

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**INFLUÊNCIA DOS FATORES HIDRO-EDÁFICOS NA DIVERSIDADE,
COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE
ARBÓREA DE IGAPÓ NO PARQUE NACIONAL DO JAÚ, AMAZÔNIA
CENTRAL**

DANIEL PRAIA PORTELA DE AGUIAR

Manaus, Amazonas

Julho, 2015

DANIEL PRAIA PORTELA DE AGUIAR

**INFLUÊNCIA DOS FATORES HIDRO-EDÁFICOS NA DIVERSIDADE,
COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE
ARBÓREA DE IGAPÓ NO PARQUE NACIONAL DO JAÚ, AMAZÔNIA
CENTRAL**

ORIENTADOR: Dr. Florian Karl Wittmann

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia (Ecologia)

Manaus, Amazonas

Julho, 2015

Relação da banca julgadora:**Qualificação:**

Alberto Vicentini : Aprovado

Michael John Gilbert Hopkins: Aprovado

Jochen Schöngart: Aprovado

Defesa:

Jochen Schöngart: Aprovado

Rafael Leandro de Assis: Aprovado

Veridiana Vizoni Scudeller: Aprovado

- A282 Aguiar, Daniel Praia Portela de
Influência dos fatores hidro-edáficos na diversidade,
composição florística e estrutura da comunidade arbórea de igapó no
Parque Nacional do Jaú, Amazônia Central /. --- Manaus: [s.n.],
2015.
ix, 63 f. : il.
- Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2015.
Orientador : Florian Karl Wittmann.
Área de concentração : Ecologia.
1. Florestas alagáveis. 2. Igapó. 3. Amazônia. I. Título.
- CDD 581.5

Sinopse: O presente estudo analisou o efeito da inundação e do solo sobre composição, riqueza e diversidade do elemento arbóreo em uma floresta de igapó, bem como analisou e descreveu a existência de zonação de espécies ao longo dos gradientes.

Palavras-chave: Amazônia, florestas alagáveis, pulso de inundação, edafologia, gradientes ambientais.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por todas as graças concedidas para que eu conseguisse concluir esta etapa.

Ao meu orientador, Dr. Florian Wittmann, por acreditar no meu projeto, pelos direcionamentos e inventivo, mesmo diante de circunstâncias adversas.

Aos Drs. Jochen Schöngart, Rafael Assis, Veridiana Scudeller, Alberto Vicentini e Michael Hopkins, membros das bancas de qualificação e defesa, pelas contribuições para a melhoria deste trabalho.

Ao Sr. José Ramos, parataxônomo do INPA, pelos ensinamentos, boa vontade e tenacidade durante os trabalhos de campo.

Aos colegas Yuri Feitosa e Layon Demarchi, pela disponibilidade e ajuda nas análises computacionais.

Ao colega Adriano Quaresma e ao Valdo, morador do Parque Nacional do Jaú, pelo imprescindível auxílio prestado na coleta de material botânico.

Ao Elielson Praiano, pelo auxílio na edição de figuras para a dissertação e artigo.

A todos os demais colegas do grupo MAUA, pelo incentivo e amizade, em especial Angélica Resende, Bianca Weiss, Heloide Cavalcante, Cyro Assahira, Natália de Castro, Déborah Castro, Sejana Artiaga, Bruno Cintra, Liane Lima e Gisele Mori.

Aos técnicos do Grupo MAUA Elisabeth Rebouças, Kelvin Uchôa, Celso Rabelo, Valdeney Azevedo e Mário Picanço, por todo o empenho na organização das excursões.

Ao Jaime Silva e toda a tripulação do *Joás Silva* pelo apoio na logística de campo.

Ao corpo docente do PPG-ECO/INPA, pelos ensinamentos repassados.

À secretária do PPG-ECO/INPA, Valdecira Azevedo, pela presteza na viabilização dos trâmites administrativos.

A todos os colegas da turma de Ecologia 2013, pela amizade e incentivo, tanto ao longo das disciplinas quanto na fase de execução do projeto de pesquisa.

A minha esposa, Irislane Oliveira, por seu amor, apoio, companheirismo e compreensão ao longo do Mestrado.

A minha família, em especial meus pais, Lileane e Daniel, pelo encorajamento.

Aos meus professores de graduação, em especial Astrid Liberato, Mariana Mesquita, Maria Anália Duarte, Antônio Webber, Maria Clara Forsberg, Rogério Fonseca, Jair Maia, Cristina Buhnheim e Marcileia Lopes pela motivação e crédito em mim depositados ao longo dos últimos anos.

*Um dia o índio civilizará o mundo
E a terra no sentido mais profundo
Terá que ser tratada como mãe, então*

*Um dia
Os rios e as florestas profanados
Queimados, poluídos, soterrados
Ainda tentarão sobreviver*

(Tony Medeiros/Inaldo Medeiros – Não mate a vida)

RESUMO

Diversos estudos têm descrito a clara influência do pulso de inundação na distribuição diferencial de espécies e a existência de fitofisionomias distintas ao longo do gradiente topográfico na várzea. Entretanto, poucos estudos similares foram realizados no igapó, sendo que os resultados obtidos até agora já permitem verificar que existe certa variação na composição de espécies segundo a duração da inundação; porém até o momento não foi descrita a existência de zonação de espécies ao longo do gradiente. O presente estudo objetivou verificar a influência dos fatores hidro-edáficos sobre a composição florística, riqueza, diversidade, área basal e densidade de indivíduos na floresta de igapó, bem como identificar a existência de zonação de espécies ao longo dos gradientes de inundação e edáfico. Para isso, foram estabelecidas 10 parcelas de 1 ha no igapó do Parque Nacional do Jaú. Foram inventariados todos os indivíduos de árvores e palmeiras com DAP \geq 10 cm. Foram realizadas 4 coletas de solo por parcela, sendo consideradas 16 variáveis edáficas para as análises. Registraram-se 193 espécies, 115 gêneros e 41 famílias. A diversidade encontrada (α de Fisher) foi 39,34. A duração da inundação demonstrou-se correlacionada à variação da composição florística, à diversidade e à estrutura, com exceção da variável densidade de indivíduos. O gradiente edáfico demonstrou-se correlacionado à variação da composição florística, porém não correlacionado à diversidade e estrutura. Apenas uma espécie apresentou-se como praticamente restrita a locais altamente inundados, permitindo a identificação de uma fitofisionomia distinta nessas áreas. As demais espécies tiveram concentração de abundância diferenciada ao longo do gradiente de inundação. Verificou-se pouca estruturação da comunidade segundo o gradiente edáfico, demonstrando que as variáveis do solo são menos importantes do que a inundação para a composição florística no igapó.

Palavras-chave: Amazônia, florestas alagáveis, pulso de inundação, edafologia, gradientes ambientais.

ABSTRACT

Several studies have described the clear influence of the flood pulse in the differential distribution of species and the existence of different vegetation types along the topographic gradient in várzea floodplain. However, few similar studies were conducted in igapó floodplain, but the results obtained until now show that there is some variation in species composition according to flooding duration; but until now it has not been reported the existence of species zonation along the gradient. This study aimed to verify the influence of hydro-edaphic factors on the floristic composition, richness, diversity, basal area and density of individuals in igapó forest and identify the existence of species zonation over the flooding and edaphic gradients. For this, 10 plots of 1 ha were established in the igapó of the Jaú National Park. All palms and trees with DBH \geq 10 cm were registered. Four soil samples per plot were collected, considering 16 soil variables for analysis. It was recorded 193 species, 115 genera and 41 families. The diversity obtained (Fisher α) was 39.34. The flooding duration was correlated to the variation of floristic composition, diversity and structure, except to density. The soil gradient was correlated to floristic composition, but not correlated to the diversity and structure. Only one species was virtually restricted to highly flooded sites, allowing the identification of a distinct vegetation type in these areas. The other species had differentiated concentration of abundance along the flooding gradient. There has been little structuring of the community according to the soil gradient, showing that soil variables are less important than flooding to the floristic composition in igapó.

Keywords: Amazon, flooded forests, flood pulse, edaphology, environmental gradients

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Florestas alagáveis da Amazônia	1
1.2. Diversidade e florística das florestas alagáveis da Amazônia	4
1.3. O papel dos fatores hidro-edáficos na diversidade e composição florística	5
2. OBJETIVOS	8
2.1. Objetivo geral	8
2.2. Objetivos específicos	8
3. MATERIAL E MÉTODOS	9
3.1. Descrição da área de estudo	9
3.2. Coleta de dados	9
3.3. Análise dos dados	11
4. RESULTADOS	13
4.1. Estrutura geral da vegetação	13
4.2. Aspectos gerais de riqueza, diversidade e composição florística	14
4.3. Caracterização fitossociológica	16
4.4. Influência dos fatores hidro-edáficos	18
5. DISCUSSÃO	22
5.1. Estrutura geral da vegetação	22
5.2. Aspectos gerais de riqueza, diversidade e composição florística	22
5.3. Caracterização fitossociológica	24
5.4. Influência dos fatores hidro-edáficos	28
6. CONCLUSÃO	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
APÊNDICES	47
ANEXOS	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de abundância, riqueza e diversidade por parcela e geral.	16
Tabela 2 - Espécies com os dez maiores valores para os parâmetros fitossociológicos considerados.	17
Tabela 3 - Famílias com os dez maiores valores para os parâmetros fitossociológicos considerados.	18
Tabela 4 - Valores médios de inundação por parcela.	19
Tabela 5 - Coeficientes (<i>loadings</i>) obtidos para cada uma das variáveis edáficas nos dois primeiros eixos da PCA.	21
Tabela 6 - Comparação da riqueza e diversidade obtida por diferentes autores em diversos locais e ecossistemas ao longo da bacia Amazônica (DAP \geq 10 cm). Dados ausentes não foram apresentados pelos autores.	24
Tabela 7 - Espécies hiperdominantes encontradas, <i>sensu</i> Ter Steege <i>et al.</i> (2013), e a respectiva posição no <i>ranking</i>	26
Tabela 8 - Espécies citadas por Ter Steege <i>et al.</i> (2013) como de maior importância (IVI) para o igapó em relação a outros ecossistemas amazônicos.	27

1. INTRODUÇÃO

1.1. Florestas alagáveis da Amazônia

Junk e Piedade (2010) definem florestas alagáveis como todos os tipos de florestas sujeitas a inundações irregulares, sazonais ou duradouras. McCormick (1979) refere-se a essas florestas como ecótonos terrestres de áreas baixas, que derivam seus altos índices hidrológicos e solos aluviais da drenagem e erosão de terras altas adjacentes, por um lado, ou de inundações periódicas a partir dos ecossistemas aquáticos, por outro. Ilhardt *et al.* (2000), por sua vez, propõem uma definição funcional, estabelecendo que essas áreas são ecótonos de interação tridimensional que incluem ecossistemas terrestres e aquáticos, estendendo-se sob a superfície da água, passando pela planície de inundação até as encostas adjacentes aos ecossistemas terrestres, e ao longo dos cursos d'água em diferentes amplitudes.

Pode-se, ainda, abordar as áreas úmidas ripárias em três escalas: pequena escala, caracterizando as margens de corpos d'água que se tornam periodicamente inundadas por algumas dezenas de metros de extensão; média escala, constituindo-se em bandas de vegetação; e em larga escala, formando extensas planícies de inundação de dezenas de quilômetros de extensão ao longo de grandes rios. Nesse último caso, a complexidade desses ambientes atinge tal magnitude que os cientistas conferem a eles o status de ecossistemas específicos (Junk, 1980; Odum, 1981; Mitsch & Gosselink, 2000).

O desenvolvimento de extensas planícies de inundação ao longo do baixo e médio curso do rio Amazonas e de seus maiores tributários foi fortemente influenciado por um período de mudanças climáticas durante o Pleistoceno. Períodos glaciais severos levaram a um rebaixamento do nível do mar em mais de 130 m, aumentando a declividade dos rios e promovendo profundas erosões em seus vales. Isso afetou os baixos cursos dos tributários do rio Amazonas no norte e no sul até as bordas dos escudos cristalinos, bem como o canal principal desse rio até 2500 km a oeste dentro do continente. Durante os períodos interglaciais, o nível do mar se elevou e represou os rios em seus vales. Nos milênios seguintes, os rios preencheram seus vales com sedimentos, formando extensas planícies de inundação (Junk & Piedade, 2010).

Aproximadamente 600.000 km² da Bacia Amazônica são classificados como áreas úmidas influenciadas por inundações sazonais (Melack & Hess, 2010). Desse total, de 60,7 a 99 % é composto por florestas tropicais que se estendem ao longo das planícies de inundação

dos baixos cursos de todos os grandes rios amazônicos (Klinge *et al.*, 1990; Junk, 1993; Melack & Hess, 2010) e rios do sul da Bacia do Orinoco (Godoy *et al.*, 1999; Rosales *et al.*, 2001, 2002), classificadas, segundo o sistema proposto por Veloso *et al.* (1991) para a vegetação do Brasil, como Florestas Ombrófilas Densas Aluviais. Faixas estreitas de florestas ripárias também ocorrem ao longo de igarapés e rios de pequena ordem situados em terras baixas relativamente mais bem drenadas. Sua pequena extensão lateral tem acarretado em subestimativas da área total ocupada por esse tipo de floresta, sendo elas incluídas frequentemente no domínio das florestas de terra firme (Junk & Piedade, 2010), sob a denominação genérica de *florestas de baixio* (Ribeiro *et al.*, 1999). Além dessas, outras fitofisionomias de áreas úmidas típicas da Amazônia Brasileira incluem grandes áreas de florestas insuficientemente drenadas sobre areia branca no alto rio Negro (Klinge & Medina, 1979; Bongers *et al.*, 1985), constituindo as campinaranas (também no domínio das terras firmes) (Veloso *et al.*, 1991); pântanos dominados pela palmeira *Mauritia flexuosa* (buritizais); áreas úmidas de savana; manguezais (Junk & Piedade, 2010); além das várzeas de maré, ou várzeas tidais (Prance, 1979; Junk *et al.* 2011; Junk *et al.*, 2014).

A primeira abordagem no sentido de classificar as florestas alagáveis da Amazônia de acordo com parâmetros hidrológicos e hidroquímicos foi a realizada por Prance (1979), no intuito de definir acuradamente a terminologia utilizada para os diferentes tipos de florestas, já que, em literaturas científicas, os termos locais *várzea* e *igarapé* eram empregados indiscriminadamente (e.g.: Richards, 1952; Ducke & Black, 1953; Moreira, 1970). Sioli (1956), no entanto, já havia correlacionado as condições hidroquímicas em rios da Amazônia à geologia e geomorfologia de suas áreas de captação.

Rios de águas brancas, como o Amazonas e o Purus, têm sua origem na região andina ou pré-andina, de onde transportam grandes volumes de sedimentos ricos em nutrientes. Esses nutrientes são depositados em grandes planícies de inundação, localmente chamadas várzeas, onde se estabelecem comunidades de plantas herbáceas terrestres e aquáticas e florestas inundáveis que cobrem uma área de aproximadamente 275.000 km² (Junk, 1989; Melack & Hess, 2010).

Por outro lado, rios de águas escuras, como o rio Negro e o rio Jaú, drenam grandes áreas de areia branca nos escudos paleozoicos e/ou pré-cambrianos das Guianas e no interior da bacia (Junk, 1989). Suas águas contêm baixo volume de material suspenso e altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, que conferem uma coloração castanho-avermelhada. As planícies de inundação desses rios são de baixa fertilidade, localmente denominadas igapós, cobertas por uma floresta de crescimento lento (Furch & Junk, 1997).

Nesse ambiente, macrófitas aquáticas são escassas e muitas espécies arbóreas de águas brancas são ausentes (Junk & Piedade, 1997). De fato, Wittmann *et al.* (2012) demonstraram haver baixa similaridade florística entre a várzea e o igapó (21 %). Devido à baixa fertilidade, os igapós são, conseqüentemente, ambientes de baixa produtividade, refletindo, entre outros aspectos, no crescimento das árvores (Junk *et al.*, 2015). Schöngart *et al.* (2005), por exemplo, comparando padrões de crescimento entre populações de igapó e de várzea da espécie *Macaranga acaciifolia*, registraram que, sob o mesmo regime de inundação, a espécie apresentou incremento radial médio significativamente menor no igapó ($1,52 \pm 0,38$ mm) do que na várzea ($2,66 \pm 0,67$ mm). As árvores de igapó, entretanto, apresentaram idade média maior (268 ± 118 anos) do que a várzea (135 ± 27 anos), indicando que no igapó as árvores demoram mais tempo para atingir o mesmo diâmetro que as árvores da várzea.

Já os rios de águas claras, como o Tapajós e o Tocantins, têm suas áreas de captação no Planalto Central Brasileiro. Suas águas são transparentes e esverdeadas, com baixo volume de sedimentos e sólidos dissolvidos e as planícies de inundação apresentam fertilidade intermediária, sendo também classificadas como igapós. Os igapós, de modo geral (águas escuras e claras), cobrem uma área de aproximadamente 180.000 km² na Bacia Amazônica (Junk, 1989; Melack & Hess, 2010).

Um terceiro tipo de floresta alagável amazônica, primeiramente descrita por Irion (1976), são as florestas de paleo-várzea. Esse tipo de floresta é encontrado sobre antigos depósitos aluviais de origem andina abandonados por rios de águas brancas e atualmente inundados por rios de águas escuras (e.g.: rios Jutaí, Tefé, Coari), os quais transportam níveis intermediários de sedimentos andinos há muito tempo depositados (Irion *et al.*, 2010; Junk *et al.*, 2011). Esses sedimentos formam substratos de fertilidade inferior aos da várzea, porém superior aos do igapó (Irion, 1978; Schubart, 1983). As paleo-várzeas cobrem uma superfície de 125.000 km² na Bacia Amazônica (Junk *et al.*, 2011; Assis *et al.*, 2015).

Em um estudo realizado por Costanza *et al.* (1997), no qual foi estimado o valor monetário dos serviços oferecidos pelos diferentes ecossistemas em escala mundial, as planícies de inundação obtiveram o segundo maior valor por hectare por ano, ficando atrás apenas dos estuários. O valor obtido por De Groot *et al.* (2012), por outro lado, foi o quarto maior, ficando atrás dos valores obtidos para os recifes de corais, áreas úmidas costeiras e sistemas costeiros (considerando-se, nesse último caso, os estuários, plataformas continentais e bancos de algas em conjunto). Globalmente, sem levar em consideração unidades de área, as planícies de inundação obtiveram o sexto maior valor, ficando atrás do mar aberto, das plataformas continentais, dos estuários, das florestas tropicais e dos bancos de algas

(Costanza, *et al.* 1997). As florestas alagáveis da Amazônia, inseridas no contexto das áreas úmidas continentais, são de grande importância econômica e ecológica na região, destacando-se seu uso como fonte de produtos madeireiros e não madeireiros; seu papel como barreira natural para a correnteza dos rios, protegendo a planície de inundação contra a erosão; sua atividade de sequestro de carbono e regulação microclimática; seu uso como habitat e fonte de alimentos para muitos animais, incluindo espécies de peixes economicamente importantes; sua utilização como área de pastagem para o gado; seu estoque genético de espécies adaptadas à inundação; entre outros (Junk & Piedade, 2010; Junk *et al.*, 2014).

1.2. Diversidade e florística das florestas alagáveis da Amazônia

A riqueza de espécies arbóreas nas planícies de inundação da Amazônia é menor que a da terra firme adjacente (Prance, 1979; Balslev *et al.*, 1987). Recentes estudos, entretanto, têm demonstrado que, entre as florestas alagáveis, as floresta de várzea são as mais ricas em espécies do mundo inteiro (Wittmann *et al.*, 2006; Wittmann *et al.*, 2012; Assis *et al.*, 2015), o que pode ser explicado pela alta diversidade de habitats, cujo estabelecimento depende principalmente de fatores geo-hidrológicos; e pelas condições geomorfológicas relativamente estáveis na Bacia Amazônica ao longo de milhões de anos.

