



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

Desvendando padrões estruturais, efeito do tamanho e isolamento de fragmentos florestais na florística, na riqueza e diversidade em Alter do Chão, na Amazônia Oriental Brasileira.

IÊDA LEÃO DO AMARAL

Manaus, Amazonas

Dezembro/2016

IÊDA LEÃO DO AMARAL

Desvendando padrões estruturais, efeito do tamanho e isolamento de fragmentos florestais na florística, na riqueza e diversidade em Alter do Chão, na Amazônia Oriental Brasileira.

Orientador: Dr. Jean-Louis Guillaumet

Coorientador: Dr. William Ernest Magnusson

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Botânica, no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), como parte dos requisitos básicos para a obtenção do título de Doutor em Botânica.

Manaus, Amazonas

Dezembro/2016

IÊDA LEÃO DO AMARAL

Desvendando padrões estruturais, efeito do tamanho e isolamento de fragmentos florestais na florística, na riqueza e diversidade em Alter do Chão, na Amazônia Oriental Brasileira.

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Botânica, no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), como parte dos requisitos básicos para a obtenção do título de Doutor em Botânica.

Membros da banca examinadora:

Avaliador	Instituição	Parecer
Dr. Gil Vieira	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)	Aprovado
Dr. Valdely Ferreira Knupp	Instituto Federal do Amazonas (IFAM)	Aprovado
Dr. Niro Higuchi	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)	Aprovado
Dr. Leandro Giacomini	Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)	Aprovado
Dr. Michael John Hopkins	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)	Aprovado

Data da aprovação: 01 de dezembro de 2016.

A 485 Amaral, Iêda Leão do
Desvendando padrões estruturais, efeito do tamanho e isolamento de fragmentos florestais na florística, riqueza e diversidade em Alter do Chão, na Amazônia Oriental Brasileira/Iêda Leão do Amaral. ---Manaus: [s.n.], 2016.
Xi, 81f.: Il.
Tese (Doutorado) ---INPA, Manaus, 2016.
Orientador: Dr. Jean-Louis Guillaumet
Co-orientador: Dr. William Ernest Magnusson
Área de concentração: Botânica

1. Fragmento Florestais. 2. Mata contínua. 3. Diversidade. I. Título.

CDD634

Sínpse:

Foram investigados os efeitos da fragmentação sobre a composição florística, riqueza de espécies, diversidade e distribuição de espécies, em Fragmentos Florestais (FF), localizados em Alter do Chão, (PA), que estão isolados por mais de 100 anos. Foi aplicada a técnica de análise de regressão múltipla linear para averiguar se o tamanho dos fragmentos florestais (FF), distância desres à mata contínua e distância da água, influenciam na riqueza, diversidade e distribuição das espécies. Também foram analisados os parâmetros fitossociológicos, diâmetro médio e área basal para averiguar se a estrutura da vegetação é de uma floresta inequiânea. Foi analisada a especificidade composicional que é uma medida de especificidade do hábitat de uma espécie, descrevendo o grau de ocorrência da espécie em comunidades que são semelhantes.

Palavras-chave: Dinâmica de população, estrutura diamétrica, gradiente de distância, parâmetros fitossociológicos e especificidade composicional

AGRADECIMENTOS

Todo e qualquer trabalho não é desenvolvido por uma única pessoa e sim com a participação de várias; sem as quais não seria possível a realização desse, principalmente uma tese de doutorado, a qual envolve muito trabalho de campo e laboratório, nos quais envolvem diversas pessoas que participam direta e indiretamente ao longo do caminho. Por isso, gostaria de agradecer em especial:

À Deus, em primeiro lugar, porque sem a presença dele nada se faria.

Ao Dr. Jean- Louis Guillaumet, pela orientação e apoio ao longo dessa caminhada.

Ao Dr. William Ernest Magnusson, pela coorientação, e pelo grande apoio no trajeto dessa longa caminhada, direcionando a busca dos entendimentos ecológicos e também o apoio financeiro na coleta e tratamento dos dados.

