinata*, apresentaram maior tendência de ocorrência em locais com maiores intensidades luminosas. Entretanto, 31,25% das 31 espécies ordenadas em relação ao gradiente de rPAR em VA localizam-se quase que exclusivamente em locais com baixa radiação solar, sendo elas: *Iryanthera juruensis*, *Viola elongata*, *Rubiaceae* sp., *Clarisia recemosa*, *Pouteria* sp2, *Micropholis egensis*, *Rheedia brasiliensis*, *Tovomita schomburgkii*, *Myrciaria dubia* e *Heisteria acuminata*. Em VB, quase metade das espécies apresentaram maior preferência ou exclusividade de ocorrência em locais com maiores níveis de rPAR: *Psychotria* sp5, *Cecropia latiloba*, *Pseudobombax munguba*, *Leonia glycyarpa*, *Maclura tinctoria* e *Rheedia brasiliensis*; enquanto somente *Couepia paraensis* e *Oxandra riedeliana* apresentaram maior abundância em locais mais sombreados.

Quanto à distribuição de espécies em relação à cota de inundação em VA, nenhuma das espécies apresentou maior tendência de ocuparem as parcelas suscetíveis aos maiores níveis de inundação. Apenas *Cecropia latiloba*, uma espécie pioneira na sucessão vegetal da várzea, apresentou grande parte dos indivíduos em locais que permanecem mais tempo inundados. Por outro lado, a grande maioria das espécies ordenadas em relação ao gradiente de inundação apresentou poucos ou nenhum indivíduo na cota de inundação \geq a 0,5 m. Em VB, apenas três espécies (*Psychotria* sp5, *C. paraensis* e *L. glycyarpa*) apresentaram maior ocorrência em locais menos suscetíveis a inundação, enquanto a maioria das espécies apresentou indivíduos ao longo de todo o gradiente e demonstrando bastante tolerância a inundação. Uma delas, *S. paniculata*, até apresentou mais indivíduos em parcelas sujeitas a um alagamento mais prolongado. No entanto, deve ser deixado claro que o gradiente de inundação amostrado em ambos os habitats é pequeno. Isso porque foram abordados tipos florestais de estágios sucessionais mais avançados. Se levarmos em consideração todo o gradiente de inundação existente entre os tipos florestais no ecossistema várzea, ficará evidente a típica zonação de espécies causada pela influência das diferentes cotas de inundação na comunidade de plantas (Worbes *et al.*, 1992; Wittmann *et al.*, 2004).

Várzea alta



Várzea baixa

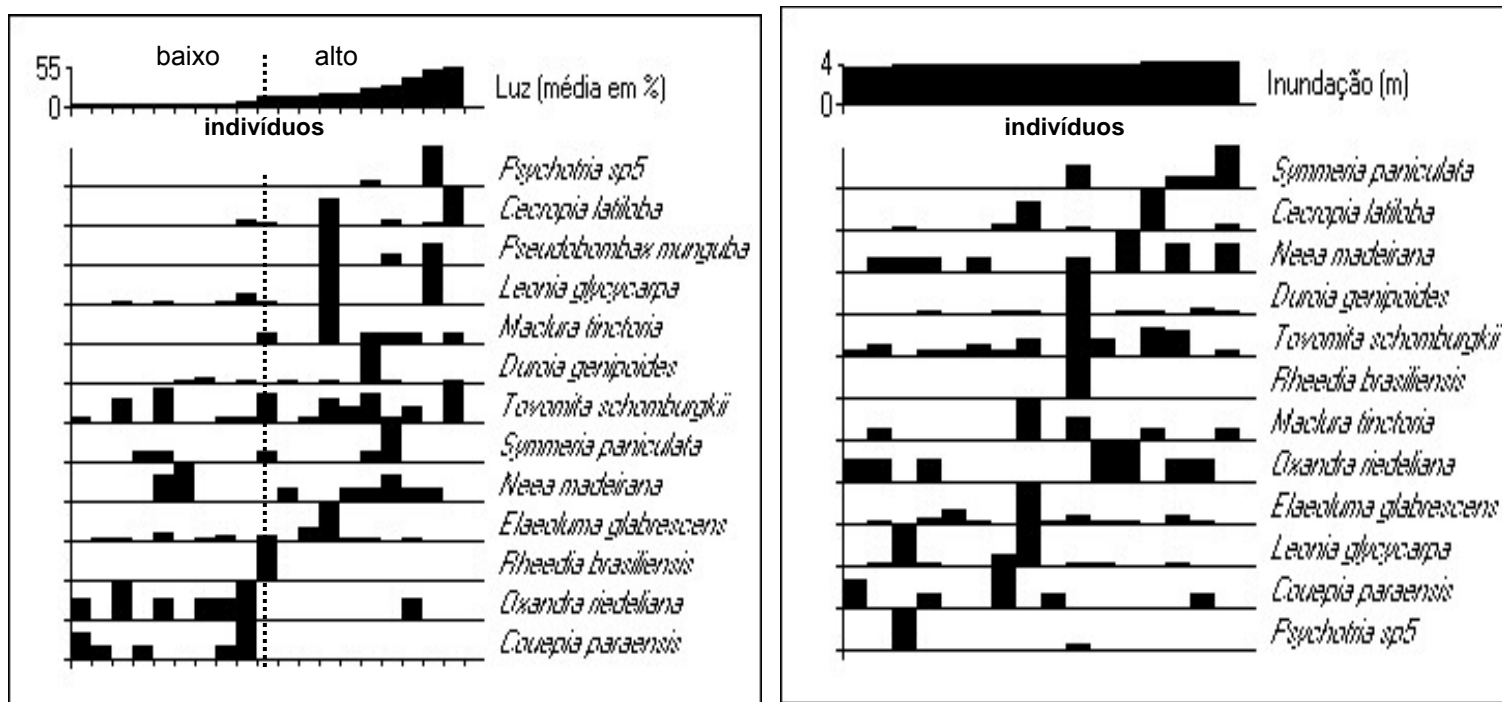


Figura 13. Ordenação das espécies com abundância ≥ 8 indivíduos de acordo com os gradientes de luz (rPAR) e inundação nos tipos florestais várzea alta e várzea baixa amostrados.

Quanto à relação entre as espécies arbóreas regenerantes e os gradientes de luz e inundação, foi possível observar na floresta de várzea alta que poucas foram as espécies que ocorreram em locais sujeitos ao nível de inundação superior a um metro. Já em VB, apesar da maior ocorrência de espécies entre 4 e 4,5 m de inundação, as espécies parecem ocorrer de forma mais regularmente distribuídas entre todos os níveis de inundação registrados neste habitat. Em relação a rPAR, tanto em VA quanto em VB, a distribuição das espécies parece ser pouco influenciada por este fator, podendo ser observado que as espécies ocorreram de forma razoavelmente ampla entre as diferentes classes de rPAR (Figura 14). Haugaasen e Peres (2006) afirmam que a abertura de dossel é similar entre florestas de terra-firme e florestas de várzea. Considerando que a densidade de plantas regenerantes é significativamente menor na várzea, sugere-se a idéia de que a disponibilidade de luz não é o fator que explica esse contraste. Como a idéia da luz como um fator limitante na várzea não fica evidente, conclui-se que ocorre outro fator limitante para o desenvolvimento das espécies regenerantes. Mais uma vez,

portanto, a inundação parece ser o fator limitante que mais influencia o estabelecimento e distribuição das espécies regenerantes (Klinge *et al.*, 1995).