Em contraste com as florestas de terra firme da Amazônia, para as quais bases de dados publicadas até o ano de 2006 reportam mais de 250.000 indivíduos em uma área inventariada maior que 700 ha (Ter Steege *et al.*, 2006), o número de árvores inventariadas nas florestas alagáveis é pequeno. Em florestas de várzea, inventários florísticos realizados até o mesmo ano tinham coberto uma área de menos de 70 ha e aproximadamente 40.000 indivíduos (Wittmann *et al.*, 2006), enquanto as bases de dados para o igapó continham inventários de menos de 20 ha e aproximadamente 11.000 indivíduos (Rodrigues, 1961; Keel & Prance, 1979; Revilla, 1981; Piedade, 1985; Campbell *et al.*, 1986; Ferreira, 1991; Ferreira & Prance, 1998; Haugaasen & Peres, 2006; Inuma, 2006).

Kubitzki (1989), baseado na classificação de Prance (1979), expôs as diferenças florísticas entre várzea e igapó, levando em consideração diferenças nos níveis de nutrientes. Kubitzki (1989) também apontou para relações florísticas fortes entre as florestas alagáveis e as florestas de terra firme adjacentes. A flora dos igapós também possui estreita relação com a das campinaranas, onde, em certas circunstâncias, o nível periodicamente alto do lençol freático ou mesmo inundações superficiais demandam as devidas adaptações nas árvores.

Muitas dessas espécies, tais como *Ruizterania retusa*, *Panopsis rubescens* e *Humiria balsamifera*, também são encontradas nas partes mais altas dos igapós. Outros gêneros, no entanto, como *Leopoldinia* e *Lophantera*, são restritos às áreas periodicamente inundadas. Targhetta (2012), por outro lado, comparando a florística da campinarana à do igapó no rio Uatumã, encontrou baixa similaridade entre esses dois ambientes, com apenas quatro espécies comuns a ambos. A autora atribui esse resultado oposto ao de Kubitzki (1989) a potenciais diferenças na composição florística entre igapós de diferentes locais, sob influência de diferentes fatores ambientais. Por outro lado, a comparação entre os dois trabalhos também aponta que a maior similaridade entre o igapó e a campinarana se dá a nível de família e gênero, enquanto essa similaridade diminui a nível específico,

Assis *et al.* (2015), em um estudo sobre a diversidade e composição florística da paleo-várzea, demonstrou que ela contém elementos tanto da várzea quanto do igapó, porém é floristicamente mais similar à várzea. Entretanto, aponta a tendência de que, à medida que o processo de sedimentação diminua, as paleo-várzeas se tornem floristicamente mais semelhantes aos igapós, com a gradativa substituição por espécies mais comuns a esses últimos.

1.3. O papel dos fatores hidro-edáficos na diversidade e composição florística

A dinâmica das florestas e demais ecossistemas alagáveis da Amazônia é fortemente influenciada pela inundação periódica, cujo conceito (FPC – *Flood Pulse Concept*: Pulso de Inundação) foi elaborado por Junk *et al.* (1989) no intuito de descrever os processos que ocorrem nas planícies de inundação de grandes rios amazônicos. Esse conceito prediz que o pulso de inundação é a força que dirige os sistemas alagáveis, tanto controlando a ocorrência e distribuição de plantas e animais quanto determinando as características de suas histórias de vida, afetando a produtividade primária e secundária e influenciando a decomposição e os ciclos de nutrientes na água e nos solos.

Na Amazônia, o pulso de inundação decorre principalmente da sazonalidade da precipitação na região das nascentes dos rios e do degelo andino. É classificado, por isso, como monomodal e previsível, com as fases da vazante, seca, enchente e cheia ocorrendo uma única vez em cada ciclo, em épocas determinadas ao longo do ano. Essa previsibilidade facilita a adaptação dos organismos às mudanças entre as fases aquática e terrestre,

aumentando sua habilidade de utilizar eficientemente os recursos periodicamente disponíveis (Junk *et al.*, 1989).

As árvores que se estabelecem nessas planícies de inundação fazem uso de diferentes adaptações para lidar com o déficit periódico de oxigênio e a redução do período vegetativo associado. A alta taxa de sedimentação próximo ao canal dos rios de águas brancas, a escassez de nutrientes nas planícies de inundação de águas escuras e claras e as condições anóxicas da rizosfera em depressões com água estagnada acentuam as complexas interações fitoecológicas às quais as árvores estão sujeitas (Wittmann *et al.*, 2010a). Entre as principais adaptações, destacam-se, a sincronização do crescimento da madeira durante a fase terrestre (Worbes, 1989; Schöngart *et al.*, 2005), sincronização da fenologia reprodutiva com as fase aquáticas e frutos adaptados à ictiocoria (Pires & Prance, 1985; Schöngart *et al.*, 2002; Oliveira Wittmann *et al.*, 2007), a formação de raízes adventícias e o incremento da biomassa das raízes durante o período de águas altas (Worbes, 1989; Wittmann & Parolin, 2005), perda foliar e/ou redução da fotossíntese durante a inundação (Parolin *et al.* 2004a), metabolismo anaeróbico (Schlüter *et al.*, 1993), formação de camadas oxigenadas ao redor de raízes submersas e a incorporação de suberina na rizoderme (De Simone *et al.*, 2002), altas reservas de açúcar nas raízes (Ferreira *et al.*, 2009) e persistência de folhas totalmente funcionais em espécies perenifólias (Waldhoff *et al.*, 2002; Parolin, 2009).

Em seu ambiente natural, as árvores se distribuem ao longo do gradiente de inundação em um padrão característico que é determinado por fatores abióticos e bióticos. Os principais fatores abióticos são a duração, profundidade, frequência, sincronização e forma do pulso de inundação, velocidade da correnteza, taxa de sedimentação, qualidade do sedimento, erosão e estresse hídrico no período de águas baixas. Já os principais fatores bióticos são competição, conteúdo da matéria orgânica e as respectivas concentrações de oxigênio nos solos, dispersão de sementes e estabelecimento de plântulas. Árvores grandes sobrevivem à inundação melhor do que árvores pequenas, pois a duração da inundação é geralmente correlacionada com a profundidade da inundação, sendo que muitas espécies não suportam submersão total durante o período de crescimento (Oliveira Wittmann *et al.*, 2010).

Alguns estudos têm reportado menor riqueza de espécies e distribuição diferencial de espécies ao longo do gradiente de inundação que se estabelece no sentido das áreas intensamente alagadas para as pouco alagadas, atribuindo isso a diferentes níveis de tolerância das espécies à inundação e às características da topografia e do solo (e.g.: Takeuchi, 1962; Keel & Prance, 1979; Adis, 1984; Campbell *et al.*, 1992; Ayres, 1993). Em estudos realizados próximos às cidades de Tefé e Manaus (Wittmann, 2001; Wittmann *et al.*, 2002),

as florestas de várzea foram diferenciadas, segundo o gradiente de inundação, em dois tipos básicos: florestas de várzea baixa, cujas inundações médias atingem alturas entre 3,0-7,5 m, o que corresponde a um período de inundação entre 50 e 230 dias por ano; e florestas de várzea alta, cujas inundações médias atingem alturas menores que 3,0 m, sendo o período médio de inundação menor que 50 dias por ano. Os resultados obtidos deixam claro que existe uma zonação ao longo do gradiente de inundação, refletindo-se em tipologias florestais características, com somente poucas espécies (17,5 %) ocorrendo ao longo de todo o gradiente e muitas espécies restritas a amplitudes topográficas pequenas (Parolin *et al.*, 2002).

Devido ao intenso processo de erosão e sedimentação que promove um contínuo desenvolvimento e desaparecimento de sítios para o estabelecimento da vegetação ao longo do tempo, as florestas de várzea podem ser classificadas, mais detalhadamente, segundo uma sequência sucessional (*sensu* Ricklefs, 1990), onde se observa um aumento contínuo na diversidade de espécies e um decréscimo na quantidade de indivíduos por espécie. Levando-se em consideração levantamentos florísticos e a nomenclatura adotada em diversos trabalhos (e.g.: Worbes *et al.*, 1992; Ayres, 1993; Schöngart, 2003; Wittmann *et al.*, 2004), Wittmann *et al.* (2010a) apresentaram a delimitação das seguintes tipologias para a floresta de várzea: sucessão primária ao longo de rios e canais de rios, sucessão primária em lagos, sucessão secundária inicial ao longo de rios, estágio secundário tardio de várzea baixa, sucessão tardia em várzea baixa, floresta de várzea alta (estágio clímax) e chavascal.

A grande maioria dos estudos em florestas alagáveis da Amazônia tem se concentrado em florestas de várzea. Conseqüentemente, muito mais conhecimento sobre sua botânica, taxonomia, fitogeografia, ecologia e fisiologia está disponível do que para as florestas de igapó (Wittmann *et al.*, 2010a). Ainda que, comparado às várzeas em termos de dinâmica hidrogeomorfológica, os igapós apresentem habitats relativamente estáveis e de baixa produtividade (Sioli, 1975; Junk, 1989), alguns estudos já têm demonstrado que a variação do gradiente de inundação exerce certa influência sobre a diversidade e composição florística nesses ambientes. Entre eles, destaca-se o trabalho de Ferreira (2000), conduzido paralelamente nos rios Jau e Tarumã-Mirim (AM), e o estudo de Ferreira & Parolin (2011) no rio Tarumã-Mirim. Montero *et al.* (2014), por outro lado, conduziu um estudo no sentido de descrever a variação florística do igapó ao longo do curso do rio Negro, sem levar em consideração o gradiente de inundação. O autor observou variações abruptas na composição de espécies entre diferentes seções do rio e uma diversidade mais alta nas seções situadas no baixo curso, as quais estão assentadas sobre formações geológicas mais recentes e, por isso, mais ricas em sedimentos e nutrientes, devido à influência do rio Branco.

Outro fator abiótico importante que influencia a distribuição de espécies entre diferentes ambientes é o solo. Dentre as diversas propriedades do solo, a textura (proporção entre as frações areia, silte e argila) interfere intensamente na retenção de água e nutrientes, limitando o estabelecimento de certas espécies de plantas conforme a proporção textural (Vieira & Santos, 1987; Resende *et al.*, 2007). Diversos autores têm sugerido ou levado em consideração o papel dos fatores edáficos na estruturação da comunidade arbórea do igapó (e.g.: Ferreira, 2000; Hamaguchi, 2009; Targhetta, 2012). Worbes (1986, 1997) observou que o igapó geralmente apresenta áreas sobre solo arenoso e outras sobre solo argiloso, refletindo em diferenças marcantes na composição de espécies entre sítios com diferentes texturas de solo (Junk *et al.*, 2015).

Nenhum estudo realizado até o presente momento, entretanto, encontrou padrões de zonação ao longo do gradiente hidro-edáfico do igapó que permitissem delimitar tipologias florestais, havendo a necessidade de estudos com emprego de métodos mais sistemáticos nesse sentido.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Analisar a influência do gradiente de inundação e do gradiente edáfico na composição, riqueza, diversidade e estrutura do componente arbóreo de igapó.

2.2. Objetivos específicos

- Analisar a influência da duração da inundação e das variáveis edáficas sobre a composição, riqueza, diversidade e estrutura do componente arbóreo de igapó;
- Descrever a zonação de espécies ao longo dos gradientes ambientais.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional do Jaú (PARNA Jaú), localizado a aproximadamente 200 km a noroeste de Manaus, no Estado do Amazonas, abrangendo as bacias hidrográficas dos rios Jaú e Unini, afluentes da margem direita do rio Negro. Os limites do parque foram traçados ao longo das margens dos principais rios, sendo o limite norte determinado pelo rio Unini e o limite sul pelo rio Carabinani (Fundação Vitória Amazônica, 1998).

Os rios que delimitam o parque são de águas escuras e originam-se em terrenos pouco elevados. A precipitação apresenta índices altos no período de janeiro a maio, fazendo com que os maiores níveis dos rios ocorram durante os meses de junho e julho. O período de menor precipitação ocorre entre os meses de julho e setembro, sendo que os níveis mais baixos dos rios são registrados nos meses de outubro e novembro (Fundação Vitória Amazônica, 2008).

O PARNA Jaú situa-se sobre um mosaico de formações geológicas de diferentes idades: Prosperança (Cambro-Ordoviciano), ocupando 17% da área; Trombetas (Siluriano), 8%; Barreiras/Alter do Chão (Cenozoico), 3%; Solimões (Terciário e Pleistoceno), 65%; além de depósitos aluvionares holocênicos (Quaternário), correspondendo a 7% da área (Radambrasil, 1978; Schubart, 1977).

A vegetação do parque é constituída 75,3% por florestas de terra firme (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas), 1,93% por florestas submontanas (Floresta Ombrófila Densa Submontana), 13,11% por florestas de igapó (Floresta Ombrófila Densa Aluvial), 0,9% por campinas e 8,76% por campinaranas (Radambrasil, 1978; Veloso *et al.*, 1991; Fundação Vitória Amazônica, 2008).

3.2. Coleta de dados

Foram demarcadas dez parcelas (P1 a P10) de 50 x 200 m (1 ha) na floresta de igapó do PARNA Jaú, aproximadamente paralelas ao rio, pertencentes ao Projeto Ecológico de Longa Duração (PELD) do Grupo de Pesquisas em Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (MAUA) (Anexo A). As parcelas foram estabelecidas em locais

sujeitos a diferentes alturas médias de inundação, identificadas através da observação das marcas evidentes no tronco das árvores antes do início dos levantamentos. Buscou-se, com isso, contemplar a maior amplitude possível do gradiente de inundação, sem, contudo, tipificar as parcelas com base em classificações topográficas ou fisionômicas.

Cada parcela (Figura 1) foi dividida em 16 subparcelas de 25 x 25 m, denominadas com uma letra na sequência de A até P. Cada conjunto de quatro subparcelas foi denominado quadrante, sendo os mesmos denominados segundo as subparcelas circunscritas (ex: quadrante ABCD). Todos os vértices das parcelas foram georreferenciados para registro da localização exata das parcelas e facilitação do trabalho posteriormente.

A coleta de dados se deu no fim de outubro de 2013 e em de março de 2014, períodos em que o rio Jaú e seus afluentes apresentavam níveis baixos e a floresta de igapó, conseqüentemente, não se encontrava inundada. A partir da cota máxima atingida pelo rio Jaú no ano de 2013, cuja marca podia ser observada no tronco das árvores do igapó, foi calculado o período médio de inundação anual para cada indivíduo (em dias ano⁻¹), além da altura média de inundação (em metros) a que cada indivíduo estava submetido. Visou-se, com isso, a obter os valores médios de duração e altura de inundação para cada espécie. Os dados hidrológicos foram obtidos no site da Agência Nacional de Águas através do sistema Hidroweb (Hidroweb, 2015), tendo-se como referência os níveis diários do rio Jaú obtidos na Estação Seringalzinho (código 14876000), no período de 01/10/2005 a 01/10/2014, correspondente a 10 anos de registros.

Foram levados em consideração todos os indivíduos de árvores e palmeiras arborescentes com DAP ≥ 10 cm presentes em cada parcela. A identificação deu-se previamente em campo, com auxílio de parataxônomo, porém foram realizadas coletas de material botânico de alguns indivíduos, de modo a auxiliar na determinação de identidades duvidosas por especialistas e/ou através da comparação com exsicatas tombadas no herbário do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Para esse fim, as amostras foram obtidas com podão ou tesoura de poda, prensadas e herborizadas posteriormente. O sistema filogenético adotado foi o APG III (APG III, 2009).

Todos os indivíduos foram marcados com placas de alumínio numeradas e o DAP foi aferido com auxílio de fita diamétrica, em centímetros. Indivíduos com sapopemas tiveram o DAP aferido acima da mesma. Indivíduos com tronco acanalado tiveram o DAP assumido sem levar em consideração as reentrâncias do tronco.

Para as análises edáficas, foram coletadas amostras de aproximadamente 20 cm de profundidade no ponto central de cada quadrante (Figura 1), totalizando quatro amostras por

parcela. O material foi enviado ao laboratório da EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) – Amazônia Ocidental e analisado de acordo com a metodologia específica. Foram levadas em consideração 16 variáveis, sendo as variáveis físicas areia, silte e argila e as variáveis químicas C, N, P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, Fe, Zn⁺, Mn²⁺, Cu, matéria orgânica e pH.

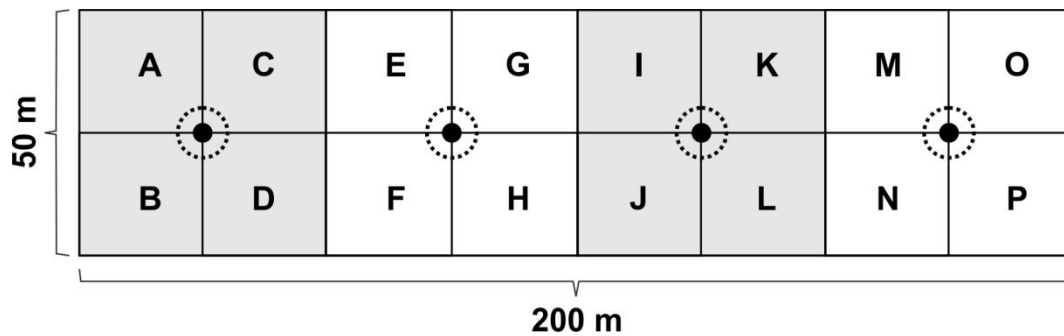


Figura 1 – Esquema de parcela utilizado. Os quadrantes são formados por grupos de quatro subparcelas. Os círculos indicam os pontos de amostragem de solo dentro de quadrante.

3.3. Análise dos dados

Após a determinação da identidade das espécies, foi calculada a riqueza (S) do conjunto de parcelas, além da riqueza por parcela e por quadrante. A fim de demonstrar a suficiência amostral, foi elaborada uma curva de acumulação de espécies com base na inclusão de novos indivíduos ao longo do inventário (Colwell & Coddington, 1994).

A diversidade do conjunto de parcelas, a diversidade por parcela e por quadrante foram obtidas por meio do coeficiente de Fisher (α de Fisher) (Fisher *et al.*, 1943), por ser um coeficiente relativamente não afetado por variações no tamanho amostral e completamente independente deste se $N > 1000$ (Taylor, 1978). Além desse índice, calculou-se o índice de diversidade de Shannon (H') (Krebs, 1999) para o conjunto de parcelas e por parcela, a fim de permitir a comparabilidade com outros levantamentos florísticos. Ambos os coeficientes foram calculados com auxílio do software Past 2.16 (Hammer *et al.*, 2001).

A partir dos dados de DAP e da contagem e identificação das espécies, foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos (Curtis & McIntosh, 1951), a nível de espécie e de família, no software Fitopac 2.1.2 (Shepperd, 2010):

- *Densidade Relativa* (D_{Ri}) = [número de indivíduos da espécie/família i amostrados na parcela (N_i) / número total de indivíduos amostrados na parcela ($\sum N_i$)] x 100

- *Dominância Relativa* (Do_{Ri}) = [área basal de todos os indivíduos da espécie/família i amostrados na parcela (Ab_i) / área basal de todos os indivíduos amostrados na parcela ($\sum Ab_i$)] x 100;

- *Frequência Relativa* (F_{Ri}) = [Frequência Absoluta da espécie/família i (F_{Ai}) / soma das frequências absolutas de todas as espécies/famílias amostradas na parcela ($\sum F_{Ai}$)] x 100, onde: [Frequência Absoluta da espécie i (F_{Ai}) = número de parcelas em que ocorreu a espécie/família i (N_{Pi}) / número total de parcelas ($\sum N_{Pi}$) x 100];

- *Índice de Valor de Importância* (IVI) = $D_{Ri} + Do_{Ri} + F_{Ri}$.

Para a análise estatística dos fatores hidro-edáficos na florística e estrutura, consideraram-se os valores, tanto das variáveis preditoras (duração de inundação e variáveis edáficas) quanto os das variáveis-resposta (riqueza, diversidade, área basal (cm^2) e densidade (indivíduos ha^{-1})) por quadrante. Optou-se por essa escala de abordagem em função de que o maior detalhamento obtido na coleta de dados edáficos se deu ao nível de quadrante. Os valores correspondentes à riqueza, diversidade, composição, área basal e densidade do conjunto de parcelas e de cada parcela foram apresentados no presente estudo no intuito de descrever aspectos gerais da área em questão e permitir a comparação com outros estudos, não sendo analisados estatisticamente.