Ao INPA, pela liberação e grande incentivo para que pudesse realizar mais essa etapa da minha vida profissional e educacional, sem estar preocupada com o financeiro.

Ao suporte financeiro dos projetos PPD-PPG7 (União Europeia/CFTI/INPA), na pessoa do Dr. Renato Cintra, PPBio e CENBAM.

Ao Coordenador do curso de Botânica, Dr. Michael Hopkins, pela compreensão no momento mais difícil ao longo da trajetória rumo ao doutorado, bem como, as secretárias do curso, em especial a Sra. Helcineide Ramos de Andrade (Neide), pelo pronto atendimento de minha necessidade burocrática. A Andresa Mello, secretária do CENBAM, pelo pronto atendimento na marcação das reuniões com o Dr. Bill e em tudo que fosse solicitado.

Aos técnicos, José Jakes Camara da Costa e José Ribeiro, pela ajuda incondicional na coleta dos dados em campo e na identificação do material botânico, bem como a Dra. Ana Albernaz, que cedeu os dados de mapeamento dos fragmentos e cadastro dos pontos amostrais.

Aos Drs. Douglas Daly e Luciano Paganucci, na identificação dos espécimes das famílias Burseraceae e Fabaceae, respectivamente.

Um agradecimento especial as minhas amigas, Dra. Francisca Dionízia de Almeida Matos, companheira na labuta, pelo trabalho minucioso de editoração de texto e gráficos, e a Dra. Maria de Lourdes da Costa Soares Morais, pelas sugestões e críticas nas várias versões dos capítulos. Essas amigas sempre foram o “ombro amigo” nos momentos mais difíceis e deram “puxões de orelha” quando necessário.

Ao Pedro Pequeno, pela preciosíssima ajuda nas análises estatística, as quais foram valorosas na interpretação dos dados.

Ao Yuri Feitosa, na valiosa revisão do capítulo 2 e também nas sugestões de análises que deveriam ser realizadas para melhorar o contexto desse capítulo.

Ao Dr. Basílio Vianês pela ajuda na tradução para o Inglês de parte da tese e também na correção de alguns trechos.

Enfim, um agradecimento especial a minha família (irmãos, irmãs, sobrinhos, sobrinhos netos e agregados), em especial a minha mãe ELEUTHÉRIA LEÃO DO AMARAL, que me incentivou e cobrou muito para que realizasse esse doutorado e a meu querido pai, ERLINDO ADEMAR DO AMARAL (*In memoriam*), que largou o rio Purus, que tanto amava, vindo morar em Manaus, para que os filhos estudassem, adquirissem educação formal e foi incansável na labuta da vida para que alcançássemos este patamar, muito, muito obrigada papai.

Finalizando, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse estudo digo muito, muito obrigada.