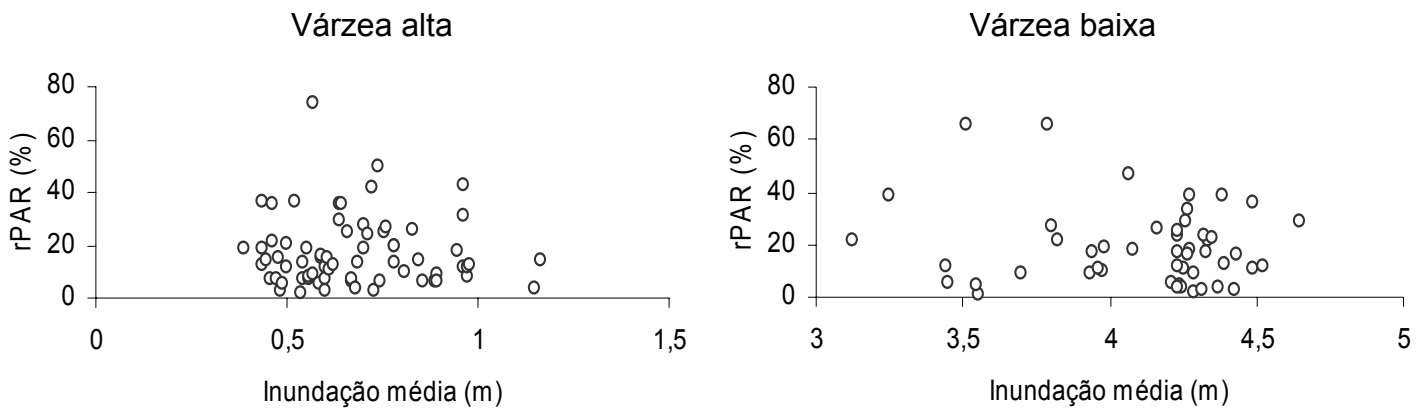


Figura 14. Distribuição espacial das espécies amostradas nas parcelas localizadas em floresta de várzea alta e em floresta de várzea baixa em relação as variáveis nível de inundação média (m) e rPAR (%).

Em VA, não houve uma correlação significativa entre tamanho médio de DAP e as faixas de rPAR e nem entre DAP e os níveis de inundação amostrados nas parcelas (Figura 15). Em VB, também não foi observada uma correlação significativa entre DAP e níveis de inundação (Figura 16), no entanto o tamanho médio do DAP dos indivíduos respondeu de forma significativa às diferentes faixas de rPAR (Correlação de Pearson: $R^2 = 0,222$; $GL = 17$; $p < 0,05$). Quanto a altura média dos indivíduos *versus* rPAR, houve uma correlação significativa tanto em VA, quanto em VB. Já a altura média dos indivíduos não esteve relacionada de forma significativa aos diferentes níveis de inundação em VA e em VB (Figuras 15 e 16).

Várzea alta

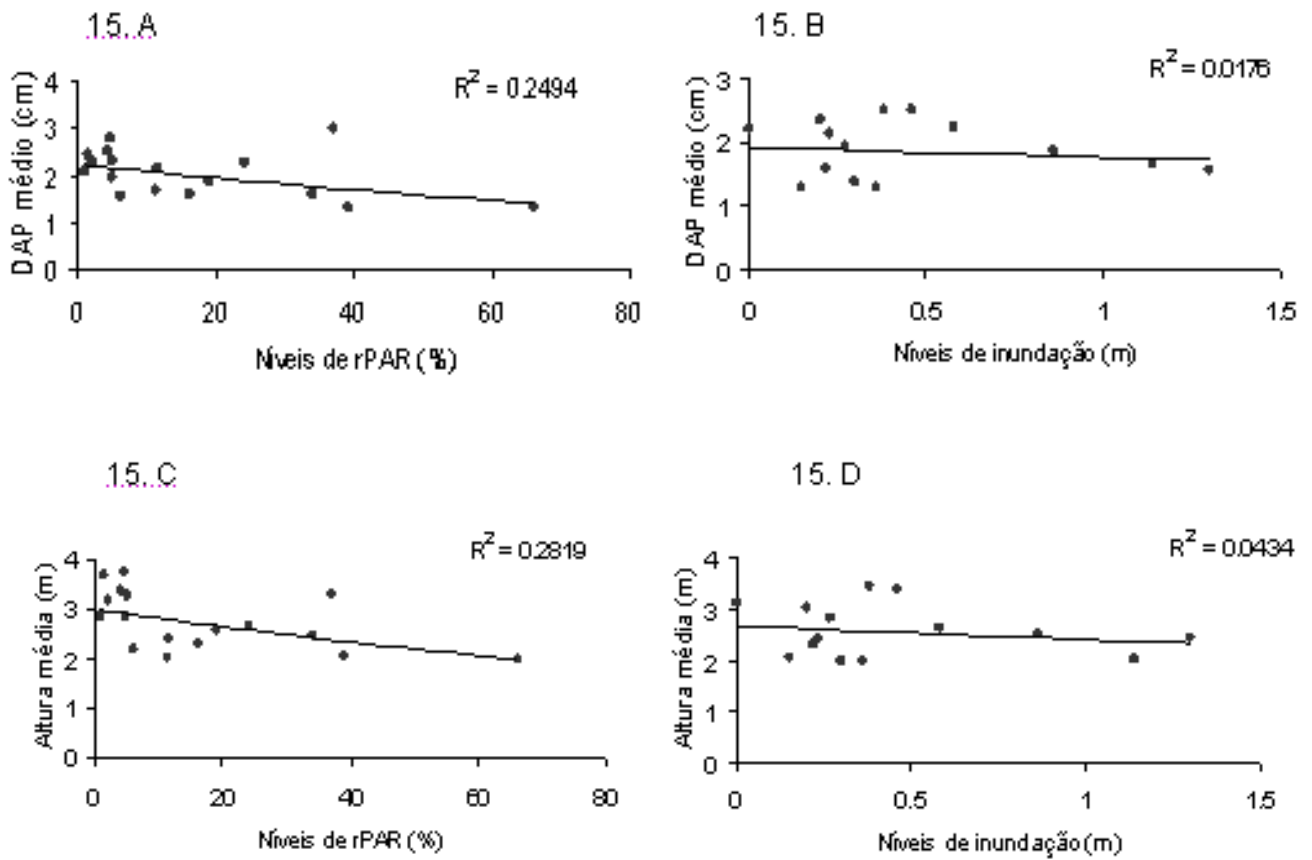
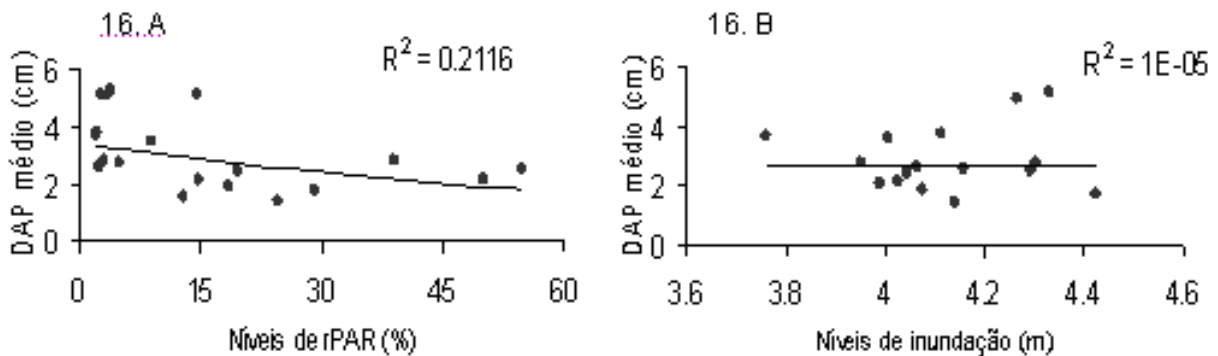