Para a análise da influência do gradiente de inundação na riqueza, diversidade, área basal e densidade, realizaram-se Regressões Lineares Simples entre os valores dessas variáveis e o valor da duração média de inundação por quadrante. Para verificar o efeito do gradiente de inundação sobre a composição de espécies realizou-se um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com os valores de abundância de indivíduos por espécie dentro de cada quadrante. Em seguida, realizou-se uma Regressão Linear Simples entre o primeiro eixo gerado pelo NMDS e o valor da duração média de inundação por quadrante, a fim de verificar a influência da inundação sobre a composição florística.

Ainda no sentido de demonstrar a influência do gradiente de inundação na variação da composição florística, elaborou-se uma tabela em que as espécies, excluindo-se as que foram representadas por *singletons* (Novotny & Basset, 2000), foram organizadas e classificadas segundo o nível de tolerância à inundação. Propôs-se uma classificação da inundação, segundo intervalos considerados, em *baixa* (0 a 3 m), *intermediária* (3 a 6 m), *alta* (6 a 9) e *muito alta* (10 a maior que 11). Com base na maior ou menor concentração da abundância de indivíduos por espécie dentro de cada classe de inundação, as espécies foram classificadas como sendo de tolerância *baixa*, *intermediária*, *alta*, *muito alta* e *irregular*.

A fim de permitir uma melhor visualização da distribuição ao longo do gradiente, elaborou-se um gráfico demonstrativo da abundância relativa das 60 espécies mais abundantes (n mínimo = 22) ao longo do gradiente. Tanto para a tabela quanto para o gráfico, foram considerados os valores de inundação por indivíduo.

Para a análise da influência dos fatores edáficos, realizou-se uma PCA (Análise dos Componentes Principais) com os valores das variáveis físico-químicas obtidos para cada quadrante. Os dados foram padronizados através da divisão de cada valor apresentado por quadrante pelo valor máximo de cada variável. Em seguida, realizaram-se Regressões Lineares Simples entre os valores de riqueza, diversidade, área basal e densidade por quadrante e o primeiro eixo obtido na PCA. Para verificar o efeito do gradiente edáfico sobre a composição de espécies realizou-se um teste de Mantel entre as matrizes geradas pelo NMDS e pela PCA.

A parcela 8 (P8) foi excluída das análises estatísticas, uma vez que não foi possível a coleta de amostras de solo devido à superfície do mesmo estar submersa por ocasião do inventário.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2011), com a utilização do pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2009).

4. RESULTADOS

4.1. Estrutura geral da vegetação

Os histogramas que relacionam a densidade relativa de indivíduos segundo as classes diamétricas para cada parcela (Apêndice A) apresentaram, de maneira geral, o formato de J invertido, com a maior parte dos indivíduos inventariados concentrados nas classes de menor diâmetro. A parcela 8 (P8), entretanto, não seguiu esse padrão, apresentando a maior parte dos indivíduos concentrados nas classes de 30 – 40 cm (23,4%) e de 40 – 50 cm (19,6%).

Considerando-se o conjunto de parcelas, o histograma apresentou o formato de J invertido (Figura 2), com 58,7% dos indivíduos concentrados na classe de 10 – 20 cm.

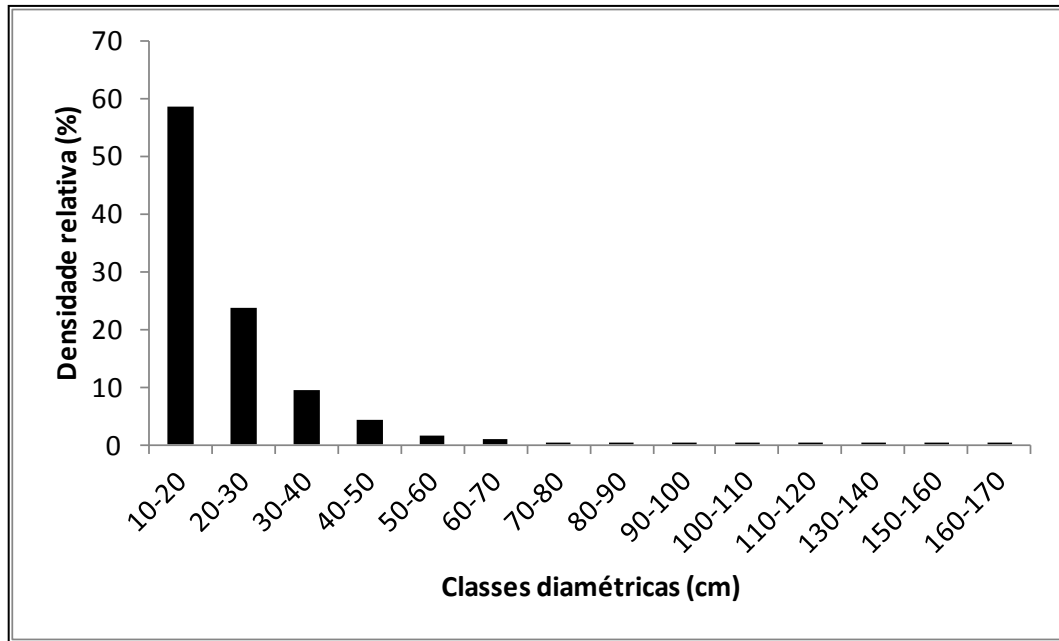


Figura 2 - Densidade relativa de indivíduos segundo as classes diamétricas considerando-se o conjunto de parcelas de 1 ha.

4.2. Aspectos gerais de riqueza, diversidade e composição florística

Foram registrados 6992 indivíduos. A riqueza (S) obtida após o inventário das 10 parcelas, que totalizaram 10 ha, foi de 193 espécies, divididas entre 115 gêneros e 41 famílias (Apêndice B).

A curva de acumulação de espécies (Figura 3) não apresentou tendência à formação de assíntota.

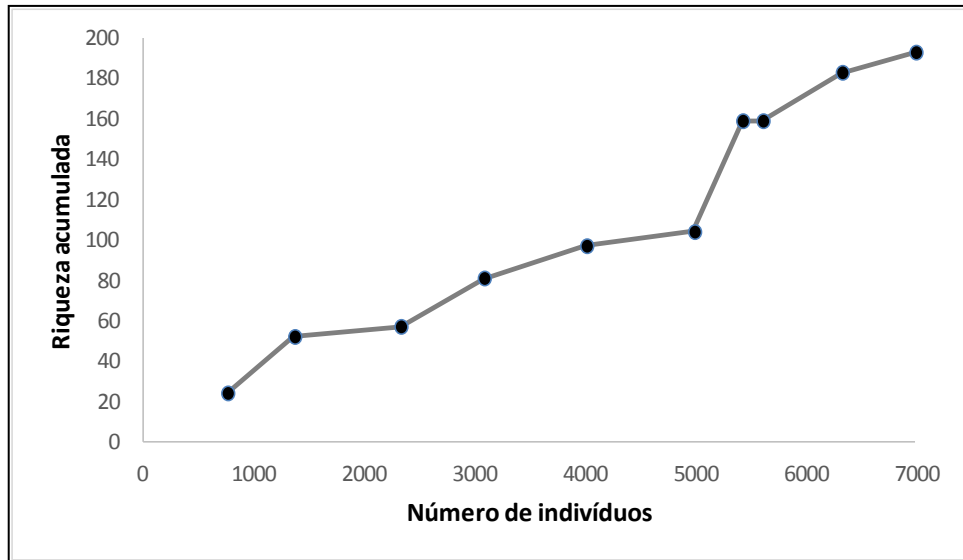


Figura 3 – Curva de acumulação de espécies com base na inclusão de novos indivíduos.

A parcela com maior abundância foi P6 (977 indivíduos), a que apresentou maior número de famílias foi a parcela P9 (29 famílias) e a mais rica em espécies P7 (74 espécies). A parcela 8 (P8) foi a que apresentou a menor abundância e a foi menos rica em famílias e espécies (Tabela 1). A riqueza de espécies por hectare variou de 3 espécies, em P8, a 74 espécies ha^{-1} , em P7. Foram registrados 31 *singletons*, sendo que P7 deteve a maior abundância destes (19).

O α de Fisher entre parcelas, variou de 0,51 (P8) a 25,58 (P7). As mesmas parcelas apresentaram, respectivamente, o menor e maior valor para o Índice de Shannon (respectivamente 0,12 e 3,69) (Tabela 1). Considerando-se o conjunto de parcelas, os valores para o α de Fisher e o índice de Shannon obtidos foram, respectivamente: 39,34 e 4,19.

Tabela 1 - Valores de abundância, riqueza e diversidade por parcela e geral.

Parcela	Indivíduos	Famílias	Espécies	α de Fisher	Shannon (H')
1	758	14	24	4,72	2,27
2	607	22	44	10,9	2,83
3	962	14	26	4,92	2,33
4	755	26	54	13,32	3,34
5	928	27	50	11,31	3,02
6	977	24	52	11,73	2,93
7	436	26	74	25,58	3,69
8	184	3	3	0,51	0,12
9	718	29	61	15,92	2,99
10	667	28	67	18,56	3,68
Conjunto de parcelas	6992	41	193	39,34	4,19

4.3. Caracterização fitossociológica

As dez espécies mais abundantes nas parcelas foram, em ordem decrescente: *Pouteria elegans* (499), *Amanoa oblongifolia* (497), *Macrolobium acaciifolium* (306), *Elvasia quinqueloba* (304), *Burdachia* sp. (269), *Eschweilera tenuifolia* (257), *Duroia* cf. *velutina* (254), *Swartzia polyphylla* (239), *Hevea spruceana* (179) e *Erythroxylum spruceanum* (166). Juntas, essas espécies responderam por 42,5% da abundância total. Entre as mais abundantes, também figuraram duas espécies do gênero *Tachigali* (*T. hypoleuca* e *T. rigida*), porém a quantidade de indivíduos de cada espécie não pôde ser obtida devido à dificuldade em diferenciar as duas espécies em campo na maioria das vezes, principalmente pela impossibilidade de coleta de amostras de todos os indivíduos. Estima-se que *T. hypoleuca*, entretanto, seja mais abundante e mais frequente que *T. rigida*.

As espécies com os dez maiores valores de Densidade Relativa, Frequência Relativa, Dominância Relativa e Índice de Valor de Importância estão sumarizadas abaixo (Tabela 2). A espécie com maior Densidade Relativa foi *Pouteria elegans* (7,14%), *Ternstroemia candolleana* foi a mais frequente (1,98%), *Eschweilera tenuifolia* a mais dominante (9,09%) e *Macrolobium acaciifolium* a mais importante (14,81).

Tabela 2 - Espécies com os dez maiores valores para os parâmetros fitossociológicos considerados.

Densidade relativa		Frequência relativa	
Espécie	Valor (%)	Espécie	Valor (%)
<i>Pouteria elegans</i>	7,14	<i>Ternstroemia candolleana</i>	1,98
<i>Amanoa oblongifolia</i>	7,11	<i>Pouteria elegans</i>	1,76
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	4,38	<i>Macrolobium acaciifolium</i>	1,76
<i>Elvasia quinqueloba</i>	4,35	<i>Maprounea amazonica</i>	1,76
<i>Burdachia</i> sp.	3,85	<i>Burdachia</i> sp.	1,54
<i>Eschweilera tenuifolia</i>	3,68	<i>Swartzia polyphylla</i>	1,54
<i>Duroia</i> cf. <i>velutina</i>	3,63	<i>Aniba affinis</i>	1,54
<i>Swartzia polyphylla</i>	3,42	<i>Amanoa oblongifolia</i>	1,32
<i>Hevea spruceana</i>	2,56	<i>Eschweilera tenuifolia</i>	1,32
<i>Erythroxylum spruceanum</i>	2,37	<i>Duroia</i> cf. <i>velutina</i>	1,32
Dominância Relativa		Importância (IVI)	
Espécie	Valor (%)	Espécie	Valor
<i>Eschweilera tenuifolia</i>	9,09	<i>Macrolobium acaciifolium</i>	14,81
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	8,68	<i>Eschweilera tenuifolia</i>	14,09
<i>Swartzia polyphylla</i>	7,93	<i>Amanoa oblongifolia</i>	13,46
<i>Aldina latifolia</i>	6,14	<i>Swartzia polyphylla</i>	12,89
<i>Amanoa oblongifolia</i>	5,03	<i>Pouteria elegans</i>	12,49
<i>Ormosia excelsa</i>	3,71	<i>Aldina latifolia</i>	9,52
<i>Pouteria elegans</i>	3,59	<i>Burdachia</i> sp.	7,14
<i>Hevea spruceana</i>	3,28	<i>Elvasia quinqueloba</i>	7,12
<i>Hydrochorea marginata</i>	2,58	<i>Ormosia excelsa</i>	6,86
<i>Micropholis humboldtiana</i>	2,13	<i>Duroia</i> cf. <i>velutina</i>	6,85

As dez famílias mais abundantes foram, em ordem decrescente: Fabaceae (1956), Sapotaceae (821), Phyllanthaceae (518), Lecythidaceae (399), Euphorbiaceae (386), Malpighiaceae (354), Ochnaceae (320), Rubiaceae (264), Chrysobalanaceae (244) e Myrtaceae (194). Juntas, essas famílias responderam por 78% da abundância total. Em relação à riqueza, as que apresentaram os dez maiores valores foram: Fabaceae (39), Sapotaceae (15), Lecythidaceae (11), Chrysobalanaceae (11), Myrtaceae (11), Annonaceae (11), Euphorbiaceae (8), Malpighiaceae (7), Lauraceae (7) e Melastomataceae (7). Juntas, essas famílias responderam por, aproximadamente, 66% da riqueza total.

As famílias com os dez maiores valores de Densidade Relativa, Frequência Relativa, Dominância Relativa e Índice de Valor de Importância estão sumarizadas abaixo (Tabela 3). Fabaceae apresentou a maior Densidade Relativa (27,97%), sendo, também, a família mais

dominante (47,24%), a mais importante (79,91) e que esteve entre as três mais frequentes, juntamente com Lecythidaceae e Malpighiaceae (todas com Frequência Relativa de 4,69%).

Tabela 3 - Famílias com os dez maiores valores para os parâmetros fitossociológicos considerados.

Densidade Relativa		Frequência Relativa	
Família	Valor (%)	Família	Valor (%)
Fabaceae	27,97	Fabaceae	4,69
Sapotaceae	11,74	Lecythidaceae	4,69
Phyllanthaceae	7,41	Malpighiaceae	4,69
Lecythidaceae	5,71	Sapotaceae	4,23
Euphorbiaceae	5,52	Euphorbiaceae	4,23
Malpighiaceae	5,06	Chrysobalanaceae	4,23
Ochnaceae	4,58	Pentaphylacaceae	4,23
Rubiaceae	3,78	Myrtaceae	3,76
Chrysobalanaceae	3,49	Lauraceae	3,76
Myrtaceae	2,77	Combretaceae	3,76
Dominância Relativa		Importância (IVI)	
Família	Valor (%)	Família	Valor
Fabaceae	47,24	Fabaceae	79,91
Lecythidaceae	10,60	Sapotaceae	23,37
Sapotaceae	7,40	Lecythidaceae	21,00
Phyllanthaceae	5,15	Phyllanthaceae	15,85
Euphorbiaceae	4,98	Euphorbiaceae	14,73
Malpighiaceae	2,33	Malpighiaceae	12,09
Combretaceae	2,21	Chrysobalanaceae	9,66
Chrysobalanaceae	1,95	Rubiaceae	9,00
Rubiaceae	1,94	Ochnaceae	8,65
Lauraceae	1,77	Lauraceae	7,75

4.4. Influência dos fatores hidro-edáficos

A duração média de inundação a que as árvores estiveram submetidas na área de estudo variou de 6 a 288 dias ano⁻¹, correspondente a uma altura de inundação entre 0,1 a 11,1 metros. Entre as parcelas de estudo, a que apresentou os maiores valores médios de inundação foi P8, enquanto P10 apresentou os menores valores (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores médios de inundação por parcela.

Parcela	Altura média de inundação (m)	Duração média de inundação (dias ano⁻¹)
1	7,72 ± 0,41	219 ± 11
2	6,31 ± 0,66	184 ± 14
3	5,32 ± 1,15	162 ± 27
4	5,55 ± 0,16	169 ± 3
5	4,94 ± 0,36	156 ± 8
6	3,28 ± 0,4	108 ± 11
7	2,57 ± 1,29	81 ± 44
8	10,82 ± 0,11	284 ± 2
9	1,55 ± 0,74	45 ± 28
10	1,24 ± 0,44	33 ± 17

O primeiro eixo do NMDS foi correlacionado à duração da inundação ($p < 0,01$; $R^2 = 0,52$) (Figura 4A), demonstrando que a variação da composição está correlacionada à inundação. A duração da inundação mostrou-se negativamente correlacionada à riqueza ($p < 0,01$; $R^2 = 0,51$) (Figura 4B) e à diversidade ($p < 0,01$; $R^2 = 0,46$) (Figura 4C) e positivamente correlacionada à área basal ($p < 0,01$; $R^2 = 0,33$) (Figura 4D). Em relação à densidade a correlação foi positiva, porém não significativa ($p = 0,13$; $R^2 = 0,04$) (Figura 4E).

Cerca de 36% das espécies ($n = 70$) foram classificadas como sendo de tolerância predominantemente baixa à inundação (Apêndice C), sendo que, entre essas, 56 foram restritas a áreas sob baixa inundação; 40% ($n = 78$) foram classificadas como de tolerância intermediária; 5% ($n = 10$) foram classificadas como tendo tolerância predominantemente alta, sendo uma espécie classificada como possuindo extrema tolerância; e 2% ($n = 4$) como apresentando tolerância irregular.

O gráfico da abundância relativa de indivíduos por espécie ao longo do gradiente de inundação (Apêndice D) também contribuiu para a visualização da maior ou menor concentração de indivíduos por espécie ao longo do gradiente.

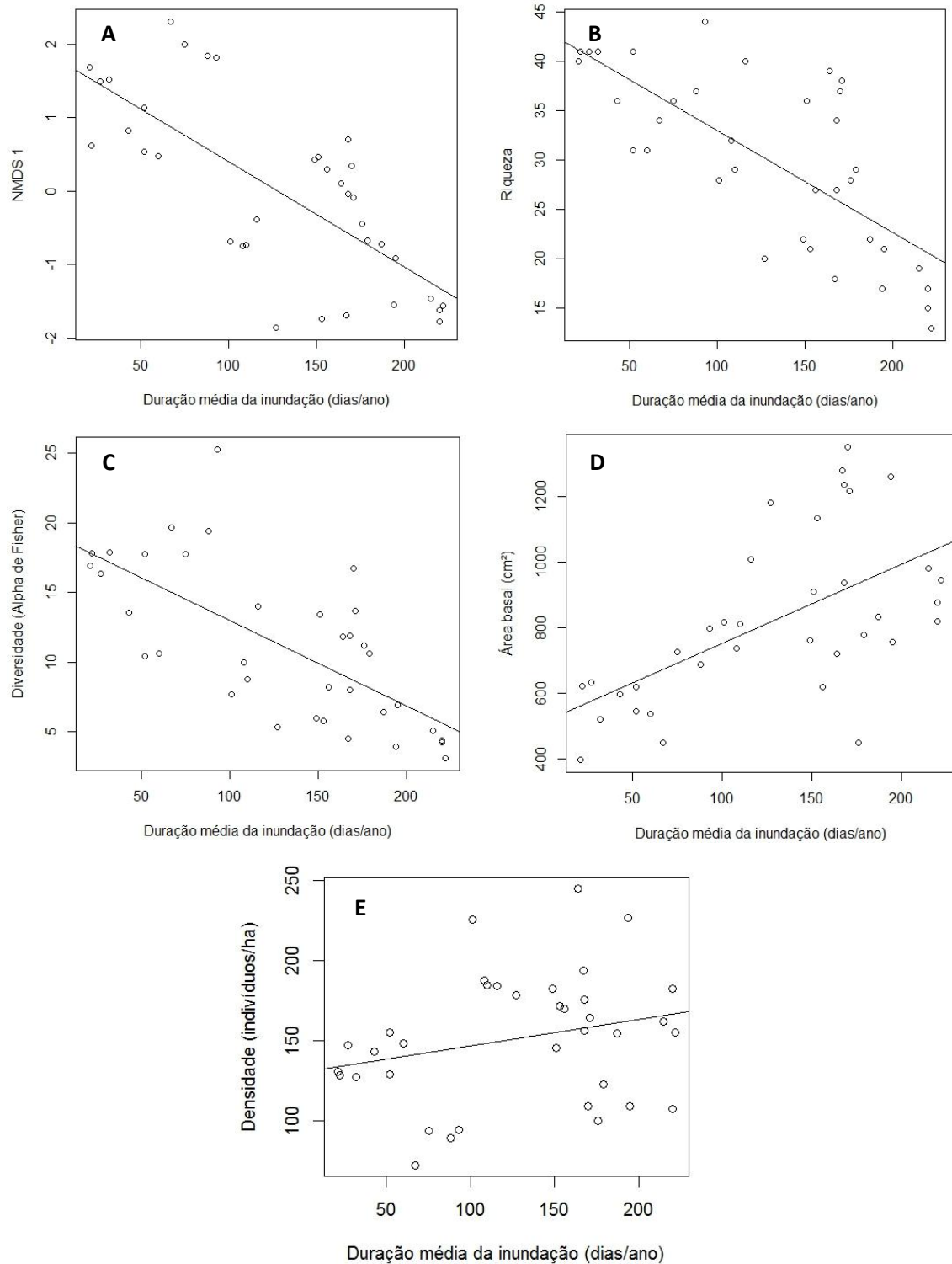


Figura 4 – Gráficos de Regressão Linear Simples entre a altura da inundação e a composição (A), riqueza (B), diversidade (C), área basal (D) e densidade (E).