RESUMO GERAL

Os antigos Fragmentos Florestais (FF) que ocorrem na Amazônia são pouco estudados, principalmente os que se encontram incrustados em savanas. As abordagens que existem, na sua maioria, estão voltadas para fragmentos que ocorrem na borda da bacia, fragmentos inundáveis (ilhas de rios), ou que estão em região de ecótono entre a Floresta Amazônica e o Cerrado do Brasil Central. Estudos voltados a flora de fragmentos florestais, que se encontram encrustrados em savanas, como as de Alter do Chão, são praticamente inexistentes, os que existem enfocaram fauna, tanto entomofauna, como avifauna, mesofauna e macrofauna. Por esse motivo, o estudo buscou avaliar a influência de variáveis extrínsecas como isolamento, tamanho dos fragmentos, distância à mata contínua (DMC) e distância da água (DA), na composição, riqueza e diversidade florística, bem como na abundância e estrutura das comunidades vegetais. Na sequência, a comparação dos resultados das comunidades fragmentadas com os da Floresta Estacional Semidecídua, que fica ao redor da savana. As análises foram conduzidas em 25 fragmentos florestais, nos quais foram implementadas 4 subparcelas de 2x250 m. O mesmo procedimento foi empregado nas nove amostras de mata contínua. A inclusão de indivíduos obedeceu ao critério mínimo de 4 cm de circunferência à altura do peito (CAP), que corresponde a 1,27 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), a 1,30 m acima do solo. Os indivíduos foram numerados com placas de alumínio, identificados e amostras botânicas foram coletadas para identificação das espécies. A densidade de plantas e riqueza de espécies foram comparadas entre fragmentos florestais e a mata contínua, pelo teste-t, e as diferenças na composição, pela análise de agrupamento. Utilizou-se regressão linear para avaliar o efeito do tamanho dos fragmentos e distância à mata contínua, sobre a área basal e o diâmetro. A diversidade alfa foi estimada pelo índice α -Fisher, o qual é pouco influenciado pelo tamanho da amostra e regressão linear múltipla para investigar quais os fatores que influenciaram na variação da diversidade alfa (α) e na riqueza de espécie dos fragmentos florestais, analisada pelos preditores: 1) tamanho dos fragmentos florestais (S); 2) distância da mata contínua (DMC) e 3) distância da água (DA). A avaliação das mudanças na composição florística foi realizada por meio da análise dos processos de substituição e aninhamento, aplicando o método de ordenação Análise de Coordenadas Principais (PCoA). O estudo registrou 387 espécies em fragmento florestais e 320 na mata contínua. *Myrcia splendens* (Sw.) DC. (916 indivíduos), *Ocotea longifolia* Kunth (649), *Casearia javitensis* Kunth (623), *Siparuna guianensis* Aubl. (464) e *Lacmellea arborescens* (Mull.Arg.) Markgrave (416) foram as espécies com maior número de indivíduos, representando 18% do total de indivíduos dos dois ambientes (FF e MC). O teste de média mostrou que há diferença nas espécies exclusivas localmente, as quais ocorreram com maior intensidade na mata contínua. Quanto a riqueza de espécies, os fragmentos florestais de Alter do Chão comportam muitas espécies arbóreas que são encontradas na mata contínua. Estruturalmente, o diâmetro médio à altura do peito (DAP_M) e a área basal total (AB_T) apresentaram relação negativa com a distância à mata contínua (DMC). A similaridade revelou dois grupos (GI e GII), onde GII foi composto exclusivamente por parcelas de fragmentos. Composicionalmente, os fragmentos diferem da floresta contínua, mas estruturalmente são semelhantes entre si. A variação da diversidade alfa (α) dos fragmentos florestais mostrou correlação positiva com a área dos fragmentos florestais e a regressão foi significativa ($r^2=0,32$; $p=0,012$). A ordenação em duas dimensões com Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) mostrou que a maioria das amostras dos fragmentos florestais ficaram disjuntas da mata contínua, evidenciando que a separação foi maior que o esperado ao acaso pela análise de similaridade (ANOSIM: $r=0,2883$; $p=0,002$). Os resultados da Análise de Coordenadas Principais (PCoA), com o uso da primeira PCoA na análise de regressão múltipla, indicou que o tamanho dos fragmentos florestais, distância à mata contínua e a distância da água atuaram significativamente na ordenação da comunidade ($r^2=0,29$; $p=0,017$), apresentando padrão de aninhamento, com o modelo ajustado. No padrão de substituição de espécie a regressão múltipla, também foi significativa ($r^2=0,60$; $p=0,000049$), tendo como maior influência a distância da mata contínua ($t=4,31$; $p=0,00031$). O padrão de diversidade local foi melhor explicado pela diversidade beta (β) e a distância à mata contínua foi substancial na explicação de mudança da composição e substituição de espécie. Os valores de especificidade composicional indicaram que os fragmentos florestais mais distantes da mata contínua continham espécies que normalmente ocorrem em florestas secundária.