Figura 15. Relação entre tamanho médio de DAP (cm) e rPAR (15. A), DAP médio (cm) e nível de inundação (m) (15. B), altura média (m) e rPAR (%) (15. C), e altura média (m) e nível de inundação (m) (15. D) em floresta de várzea alta.

Várzea baixa



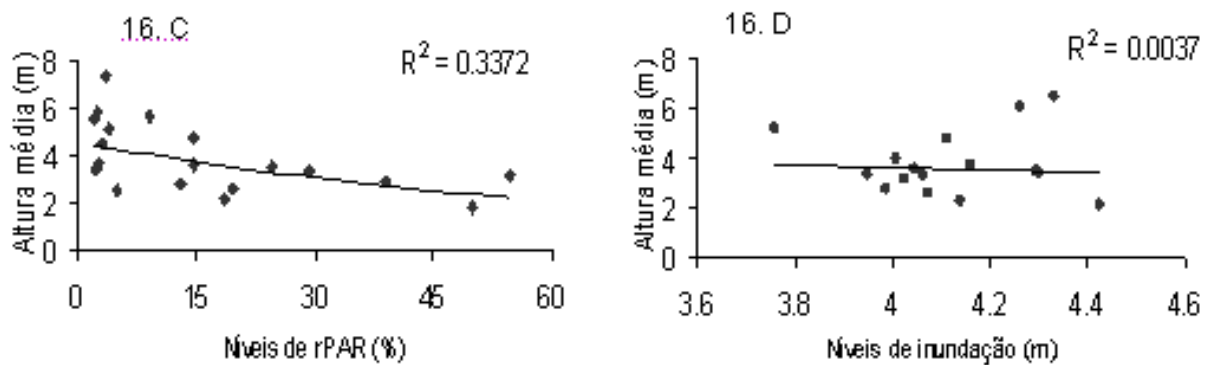


Figura 16. Relação entre tamanho médio de DAP (cm) e rPAR (16. A), DAP médio (cm) e nível de inundação (m) (16. B), altura média (m) e rPAR (%) (16. C), e altura média (m) e nível de inundação (m) (16. D) em floresta de várzea baixa.

As parcelas que registraram os maiores níveis de rPAR apresentaram indivíduos com menores estaturas e também menor DAP. Somente locais que apresentam dossel mais baixo, com árvores mais jovens e/ou arvoretas permitem que maior quantidade de luz solar atinja o solo florestal. De forma que, através da metodologia aplicada neste estudo, não foi possível obter dados sobre a influência da radiação solar na estatura e diâmetro da comunidade de plantas arbóreas regenerantes. Estudos futuros poderão abordar de forma mais adequada a questão e fornecer informações importantes, principalmente se aplicadas às espécies de interesse madeireiro.

Não ocorreu correlação significativa entre nível de inundação e Índice de Diversidade de Shannon & Weaver (H'), tanto nas parcelas amostradas em VA, quanto em VB (Figura 17. A). Também não houve nenhuma correlação significativa quanto ao rPAR e Índice de Diversidade de Shannon entre todas as parcelas amostradas nos dois habitats (Figura 17. B).

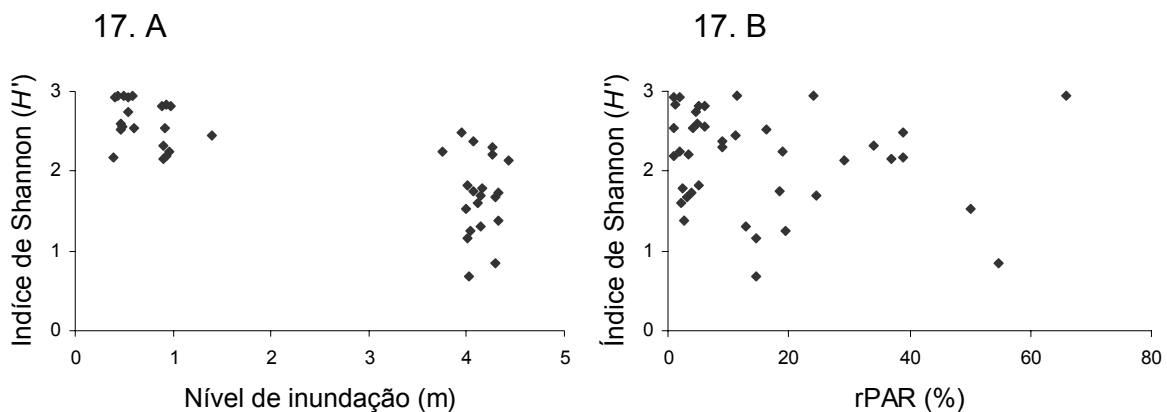


Figura 17. Índice de diversidade de Shannon (H') em relação ao nível de inundação (m) (17. A) e em relação ao rPAR (%) (17. B) entre todas as parcelas amostradas.

6.6 Espécies de Utilidade Econômica e/ou Consumo

Entre as espécies amostradas, 46 espécies (quase 40%) apresentam alguma utilidade econômica e/ ou de consumo entre os moradores da região. As categorias de uso que apresentaram maior número de espécies na área estudada foram: árvores de importância madeireira (58,7%), frutos comestíveis (26,1%), uso fitoterápico (23,9%) e madeira potencialmente utilizável (8,7%). Dentre do grupo de espécies no inventário florestal que possuem interesse madeireiro, destacaram-se: *Virola calophylla* (81 indivíduos) e *Heisteria acuminata* (17 indivíduos), muito utilizadas na construção civil; *Clarisia racemosa* (32 indivíduos), *Iryanthera juruensis* (21 indivíduos), *Apeiba echinata* (17 indivíduos) importante na construção naval e para a construção de flutuantes e *Hura crepitans* (8), importante na construção civil, naval e confecção de móveis. Em relação à área basal, fator de elevada importância, quando se refere a produtos florestais madeireiros, a espécie que mais se destacou entre as espécies de interesse madeireiro foi *Virola calophylla*, com 366,5 cm² de área basal. Já a espécie *Iryanthera juruensis* apresentou número bem inferior de indivíduos, porém de relativamente grande porte, o que lhe fez ocupar a segunda posição com 213,2 cm².