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram, respectivamente, 42% (desvio padrão: 0,63) e 26% (desvio padrão: 0,49) da variação edáfica. Considerando-se apenas o primeiro eixo (Tabela 5), as três variáveis mais positivamente correlacionadas à variação foram o carbono, a matéria orgânica e o nitrogênio.

O teste de Mantel revelou existir correlação significativa entre a composição de espécies (NMDS) e o gradiente edáfico (PCA) ($p < 0,01$; $r = 0,36$) (Figura 5).

A Regressão Linear Simples demonstrou correlação insignificativa e praticamente inexistente entre o primeiro eixo da PCA e as variáveis riqueza ($p = 0,96$; $R^2 = 0,02$), diversidade ($p = 0,20$; $R^2 = 0,02$) e área basal ($p = 0,92$; $R^2 = 0,03$) e correlação significativa, porém fraca, com a densidade ($p = 0,03$; $R^2 = 0,11$).

Tabela 5 - Coeficientes (*loadings*) obtidos para cada uma das variáveis edáficas nos dois primeiros eixos da PCA.

Variável/Eixo	PC1	PC2
pH	0,04	0,00
C	0,42	-0,04
M.O.	0,42	-0,04
N	0,37	-0,07
P	0,16	0,18
K ⁺	0,36	0,17
Ca ²⁺	0,17	0,18
Mg ²⁺	0,26	0,18
Al ³⁺	0,17	-0,26
Fe	-0,06	0,45
Zn ⁺	0,24	0,10
Mn ²⁺	0,29	0,19
Cu	0,13	0,13
areia	-0,11	0,66
silte	0,13	0,01
argila	0,19	-0,30

*M.O.: Matéria orgânica

5. DISCUSSÃO

5.1. Estrutura geral da vegetação

O formato de J invertido do histograma da distribuição de densidade relativa de indivíduos segundo as classes diamétricas obtido para a maioria das parcelas e para o conjunto de parcelas também foi observado em outros estudos realizados no igapó (Ferreira, 1997; Hamaguchi, 2009; Targhetta, 2012), na várzea (Wittmann & Junk, 2003), na campinarana (Stropp *et al.*, 2011; Targhetta, 2012), e na terra firme (Rankin-de-Mérona *et al.*, 1992; Oliveira & Mori, 1999; Oliveira & Amaral, 2004). Essa distribuição geralmente caracteriza uma comunidade estoque, que é o padrão em florestas tropicais estáveis com idade e composição de espécies variadas (Scolforo *et al.*, 1998), onde cada classe diamétrica representa uma etapa da regeneração da fração do povoamento de uma mesma espécie ou de uma comunidade com diâmetro superior a essa classe (Rollet, 1978).

P8 foi a única entre as dez parcelas de estudo em que a distribuição segundo as classes diamétricas não apresentou o formato de J invertido, com a maioria dos indivíduos concentrados em classes intermediárias. Atribui-se isso ao fato de que a parcela em questão foi a que apresentou a maior média de altura e duração da inundação (Tabela 4), o que dificulta o estabelecimento de plântulas. Segundo Schöngart *et al.* (2005), em áreas altamente inundáveis, o estabelecimento de plântulas só é possível em eventos hidroclimáticos extremos.

5.2. Aspectos gerais de riqueza, diversidade e composição florística

A riqueza de espécies obtida no presente estudo (193 em 10 ha) foi maior que a encontrada em outros levantamentos realizados em florestas de igapó, considerando-se como critério de inclusão o $DAP \geq 10$ cm, tais como o de Hamaguchi (2009), realizado na RDS do Tupé (53 espécies em 1,01 ha); Ferreira & Parolin (2011), no rio Tarumã-Mirim (102 espécies em 1,44 ha); Targhetta (2012), no rio Uatumã (69 espécies em 3 ha). Entretanto, foi menor que a riqueza encontrada por Montero *et al.* (2014) ao longo do rio Negro (243 espécies em 10 ha). Nesse último caso, em que a área total inventariada foi igual à do presente estudo, atribui-se a maior riqueza encontrada ao fato de que os levantamentos realizados por aquele autor se deram em diferentes seções ao longo do rio Negro, em uma extensão maior,

caracterizadas por diferentes regimes de inundação, qualidade dos solos aluviais e geomorfologia fluvial. Essa variação ao longo do curso do rio, segundo o autor, influencia mudanças na composição florística entre diferentes seções, contribuindo para o aumento da riqueza.

A não formação da assíntota da curva de acúmulo de espécies no presente estudo sugere que as 10 parcelas utilizadas não foram suficientes para uma amostragem representativa da riqueza de espécies das florestas de igapó do PARNA Jaú, uma vez que o acréscimo de mais indivíduos sinaliza para um potencial aumento sensível na riqueza.

De modo geral, o presente estudo e os demais conduzidos em florestas de igapó sempre evidenciam menor riqueza em relação às florestas de várzea (Worbes, 1997; Parolin, 2000), considerando-se como critério de inclusão o $DAP \geq 10$ cm.

A maior riqueza de espécies por hectare encontrada no presente estudo (74 espécie ha^{-1} , P7) foi maior que a encontrada no estudo de Targhetta (2012), porém foi menor que a encontrada por Ferreira (1997), também no rio Jaú (137 espécies ha^{-1}); e por Montero *et al.* (2014), em Anavilhanas (79 espécie ha^{-1}) (Para uma comparação entre a riqueza e diversidade entre diferentes locais e ecossistemas, ver Tabela 6).

Apesar de a influência da duração da inundação não ter sido analisada estatisticamente a nível de parcela, o fato de P7 ter apresentado a maior riqueza e a maior diversidade certamente está relacionado à sua maior proximidade com a terra firme em relação às demais parcelas, o que faz com que esta parcela apresente a maior amplitude de variação do gradiente de inundação entre as parcelas (5,4 m). Tem-se, assim, a possibilidade de estabelecimento de uma maior quantidade de espécies, tolerantes a diferentes níveis de inundação (Keel & Prance, 1979; Adis, 1984; Campbell *et al.*, 1992; Ayres, 1993), que vão desde as cotas mais próximas ao rio até a borda da terra firme. A proximidade com a terra firme também contribuiu para que a parcela 7 tenha sido a que apresentou o maior número de *singletons*, sendo a maioria delas típicas de florestas de terra firme e raramente citadas em outros estudos realizados em florestas de igapó, tais como *Bertholletia excelsa*, *Parkia pendula* e *Simaba cedron*. Ferreira (1997) também apontou a proximidade da terra firme como influenciando o aumento da riqueza e diversidade no igapó e Wittmann *et al.* (2002) atribuem a alta riqueza registrada em florestas de várzea alta também à contribuição de espécies compartilhadas com a terra firme.

Inversamente, P8, por ter sido a que apresentou o maior valor médio de altura e duração de inundação e a menor amplitude de variação de altura da inundação (0,6 m), apresentou, conseqüentemente a menor riqueza e diversidade entre as parcelas de estudo.

A diversidade geral do conjunto de parcelas, considerando-se coeficiente de Fisher (α de Fisher), foi maior que a encontrada por Targhetta (2012) no igapó do rio Uatumã (13,59). Considerando-se o índice de Shannon, a diversidade foi maior que a encontrada por Hamaguchi (2009) no igapó da RDS do Tupé (2,95).

Tabela 6 - Comparação da riqueza e diversidade obtida por diferentes autores em diversos locais e ecossistemas ao longo da bacia Amazônica (DAP \geq 10 cm). Dados ausentes não foram apresentados pelos autores.

Autor	Ecossistema	Local	Área total (ha)	Riqueza total	Riqueza máx. ha ⁻¹	Diversidade total	
						Fisher	Shannon
Presente estudo	Igapó	Rio Jaú	10	193	74	39,34	4,19
Ferreira (1997)	Igapó	Rio Jaú	3	-	137	-	-
Hamaguchi (2009)	Igapó	Lago Tupé	1,01	53	-	-	2,95
Ferreira & Parolin (2011)	Igapó	Rio Tarumã-Mirim	1,44	102	-	-	-
Montero <i>et al.</i> (2014)	Igapó	Rio Negro	10	243	79	-	-
Targhetta (2012)	Igapó	Rio Uatumã	3	69	62	13,59	-
Wittmann <i>et al.</i> (2002)	Várzea	RDS Mamirauá	3	226	177	-	-
Wittmann <i>et al.</i> (2004)	Várzea	RDS Mamirauá	5,24	222	172	-	-
Balslev <i>et al.</i> (1987)	Várzea	Rio Napo	1	149	149	83	-
Nebel <i>et al.</i> (2001)	Várzea	Rio Ucayali	9	321	141	-	-
Luize <i>et al.</i> (2015)	Várzea	Rio Purus	7,18	328	-	-	-
Stroop <i>et al.</i> (2011)	Campinarana	Alto Rio Negro	4	290	116	-	-
Targhetta (2012)	Campinarana	RDS Uatumã	3	122	-	29,33	-
Machado (2009)	Terra firme	RDS Amanã	3	157	101	-	3,6
Silva <i>et al.</i> (2014)	Terra firme	Sudoeste do Amapá	1	125	125	-	4,27
Lima Filho <i>et al.</i> (2001)	Terra firme	Bacia do Rio Urucu	3	577	322	-	-

5.3. Caracterização fitossociológica

Pouteria elegans esteve entre as três espécies mais abundantes tanto no presente estudo (espécie mais abundante), quanto no estudo de Ferreira (1997), também realizado no rio Jaú, onde o autor estabeleceu 3 parcelas em três habitats assumidos como diferentes (lago, margem de rio e igarapé); e no de Hamaguchi (2009), realizado na RDS do Tupé. No estudo de Ferreira, especificamente, ela foi a mais abundante na parcela 2 (margem de rio) e a terceira mais abundante na parcela 3 (igarapé). No estudo de Hamaguchi ela foi a terceira mais abundante. *Amanoa oblongifolia*, que foi a segunda mais abundante no presente estudo, foi a mais abundante na parcela 1 (lago) e a segunda mais abundante na parcela 2 (margem de rio) no estudo de Ferreira. *Macrobium acaciifolium* foi a terceira mais abundante no presente estudo e a segunda mais abundante na parcela 1 (lago) no estudo de Ferreira.

Ter Steege *et al.* (2013) desenvolveu um estudo em que classificou as espécies amazônicas com abundância estimada maior que $3,7 \times 10^8$ indivíduos para todo o bioma como hiperdominantes (não se confunde com *dominante* no sentido fitossociológico). Excluindo-se as de identidade duvidosa e os *singletons*, 22 espécies encontradas no presente estudo (11,4 %) estão entre as consideradas hiperdominantes por aquele autor (Tabela 7).

Pouteria elegans foi a espécie com maior densidade relativa no presente estudo e a que apresentou a terceira maior densidade relativa no estudo de Hamaguchi. A mesma espécie foi a segunda mais frequente no presente estudo e a terceira mais frequente no estudo daquela autora.

Macrolobium acaciifolium foi a segunda espécie mais dominante tanto no presente estudo quanto no estudo de Ferreira, especificamente na parcela 1 (lago) no caso do trabalho desse autor. *Swartzia polyphylla*, no presente estudo, foi a terceira mais dominante; enquanto que no estudo de Ferreira foi a segunda mais dominante, tanto na parcela 2 (margem de rio) quanto na parcela 3 (igarapé). A quarta espécie mais dominante no presente estudo (*Aldina latifolia*) foi a mais dominante no estudo de Parolin *et al.* (2004b), realizado no rio Tarumã-Mirim; e na baixa seção do rio Negro, na região de Anavilhanas, no estudo de Montero *et al.* (2014). Nesse último estudo, entretanto, a espécie parece ter sido identificada como *Aldina heterophylla*, espécie típica de campinarana (Anderson *et al.*, 1975; Targhetta, 2012).

Tabela 7 - Espécies hiperdominantes encontradas, *sensu* Ter Steege *et al.* (2013), e a respectiva posição no ranking.

Espécie	Rankin de hiperdominância
<i>Hevea brasiliensis</i>	14 ^a
<i>Licania heteromorpha</i>	19 ^a
<i>Micropholis guyanensis</i>	26 ^a
<i>Licania apetala</i>	27 ^a
<i>Brosimum guianense</i>	45 ^a
<i>Goupia glabra</i>	52 ^a
<i>Virola elongata</i>	55 ^a
<i>Attalea maripa</i>	59 ^a
<i>Licania micrantha</i>	62 ^a
<i>Dialium guianense</i>	67 ^a
<i>Pouteria elegans</i>	82 ^a
<i>Handroanthus barbatus</i>	90 ^a
<i>Sacoglottis guianensis</i>	130 ^a
<i>Calophyllum brasiliense</i>	133 ^a
<i>Licania octandra</i>	144 ^a
<i>Caryocar glabrum</i>	146 ^a
<i>Couepia paraensis</i>	153 ^a
<i>Diploptropis purpurea</i>	175 ^a
<i>Mabea nitida</i>	178 ^a
<i>Swartzia polyphylla</i>	202 ^a
<i>Vatairea guianensis</i>	214 ^a
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	226 ^a

Em relação ao Índice de Valor de Importância (IVI), *Amanoa oblongifolia* foi a terceira mais importante no presente estudo e a mais importante no estudo de Targhetta (2012), assumindo-se que a espécie tenha sido a mesma identificada pela autora como *Amanoa* cf. *guyanensis*. Vinte e seis espécies encontradas no presente estudo foram citadas por Ter Steege *et al.* (2013) como mais importantes no igapó do que em outros ecossistemas florestais amazônicos (Tabela 8).

Tabela 8 - Espécies citadas por Ter Steege *et al.* (2013) como de maior importância (IVI) para o igapó em relação a outros ecossistemas amazônicos.

Família	Espécie
Annonaceae	<i>Duguetia uniflora</i>
Annonaceae	<i>Xylopia parviflora</i>
Apocynaceae	<i>Aspidosperma nitidum</i>
Calophyllaceae	<i>Caraipa grandifolia</i>
Chrysobalanaceae	<i>Licania apetala</i>
Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i>
Chrysobalanaceae	<i>Licania micrantha</i>
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i>
Euphorbiaceae	<i>Hevea spruceana</i>
Fabaceae	<i>Aldina latifolia</i>
Fabaceae	<i>Clathrotropis nitida</i>
Fabaceae	<i>Crudia amazonica</i>
Fabaceae	<i>Heterostemon mimosoides</i>
Fabaceae	<i>Hydrochorea marginata</i>
Fabaceae	<i>Macrolobium acaciifolium</i>
Fabaceae	<i>Macrolobium multijugum</i>
Fabaceae	<i>Parkia discolor</i>
Humiriaceae	<i>Humiriastrum cuspidatum</i>
Malpighiaceae	<i>Byrsonima incarnata</i>
Meliaceae	<i>Trichilia rubra</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia gomesiana</i>
Salicaceae	<i>Laetia suaveolens</i>
Salicaceae	<i>Homalium racemosum</i>
Sapotaceae	<i>Elaeoluma glabrescens</i>
Sapotaceae	<i>Elaeoluma nuda</i>
Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i>

Em relação às famílias mais abundantes, os resultados encontrados foram semelhantes aos obtidos por Ferreira (1997), com as famílias Fabaceae e Sapotaceae sendo, respectivamente, a mais abundante e segunda mais abundante para as parcelas 2 (margem de rio) e 3 (igarapé) no estudo daquele autor. Na parcela 1 (lago), no estudo de Ferreira, Euphorbiaceae aparece como a mais abundante, porém acredita-se que o autor tenha incluído nesse quantitativo a família Phyllanthaceae, predominantemente representada pela espécie *Amanoa oblongifolia* no igapó do rio Jaú. Separando-se Euphorbiaceae de Phyllanthaceae, estima-se que Fabaceae também tivesse sido a família mais abundante encontrada pelo autor naquela parcela. Entretanto, a família Phyllanthaceae, por si só, destacou-se como a terceira mais abundante no presente estudo. No estudo de Hamaguchi (2009), Fabaceae também foi a família mais abundante.

Semelhantemente ao estudo de Hamaguchi, Fabaceae também foi a família mais rica no presente estudo. A família tem sido reportada como a de maior riqueza e abundância em outros estudos florísticos realizados na Amazônia como um todo (Gentry, 1988; Ter Steege *et al.*, 2013). A família também foi a mais dominante e importante no presente estudo e em outros realizados em igapó, como os de Ferreira (1997), Hamaguchi (2009) e Montero *et al.* (2014). Estudos realizados na várzea (Wittmann *et al.*, 2006) e na paleo-várzea (Assis *et al.*, 2015) também têm reportado a família como a mais importante.

Lecythidaceae destacou-se como a segunda família mais dominante e atribui-se o fato à contribuição da espécie *Eschweilera tenuifolia*, principalmente em P8. Como consequência da grande quantidade de indivíduos registrados com reiteraões do tronco, tem-se incremento na área transversal de cada indivíduo e, conseqüentemente, aumento da área basal da espécie e da dominância relativa da família.

5.4. Influência dos fatores hidro-edáficos

Ferreira (1997), em seu estudo também conduzido no PARNA Jaú, embora não tenha obtido estatisticamente a correlação entre a duração da inundação e a riqueza e diversidade, observou diferenças significativas entre os valores médios observados nos três tipos de habitat considerados (lago, margem de rio e igarapé), sendo a duração de inundação inversamente proporcional à riqueza e diversidade. O mesmo autor relata, entretanto, que, para um mesmo intervalo topográfico, porém considerando-se igapós de regiões diferentes, a variação da riqueza nem sempre é significativamente influenciada pela duração da inundação (Ferreira, 2000). Embora o presente estudo, *a priori*, não tenha considerado a existência de habitats distintos no igapó, também se verificou a influência negativa da inundação sobre a riqueza e diversidade. Targhetta (2012), no igapó do rio Uatumã, semelhantemente ao presente estudo, também encontrou correlação significativa negativa entre a duração da inundação e a riqueza.