GENERAL ABSTRACT

Old Forest Fragments (FF) that occur in the Amazon have been scarcely studied, especially the ones embedded in savannas. The existing approaches mostly targeted the fragments that occur on the basin edges, get flooded (river islands), or in the octone region between the Amazon Forest and the Central Brazil Cerrado. There are practically no studies addressing the flora on forest fragments embedded in the savanna in Alter do Chão, those that may be found are focused on fauna, both entomofauna, mesofauna, avifauna and macrofauna. Therefore, the present study seeks to evaluate the influence extrinsic variables like fragment isolation, size, distance to the continuous forest (DCF) and distance from the water (DW) exert on the composition, richness and floristic diversity, as well as plant communities structure and abundance. Then, it aims to compare the fragmented communities findings with those from the Semideciduous Seasonal Forest surrounding the savanna. The evaluation was carried out in 25 forest fragments, in which four, 2x250 m subplots were implemented. The same procedure was employed on the nine continuous forest samples. Individuals were included according to the minimum criterion of 4 cm breast height circumference (BHC) corresponding to 1.27 cm at breast height diameter (BHD), 1.30 above the ground, numbered, identified with aluminum tags and botanical samples collected for species identification. Plant density and species richness were compared between forest fragments and continuous forest, by t-test, and composition differences by cluster analysis linear regression was used to assess the influence forest fragments size and distance to the continuous forest on basal area and diameter. Alpha diversity was estimated by the Fisher alpha index, which has shown to be little influenced by sample size and, by multiple linear regression to investigate which factors had exerted any influence on the predictors-analyzed forest fragments alpha (α) diversity and species richness variation: 1) Forest fragments size (S); 2) continuous forest distance (CFD) and 3) water distance (WD). Floristic composition changes evaluation was performed through analysis of substitution and nesting processes, applying the Principal Coordinate Analysis (PCoA) ordering method. The present study recorded 387 and 320 species in forest fragments and continuous forest, respectively. *Myrcia splendens* (Sw.) DC. (916 individuals), *Ocotea longifolia* Kunth (649), *Casearia javitensis* Kunth (623), *Siparuna guianensis* Aubl. (464) and *Lacmellea arborescens* (Mull.Arg.) Markgrave (416) showed to be the species with the largest number of individuals representing 18% of the two environments (FF and CF) total. The mean test showed there to be a difference in the locally unique species, which occurred in the continuous forest with greater intensity. As to the species richness, Alter do Chão forest fragments show to harbor many arboreal species that are to be found in the continuous forest. Structurally, mean breast height diameter (BHD_M) and total basal area (BA_T) exhibited negative relation with continuous forest distance (D_{CF}). The similarity revealed two groups (GI and GII), where GII was exclusively made up by fragments' plots. Fragments differ compositionally from the continuous forest, but show to be structurally similar to each other. The forest fragments' alpha diversity (α) variation showed positive correlation with their area and, the regression was significant ($r^2=0.32$; $p=0.012$). Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination pointed out most forest fragments samples to stay separate from the continuous forest, evincing separation to be greater than what expected at random by the analysis of similarity (ANOSIM: $r=0.2883$; $p=0.002$). PCoA analysis findings using multiple regression analysis indicated that the fragments' size, distance to the continuous forest and from the water had acted significantly in the community ordering ($r^2=0.29$; $p=0.017$), displaying nesting pattern with the adjusted model. The species substitution pattern multiple regression, also showed to be significant ($r^2=0.60$; $p=0.000049$), with the distance to the continuous forest having the greatest influence ($t=-4.31$; $p=0.00031$). The local diversity pattern showed to be best accounted for by beta diversity (β) and the distance to the continuous forest was substantial when accounting for composition change and species substitution. Compositional specificity scores indicated the forest fragments furthest from the continuous forest to harbor species that are normally found on secondary forest.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	vii