Foi possível observar também entre as espécies de interesse madeireiro, que a grande maioria delas esteve mais presente em VA que em VB, não somente em

número de indivíduos, como também em número de espécies. Outras espécies, como *Myrciaria dubia*, *Vismia guianensis*, *Diospyros guianensis* e do gênero *Eugenia* sp. não possuem madeira de valor econômico, mas segundo Alvino e colaboradores (2005), podem ser muito úteis na construção rural e fabricação de ferramentas. Doze espécies amostradas apresentam frutos comestíveis e são importantes como fonte de alimento para os moradores da região e também para a fauna local. Entre outras espécies que apresentam produto florestal não-madeireiro muito utilizado pelos ribeirinhos estão: *Guatteria inundata*, que fornece fibras para tecelagem, *Xylopia calophylla*, cuja casca é utilizada para forrar a parede das casas, *Pseudobombax munguba* que fornece a paina, muito utilizada na confecção de estofamentos, *Licania heteromorpha* que possui resina importante na calafetagem de canoas, *Alchornea discolor* e *Symmeria paniculata*, cujos frutos são utilizados como isca para peixes e *Hevea spruceana* que fornece látex para borracha e semente para artesanato.

O conhecimento tradicional faz com que, além das utilidades já citadas, muitas das espécies amostradas sejam também importantes no uso fitoterápico. Neste quesito, destaca a importância de *Himatanthus sucuuba*, cujo látex é utilizado para tosse por meio da ingestão do leite, e para dores no corpo por meio de implasto (Ferreira, 2000). No presente estudo, *Himatanthus sucuuba* obteve 14 indivíduos, sendo oito amostrados em VA e seis em VB.

Algumas famílias foram características de determinados tipos de uso, como por exemplo, a família Myristicaceae. Das quatro espécies encontradas no levantamento, três pertenciam ao grupo de espécies de interesse madeireiro, além do grande número de indivíduos da família entre as espécies madeireiras. Entre as espécies utilizadas como fitoterápicas destaque para Apocynaceae, com três espécies das seis amostradas sendo agrupadas nessa forma de uso.

Nove das espécies classificadas como de interesse ou potencial madeireiro tiveram seus padrões de distribuição espacial calculados e houve um equilíbrio quanto aos dois tipos de padrões entre as espécies. O padrão agregado foi representado por cinco espécies (*Apeiba echinata*, *Heisteria acuminata*, *Hura crepitans*, *Iryanthera juruensis* e *Maclura tinctoria*) e o padrão aleatório ocorreu em quatro espécies (*Oxandra riedeliana*, *Malouetia tamaquarina*, *Myrciaria dubia* e *Virola calophylla*). Entre as espécies que apresentam frutos comestíveis, a grande maioria apresentou padrão agregado, com apenas uma espécie, *Myrciaria dubia*,

apresentando padrão aleatório. Apenas duas espécies de uso fitoterápico tiveram o Id calculado (*Himatanthus sucuuba* e *Rheedia brasiliensis*), e ambas apresentaram padrão agregado.

Quando foi levada em consideração a influência da luz na distribuição destas espécies, somente *A. echinata* e *M. tinctoria* demonstraram tendência em ocorrer em locais sujeitos a maior incidência solar, enquanto *I. juruensis*, *M. dubia*, *H. acuminata*, *C. racemosa* e *O. riedeliana* apresentaram a maioria dos seus indivíduos distribuídos em ambientes mais sombreados. Em relação ao fator inundação, apenas *I. juruensis* entre as espécies madeireiras esteve mais abundante em locais suscetíveis a menores taxas de inundação, enquanto as outras ocorreram distribuídas de forma mais regular no gradiente analisado. Ainda em relação à influência das variáveis ambientais luz e inundação na regeneração das espécies de interesse madeireiro, tais informações obtidas no presente trabalho podem ser importantes para técnicas de replantio dessas espécies em áreas degradadas ou ainda para a silvicultura. Dados referentes ao ótimo ecológico em que estas espécies regeneram aumentam as chances de se desenvolverem de forma adequada no ambiente natural.

Entre as espécies que apresentam valor econômico elevado, como *Calophyllum brasiliense*, *Drypetes cf. variabilis*, *Hura crepitans*, *Tapura juruana*, *Ocotea cymbarum*, *Lecointea amazonica*, nenhuma delas apresentou número elevado de indivíduos. E mais, das 23 espécies que apresentaram apenas um indivíduo, sendo, portanto, consideradas raras segundo o conceito de Martins (1993), oito delas (mais de um terço) são espécies de interesse madeireiro: *Tabebuia barbata*, *Nectandra amazonum*, *Abarema jupunba*, *Lecointea amazonica*, *Vatairea guianensis*, *Mouriri acutiflora*, *Genipa americana* e *Chrysophyllum argenteum*. Muitas das espécies de interesse madeireiro apresentam crescimento lento, o que implicaria na alta taxa de mortalidade entre os indivíduos e conseqüentemente uma baixa taxa de estabelecimento, explicando a densidade relativamente pequena que estas espécies apresentaram. É possível ainda que as espécies com apenas um indivíduo encontram baixo número de microsítios favoráveis à sua regeneração, estando a inundação possivelmente envolvida na definição destes sítios (Bianchini *et al.*, 2003). O fato de tais espécies apresentarem poucos indivíduos, aliado às suas ausências em muitos dos inventários florísticos na Amazônia, podem também estar indicando redução de suas populações nos

remanescentes florestais estudados. Estudo realizado por Martini e colaboradores (1998) sobre as espécies de árvores potencialmente ameaçadas pela atividade madeireira na Amazônia cita *Calophyllum brasiliense* como espécie suscetível à redução populacional. Além destas, *Ocotea cymbarum* e *Virola surinamensis* estão na categoria de espécies vulneráveis segundo a lista de espécies da flora brasileira ameaçada de extinção (IBAMA, 1992).

De modo geral, entre as espécies que foram citadas, poucas apresentam condições de serem aproveitadas em projetos que visem apenas a produção de madeira. Entretanto, verificou-se que há inúmeras espécies que podem ser utilizadas, seja para a obtenção de produtos não-madeireiros, ou ainda substituindo a madeira de espécies que já têm um mercado definido por aquelas que já vêm sendo utilizadas em outros locais para o mesmo fim. Há, portanto, necessidade de se efetuarem estudos que confirmem suas propriedades tecnológicas e divulguem amplamente suas características dendrológicas (Gama *et al.*, 2003). De forma que devem ser levadas em consideração para o manejo florestal também algumas espécies que não apresentam potencial ou interesse madeireiro, mas apresentaram densidade baixa e são importantes fontes de alimento para a fauna e até mesmo para a comunidade dos moradores locais, como por exemplo a espécie *Talisia cupularis*.