Em relação à estrutura da comunidade, Ferreira (2000), encontrou diferenças significativas entre as médias de área basal entre níveis topográficos baixos, médios e altos no igapó do rio Jaú. Entretanto, a variação da área basal parece ser pouco correlacionada à variação da altura de inundação no estudo daquele autor, uma vez que as médias maiores foram registradas nos níveis médios. Targhetta (2012) também encontrou correlação significativa entre a duração da inundação e área basal. No presente estudo encontrou-se correlação positiva significativa entre a área basal e a duração da inundação, verificando-se

um aumento dos valores médios por quadrante conforme o aumento da duração da inundação. Tal padrão encontrado é o oposto do observado na várzea por Wittmann *et al.* (2004), onde os sítios sob maior duração da inundação apresentaram menor área basal que os menos inundados. No presente estudo, essa correlação positiva entre inundação e área basal pode estar relacionada à competição: em sítios mais inundados os indivíduos estão sob menor pressão competitiva, uma vez que menos espécies estão adaptadas à alta inundação; com isso, as árvores têm mais espaço para o crescimento em diâmetro. A principal diferença em relação à várzea, nesse caso, é que as espécies mais adaptadas à alta inundação são, em sua maioria, pioneiras (Parolin *et al.*, 2002). Sendo assim, são espécies que investem mais em crescimento longitudinal do que transversal. No igapó, espécies pioneiras são escassas, uma vez que a baixa dinâmica geomorfológica (Wittmann *et al.*, 2004), aliada à baixa fertilidade (Furch & Junk, 1997) e à consequente baixa produtividade (Junk *et al.*, 2015), não promove o estabelecimento de uma sucessão ecológica clara em circunstâncias normais.

Em relação à estruturação da comunidade segundo o gradiente de inundação, diferentemente do presente estudo, Targhetta (2012) não encontrou correlação entre a composição de espécies e a duração da inundação no igapó do rio Uatumã. A autora chama a atenção, no entanto, para irregularidades identificadas no pulso de inundação do rio Uatumã, como consequência da Usina Hidrelétrica de Balbina. Tal influência acarretou em perda da sazonalidade da inundação, especialmente nos extremos inferior e superior do gradiente topográfico, afetando profundamente a dinâmica da biota do igapó naquele rio. Considerando indivíduos com DAP ≥ 5 cm, Ferreira (2000) destacou a existência de sobreposição de espécies ao longo do gradiente de inundação em um estudo conduzido no rio Jaú e no rio Tarumã-Mirim, utilizando parcelas classificadas, *a priori*, segundo três níveis topográficos, contemplando uma amplitude de variação de 5 metros. Por outro lado, Ferreira & Parolin (2011) reportaram uma clara mudança na composição de espécies ao longo de um gradiente topográfico com a mesma amplitude do estudo anterior, no rio Tarumã-Mirim.

O presente estudo considerou uma maior amplitude de duração de inundação e, consequentemente, do gradiente topográfico correspondente (respectivamente > 280 dias ano⁻¹ e 11 metros). Além disso, abrangeu-se uma área maior do que os três estudos citados anteriormente, o que permitiu uma melhor identificação de ocorrências diferenciadas de espécies ao longo do gradiente, conforme detalhado anteriormente. Por fim, com exceção do trabalho de Targhetta (2012), a coleta de dados não foi realizada considerando-se a delimitação de parcelas segundo habitats assumidos como distintos ou intervalos topográficos determinados. Tal tipificação, realizada *a priori*, não se justifica objetivamente.

Entre as espécies restritas às cotas mais altas (baixa tolerância à inundação), 24 foram citadas por Ribeiro *et al.* (1999) como ocorrendo também em florestas de terra firme. Nesse grupo estão espécies que foram restritas a inundações de menos de 1 metro de altura, localizadas em sítios inundados apenas em eventos de cheia extrema. A contribuição de espécies de terra firme nas cotas mais altas também foi citada por Wittmann *et al.* (2002) para as florestas de várzea alta, porém a quantidade de espécies compartilhadas nesse último caso foi maior, levando-se em consideração o trabalho de Ribeiro *et al.* (1999) (46 espécies).

Entre as espécies classificadas como de tolerância intermediária à inundação, *Vatairea guianensis* também foi citada por Wittmann *et al.* (2004) como de associação intermediária entre as comunidades de várzea baixa e várzea alta. Embora os estudos para a várzea (e.g.: Ayres, 1993; Wittmann *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2004) não tenham descrito uma composição de espécies bem delimitada para as cotas médias da floresta de várzea que correspondesse a uma fitofisionomia particularmente distinta da várzea baixa e da várzea alta (o que poderia ser denominado *várzea média*), algumas espécies no presente estudo, embora não restritas, foram claramente mais abundantes em cotas médias. Entre elas, destacaram-se *Endlicheria levelii*, *Erythroxylum spruceanum* e *Calyptanthes cf. spruceanum*. Essas espécies, entretanto, não estiveram entre as mais dominantes nessas cotas, não promovendo, assim, a constituição de uma fitofisionomia distinta para as cotas médias. Por outro lado, observou-se que duas espécies de palmeiras não-arborescentes, embora não quantificadas no presente estudo, foram características e quase restritas, respectivamente, às cotas intermediárias e altas: *Leopoldinia pulchra* e *Astrocaryum acaule*. Diferentemente do descrito por Piedade *et al.* (2006) para o igapó de Anavilhanas, no rio Jaú não foram observadas populações densas de *Astrocaryum jauari*. A ocorrência de povoamentos densos dessa espécie, porém, é associado pelos autores à existência de estágios sucessionais, o que indica uma exceção para o igapó de Anavilhanas em relação ao igapó de modo geral.

Das 10 espécies classificadas como possuindo alta tolerância à inundação, *Acosmium nitens*, *Licania apetala* e *Macrobium acaciifolium* também são típicas de florestas de várzea baixa e *Buchenavia ochroprumna* possui uma espécie congênere nesse ambiente (*B. oxycarpa*) (Wittmann *et al.*, 2010b).

Apesar da classificação proposta quanto à tolerância das espécies à inundação, baseada em sua maior abundância em intervalos determinados ao longo do gradiente, a sua distribuição ao longo do mesmo, de modo geral, não permite a delimitação de zonas. Isso ocorre devido aos limites de ocorrência ao longo do gradiente não serem bem definidos. Worbes (1997) e Keel & Prance (1979) já haviam mencionado a existência de transições

graduais ao longo do gradiente no igapó, sem limites abruptos. Junk *et al.* (2015) apontam que no igapó existe um grande número de espécies com resistência similar à inundação, havendo restrições de ocorrência de espécies apenas em condições de extrema inundação.

Uma dessas situações excepcionais foi observada no presente estudo. A espécie *Eschweilera tenuifolia*, embora tenha tido representatividade ao longo de grande parte do gradiente de inundação, foi a que mais apresentou tendência a ser restrita a sítios altamente inundados, sendo que 70% dos indivíduos foram encontrados em sítios sob inundação superior a 10 m (até mais de 280 dias ano⁻¹ de inundação). A espécie foi praticamente dominante nessa cota (98% dos indivíduos), o que permitiu a delimitação clara de uma zona específica no igapó, denominada *macacarecuial* neste trabalho, em referência ao nome vulgar da espécie (macacarecuia). A existência desses *macacarecuiais* contraria, em parte, a noção geral de que não existe zonação de espécies ao longo do gradiente de inundação no igapó. A presença de sítios monodominados pela espécie em questão no igapó do rio Jaú foi recentemente mencionada por Junk *et al.* (2015).

A alta dominância de poucas espécies em áreas sujeitas a longos períodos de inundação é um padrão também descrito para florestas de várzea (Schöngart *et al.*, 2000; Parolin *et al.*, 2002; Wittmann & Junk, 2003; Wittmann *et al.*, 2006). O *macacarecuial*, dessa forma, assemelha-se às florestas de sucessão secundária inicial dominadas por *Cecropia latiloba*, pelo fato de ambos serem ambientes considerados pouco perturbados pela ação antrópica (Parolin *et al.*, 2002), com dossel pouco estratificado (Worbes *et al.*, 1992; Wittmann *et al.*, 2002) e claramente diferenciados de outras formações florestais do igapó e da várzea respectivamente. Diferenciam-se, entretanto, devido ao *macacarecuial* possuir área basal elevada e baixa densidade de árvores e por *Eschweilera tenuifolia*, ao contrário de *Cecropia latiloba*, não ser uma espécie pioneira, que é caracterizada por rápido crescimento e um vasto número de sementes pequenas amplamente disseminadas (Goulding, 1983; Parolin *et al.*, 2002). *Eschweilera tenuifolia*, de fato, é relatada como possuindo crescimento muito lento, tendo sido a idade de alguns indivíduos estimada em mais de 1000 anos (Schöngart, dados não publicados).

O *macacarecuial*, no que se refere às características ecológicas da espécie dominante, sem levar em consideração as semelhanças estruturais, assemelha-se, por outro lado, à vegetação de várzea denominada *chavascal*. Ambas as formações são constituídas por espécies de crescimento lento e não fazem parte da série sucessional (Wittmann *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2004). No igapó, de fato, ao contrário da várzea de modo geral (o *chavascal* constitui uma exceção), o processo de sucessão ecológica ocorre em uma escala de tempo

muito lenta, sendo praticamente imperceptível ou inexistente, devido à relativa estabilidade e baixa produtividade desse ambiente (Sioli, 1975; Junk, 1989; Junk *et al.*, 2015). O mesmo não ocorre na várzea, onde a dinâmica geomorfológica é muito intensa e a sucessão ecológica ocorre em uma escala de tempo muito menor, o que acarreta em diferentes tipos de ambientes correspondendo a diferentes estágios sucessionais (Worbes, 1997; Wittmann *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2004). A sucessão ecológica e diferenças na altura de inundação constituem-se nos dois fatores principais responsáveis pela distribuição e estruturação da comunidade na várzea (Junk, 1989; Worbes, 1997; Ayres, 1993).

Diferentes estágios sucessionais, na várzea, também correspondem a diferentes níveis de granulometria no solo, à medida que o avanço da sucessão promove uma diminuição do tamanho das partículas de sedimento que são decantados, devido à diminuição da velocidade da corrente hídrica (Wittmann *et al.*, 2004). Com isso, tem-se a formação de um gradiente granulométrico que varia de arenoso, nas cotas mais baixas, a argiloso, nas cotas mais altas, com influência importante na zonação de espécies a partir das margens dos rios. Esse padrão de variação do gradiente granulométrico apresentou tendência oposta no presente estudo, com as cotas mais baixas tendendo a ser mais argilosas que as mais altas. O motivo dessa tendência oposta não se mostrou claro. Apesar de Worbes (1986, 1997) ter observado diferenças marcantes na composição florística entre solos predominantemente argilosos e arenosos no igapó, verificou-se baixa estruturação da comunidade no presente estudo, com poucas espécies restritas a níveis granulométricos específicos.

O presente estudo, no entanto, priorizou a análise da influência do gradiente edáfico como um todo (variáveis físico-químicas intrinsecamente relacionadas) (Anexo B). Semelhantemente ao trabalho de Targhetta (2012), não foi encontrada correlação entre o gradiente edáfico e a diversidade e estrutura da vegetação no igapó (exceto a significativa, porém baixa, correlação com a densidade). De modo geral, entretanto, o gradiente edáfico demonstra não ser muito importante na estruturação da comunidade no igapó. O resultado aqui obtido e o obtido por Furch (1997) no igapó do rio Tarumã-Mirim indicam que existe a tendência de que os solos de igapó, considerados em escala geográfica relativamente pequena (ex: bacia do Rio Jaú e bacia do rio Tarumã-Mirim separadamente), sejam relativamente homogêneos, independente da topografia. Já em escala continental, Montero *et al.* (2014), aponta as variações edáficas, entre outros fatores, como responsáveis pela considerável variação da composição florística ao longo de diferentes seções do rio Negro. Wittmann *et al.* (2012) também menciona que a qualidade do substrato influencia a composição de espécies da várzea em escala continental.

6. CONCLUSÃO

A importância dos fatores edáficos demonstra ser pequena ou quase nula na estruturação da comunidade arbórea de igapó, contrariando a previsão de alguns autores. Porém, conforme discutido, essa importância tende a aumentar conforme escalas geográficas maiores são levadas em consideração.

A influência da inundação, por outro lado, demonstra-se importante nessa estruturação, sendo correlacionada tanto à diversidade, quanto à composição e estrutura. Entretanto, apenas uma zona de vegetação bem delimitada e caracterizada foi identificada no igapó do rio Jaú, sendo restrita ao nível extremo superior do gradiente de inundação. Estudos mais aprofundados, levando-se em consideração a estrutura vertical da floresta, valores de densidade da madeira, idade dos povoamentos e a ocorrência diferenciada de outros componentes da vegetação (e.g.: palmeiras não arborescentes, lianas, etc) podem ajudar na delimitação e caracterização de outras tipologias em potencial. As espécies predominantemente abundantes ao longo de determinados intervalos do gradiente também podem ser úteis na caracterização dessas tipologias.

Os resultados obtidos demonstram que uma abordagem mais detalhada, contemplando-se todo o gradiente de inundação, é capaz de caracterizar melhor a variação da composição de espécies no igapó do que abordagens restritas. Além disso, a qualificação prévia das amostras, baseada em intervalos topográficos e/ou na tipificação não justificada de habitats, pode conduzir a resultados pouco consistentes no sentido de descrever a variação da composição segundo a duração/altura da inundação.

Dada a elevada beta-diversidade entre florestas de igapó consideradas em escala maior, conforme demonstrado em trabalhos recentes, mais estudos são necessários no sentido de definir a existência, ou não, de padrões semelhantes ou equivalentes na variação da composição florística segundo o gradiente de inundação para os igapós de outras regiões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adis, J. 1984. Seasonal igapó forests of central Amazonian black-water rivers and their terrestrial arthropod fauna. *In*: Sioli, H. (Ed). *The Amazon - Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster. p. 245–268.
- Anderson, A.B.; Prance, G.T.; Albuquerque, B.W.P. 1975. Estudos sobre as vegetações de Campinas Amazônica III: A vegetação lenhosa da Campina da Reserva Biológica INPA-SUFRAMA (Manaus-Caracaraí, km 62). *Acta Amazonica*, 5: 225-246.
- APG (Angiosperm Phylogeny Group) III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linnean Soc.*, 161: 105-121.
- Assis, R.L.; Hugaasen, T.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F. 2015. Patterns of tree diversity and composition in Amazonian floodplain paleo-várzea forest. *Journal of Vegetation Science*, 26: 312-322.
- Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá. *In*: Sociedade Civil Mamirauá (Ed). *Estudos de Mamirauá*. Vol.2. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, 1993, p. 1-123.
- Balslev, H.; Lutteyn, J.; Yllgaard, B.; Holm-Nielsen, L. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botanica*, 92: 37–57.
- Bongers, F.; Engelen, D.; Klinge, H. 1985. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: the Bana woodland. *Vegetatio*, 63: 13–24.
- Campbell, D.G.; Daly, D.C.; Prance, G.T.; Maciel, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. *Brittoniana*, 38: 369–393.

Campbell, D.G.; Stone, J.L.; Rosas, J.A. 1992. A comparison of the phytosociology and dynamics of three (várzea) forests of known ages, Rio Juruá, Western Brazilian Amazon. *Journal of Linnean Society*, 108: 213–237.

Colwell, R.K.; Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 345: 101-118.

Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farberk, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387.

Curtis, J.T.; McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32: 476-496.

De Groot, R.; Brander, L.; Ploeg, S.; Costanza, R.; Bernard, F.; Braat, L.; Christie, M.; Crossman, N.; Ghermandi, A.; Hein, L.; Hussain, S.; Kumar, P.; McVittie, A.; Portela, R.; Rodriguez, L.C.; Brink, P.; vanBeukering, P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1: 50-21.

De Simone, O.; Haase, K.; Müller, E.; Junk, W.J.; Gonsior, G.A.; Schmitt, W. 2002. Impact of root morphology on metabolism and oxygen distribution in roots and rhizosphere from two Central Amazon floodplain tree species. *Funct Plant Biol*, 29:1025–1035.

Ducke, A.; Black, G.A. 1954. Notas sobre a fitogeografia da Amazônia Brasileira. *Bol Técn. Inst. Agron.*, 29: 1–62.

Ferreira, L.V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1353-1363.

Ferreira, L.V.; Prance, G.T. 1998. Structure and species richness of low-diversity floodplain forest on the Rio Tapajós, Eastern Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 7: 585–596.

Ferreira, L.V. 2000. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests: implications for future design of protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1-14.

Ferreira, L.V.; Parolin, P. 2011. Effects of flooding duration on plant demography in a black-water floodplain forest in Central Amazonia. *Pesquisas. Botânica*, 62: 323-332

Ferreira, C.S.; Piedade, M.T.F.; Franco, A.C.; Gonçalves, J.F.C.; Junk, W. 2009. Adaptive strategies to tolerate prolonged flooding in seedlings of floodplain and upland populations of *Himatanthus sucuuba*, a Central Amazon tree. *Aquatic Botany*, 90: 246–252.

Fisher, R.A.; Corbet, A.S.; Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42-58.

Fundação Vitória Amazônica. 2008. Plano de Manejo do Parque Nacional do Jaú. Fundação Vitória Amazônica/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Manaus.

Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory in their floodplainforests. In: *The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system*. Junk, W.J. (Ed). Ecolog. Stud. v. 126. Springer, Berlin/Heidelberg/ New York, p. 47-68.

Furch, K.; Junk, W.J. 1997. The chemical composition, food value and decomposition of herbaceous plants and leaf-litter of the floodplain forest. In: Junk, W.J. (Ed). *The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Ecolog. Stud. v. 126. Springer, Berlin/Heidelberg/ New York, p. 187–206.

Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on enviromental and geographical gradients. *Ann. Mo. Bot. Gard.*, 75: 1-34.

Godoy, J.R.; Petts, G.; Salo, J. 1999. Riparian flooded forests of the Orinoco and Amazon basin: a comparative review. *Biodiversity Conservation*, 8: 551–586.

Goulding, M. 1983. The role of fishes in seed dispersal and plant distribution in Amazonian floodplain ecosystems. *Sonderbd. Naturwiss. Ver. Hamburg*, 7: 271–283.

Hamaguchi, J.O. 2009. *Estrutura e composição florística das espécies arbóreas e arbustivas de uma floresta de igapó no Lago Tupé, Manaus, AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 85 pp.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9p.

Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic, and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purus region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 36(1): 25–36.

HidroWeb (Sistema de Informações Hidrológicas), 2015. (hidroweb.ana.gov.br/). Acesso: 15/05/15.

Ilhardt, B.L.; Verry, E.S.; Palik, B.J. 2000. Defining riparian areas. *In*: Verry, E.S.; Hornbeck, J.W.; Dolloff, C.A. (Ed). *Riparian management in forests of the continental eastern United States*. Lewis Publishers, Boca Raton/London/New York/Washington DC, p. 23–42.

Inuma, J.J. 2006. *Comparação na diversidade e estrutura das comunidades de plantas lenhosas da terra firme, várzea e igapó do Amanã, Amazônia Central*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

Irion, G. 1976. Quaternary sediments of the upper Amazon lowlands of Brasil. *Biogeographica*, 7: 163–167.

Irion, G. 1978. Soil infertility in the Amazonian rain forest. *Naturwissenschaften*, 65: 515–519.

Irion, G.; de Mello, J.A.S.N.; Morais, J.; Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Garming, L. 2010. Development of the Amazon valley during the Middle to Late Quaternary: sedimentological and climatological observations. *In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds). Amazonian Floodplain Forests - Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management.* Springer, Berlin/Heidelberg/New York, p. 27-42.

Junk, W.J. 1980. Áreas inundáveis - Um desafio para a Limnologia. *Acta Amazonica*, 10(4): 775–795.

Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. *In: Holm- Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Balslev, H. (Eds). Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity.* Academic Press, New York, p. 47–64.

Junk, W.J.; Barley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.*, 106: 110–127.

Junk, W.J. 1993. Wetlands of tropical South America. *In: Whigham, D.; Hejny, S.; Dykyjova, D. (Eds). Wetlands of the world.* Junk Publications, Dordrecht, p. 679–739.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. *In: Junk, W.J. (Ed). The central Amazon floodplain: ecology of a pulsating system.* *Ecolog. Stud.* v. 126. Springer, Berlin/Heidelberg/New York. p. 147–186.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2010. An Introduction to South American Wetland Forests: Distribution, Definitions and General Characterization. *In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds). Amazonian Floodplain Forests - Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management.* Springer, Berlin/Heidelberg/New York, p.3-26.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31: 623-640.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schöngart, J.; Schaeffer-Novelli, Y.; Agostinho, A.A. 2014. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 24: 5-22.

Junk, W.J.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Piedade, M.T.F. 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecol. Manage.*, 23.