GENERAL ABSTRACT	viii
INTRODUÇÃO GERAL	1
Chapter 1- Disentangling structural patterns of natural forest fragments in a savana matrix, in the Eastern Amazon	10
Abstract	11
Resumo	12
Introduction	13
Materials and Methods	14
Study area	14
Data collection	15
Data analysis	17
Results	17
Discussion	24
Conclusion	28
References	29
Capitulo 2: Efeito do tamanho, grau de isolamento em comunidades florestais fragmentadas, em Alter do Chão, Amazônia Oriental	47
Resumo	48
Abstract	49
Introdução	50
Material e Métodos	52
Área de estudo	52
Delineamento Amostral	53
Coleta de dados	53
Análise dos Dados	55
Padrão de diversidade Alfa	55
Padrão de diversidade Beta	56
Resultados	57
Padrão de diversidade Alfa	57
Padrão de diversidade Beta	60
Discussão	67
Padrão de diversidade Alfa	67
Padrão de diversidade Beta	68
Conclusão	69
Referências	70
Conclusão geral	74
Síntese	75
Referências	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa do Brasil indicando a localização de Alter do Chão (área de estudo) destacado em preto e verde, no município de Santarém, Estado do Pará, Brasil.	7
Figure 1.1. Map of part of the Alter do Chão region, Santarém, Brazil, showing the distribution of forests, savannas, the town of Alter do Chão, the major water bodies and the location (in black) of sample sites. FF=forest fragment, CF=continuous forest. (Source: Albernaz 2001).	16
Figura 1. 2: The 10 families with the greatest species richness in forest fragment and continuous forest and their totals.	19
Figure 1.3. The 20 species with the widest distribution in forest fragments and continuous forest in Alter do Chão. SF = small fragment, MF = medium fragment, LF = large fragment, CF = continuous fragment, totals in black.	19
Figura 1.4. Grouping of individuals by diameter at breast height (DBH) classes (≥ 1.27 cm), in forest fragments and continuous forest in Alter do Chão, with the respective percentages for individuals in each class.	21
Figure 1.5. Partial regression plots of mean diameter at breast height (DBH_M) on forest fragment area (FF_A), sampled area (S_A) and distance to continuous forest (D_{CF}) of forest fragments sampled in Alter do Chão.	23
Figura 1.6. Partial regression plots of total basal area (T_{BA}) on forest fragment area (FF_A), sampled area (S_A) and distance to continuous forest (D_{CF}) of forest fragments sampled in Alter do Chão.	23
Figure 1.7. Cluster analysis dendrogram (UPGM), based upon Bray-Curtis similarity indices, for FF and CF sample sites in Alter do Chão, showing the groups and subgroups derived by the analysis.	24
Figura 2.1. Mapa da área de estudo indicando a distribuição das parcelas (bolas pretas) em fragmentos florestais (FF) e mata contínua (MC). Desenho esquemático das subparcelas (2x250 m) em linhas retas, equidistantes uma da outra 50 m, metodologia usada na maioria das parcelas.	55
Figura 2.2 – Diversidade alfa de Fisher nos fragmentos florestais (FF) e na mata contínua (MC) relacionado: a) área dos FF (S), $t = 2,62$; $p=0,016$; b) distância da mata contínua (DMC): $t = 1,67$, $p = 0,11$ e; c) distância da água (DA); $t = 0,64$, $p = 0,53$, evidenciando que essas análises explicam a diversidade alfa, com relação ao tamanho (S) dos fragmentos florestais.	58
Figura 2.3. Curva de acumulação de espécie por ambiente, baseada em número de espécies versus área, envolvendo os ambientes fragmentos florestais (FF) e mata contínua (MC).	59
Figura 2.4. Espécies exclusivas localmente que ocorreram em fragmentos florestais e mata contínua e as respectivas médias: mata contínua (7,33) e fragmento florestal (4,14), dos estudos realizados em Alter do Chão, PA.	60