Dado que a maioria das espécies de árvores da Amazônia é rara em uma escala local, a exploração, particularmente em suas formas mais agressivas, poderia contribuir para um declínio na biodiversidade local (Martini *et al.*, 1998). Estudar fatores que mantêm espécies raras em baixas densidades é a chave para entender a biodiversidade tropical (Primack & Hall, 1991). O correspondente desafio no campo da política é desenvolver protocolos de exploração que mantenham os níveis atuais da biodiversidade. Alguns dos impactos negativos da exploração madeireira à biodiversidade da Amazônia podem ser atenuados se, futuramente, esta atividade for conduzida de maneira mais cuidadosa do que é atualmente. Os danos da exploração madeireira podem ser reduzidos através do planejamento apropriado (Veríssimo *et al.*, 1998).

7. CONCLUSÃO

Os diferentes níveis e períodos de inundação evidenciam uma composição florística distinta entre as duas florestas abordadas, mesmo estando separadas por apenas alguns quilômetros. As espécies de várzea alta parecem ser bem menos tolerantes às inundações periódicas, já que ocorreram preferencialmente em locais sujeitos a inundação média anual inferior a um metro. As espécies de várzea baixa estudadas se apresentaram distribuídas mais amplamente ao longo do gradiente de inundação, provavelmente devido às adaptações específicas desenvolvidas para suportarem as inundações prolongadas. Além disso, as espécies presentes na várzea baixa parecem apresentar bastante especificidade por esse ambiente mais altamente inundável, pois poucas foram também amostradas na floresta de várzea alta.

Foi observado que rPAR influencia de forma diferente a comunidade regenerante de VA e de VB. Enquanto na várzea alta a intensidade de luz parece exercer papel pouco importante para a distribuição das espécies, ela determina os padrões de distribuição de espécies em VB. Possivelmente isso demonstra que a floresta de VB investigada ainda não se encontra nos estádios sucessionais mais avançados, indicando vários nichos de colonização típicos de estágios sucessionais em desenvolvimento.

A alta taxa de mortalidade nas fases iniciais de desenvolvimento pode promover uma constante alternância de espécies que compõem a comunidade arbórea presente nas florestas de várzea, o que explicaria a diferença florística entre as comunidades regenerante e adulta. Quanto à baixa similaridade encontrada entre o presente estudo e os levantamentos realizados com espécies regenerantes em outras florestas de várzea da Bacia Amazônica, é possível que isso seja causado pelas diferenças quanto ao nível e tempo de inundação a que as áreas estudadas estão sujeitas e também devido às diferenças florísticas presente nas florestas adjacentes, fonte de colonização das espécies vegetais.

Através do presente trabalho foi possível obter algumas informações importantes sobre o ótimo ecológico de ocorrência de espécies de importância ou potencialmente importantes para a extração de madeira. Estas espécies ocorreram principalmente em VA, porém em ambos os habitats estudados elas ocorreram em densidades relativamente baixas. As informações geradas no contexto deste estudo

podem ser importantes para o manejo de recursos florestais na RDS Mamirauá e em florestas de várzea em geral, já que o conhecimento sobre a composição florística, diversidade e distribuição de espécies é de fundamental importância para garantir o uso sustentável.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albernaz, A.L.K.M., Ayres, J.M. 1999. Logging along the Middle Solimões river. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M., Henderson, A. (eds.), *Várzea: Diversity, Development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains*. The New York Botanical Garden Press, New York, pp. 135–151.
- Alvino, F.O., Silva, M.F.F., Rayol, B.P. 2005. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona Bragantina, Pará, Brasil. *Acta Amazônica* 35 (4), 413-420.
- Anderson, A. B., Mousasticoshvily Jr, I., Macedo, D. S. 1991. Logging of *Virola surinamensis* in the Amazon floodplain: impacts and alternatives. In: Padoch, C.; Ayres, J.M.; Pinedo-Vasquez, M.; Henderson, A. (eds.). *Várzea: Diversity, Development and Conservation of Amazonia's White-water Floodplains*. The New York Botanical Garden Press. 119 – 131.
- Arruda, L., Daniel, O. 2007. Florística e diversidade em um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial em Dourados, MS. *Floresta* v.37, n.2, p.189-199.
- Augspurger, C. K. 1983. Reproductive synchrony of a tropical shrub: experimental studies on effects of pollinators and seed dispersal on *Hybanthus prunifolius* (Violaceae). *Ecology* 62, 775 – 788.
- Ayres, J. M. 1993. As Matas de Várzea do Mamirauá. *Estudos de Mamirauá*. Vol.1 (ed. Sociedade Civil Mamirauá). MCT-CNPQ, Rio de Janeiro. 123p.
- Ayres, J. M., Barthem, R.; Lima-Ayres, D. M., Albernaz, A., Silveira, R., Santos, P., Queiroz, H. L. 1997a. Mamirauá: Um proyecto de preservación de la biodiversidad de la várzea Amazônica. In: *Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia*. (Fang, T.; Bodmen, R.; Aquino, R.; Valqui, M.). La Paz, 81 – 94.
- Ayres, J. M., Lima-Ayres, D. M., Albernaz, A., Marmontel, M., Queiroz, H. L., Barthem, R., Alves, A. R., Moura, E. A., Silveira, R., Santos, P. 1997b. The conservation of Amazonian flooded forest. In: *Community Involvement in Wetland Management: Lessons from the field*. Ramsar Convention (org.). Kuala Lumpur, 278 – 294.
- Ayres, J. M., Queiroz, H. L., Marmontel, M., Moura, E., Lima, D. M., Azevedo, A., Reis, M., Santos, P., Silveira, R., Masterson, D. 1999. Mamirauá: Die Erhaltung der Artenvielfalt in einem amazonischen Überschwemmungswald. In: De Freitas, M. L. D. (ed.), *Amazonien, Himmel der Neuen Welt, Essays und wissenschaftliche Beiträge über das brasilianische Amazonasgebiet*. Bonn. 262 – 274.
- Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D. L., Santos, A. S. dos. 2000. *BioEstat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Belém, Sociedade Civil Mamirauá. 272p.

- Barros, A.C., Uhl, C., 1995. Logging along the Amazon River and estuary: patterns, problems, and potential. *Forest Ecology and Management* 77, 87–105.
- Barros, A. C., Uhl, C. 1998. The economic and social significance of logging operations of the floodplains of the Amazon estuary and prospects for ecological sustainability. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M., Henderson, A. (eds.). *Várzea: Diversity, Development and Conservation of Amazonia's White-water Floodplains*. The New York Botanical Garden Press. 153 – 168.
- Balslev, H., Lutteyn, J., Yllgaard, B., Holm-Nielsen, L. B. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botanica* 92, 37 – 57.
- Bianchini, E., Popolo, R.S., Dias, M.C.; Pimenta, J.A. 2003. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 17, 405-419.
- Bongers, F., Popma, J., del Castillo, J.M., Carabias, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 74, 55-80.
- Brokaw, N. V. L. 1980. Gap phase regeneration in a neotropical forest. *PhD Thesis, University of Chicago, Chicago, Illinois, 275p.*
- Brower, J.E., Zar, J.H. 1984. *Field & laboratory methods for general ecology*. 2nd ed. W.C. Brown Publishers, Iowa.
- Campbell, D. G., Stone, J. L., Rosas, A. 1992. A comparison of the fitosociology and dynamics of three floodplain (várzea) forests of know ages, Rio Juruá, western Brazilian Amazon. *Botanic Journal of Limnology Society* 108, 213 – 237.
- Cattanio, J.H., Anderson, A.B. & Carvalho, M.S. 2002. Floristic composition and topographic variation in a tidal floodplain forest in the Amazon Estuary. *Revista Brasileira de Botânica* 25, 419–430.
- Connel, J.H., Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, Chicago, v.111, n.982, p.1119-1144.
- Curtis, J. T., McIntosh, R. P. 1951. An upland forest continuum in the prairie forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32, 476-496.
- Dallmeier, F., Kabel, M. & Foster, R.B. 1996. Floristic composition, diversity, mortality and recruitment on different substrates: lowland tropical forest, Pakitza, Rio Manu, Peru. *Manu – the biodiversity of southern Peru* (ed. by D.E. Wilson & A. Sandoval), pp. 61–77. Smithsonian Institute, Washington, DC.

- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12 (suppl.), 47 – 55.
- Faber-Langendoen, D., Gentry, A.H. 1991. The structure and diversity of rain forest at Bajo Calima, Chocó, region, western Colombia. *Biotropica* 23(1), 2-11.
- Fernandes-Corrêa, A.F., Furch, B. 1992 Investigations on the tolerance of several trees to submergence in blackwater (Igapó) and whitewater (Várzea) inundation forests near Manaus, Central Amazonia. *Amazoniana* 12, 71–84.
- Ferreira, C. S. 2002. Germinação e adaptações metabólicas e morfo-anatômicas em plântulas de *Himantus sucuuba* (Spruce) Wood. de ambientes de várzea e de terra firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, PPG. INPA. Manaus, AM. 95p.
- Ferreira, L. V. 1991. *O Efeito do Período de Inundação na Zonação de Comunidades, Fenologia e Regeneração em uma Floresta de Igapó na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, PPG. INPA. Manaus, AM. 161p.
- Ferreira, M.R.C. 2000. *Identificação e valorização das plantas medicinais de uma comunidade pesqueira do litoral paraense (Amazônia Brasileira)*. Tese de outorado, Universidade Federal do Pará. Belém, Pará. 260p.
- Fittkau, E. J., Junk, W. J., Klinge, H., Sioli, H. 1975. Substrate and vegetation in the Amazon region. J. Cramer (ed.). *Vegetation and Substrat* 75 – 90.
- Gama, J.R.V, Botelho, S.A., Bentes-Gama, M.M. 2002. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. *Revista Árvore* v.26, n.5, p.559-566.
- Gama, J.R.V, Botelho, S.A., Bentes-Gama, M.M., Scolforo, J.R.S. 2003. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no Município de Afuá, Estado do Pará. *Ciência Florestal* 13, 71-82.
- Gentry, A.H., Terborgh, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu “mature” floodplain forest. In: Gentry, A.H. (Ed.), *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, London, pp. 542-563.
- Gentry, A.H., Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 19 (2), 149-156.
- Gibbs, R. 1967. The geochemistry of the Amazon River system. Part I. The factors that control the salinity and the composition and concentration of the suspended solids. *Amazonian Society of Geology* 78, 1203 – 1232.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.

- Gotelli, N.J. & Entsinger, G.L. 2001. Ecosim: Null models software for ecology. Versão 7.0. Ed. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Acesso em: 15 jan. 2008
- Gottsberger, G. 1978. Seed dispersal by fish in the inundated regions of Humaitá, Amazônia. *Biotropica* 10 (3), 170 – 183.
- Gouding, M. 1980. *The fishes and the forest: explorations in Amazonia natural history*. California University Press, Berkeley
- Grime, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, New York, USA.
- Hartshorn, G. S. 1978. Treefalls and tropical forest dynamics. In: P.B. Tomlindon, M. H. Zimmermann (eds.). *Tropical Trees as Living Systems*. Cambridge University Press, N.Y., USA. 617 – 638.
- Haugaasen, T. & Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Purús region of central Amazônia, Brazil. *Acta Amazonica* 36(1), 25-36.
- Higuchi, N., Hummel, A. C., Freitas, J. V., Malinowski, J. R., Stokes, B. J. 1994. Exploração florestal nas várzeas do Estado do Amazonas: Seleção de árvores, derrubada e transporte. In: Proceedings of the VIII Harvesting and Transportation of Timber Products Workshop. IUFRO/UFPR, Curitiba, Paraná. 168 – 193.
- Horvitz, C.C., Le Corff, J. 1993. Spatial scale and dispersion pattern of ant bird-herbs in two tropical lowland rain forests. *Vegetatio* 107, 351-362.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 37 de 03/04/1992. Brasília: IBAMA, 1992.
- Imler, U. 1977. Inundation Forest Types In Vicinity Of Manaus. *Biogeographica* 8, 17 – 29.
- Irion, G., Junk, W.J., de Mello, J.A.S.N., 1997. The large Central Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological, and geomorphological aspects. In: Junk, W.J. (Ed.), *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, pp. 23–46.
- Irion, G. 1976a. Die Entwicklung des zentral- und oberamazonischen Tieflands im Spät-Pleistozän und im Holozän. *Amazoniana* 6(1), 67 – 79.
- Irion, G., Müller, J., Nunes De Mello, J., Junk, W. J. 1995. Quaternary geology of the Amazonian lowland. *Geo-marine Letters* 15, 172 – 178.

- Johnson, M. J., Meade, R. H. 1990. Chemical Weathering Of Fluvial Sediments During Alluvial Storage: The Macuapanim Island Point Bar, Solimões River, Brazil. *Journal Of Sediment Petrol* 60, 827 – 842.
- Jones, R. H., Sharitz, R. R., McLeod, K. W. 1989. Effects of flooding and root competition on growth of shaded bottomland hardwood seedlings. *American Midland Naturalist* 121, 165 – 175.
- Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. *Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity*. (ed. por L.B. Holm-Nielsen, I. C. Nielsen e H. Balslev). Academic Press, Nova York. pp. 47-64.
- Junk, W.J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsating system*. Ecological studies, Vol. 126 (ed. por W. J. Junk), pp. 3-22. Springer Verlag, Berlim.
- Junk, W.J., Ohly, J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M. 2000. Actual use and options for the sustainable management of the central Amazon floodplain: discussion and conclusions. In Junk, W.J, Ohly, J.J. Piedade, M.T.F. and Soares, M.G.M. (Eds). *The Central Amazonian Floodplain: Actual Use and Options for Sustainable Management*. Backhuys Publishers, Leiden, the Netherlands. pp.536-579.
- Junk, W. J. 1993. Wetlands of tropical South America. In: Whigham, D. F., Hejny, S., Dykyjova, D. (Eds). *Wetlands of the world IC*. Kluwer, Dordrecht 679 – 739.
- Kalliola, R., Salo, J., Puhakka, M., Rajasilta, M. 1991. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplain. *Journal of Ecology* 79, 877 – 901.
- Kershaw, K. A. 1975. *Quantitative and dynamic plant ecology*. London: Edward Arnold. 183 p.
- Klenke, M., Ohly, J. J. 1993. Wood from floodplains. In: Junk, W. J., Bianchi, H. K. (eds.), 1st SHIFT Workshop, Belém. GKSS Reserchcenter, Greesthacht, 1 – 88.
- Klinge, H., Junk, W.J., Revilla, C.J. 1990. Status and distribution of florested wetlands in tropical South America. *Forest Ecology and Managements* 33/34, 81 – 101.
- Klinge, H., Adis, J., Worbes, M. 1995. The vegetation of a seasonal varzea forest in the lower Solimões river, Brazilian Amazonia. *Acta Amazonica* 25 (3/4), 201-220
- Kozlowski, T. T. 1984. Plant responses to flooding of soil. *BioScience* 34(3), 162 – 166.

- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. New York, Harper & Row, Publ.
- Kruskal, J.B. 1964. Non-metric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29, 115-129.
- Kubitzki, K. 1989. The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. *Plant Systematics and Evolution* 163, 285–304.
- Lamotte, S. 1990. Fluvial dynamics and succession in the lower Ucayali River basin, Peruvian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 33/34, 141–156.
- Laurence, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-De-Merona, J.M., Laurence, S.G. 1998. Rain Forest fragmentation and dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6), 2032-2040.
- Legendre, P., Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80, 107-138.
- Lista de Espécies Madeiras*. Disponível em: <http://www.manejoflorestal.org/guia.cfm?cap=12>. Acesso em: 22 jan. 2008
- Martini, A., Rosa, N. De A., Uhl, C. 1998. Espécies de árvores potencialmente ameaçadas pela atividade madeireira na Amazônia. *Série Amazônia* 11. Belém: IMAZON, 35p.
- McCune, B., Mefford, M.J. 1999. *Multivariate analysis of ecological data*. v.4.0 MjM. Software. Oregon, USA.
- Medina, J. 1988. *The Discovery of the Amazon*. New York. Dover Publications.
- Metzger, J.P., Bernacci, L.C., Goldenberg, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths. *Plant Ecology* 133, 135–152.
- Moreira Neto, C. A. 1988. *Índios da Amazônia: de Maioria a Minoria (1750-1850)*. Petrópolis, RJ. Ed. Vozes.
- Mori, S. A., B. M. Boom, A. M. de Carvalino, Santos, T.S. 1983. Ecological importance of Myrtaceae in an eastern Brazilian wet forest. *Biotropica* 15(1), 68-70.
- Müller, E., Junk, W. J. 2000. The influence of waterlogging on root water uptake and transpiration of trees of the central Amazonian várzea. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 1725 – 1729.
- Müller-Dombois D., Ellemberg, H. 1974. *Aims and methods for vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA. 547 pp.
- Nebel, G., Dragsted, J. Vanclay, J.K. 2001. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon II. The Understorey of Restinga Forests. *Forest Ecology and Management* 150, 59-77.

- Oliveira, A. C. 1998. *Aspectos da dinâmica populacional de Salix Martiana LEYB. (Salicaceae), em áreas de várzea da Amazônia Central*. Unpublished MSc Thesis, p. 83. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus.
- Oliveira, A.N., Amaral, I.L. 2005. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica* 35(1), 1-16.
- Orians, G. H. 1982 The influence of tree-falls in tropical forests on tree species richness. *Tropical Ecology* 23, 255 – 279.
- Parolin, P., Oliveira, A.C., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Junk, W.J. 2002a. Pioneer trees in Amazonian floodplains: key species form monospecific stands in different habitats. *Folia Geobotanica* 37, 225-238.
- Parolin, P., Armbruster, N., Wittmann, F., Ferreira, L., Piedade, M.T.F., Junk, W.J. 2002b. A review of trees phenology in Central Amazonian floodplains. *Pesquisas Botânicas* 62, 195-222.
- Parolin, P. 1998. Floristic composition and structure of two stands of *Senna reticulata* differing in age. *Amazoniana* 15(1/2), 113 – 128.
- Parolin, P. 2000. Phenology and CO₂-assimilation of trees in Central Amazonian floodplains. *Journal of Tropical Ecology* 16, 465 – 473.
- Parolin, P. 2001. Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. *Oecologia* 128, 326 – 335.
- Parolin, P. 1999. Growth strategies of *Senna reticulata* and *Cecropia latiloba*, two pioneer tree species of Central Amazonian floodplains. *Bielefelder Ökologische Beiträge* 14, 272-277.
- Parolin, P. 1997. Auswirkungen periodischer Vernässung und Überflutung auf Phänologie, Photosynthese und Blattphysiologie von Baumarten unterschiedlicher Wachstumsstrategie in zentralamazonischen Überschwemmungsgebieten. Herbert Utz, Wissenschaft, München. 166 p.
- Pianka, E. R. 1970. On r- and K-selection. *Nature* 104, 592 – 597.
- Piedade, M. T. F. 1985. *Ecologia e Biologia reprodutiva de Astrocaryum jauari Mart. (Palmae) como exemplo de população adaptada as áreas inundáveis do Rio Negro (igapós)*. Dissertação de mestrado, PPG. INPA. Manaus, AM. 187p.
- Piedade, M. T. F., Junk, W. J., Parolin, P. 2000. The flood pulse and photosynthetic response of trees in a White water floodplain (várzea) of the central Amazonia, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnology* 27, 1734 – 1739.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York: J. Wiley & Sons.

- Pires, J. M. 1974b. Economia de luz e seleção natural. pp. 245 – 246. In: *Anais do XXV Congresso Nacional de Botânica, S. B. B., Mossoró, RN.* 20 – 26.
- Poole, R.W. 1974. *An Introduction to Quantitative Ecology*. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Prance, G. T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31, 26-38.
- Primack, R.B., Hall, P. 1991. Species diversity research in Bornean forests with implications for conservation biology and silviculture. *Tropics* 1, 91-111.
- Puhakka, M., Kalliola, R. 1993. La vegetación em áreas de inundación em la selva baja de la Amazonia Peruana. In: Kalliola, R., Puhakka, M., Danjoy, W. (eds.), *Amazonia Peruana: Vegetación húmeda tropical in el llano subandino*. Proyecto Amazonia, Turku, Koninklijke Wöhrmann BV, the Netherlands, 113 – 138.
- Queiroz, H. L. 1994. Uma experiência de conservação na várzea da Amazônia Brasileira. *Neotropical Primates* 2 (1), 12 – 13.
- Queiroz, H. L. 1995. Preguiças e Guaribas: Os Mamíferos Folívoros Arborícolas do Mamirauá. MCT-CNPq. *Sociedade Civil Mamirauá*. Brasília, DF. 120 pp.
- Revilla, J. D. C. 1981. *Aspectos florísticos e fitossociológicos da floresta inundável (igapó). Praia Grande, Rio Negro, Amazonas, Brasil*. Dissertação de mestrado, PPG. INPA. Manaus, AM. 129p.
- Salo, J., Kalliola, R., Hakkinen, J., Mäkinen, Y., Niemela, P., Puhakka, M., Coley, P. D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowlands forests. *Nature* 322, 254 – 258.
- Schlüter, U. B., Furch, B., Joly, C. A. 1993. Physiological and anatomical adaptations by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundated biotopes of central Amazonia. *Biotropics* 25, 384 – 396.
- Schlüter, U.B. 1989. Morphologische, anatomische und physiologische Untersuchungen zur berutungstoleranz zweier charakteristischer Baumarten des Weiü und Schwarzwasser berschwemmungswaldes bei Manaus. Ein Beitrag zur kosystemanalyse von Várzea und Igapó Zentralamazoniens. PhD thesis. Universitat Kiel, 147 pp.
- Schlüter, U.B., FURCH, B. 1992. Morphologische, anatomische und physiologische Untersuchungen zur berutungstoleranz des Baumes *Macrolobium acaciaefolium*, charakteristisch fuËr die Weiü- und Schwarzwas-seru berschwemmungswa lder bei Manaus, Amazonas. *Amazoniana* 12,51-69.
- Schöngart, J., Junk, W.J. 2007. Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. *Journal of Hydrology* 335, 124-132.