Keel, S.H.K.; Prance, G.T. 1979. Studies of the vegetation of a white-sand black-water igapó (Rio Negro, Brazil). *Acta Amazonica*, 9: 645–655.

Klinge, H.; Medina, E. 1979. Rio Negro caatingas and campinas, Amazonas States of Venezuela and Brazil. In: Specht, R.L. (Ed). *Heathlands and related shrublands. - Descriptive studies*. Ecosystems of the World. v. 9. Elsevier, Amsterdam, p. 483–488.

Klinge, H.; Junk, W.J.; Revilla, C.J. 1990. Status and distribution of forested wetlands in tropical South America. *Forest Ecol. Manage.*, 33/34: 81–101.

Kubitzki, K. 1989. The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. *Plant Syst. Evol.*, 162: 285–304.

Lima Filho, D.A.; Matos, F.D.A.; Amaral, I.L.; Revilla, J.; Coêlho, L.S.; Ramos, J.F.; Santos, J.L. Inventário Florístico de floresta ombrófila densa de terra firme, na região do Rio Urucu, Amazonas, Brasil. 2001. *Acta Amazonica*, 31(4): 565-579.

Luize, B.G.; Silva, T.S.F.; Wittmann, F.; Assis, R.L.; Venticinque, E.M. Effects of the Flooding Gradient on Tree Community Diversity in Várzea Forests of the Purus River, Central Amazon, Brazil. 2015. *Biotropica*, 0 (0): 1-6.

Machado, K.S.S. 2009. *Estrutura e composição florística de uma floresta de terra firme na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 75 pp.

McCormick, J.F. 1979. A summary of the national riparian symposium. In: U.S. department of agriculture *management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems*. Ge Tech Rep WO-, forest service (Ed). *Strategies for protection and* 12 US. Department of Agriculture, Forest Service, Washington DC, p. 362–363.

Melack, J.M.; Hess, L.L. 2010. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds). *Central Amazonian floodplain forest: ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. v. 210. Springer, New York, p. 43-60.

Mitsch, W.J.; Gosselink, J.G. 2000. *Wetlands*. Wiley, New York.

Montero, J.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F. 2014. Floristic variation across 600 km of inundation forests (Igapó) along the Negro River, Central Amazonia. *Hydrobiologia*, 729: 229-246.

Moreira, E. 1970. *Os Igapós e seu aproveitamento*. Imprensa Universitária, Belém, 1970.

Nebel, G.; Kvist, L.; Vanclay, J.K.; Christensen, H.; Freitas, L.; Ruíz, J. 2001. Structure and floristic composition of floodplain forests in the Peruvian Amazon I. Overstorey. *Forest Ecology and Management*, 150: 27–57.

Novotny, V.; Basset, Y. 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89: 564-572.

Odum, E.P. 1981. Foreword. In: Clark, J.R.; Benforado, J. (Eds). *Wetlands of bottomland hardwood forests*. Elsevier, Amsterdam, p. 8–10.

Oliveira, A.A.; Mori, S.A. 1999. A Central Amazonian terra firme forest - High tree species richness on poor soils. *Biodiv. Conserv*, 8: 1219-1244.

Oliveira, A.N.; Amaral, I.D. 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 34: 21-34.

Oliveira Wittmann, A.; Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; Wittmann, F. 2007. Germination in four lowvárzea tree species of central Amazonia. *Aquat. Bot.*, 86: 197–203.

Oliveira Wittmann, A.; Lopes, A.; Conserva, A.S.; Piedade, M.T.F. 2010. Germination and seedling establishment in floodplain forests. *In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds). Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management.* Springer, Berlin/Heidelberg/New York.

Oksanen, J.F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. vegan: Community Ecology Package, R package version 2, 0-7 (CRAN.R-project.org/package=vegan).

Parolin, P.; Worbes, M. 2000. Wood density of trees in black water floodplains of Rio Jaú National Park, Amazonia. *Acta Amazonica*, 30(3): 441–448.

Parolin, P.; Oliveira, A.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J. 2002. Pioneer trees in Amazonian floodplains: key species form monospecific stands in different habitats. *Folia Geobotan.*, 37: 225–238.

Parolin, P.; De Simone, O.; Haase, K.; Waldhoff, D.; Rottenberger, S.; Kuhn, U.; Kesselmeier, J.; Schmidt, W.; Piedade, M.T.F.; Junk, W. 2004a. Central Amazon floodplain forests: tree survival in a pulsing system. *Botan. Rev.*, 70: 357–380.

Parolin, P.; Adis, J.; Rodrigues, W.A.; Amaral, I.; Piedade, M.T.F. 2004b. Floristic study in na igapó floodplain Forest in Central Amazônia, Brazil (Tarumã-Mirim, Rio Negro). *Amazoniana*, XVIII (1/2): 29-47.

Parolin, P. 2009. Submerged in darkness: adaptations to prolonged submergence by woody species of the Amazonian floodplains. *Ann. Bot.*, 103: 359–376.

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.* Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; Junk, W.J. 2006. Phenology, fruit production and seed dispersal of *Astrocaryum jauari* (Arecaceae) in Amazonian black-water floodplains. *Rev Biol Trop*, 54:1171–1178.

Pires, J. M.; Prance, G. T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. *In*: Prance, G. T.; Lovejoy, T. (Ed). *Key environments: Amazonia*. Pergamon Press, p. 109–145.

Prance, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia. v. 3. The terminology of Amazonian Forest types subject to inundation. *Brittonia*, 31: 26–38.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL (www.R-project.org/).

Radambrasil. 1978. Folha SA.20/Manaus. Levantamento de Recursos Naturais, v.18. Departamento Nacional de Produção Mineral, Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro.

Rankin-de-Mérona, J.M.; Prance, G.T.; Hutchings, R.W.; Silva, M.F.; Rodrigues, W.A.; Uehling, M.E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the Central Amazon. *Acta Amazonica*, 22: 493-534.

Resende, M.; Curi, N.; Rezende, S. B.; Corrêa, G. F. 2007. *Pedologia - Base para a distinção de ambientes*. 5. ed. rev. Editora UFPA, Lavras, 2007.

Revilla, J.D.C. 1981. *Aspectos Florísticos e Fitossociológicos da Floresta Inundável (igapó). Praia Grande, Rio Negro, Amazonas*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

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

Richards, P.W. 1952. *The tropical rain forest*. Cambridge University Press, London, 1952.

Ricklefs, R.E. 1990. *Ecology*. WH Freeman, New York, 1990.

Rodrigues, W.A. 1961. *Estudo preliminar de mata de várzea alta de uma ilha do baixo Rio Negro de solo argiloso e úmido*. Publicação número 10 do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

Rollet, B. 1978. *Arquitetura e crescimento das florestas tropicais*. SUDAM, Belém.

Rosales, J.; Petts, G.; Knab-Vispo, C. 2001. Ecological gradients in riparian forests of the lower Caura River, Venezuela. *Plant Ecology*, 152(1): 101–118.

Rosales, J.; Vispo, C.; Dezzeo, N.; Blanco-Belmonte, L.; Knap-Vispo; Gonzalez, N.; Daza, F.; Bradley, C.; Gilvear, D.; Escalante, G.; Chacón, N.; Petts, G. 2002. Ecohydrology of riparian forests in the Orinoco River basin. *In: The ecohydrology of South-American rivers and wetlands*. IAHS Special Publication, n. 6, p. 93–110.

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. *Biotropica*, 25: 384–396.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Worbes, M. 2000. Successional differentiation in structure, floristic composition and wood increment of whitewater floodplain forests in Central Amazonia. *German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems - Achievements and Prospects of Cooperative Research*, Hamburg, p. 589-606

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Ludwigshausen, S.; Hornas, V.; Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *J. Trop. Ecol.*, 18: 581–597.

Schöngart, J. 2003. Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern der várzea Zentralamazoniens. *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen*, 149, Erich Goltze Verlag, Göttingen.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J.; Worbes, M. 2005. Wood growth patterns of *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia*, 145: 454–461.

Schubart, H.O.R. 1977. *Relatório da excursão ao rio Jaú com vistas à instalação de uma Reserva Natural*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 7 p.

Schubart, H.O.R. 1983. Ecologia e utilização das florestas. *In*: Prance, G.T. & Lovejoy, T.E. (Eds). *Amazonia*. Editora Brasiliense, São Paulo, p. 101-143.

Scolforo, J.R.S.; Pulz, F.A.; Melo, J.M. 1998. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. *In*: Scolforo, J.R.S. (Org.). *Manejo Florestal*. UFLA/FAEPE, Lavras, p. 189-246.

Shepherd, G.J. 2010. *Fitopac - Manual do usuário*. Departamento de Botânica da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Silva, W.A.S.; Carim, M.J.V.; Guimarães, J.R.S.; Toste, L.C.L. 2014. Composição e diversidade florística em um trecho de floresta de terra firme no sudoeste do Estado do Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. *Biota Amazônia*, 3 (4): 31-36.

Sioli, H. 1956. Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet. *Erdkunde*, 10(2): 89–109.

Sioli, H. 1975. Tropical river: The Amazon. *In*: Whitton, B. A. (Ed). *River Ecology*. California, California, USA, p. 461-488.

Stropp, J.; Van Der Sleen, P.; Assunção, P.A.; Silva, A.L.; Ter Steege, H. 2011. Tree communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. *Acta Amazonica*, 41: 521-544.

Takeuchi, M. 1962. The structure of the Amazonian vegetation. v. 6. Igapó. *J Fac Sci Univ Tokyo Sect. Bot.*, 3: 297–304.

Targhetta, N. 2012. *Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 105 pp.

Taylor, L.R. 1978. Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. *In*: Mound, L.A.; Warloff, N. (Eds). *Diversity of insect faunas*. Blackwell, Oxford, 1978, p. 1-18.

Ter Steege, H.; Pitman, N.; Phillips, O.L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; Molino, J.F.; Prévost, M.F.; Spichiger, R.; Castellanos, H.; Hildebrand, P.; Vásquez, R. 2006. Continental scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, 443.

Ter Steege, H. ... [et al.]. 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Nature*, 342.

Veloso, H.P.; Filho, A.L.R.R.; Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 124pp.

Vieira, L. S.; Santos, P. C. T. C. 1987. *Amazônia - Seus solos e outros recursos naturais*. Editora Agronômica Ceres, São Paulo, 1987.

Waldhoff, D.; Furch, B; Junk, W.J. 2002. Fluorescence parameters, chlorophyll concentration, and anatomical features as indicators for flood adaptation of an abundant tree species in central Amazonia: *Symmeria paniculata*. *Environ. Exp. Bot.*, 48: 225–235.

Wittmann, F. 2001. *Artenverbreitung und Bestandesstruktur in amazonischen Várzea-Wäldern und Möglichkeiten der Erfassung von Waldtypen mittels fernerkundlichen Methoden*. Tese de Doutorado, Universität Mannheim, Fachbereich Geographie.

Wittmann, F.; Anhuf, D.; Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *J Trop Ecol*, 18: 805–820.

Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests. *J. Biogeogr.*, 30: 1533-1544.

Wittmann, F.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology Management*, 196: 199–212.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, M.; 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. *J. Biogeogr.*, 33: 1334–1347.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Junk, W.J. 2010a. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Ed). *Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Brito, J.M.; Oliveira Wittmann, A.; Parolin, P.; Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Guillaumet, J.L. 2010b. *Manual de árvores de várzea da Amazônia Central – Taxonomia, ecologia e uso*. Editora INPA, Manaus, 2010.

Wittmann, F.; Householder, E.; Piedade, M.T.F.; Assis, R.L.; Schöngart, J.; Parolin, P.; Junk, W.J. 2012. Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. *Ecography*, 35: 1–18.

Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. Erich Goltze, Göttingen. *Scripta Geobotanica*, 17: 1–112.

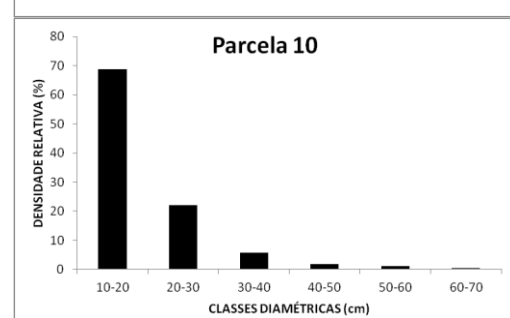
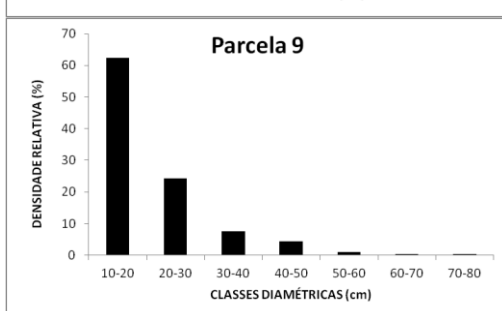
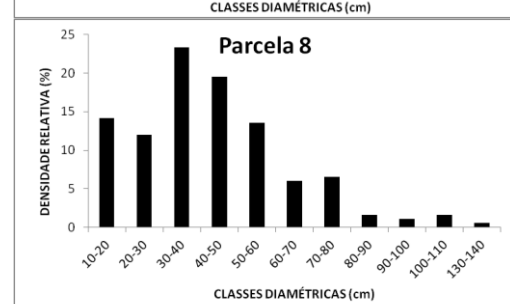
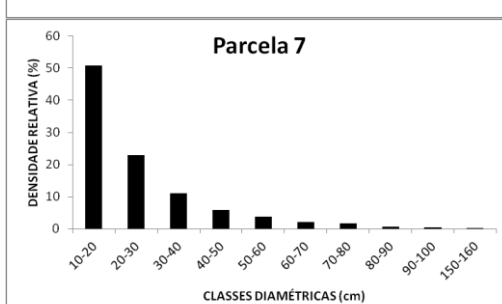
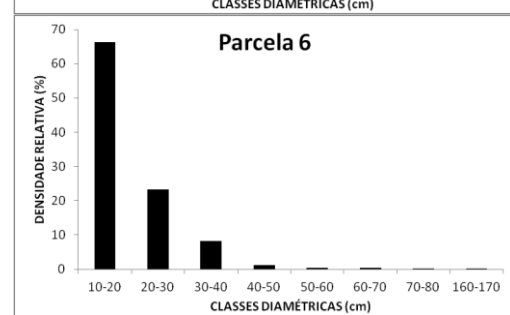
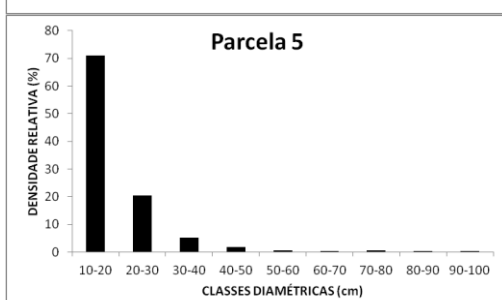
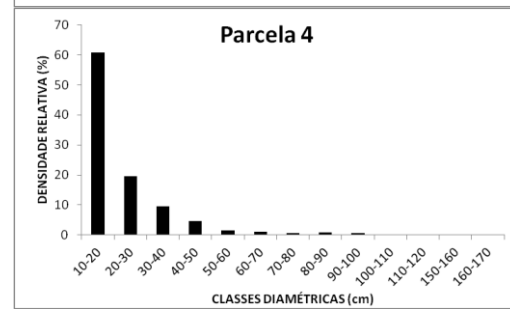
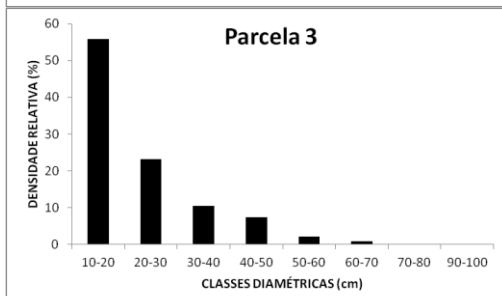
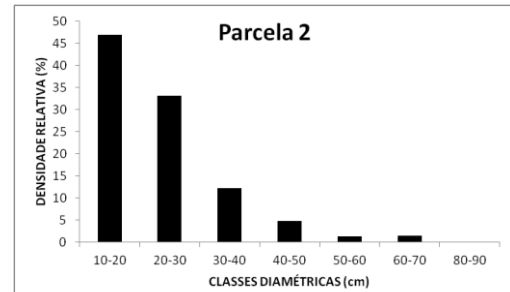
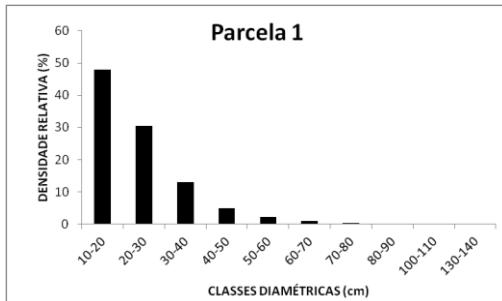
Worbes, M. 1989. Growth rings, increment and age of tree in inundation forest, savannas and a mountain forest in the Neotropics. *IAWA Bull*, 10(2):109–122.

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.J. (Ed). *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsating system*. *Ecolog. Stud.* v. 126. Springer, Berlin/Heidelberg/New York, p. 223–265.

APÊNDICES

Apêndice A - Densidades relativas segundo as classes diamétricas nas parcelas.



Apêndice B – Lista de famílias e espécies registradas e os respectivos valores dos parâmetros fitossociológicos.

Família/Espécie	Abund.	Dens. Relativa	Freq. Relativa	Dom. Relativa	IVI
Annonaceae	160	2,29	3,29	0,85	6,42
<i>Bocageopsis canescens</i>	42	0,60	0,44	0,18	1,22
<i>Duguetia</i> cf. <i>argentea</i>	2	0,03	0,22	0,01	0,26
<i>Duguetia</i> sp.	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Duguetia uniflora</i>	15	0,21	1,10	0,08	1,39
<i>Guatteria meliodora</i>	1	0,01	0,22	0,02	0,25
<i>Guatteria schomburgkiana</i>	7	0,10	0,44	0,07	0,61
<i>Pseudoxandra</i> cf. <i>xilopioides</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,25
<i>Pseudoxandra lucida</i>	41	0,59	0,44	0,16	1,18
<i>Xylopia aromatica</i>	24	0,34	0,44	0,21	0,99
<i>Xylopia parviflora</i>	24	0,34	0,22	0,10	0,67
<i>Xylopia</i> sp.	2	0,03	0,22	0,01	0,26
Apocynaceae	59	0,84	2,82	0,53	4,19
<i>Aspidosperma nitidum</i>	5	0,07	0,44	0,03	0,54
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	22	0,31	0,44	0,13	0,89
<i>Couma utilis</i>	26	0,37	0,44	0,34	1,15
<i>Himatanthus attenuatus</i>	4	0,06	0,66	0,01	0,73
<i>Malouetia</i> cf. <i>tamaquarina</i>	2	0,03	0,44	0,01	0,48
Arecaceae	10	0,14	1	0,11	1
<i>Astrocaryum jauari</i>	8	0,11	0,44	0,06	0,61
<i>Attalea maripa</i>	2	0,03	0,22	0,05	0,30
Bignoniaceae	23	0,33	2,35	0,40	3,08
<i>Handroanthus barbatus</i>	23	0,33	1,10	0,40	1,83
Burseraceae	61	0,87	1,41	0,27	2,55
<i>Protium</i> sp.	60	0,86	0,66	0,26	1,78
<i>Trattinnickia</i> cf. <i>rhoifolia</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24
Calophyllaceae	94	1,34	3,29	1,39	6,02
<i>Calophyllum brasiliense</i>	36	0,51	1,10	0,85	2,47
<i>Caraipa grandifolia</i>	15	0,21	0,66	0,05	0,92
<i>Caraipa odorata</i>	5	0,07	0,22	0,03	0,32
<i>Marila laxiflora</i>	38	0,54	0,22	0,46	1,23
Caryocaraceae	4	0,06	0,94	0,33	1,33
<i>Caryocar glabrum</i>	4	0,06	0,44	0,33	0,83
Chrysobalanaceae	244	3,49	4,23	1,95	9,66
<i>Couepia</i> cf. <i>guianensis</i>	2	0,03	0,22	0,01	0,26
<i>Couepia paraensis</i>	20	0,29	0,88	0,10	1,27
<i>Hirtella bicornis</i>	49	0,70	0,22	0,45	1,37
<i>Licania apetala</i>	31	0,44	1,32	0,27	2,03
<i>Licania</i> cf. <i>adolphoduckei</i>	16	0,23	0,22	0,09	0,54
<i>Licania heteromorpha</i>	57	0,82	0,88	0,37	2,07
<i>Licania hypoleuca</i>	15	0,21	0,22	0,12	0,55
<i>Licania micrantha</i>	6	0,09	0,22	0,08	0,39
<i>Licania octandra</i>	6	0,09	0,44	0,04	0,57
<i>Licania</i> sp. 1	36	0,51	0,44	0,31	1,26
<i>Licania</i> sp. 2	6	0,09	0,22	0,10	0,41

Apêndice B (cont.) – Lista de famílias e espécies registradas e os respectivos valores dos parâmetros fitossociológicos.