- Schöngart, J. 2003. Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswaldern der várzea Zentralamazoniens. *Göttinger beiträge zur land- und forstwirtschaft in den tropen und subtropen*, Vol. 149 (ed. by H. Böhnel, H. Tiessen & H.J. Weidelt), pp. 1–257. Erich Goltze, Göttingen.
- Schöngart, J., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Ayres, J.M., Hüttermann, A., Worbes, M. 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño–Southern Oscillation effect. *Global Change Biology* 10, 683–692.
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M.T.F., Krambeck, H.J., Junk, W.J. 2007. Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science* 64, 657–664.
- Schöngart, J., Piedade, M. T. F., Ludwigshausen, S., Horna, V., Worbes, M. 2002. Phenology and stem growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of Tropical Ecology* 18, 581 – 597.
- Schulz, J. P. 1960. *Ecological Studies on Rain Forest in Northern Suriname*. N.V. Noord-Hollandsche Uitgevers Maatschappij, Amsterdam. Tweede Reeks, Deel LIII, n° 1. 267.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Silva, J. M., Kritz, M. V. 2005. Sustentabilidade em ecossistemas alagáveis, LNCC, 1-72.
- Sioli, H. 1951. Alguns resultados e problemas da Limnologia Amazônica. *Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte*. 24, 2-44.
- Sioli, H. 1956. As águas da região do alto Rio Negro. *Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte* 32, 117 – 150.
- Sociedade Civil Mamirauá, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq/MCT, Instituto de Proteção Ambiental do Estado do Amazonas-IPAAM (eds). 1996. *Mamirauá, plano de manejo (síntese)*, pp. 96, SCM, Brasília.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Det Kongelige Danske Videnskabers Selskab Biologiske Skrifter* 5, 1–34.
- Southwood, T.R.E. 1980. *Ecological methods*. London, Chapman & Hall Ltd., 381 pp.
- Streng, D. R. 1986. *Patterns of seedfall and seedling establishment in an east Texas river floodplain forest: the contribution of seedling dynamics to species coexistence*. Dissertation. Rice University, Houston, Texas, USA.

- Ter Steege, H., Sabatier, D., Castellanos, H., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., de Oliveira, A.A., de Ek, R., Lilwah, R., Maas, P., Mori, S. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana shield. *Journal of Tropical Ecology* 16, 801–828.
- Ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., Van der Hout, P., Daly, D.C., Silveira, M., Phillips, O.L., Vasquez, R., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., De Oliveira, A.A., Ek, R., Lilwah, R., Thomas, R., Van Essen, J., Baider, C., Maas, P., Mori, S., Terborgh, J., Núñez, P.V., Mogollón, H., Morawetz, W. 2003. A spatial model of tree diversity and density for the Amazon Region. *Biodiversity and Conservation* 12, 2255–2277.
- Ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Phillips, O.L., Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, J.F., Prevoost, M.F., Spichiger, R., Castellanos, H., von Hildebrand, P., Vasquez, R. 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature* 443, 444–447.
- Terborgh, J., Petren, K. 1991. Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest. In: BELL, S. S. (Ed.), *Habitat Structure*. Chapman & Hall, London, pp. 28 – 46.
- Terborgh, J., Andresen, E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology* 14, 645-664.
- Valencia, R., H. Balslev, and G. P. Y. Mino-C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 3, 21-28.
- Van Der Pijl, L. 1982. *Principles in higher plants*. 3^o edition. Springer-verlag, New York. 162.
- Veríssimo, A., Souza Jr. C., Stone, S., Uhl, C. 1998. Zoning of timber extraction in the Brazilian Amazon., *Conservation Biology* 12 (1), 1-10.
- Vieira, L.S. 1991. *Manual da medicina popular: a fitoterapia da Amazônia*. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. Belém. 248p.
- Walhoff, D., Junk, W. J., Furch, B. 1998. Responses of three central Amazonian tree species to drought and flooding under controlled conditions. *International Journal of Ecology Environment* 24, 237 – 252.
- Walker, L. R., Zasada, J. C., Chapin, F. S. 1986. The role of life history process in primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology* 67, 1508 – 1523.
- Whitmore, T. C., Prance, G. T. 1987. *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. Claredon Press. Oxford.
- Wittmann, F., Junk, W. J., Piedade, M. T. F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management* 196, 199 – 212.

- Wittmann, F. 2001. *Artenverbreitung und Bestandesstruktur in amazonischen Várzea-Wäldern und Möglichkeiten der Erfassung von Waldtypen mittels fernerkundlichen Methoden*. PhD Dissertation. University of Mannheim. 203p.
- Wittmann, F., Anhuf, D., Junk, W. J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote sense techniques. *Journal of Tropical Ecology* 18, 805 – 820.
- Wittmann, F. & Parolin, P. 2005. Aboveground roots in Amazonian white-water forests. *Biotropica* 37, 609–619.
- Wittmann, F., Parolin, P. 1999. Phenology of six tree species from central Amazonian várzea. *Ecotropica* 5, 51 – 57.
- Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J.C., Motzer, T., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L., Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 33, 1334–1347.
- Worbes, M. 1985. Structural and other adaptations to longterm flooding by trees in Central Amazonia. *Amazoniana*. 9 (1), 459 – 484.
- Worbes, M., Klinge, H., Revilla, J. D., Martius, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 3, 553 – 564.
- Worbes, M. 1997. The Forest ecosystem of the floodplains. In: Junk, W. (ed.), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsating System*. Ecological Studies, vol. 126. Springer, Berlin, 223 – 265.
- Worbes, M., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., 2001. Holzwirtschaft im Mamirauá-Projekt zur nachhaltigen Entwicklung einer Region im Überschwemmungsbereich des Amazonas. *Forstarchiv* 72, 188–200.
- Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. *Scr Geobot* 17,1–112
- Zent, E.L., Zent, S. 2004. Floristic composition, structure, and diversity of four forest plots in the Sierra Mangualida, Venezuelan Guayana. *Biodiversity and Conservation* 13, 2453–2484.
- Ziburski, A. 1991. Dissemination, Keimung und Etablierung einiger Baumarten de Überschwemmungswälder Amazoniens. *Tropische und Subtropische Pflanzenwelt* 77 (ed. by Akademie der Wissenschaften und der Literatur), p. 96. Mathematisch-Natur-wissenschaftliche Klasse, Mainz.