Família/Espécie	Abund.	Dens. Relativa	Freq. Relativa	Dom. Relativa	IVI
Clusiaceae	11	0,16	1,88	0,07	2,11
<i>Garcinia madruno</i>	2	0,03	0,22	0,01	0,26
<i>Tovomita spruceana</i>	9	0,13	0,66	0,06	0,85
Combretaceae	124	1,77	3,76	2,21	7,74
<i>Buchenavia ochroprumna</i>	117	1,67	0,88	2,08	4,63
<i>Buchenavia sericocarpa</i>	3	0,04	0,22	0,05	0,31
<i>Buchenavia</i> sp.	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Terminalia</i> sp.	3	0,04	0,44	0,08	0,57
Ebenaceae	68	0,97	2,35	0,46	3,78
<i>Diospyros</i> cf. <i>guianensis</i>	2	0,03	0,22	0,03	0,27
<i>Diospyros</i> cf. <i>vestita</i>	65	0,93	0,66	0,43	2,02
<i>Diospyros</i> sp.	1	0,01	0,22	0,00	0,24
Elaeocarpaceae	9	0,13	0,94	0,07	1,14
<i>Sloanea</i> cf. <i>floribunda</i>	9	0,13	0,44	0,07	0,64
Erythroxylaceae	166	2,37	2,82	0,95	6,14
<i>Erythroxylum spruceanum</i>	166	2,37	1,32	0,95	4,64
Euphorbiaceae	386	5,52	4,23	4,98	14,7
<i>Alchornea discolor</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Alchorneopsis floribunda</i>	20	0,29	0,22	0,18	0,69
<i>Hevea brasiliensis</i>	5	0,07	0,22	0,12	0,41
<i>Hevea</i> cf. <i>benthamiana</i>	3	0,04	0,22	0,02	0,28
<i>Hevea</i> cf. <i>microphylla</i>	2	0,03	0,22	0,01	0,25
<i>Hevea spruceana</i>	179	2,56	0,66	3,28	6,50
<i>Mabea nitida</i>	123	1,76	1,32	1,07	4,15
<i>Maprounea amazonica</i>	53	0,76	1,76	0,30	2,82
Fabaceae	1956	27,97	4,69	47,24	79,9
<i>Acosmium nitens</i>	54	0,77	1,32	0,71	2,80
<i>Aldina latifolia</i>	144	2,06	1,32	6,14	9,52
<i>Andira</i> cf. <i>unifoliolata</i>	3	0,04	0,44	0,03	0,51
<i>Andira inermis</i>	3	0,04	0,22	0,43	0,69
<i>Andira micrantha</i>	25	0,36	0,66	0,80	1,82
<i>Campsiandra</i> cf. <i>angustifolia</i>	16	0,23	0,44	0,33	1,00
<i>Clathrotropis nitida</i>	23	0,33	0,88	0,31	1,51
<i>Crudia amazonica</i>	25	0,36	0,44	0,16	0,95
<i>Cynometra</i> sp.	12	0,17	0,88	0,17	1,22
<i>Dialium guianense</i>	2	0,03	0,22	0,06	0,31
<i>Dicorynia</i> cf. <i>paraensis</i>	1	0,01	0,22	0,08	0,32
<i>Diplostropis</i> cf. <i>martiusii</i>	5	0,07	0,22	0,13	0,42
<i>Diplostropis purpurea</i>	2	0,03	0,22	0,04	0,29
<i>Elizabetha speciosa</i>	5	0,07	0,22	0,02	0,31
<i>Heterostemon mimosoides</i>	6	0,09	0,66	0,03	0,77
<i>Hydrochorea marginata</i>	98	1,40	1,32	2,58	5,30
<i>Inga ulei</i>	3	0,04	0,22	0,01	0,27
<i>Limadendron amazonica</i>	11	0,16	1,10	0,04	1,30
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	306	4,38	1,76	8,68	14,81

Apêndice B (cont.) – Lista de famílias e espécies registradas e os respectivos valores dos parâmetros fitossociológicos.

Família/Espécie	Abund.	Dens. Relativa	Freq. Relativa	Dom. Relativa	IVI
Fabaceae	1956	27,97	4,69	47,24	79,9
<i>Macrolobium multijugum</i>	10	0,14	0,22	0,26	0,63
<i>Ormosia excelsa</i>	159	2,27	0,88	3,71	6,86
<i>Ormosia</i> sp.	1	0,01	0,22	0,02	0,25
<i>Parkia</i> cf. <i>panurensis</i>	2	0,03	0,22	0,04	0,28
<i>Parkia discolor</i>	29	0,41	0,88	0,39	1,69
<i>Parkia nitida</i>	1	0,01	0,22	0,04	0,27
<i>Parkia pendula</i>	1	0,01	0,22	0,02	0,26
<i>Peltogyne</i> cf. <i>catingae</i>	27	0,39	0,44	0,37	1,20
<i>Stryphnodendron</i> sp.	2	0,03	0,22	0,04	0,28
<i>Swartzia</i> cf. <i>pendula</i>	5	0,07	0,44	0,03	0,54
<i>Swartzia cuspidata</i>	10	0,14	0,44	0,08	0,67
<i>Swartzia ingifolia</i>	13	0,19	0,44	0,17	0,80
<i>Swartzia laevicarpa</i>	135	1,93	0,66	1,01	3,60
<i>Swartzia polyphylla</i>	239	3,42	1,54	7,93	12,89
<i>Tachigali myrmecophila</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Tachigali</i> sp.	532	7,61	1,76	11,54	20,91
<i>Taralea oppositifolia</i>	1	0,01	0,22	0,03	0,26
<i>Vatairea guianensis</i>	19	0,27	0,88	0,58	1,73
<i>Zygia</i> cf. <i>longifolia</i>	24	0,34	0,22	0,24	0,80
<i>Zygia</i> sp.	1	0,01	0,22	0,00	0,24
Goupiaceae	20	0,29	1,41	0,20	1,9
<i>Goupia glabra</i>	20	0,29	0,66	0,20	1,15
Humiriaceae	70	1,00	2,82	1,18	5
<i>Humiriastrum cuspidatum</i>	2	0,03	0,22	0,06	0,31
<i>Sacoglottis ceratocarpa</i>	10	0,14	0,22	0,12	0,48
<i>Sacoglottis guianensis</i>	33	0,47	1,32	0,79	2,58
<i>Vantanea guianensis</i>	25	0,36	0,22	0,22	0,79
Hypericaceae	2	0,03	0,47	0,03	0,53
<i>Vismia cayennensis</i>	2	0,03	0,22	0,03	0,28
Icacinaceae	25	0,36	0,94	0,51	1,81
<i>Emmotum</i> cf. <i>acuminatum</i>	25	0,36	0,44	0,51	1,31
Lauraceae	156	2,23	3,76	1,77	7,75
<i>Aniba affinis</i>	33	0,47	1,54	0,64	2,65
<i>Aniba parviflora</i>	2	0,03	0,44	0,02	0,49
<i>Endlicheria anomala</i>	6	0,09	0,22	0,03	0,34
<i>Endlicheria levelii</i>	64	0,92	0,88	0,41	2,20
<i>Endlicheria ruforamula</i>	3	0,04	0,22	0,01	0,28
<i>Nectandra amazonum</i>	45	0,64	1,10	0,64	2,38
<i>Ocotea</i> sp.	3	0,04	0,22	0,01	0,28
Lecythidaceae	399	5,71	4,69	10,60	21
<i>Bertholletia excelsa</i>	1	0,01	0,22	0,04	0,27
<i>Couratari tenuicarpa</i>	14	0,20	0,44	0,24	0,88
<i>Eschweilera</i> cf. <i>albiflora</i>	3	0,04	0,22	0,01	0,27
<i>Eschweilera</i> cf. <i>ovalifolia</i>	9	0,13	0,22	0,05	0,40

Apêndice B (cont.) – Lista de famílias e espécies registradas e os respectivos valores dos parâmetros fitossociológicos.

Família/Espécie	Abund.	Dens. Relativa	Freq. Relativa	Dom. Relativa	IVI
Lecythidaceae	399	5,71	4,69	10,60	21
<i>Eschweilera</i> cf. <i>parvifolia</i>	18	0,26	0,88	0,21	1,35
<i>Eschweilera</i> sp.	13	0,19	0,44	0,09	0,72
<i>Eschweilera</i> sp. 1	16	0,23	0,22	0,13	0,58
<i>Eschweilera</i> sp. 2	3	0,04	0,22	0,04	0,30
<i>Eschweilera</i> sp. 3	22	0,31	0,22	0,13	0,66
<i>Eschweilera tenuifolia</i>	257	3,68	1,32	9,09	14,09
<i>Lecythis chartacea</i>	43	0,61	1,10	0,57	2,29
Malpighiaceae	354	5,06	4,69	2,33	12,1
<i>Acmanthera latifolia</i>	2	0,03	0,44	0,01	0,47
<i>Burdachia</i> sp.	269	3,85	1,54	1,76	7,14
<i>Byrsonima</i> cf. <i>punctulata</i>	54	0,77	0,88	0,30	1,95
<i>Byrsonima</i> cf. <i>schomburgkiana</i>	8	0,11	0,66	0,04	0,81
<i>Byrsonima incarnata</i>	19	0,27	0,22	0,21	0,70
<i>Byrsonima</i> sp.	1	0,01	0,22	0,01	0,25
<i>Glandonia</i> cf. <i>williamsii</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24
Malvaceae	31	0,44	2,35	0,31	3,1
<i>Lueheopsis</i> cf. <i>althaeiflora</i>	2	0,03	0,22	0,01	0,26
<i>Mollia</i> cf. <i>lepidota</i>	12	0,17	0,44	0,17	0,78
<i>Mollia</i> cf. <i>speciosa</i>	17	0,24	0,44	0,13	0,81
Melastomataceae	75	1,07	1,88	0,61	3,56
<i>Bellucia spruceana</i>	2	0,03	0,22	0,01	0,26
<i>Miconia</i> cf. <i>pubipetala</i>	5	0,07	0,22	0,02	0,31
<i>Miconia poeppigii</i>	18	0,26	0,22	0,22	0,70
<i>Mouriri</i> cf. <i>apiranga</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24
<i>Mouriri</i> cf. <i>grandiflora</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Mouriri</i> cf. <i>myrtifolia</i>	9	0,13	0,22	0,13	0,48
<i>Mouriri</i> sp.	39	0,56	0,44	0,22	1,22
Meliaceae	2	0,03	0,94	0,01	0,98
<i>Trichilia rubra</i>	2	0,03	0,44	0,01	0,48
Moraceae	7	0,10	0,94	0,04	1,08
<i>Brosimum guianense</i>	6	0,09	0,22	0,03	0,34
<i>Ficus maxima</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24
Myristicaceae	10	0,14	1,88	0,03	2,05
<i>Virola</i> cf. <i>sebifera</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Virola elongata</i>	9	0,13	0,66	0,03	0,82
Myrtaceae	194	2,77	3,76	1,01	7,54
<i>Calyptrocalyx</i> cf. <i>nigrescens</i>	77	1,10	1,32	0,32	2,74
<i>Calyptrocalyx</i> cf. <i>spruceana</i>	51	0,73	0,66	0,27	1,66
<i>Calyptrocalyx</i> sp.	16	0,23	0,66	0,11	1,00
<i>Eugenia</i> cf. <i>lambertiana</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Eugenia gomesiana</i>	8	0,11	0,22	0,04	0,37
<i>Eugenia</i> sp. 1	1	0,01	0,22	0,01	0,24
<i>Eugenia</i> sp. 2	1	0,01	0,22	0,01	0,24
<i>Marlierea</i> cf. <i>bipennis</i>	4	0,06	0,22	0,02	0,29

Apêndice B (cont.) – Lista de famílias e espécies registradas e os respectivos valores dos parâmetros fitossociológicos.

Família/Espécie	Abund.	Dens. Relativa	Freq. Relativa	Dom. Relativa	IVI
Myrtaceae	194	2,77	3,76	1,01	7,54
<i>Marlierea cf. umbraticola</i>	3	0,04	0,22	0,03	0,30
<i>Marlierea ensiformis</i>	3	0,04	0,22	0,02	0,28
<i>Myrcia cf. gigas</i>	29	0,41	1,10	0,18	1,70
Ochnaceae	320	4,58	2,35	1,73	8,65
<i>Blastemanthus cf. gemmiflorus</i>	6	0,09	0,22	0,02	0,33
<i>Elvasia quinqueloba</i>	304	4,35	1,10	1,67	7,12
<i>Ouratea cf. chrysopetala</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Ouratea cf. pisiformis</i>	9	0,13	0,22	0,04	0,38
Olaceaceae	10	0,14	1,41	0,10	1,65
<i>Chaunochiton kappleri</i>	4	0,06	0,22	0,02	0,30
<i>Chaunochiton loranthoides</i>	6	0,09	0,44	0,08	0,60
Pentaphylacaceae	128	1,83	4,23	1,17	7,23
<i>Ternstroemia candolleana</i>	128	1,83	1,98	1,17	4,98
Peraceae	8	0,11	0,94	0,08	1,13
<i>Pera distichophylla</i>	8	0,11	0,44	0,08	0,63
Phyllanthaceae	518	7,41	3,29	5,15	15,9
<i>Amanoa oblongifolia</i>	497	7,11	1,32	5,03	13,46
<i>Discocarpus essequiboensis</i>	13	0,19	0,66	0,06	0,91
<i>Richeria grandis</i>	8	0,11	0,22	0,06	0,40
Polygonaceae	1	0,01	0,47	0,01	0,49
<i>Ruprechtia tangarana</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24
Primulaceae	7	0,10	1,88	0,04	2,02
<i>Cybianthus cf. spicatus</i>	7	0,10	0,88	0,04	1,02
Proteaceae	1	0,01	0,47	0,01	0,49
<i>Panopsis cf. sessilifolia</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24
Rubiaceae	264	3,78	3,29	1,94	9
<i>Duroia cf. velutina</i>	254	3,63	1,32	1,90	6,85
<i>Duroia sp.</i>	10	0,14	0,22	0,04	0,41
Salicaceae	119	1,70	2,35	0,91	4,96
<i>Homalium racemosum</i>	78	1,12	0,88	0,72	2,71
<i>Laetia suaveolens</i>	41	0,59	0,66	0,20	1,44
Sapotaceae	821	11,74	4,23	7,40	23,4
<i>Ecclinusa lancifolia</i>	16	0,23	0,44	0,57	1,24
<i>Ecclinusa sp.</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Elaeoluma glabrescens</i>	5	0,07	0,22	0,03	0,33
<i>Elaeoluma nuda</i>	7	0,10	0,44	0,15	0,69
<i>Elaeoluma schomburgkiana</i>	13	0,19	0,22	0,08	0,49
<i>Manilkara inundata</i>	25	0,36	0,44	0,20	1,00
<i>Micropholis cf. guyanensis</i>	3	0,04	0,22	0,02	0,29
<i>Micropholis cf. venulosa</i>	2	0,03	0,22	0,03	0,27
<i>Micropholis guyanensis</i>	61	0,87	0,88	0,39	2,14
<i>Micropholis humboldtiana</i>	154	2,20	1,10	2,13	5,43
<i>Pouteria campanulata</i>	5	0,07	0,44	0,03	0,54
<i>Pouteria cf. gardneri</i>	1	0,01	0,22	0,01	0,24

Apêndice B (cont.) – Lista de famílias e espécies registradas e os respectivos valores dos parâmetros fitossociológicos.

Família/Espécie	Abund.	Dens. Relativa	Freq. Relativa	Dom. Relativa	IVI
Sapotaceae	821	11,74	4,23	7,40	23,4
<i>Pouteria elegans</i>	499	7,14	1,76	3,59	12,49
<i>Pouteria pachyphylla</i>	9	0,13	0,22	0,05	0,39
<i>Pradosia</i> aff. <i>schomburgkiana</i>	20	0,29	0,22	0,12	0,63
Simaroubaceae	40	0,57	3,29	0,45	4,3
<i>Simaba cedron</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Simaba</i> cf. <i>obovata</i>	34	0,49	0,88	0,34	1,71
<i>Simaba orinocensis</i>	5	0,07	0,44	0,10	0,61
Vochysiaceae	35	0,50	1,41	0,57	2,48
<i>Erisma calcaratum</i>	1	0,01	0,22	0,00	0,24
<i>Qualea</i> sp.	14	0,20	0,44	0,17	0,81
<i>Ruizterania retusa</i>	11	0,16	0,44	0,34	0,94
<i>Vochysia</i> sp.	9	0,13	0,44	0,06	0,63

Apêndice C (cont.) – Classificação e ocorrência das espécies segundo a tolerância à inundação.

Status da inundação	Baixa			Intermediária			Alta			Muito alta		Tolerância da espécie à inundação
Espécie/Intervalo de inundação (m)	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	10-11	>11	
<i>Miconia poeppigii</i>	6	11	1									Baixa
<i>Micropholis</i> cf. <i>guyanensis</i>			2	1								Baixa
<i>Mollia</i> cf. <i>lepidota</i>		5	6	1								Baixa
<i>Mouriri</i> cf. <i>myrtifolia</i>	3	4	2									Baixa
<i>Mouriri</i> sp.	13	17	6	3								Baixa
<i>Ocotea</i> sp.		3										Baixa
<i>Ouratea</i> cf. <i>pisiformis</i>	5	4										Baixa
<i>Parkia</i> cf. <i>panurensis</i>	2											Baixa
<i>Pera distichophylla</i>	1	7										Baixa
<i>Pouteria pachyphylla</i>		9										Baixa
<i>Pradosia</i> aff. <i>schomburgkiana</i>	3	10	5	2								Baixa
<i>Protium</i> sp.	18	42										Baixa
<i>Qualea</i> sp.	2	12										Baixa
<i>Richeria grandis</i>	4	4										Baixa
<i>Ruizterania retusa</i>	1	9	1									Baixa
<i>Sloanea</i> cf. <i>floribunda</i>	4	5										Baixa
<i>Swartzia</i> cf. <i>pendula</i>	2	2				1						Baixa
<i>Swartzia cuspidata</i>	6	3	1									Baixa
<i>Swartzia ingifolia</i>	3	10										Baixa
<i>Vantanea guianensis</i>	8	17										Baixa
<i>Vismia cayennensis</i>	1	1										Baixa
<i>Vochysia</i> sp.	6	3										Baixa
<i>Xylopia aromatica</i>	2	21	1									Baixa
<i>Xylopia parviflora</i>	11	13										Baixa
<i>Xylopia</i> sp.	1	1										Baixa
<i>Zygia</i> cf. <i>longifolia</i>		5	17	2								Baixa
<i>Acmanthera latifolia</i>				1		1						Intermediária
<i>Aldina latifolia</i>	10	33	24	19	18	40						Intermediária
<i>Aniba affinis</i>		2	1	5	6	5	13	1				Intermediária
<i>Aspidosperma nitidum</i>		1	2			2						Intermediária
<i>Astrocaryum jauari</i>				4	2			2				Intermediária
<i>Bellucia spruceana</i>						2						Intermediária
<i>Byrsonima</i> cf. <i>punctulata</i>	5	18			19	12						Intermediária
<i>Byrsonima incarnata</i>				5	7	5	2					Intermediária
<i>Calypttranthes</i> cf. <i>nigrescens</i>	3	4	1	12	9	30	2	16				Intermediária
<i>Calypttranthes</i> cf. <i>spruceana</i>			2	3	5	41						Intermediária
<i>Calypttranthes</i> sp.			1	2	2	11						Intermediária
<i>Campsandra</i> cf. <i>angustifolia</i>			3	7	5	1						Intermediária
<i>Caraipa grandifolia</i>				1	1	12	1					Intermediária
<i>Caraipa odorata</i>			3	2								Intermediária
<i>Chaunochiton loranthoides</i>					2	2	2					Intermediária
<i>Couepia</i> cf. <i>guianensis</i>							2					Intermediária
<i>Crudia amazonica</i>				5	9	5	2	4				Intermediária
<i>Cybianthus</i> cf. <i>spicatus</i>					3	2	1	1				Intermediária

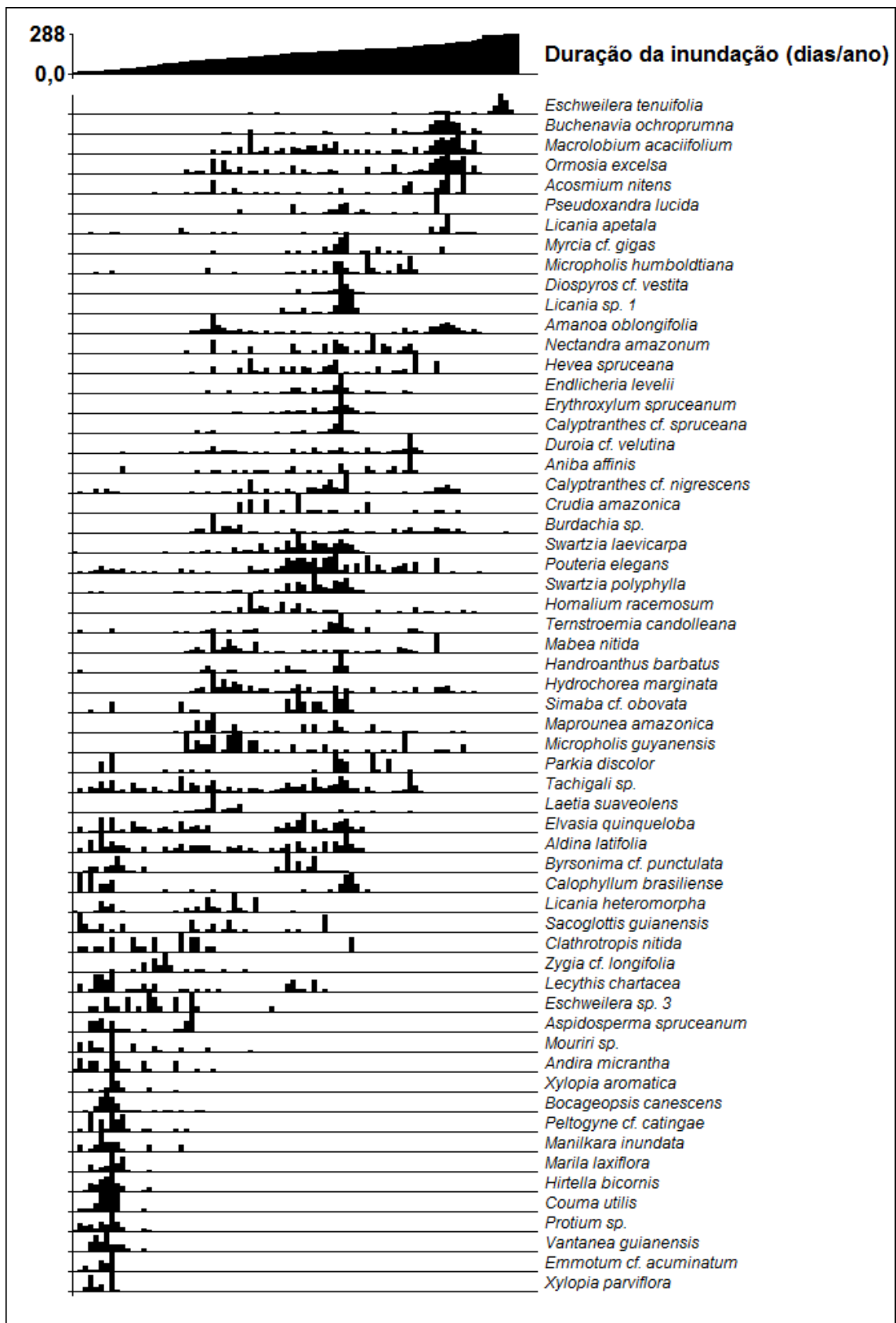
Apêndice C (cont.) – Classificação das espécies segundo a tolerância à inundação.

Status da inundação	Baixa			Intermediária			Alta			Muito alta	Tolerância da espécie	
Espécie/Intervalo de inundação (m)	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	10-11	>11	à inundação
<i>Cynometra</i> sp.			2		2	7	1					Intermediária
<i>Diospyros</i> cf. <i>guianensis</i>				1	1							Intermediária
<i>Diospyros</i> cf. <i>vestita</i>				1	8	55	1					Intermediária
<i>Discocarpus</i> <i>essequeboensis</i>			1		1	11						Intermediária
<i>Duguetia</i> cf. <i>argentea</i>								2				Intermediária
<i>Duguetia</i> <i>uniflora</i>	3	4	1	1	1	5						Intermediária
<i>Duroia</i> cf. <i>velutina</i>	2	7	12	57	15	47	95	19				Intermediária
<i>Duroia</i> sp.					7	3						Intermediária
<i>Ecclinusa</i> <i>lancifolia</i>					1	15						Intermediária
<i>Elaeoloma</i> <i>nuda</i>			1			3	3					Intermediária
<i>Elizabetha</i> <i>speciosa</i>			1	4								Intermediária
<i>Elvasia</i> <i>quinqueloba</i>	11	74	50	11	71	86	1					Intermediária
<i>Endlicheria</i> <i>anomala</i>				1	2	3						Intermediária
<i>Endlicheria</i> <i>levelii</i>				5	12	39	8					Intermediária
<i>Endlicheria</i> <i>ruforamula</i>					2	1						Intermediária
<i>Erythroxylum</i> <i>spruceanum</i>		3	3	7	27	120	7					Intermediária
<i>Eschweilera</i> cf. <i>parvifolia</i>		4			1	13						Intermediária
<i>Eugenia</i> <i>gomesiana</i>						8						Intermediária
<i>Handroanthus</i> <i>barbatus</i>	1		1	5	6	10						Intermediária
<i>Heterostemon</i> <i>mimosoides</i>	1	1				3	1					Intermediária
<i>Hevea</i> <i>brasiliensis</i>		1	1	2	1							Intermediária
<i>Hevea</i> cf. <i>benthamiana</i>						3						Intermediária
<i>Hevea</i> <i>spruceana</i>			2	38	41	39	19	40				Intermediária
<i>Himatanthus</i> <i>attenuatus</i>		1			1	1	1					Intermediária
<i>Homalium</i> <i>racemosum</i>				26	32	7	3	7	3			Intermediária
<i>Humirastrum</i> <i>cuspidatum</i>						1	1					Intermediária
<i>Hydrochorea</i> <i>marginata</i>			6	43	18	10	5	14	2			Intermediária
<i>Laetia</i> <i>suaveolens</i>			7	29		3	2					Intermediária
<i>Lecythis</i> <i>chartacea</i>	7	18	5	2	7	4						Intermediária
<i>Licania</i> <i>heteromorpha</i>	2	13	8	33	1							Intermediária
<i>Licania</i> sp. 1					7	29						Intermediária
<i>Limadendron</i> <i>amazonica</i>	1	4		1		3	2					Intermediária
<i>Mabea</i> <i>nitida</i>			12	57	6	12	17	19				Intermediária
<i>Malouetia</i> cf. <i>tamaquarina</i>				1			1					Intermediária
<i>Maprounea</i> <i>amazonica</i>			8	18	5	11	8	2	1			Intermediária
<i>Marlierea</i> cf. <i>bipennis</i>					3	1						Intermediária
<i>Marlierea</i> <i>ensifformis</i>				1	2							Intermediária
<i>Micropholis</i> cf. <i>venulosa</i>			1		1							Intermediária
<i>Micropholis</i> <i>guyanensis</i>			11	27	5	5	8	3	2			Intermediária
<i>Micropholis</i> <i>humboldtiana</i>	2	3	3	9	7	50	74	6				Intermediária
<i>Mollia</i> cf. <i>speciosa</i>			1	4		12						Intermediária
<i>Myrcia</i> cf. <i>gigas</i>				1	2	19	5	2				Intermediária
<i>Nectandra</i> <i>amazonum</i>			1	7	4	14	18	1				Intermediária
<i>Parkia</i> <i>discolor</i>		6	3	1		10	9					Intermediária

Apêndice C (cont.) – Classificação das espécies segundo a tolerância à inundação.

Status da inundação	Baixa			Intermediária			Alta			Muito alta		Tolerância da espécie à inundação
Espécie/Intervalo de inundação (m)	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	10-11	>11	
<i>Peltogyne cf. catingae</i>	6	19	2									Intermediária
<i>Pouteria campanulata</i>				1	2			2				Intermediária
<i>Pouteria elegans</i>	10	40	16	20	136	144	83	48	2			Intermediária
<i>Pseudoxandra lucida</i>				2	6	19	2	12				Intermediária
<i>Sacoglottis ceratocarpa</i>				10								Intermediária
<i>Sacoglottis guianensis</i>	9	5	4	9	2	4						Intermediária
<i>Simaba cf. obovata</i>	1	2	4		10	17						Intermediária
<i>Stryphnodendron sp.</i>					1	1						Intermediária
<i>Swartzia laevicarpa</i>	1		3	13	56	63						Intermediária
<i>Swartzia polyphylla</i>	3	7	9	23	61	135	1					Intermediária
<i>Terminalia sp.</i>					1	2						Intermediária
<i>Ternstroemia candolleana</i>	3	8	9	21		65	13	9				Intermediária
<i>Tovomita spruceana</i>				1	3	5						Intermediária
<i>Trichilia rubra</i>						2						Intermediária
<i>Vatairea guianensis</i>		1	4	7	3	4						Intermediária
<i>Virola elongata</i>				1	1	7						Intermediária
<i>Acosmium nitens</i>			4	11	3	3	9	17	7			Alta
<i>Buchenavia ochroprumna</i>				6	3	4	9	85	10			Alta
<i>Couepia paraensis</i>			1	1	1		5	8	4			Alta
<i>Elaeoluma glabrescens</i>								5				Alta
<i>Licania apetala</i>	1	2	3	3	1	2		16	3			Alta
<i>Macrolobium acaciifolium</i>			3	41	48	52	20	111	29	2		Alta
<i>Macrolobium multijugum</i>							9	1				Alta
<i>Ormosia excelsa</i>			8	32	13	7	14	67	18			Alta
<i>Simaba orinocensis</i>						1	3	1				Alta
<i>Eschweilera tenuifolia</i>	1		1	6	6	2	6	49	6	163	17	Muito alta
<i>Amanoa oblongifolia</i>			33	171	36	19	36	171	31			Irregular
<i>Burdachia sp.</i>			22	103	18	29	34	55	6	2		Irregular
<i>Calophyllum brasiliense</i>	10	7	2	1	1	14	1					Irregular
<i>Tachigali sp.</i>	23	85	78	71	69	135	56	16				Irregular

Apêndice D – Abundância relativa por espécie ao longo do gradiente de inundação para as 60 espécies mais abundantes.



ANEXOS

Anexo A – Mapa de localização das parcelas de estudo.



Anexo B – Valores das variáveis edáficas por quadrante (Fonte: Embrapa Amazônia Ocidental).

Quadrante	pH (H ₂ O)	C	M.O. (g/kg)	N	P	K	Na	Ca (cmol _c /dm ³)	Mg	Fe	Zn	Mn (mg/dm ³)	Cu	Areia	Silte	Argila
1ABCD	4,28	59,5	102,4	2,9	10,7	60	10	0,08	0,17	45	1,16	0,94	0,25	18,4	554,6	427
1EFGH	4,44	29	49,8	2,4	10,1	39	27	0,06	0,13	53	0,64	0,63	0,28	26,7	514,3	459
1IJKL	4,4	70,3	120,9	5,6	22,4	86	34	0,12	0,28	21	1,26	1,62	0,44	143,5	606,5	250
1MNOP	4,3	38,3	65,9	2,9	8,8	50	30	0,06	0,19	57	0,98	2,37	0,28	18,8	611,1	370
2ABCD	4,39	31,6	54,3	2,2	8,3	26	6	0,07	0,1	25	0,66	0,52	0,26	63,7	406,8	529,5
2EFGH	4,45	40,7	70	3,2	7,7	30	5	0,05	0,09	14	0,58	0,61	0,25	77,8	442,7	479,5
2IJKL	4	14,3	24,6	1,3	10,2	13	3	0,04	0,07	15	0,39	0,61	0,11	365,7	352,3	282
2MNOP	4,33	18,3	31,5	1,6	9,8	21	4	0,05	0,08	39	0,45	0,39	0,2	397,7	420,8	181,5
3ABCD	4,1	18,7	32,1	1,7	11,4	39	5	0,06	0,11	83	0,62	1,05	0,19	106,3	529,2	364,5
3EFGH	4,44	33	56,8	4	19,5	52	9	0,06	0,14	76	0,97	1,11	0,3	52	553,5	394,5
3IJKL	4,35	54,6	94	4,4	18,4	67	7	0,07	0,16	47	1,01	1,44	0,31	44,3	613,7	342
3MNOP	4,03	38,6	66,4	2,7	17,8	95	13	0,11	0,19	39	0,76	1,14	0,16	82,5	620,5	297
4ABCD	4,42	24	41,3	2,2	8,2	40	5	0,08	0,14	61	0,75	1,47	0,14	140,4	493,1	366,5
4EFGH	4,15	31	53,3	2,2	17,9	60	4	0,09	0,18	28	0,91	1,47	0,16	131,8	558,2	310
4IJKL	4,56	22,6	38,9	1,9	10,1	61	5	0,08	0,13	117	0,79	1,16	0,26	225	533,5	241,5
4MNOP	4,41	30,7	52,8	2,5	15,8	77	4	0,06	0,23	105	0,88	1,35	0,28	144,9	606,6	248,5
5ABCD	4,17	14,2	24,4	1,3	16,5	48	4	0,08	0,17	47	0,61	1,06	0,24	214,8	562,7	222,5
5EFGH	4,28	26,2	45,1	2	8,1	58	7	0,08	0,17	138	0,93	1,65	0,25	154,2	628,8	217
5IJKL	4,26	29,5	50,8	2,5	13,8	77	6	0,1	0,22	104	0,83	1,83	0,31	123,2	610,8	266
5MNOP	4,43	21,6	37,2	1,7	8,4	76	5	0,08	0,17	33	0,64	0,88	0,23	132,6	699,4	168
6ABCD	4,61	16,5	28,4	1,4	11,5	35	7	0,07	0,09	135	0,41	0,5	0,26	592	280	128
6EFGH	4,72	31,1	53,6	2,4	14,3	36	6	0,07	0,11	51	0,75	0,52	0,3	210,1	515,9	274
6IJKL	4,64	32,2	55,5	2,2	12,3	39	6	0,06	0,11	47	1,51	0,65	0,29	487,2	302,8	210
6MNOP	4,68	29,2	50,2	1,9	19,2	52	9	0,08	0,13	69	0,76	0,48	0,26	536,5	323,5	140
7ABCD	3,87	4,2	7,2	0,5	7,4	14	3	0,04	0,06	289	0,25	0,26	0,22	467,5	428,5	104
7EFGH	4	6,6	11,3	0,7	7,9	14	3	0,04	0,06	250	0,29	0,29	0,31	414,1	498,4	87,5
7IJKL	3,95	8,7	14,9	0,9	13,3	23	4	0,05	0,08	170	0,56	0,66	0,21	295,2	609,8	95
7MNOP	3,66	7,5	12,9	0,7	9,8	12	2	0,05	0,06	282	0,48	0,28	0,22	338,3	567,7	94
9ABCD	4,21	22,6	38,9	1,7	7,2	27	6	0,04	0,07	81	0,6	0,53	0,24	62,6	672,4	265
9EFGH	4,11	17,3	29,8	1,6	8,6	26	6	0,05	0,08	49	0,73	0,57	0,24	49,9	654,6	295,5
9IJKL	4,17	30,4	52,3	2,8	8,6	39	6	0,06	0,1	57	0,61	0,62	0,28	58,5	645	296,5
9MNOP	4,21	16,5	28,3	1,8	5,5	18	4	0,04	0,06	103	0,47	0,31	0,19	50,5	568	381,5
10ABCD	4,18	20,2	34,7	1,8	7,5	30	5	0,05	0,08	147	0,54	0,52	0,24	239,5	524	236,5
10EFGH	4,18	22,5	38,8	2	9,5	36	4	0,06	0,11	134	0,92	0,61	0,29	136,1	630,4	233,5
10IJKL	4,59	17,2	29,6	1,2	5,4	22	5	0,04	0,07	236	0,48	0,47	0,24	128,9	651,1	220
10MNOP	4,61	18,5	31,7	1,6	9,3	22	3	0,06	0,08	115	0,66	0,35	0,26	134,5	644,6	221

AULA DE QUALIFICAÇÃO

PARECER

Aluno(a): DANIEL PRAIA PORTELA DE AGUIAR
Curso: ECOLOGIA
Nível: Mestrado
Orientador(a): Dr. Florian Karl Wittmann (INPA)

Título:

“Influência dos fatores hidro-edáficos na composição florística e estrutura florestal da comunidade arbórea de igapó no Parque Nacional do Jaú, Amazônia Central”

BANCA JULGADORA:

TITULARES:

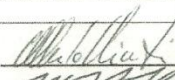
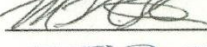

ALBERTO VICENTINI (INPA)
MICHAEL JOHN GILBERT HOPKINS (INPA)
JOCHEN SCHÖNGART (INPA)

SUPLENTES:

CHARLES EUGENE ZARTMAN (INPA)
JULIANA SCHIETTI DE ALMEIDA (INPA)

PARECER

ASSINATURA

ALBERTO VICENTINI (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
MICHAEL JOHN GILBERT HOPKINS (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
JOCHEN SCHÖNGART (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
CHARLES EUGENE ZARTMAN (INPA)	<input type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	_____
JULIANA SCHIETTI DE ALMEIDA (INPA)	<input type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	_____

Manaus(AM), 18 de março de 2014

OBS: _____



Ministério da
Ciência, Tecnologia
e Inovação



ATA DA DEFESA PÚBLICA DA
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL
DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 14 dias do mês de agosto do ano de 2015, às 15h00min, no Auditório do PPG-ATU-ECO, Campus III INPA/V8. Reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o(a) Prof(a). Dr(a). **Jochen Schöngart**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia - INPA, o(a) Prof(a). Dr(a). **Rafael Leandro de Assis**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia - INPA e o(a) Prof(a). Dr(a). **Veridiana Vizoni Scudeller**, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM, tendo como suplentes o(a) Prof(a). Dr(a). Maria Astrid Rocha Liberato, da Universidade do Estado do Amazonas - UEA, e o(a) Prof(a). Dr(a). Albertina Pimentel Lima, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a arguição pública do trabalho de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de **DANIEL PRAIA PORTELA DE AGUIAR**, intitulado: "Influência dos fatores hidro-edáficos na diversidade, composição florística e estrutura da comunidade arbórea de igapó no Parque Nacional do Jaú, Amazônia Central" Orientado pelo(a) Prof(a). Dr(a). Florian Karl Wittmann do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA.

Após a exposição, o(a) discente foi arguido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

APROVADO(A)

REPROVADO(A)

POR UNANIMIDADE

POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof(a).Dr(a). Jochen Schöngart

Prof(a).Dr(a). Rafael Leandro de Assis

Prof(a).Dr(a). Veridiana Vizoni Scudeller

Prof(a).Dr(a). Maria Astrid Rocha Liberato

Prof(a).Dr(a). Albertina Pimentel Lima


Coordenação PPG-ECO/INPA