- Figura 2.5. Ordenação em duas dimensões analisado por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das assembleias de plantas em parcelas de fragmentos florestais e de mata contínua, evidenciando bem a separação dos ambientes. 61
- Figura 2.6. Padrão de beta diversidade, **A)** padrão aninhamento; **B)** padrão de substituição de espécies (*turnover*), relacionado às variáveis preditoras: 1) área do fragmento (S); 2) distância da mata contínua (DMC) e 3) distância da água (DA). Evidenciando um padrão definido no aninhamento, no preditor tamanho dos fragmentos florestais e substituição de espécies, no preditor distância da mata contínua. 62
- Figura 2.7. Espécies que obtiveram valores \geq que 5% de abundância relativa, em pelo menos parcela. Destas foram selecionadas apenas as espécies que tiveram valores de especificidade composicional maior que o valor médio de 37 e $p \leq 0.05$. 64

INTRODUÇÃO GERAL

Altas taxas de desmatamentos das florestas tropicais no mundo poderão transformá-las, no futuro, em ambientes altamente fragmentados (Peres e Laurence 2006). Na América do Sul, a Mata Atlântica é um dos biomas mais afetado com a fragmentação de seus habitats, com cenário de desmatamento vindo desde da colonização no ano de 1500 (Ranta 1998). Atualmente, resta aproximadamente 7% de floresta na Mata Atlântica, que estão bem conservados em fragmentos florestais acima de 100 hectares (www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica. Acesso em: 15 janeiro 2015). Na Amazônia brasileira, de 1550 a 1970, o desmatamento não passava de 1% mas, em apenas 40 anos, foram desmatados cerca de 18% dessa região (www.greenpeace.org/brasil/pt/O-que-fazemos/Amazônia. Acesso em: 23 setembro 2015). Na atualidade a região Amazônica é um dos biomas que mais sofre pressão de desmatamento, transformando grandes áreas de florestas contínuas em mosaico de paisagem fragmentada. Fragmentação essa, de origem antrópica, causada por expansão do desenvolvimento, se tornando uma ameaça a biota das florestas tropicais da região Amazônica, gerando preocupações devido as florestas tropicais serem responsáveis por um quarto da produtividade primária e mais da metade das espécies de plantas e animais do mundo (Soares-Filho *et al.* 2004). Essas transformações causam principalmente alterações no clima (local ou regional), elevando a temperatura do ambiente, reduzindo a umidade local e a dos solos Kapos (1989); além de transformar florestas primárias em vegetação secundária, acarretando problemas de ordem ecológica, tal como, o desequilíbrio na dinâmica da recomposição da paisagem (Uhl, Buschbacher e Serrão 1988; Napstad *et al.* 1996). Por conseguinte, estudos sobre fragmentação florestal, na região Amazônica, estão voltados para fragmentos recentes, onde normalmente se conhece a origem e o ano em que ocorreu a fragmentação. Na Amazônia, existem estudos sobre fragmentação florestal, em área próxima à Manaus, cujo objetivo era de estudar o impacto da fragmentação florestal em vários tipos biológicos, onde foram analisados

os efeitos do tamanho da área, da borda, do isolamento e do tipo de matriz nas características ecológicas das comunidades florestais fragmentadas. localizadas na BR 174 (Manaus-Boa Vista), próximo à cidade de Manaus, Amazonas (Higushi *et al.* 2003), por meio do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Todavia, na região desse estudo, existem fragmentos florestais muito antigos, que estão incrustados em savanas. A origem destes não são muito clara, dado que toda a região a 4000 anos atrás era coberta por floresta contínua, não havendo diferença óbvia na topografia, na característica dos solos entre os fragmentos e a savana, o que intriga muitos estudiosos (Sanaiotti *et al.* 2002). Alguns argumentam que esse mosaico de fragmento pode ter sido gerado por incêndios provocados por ameríndios, que pode ter favorecido o estabelecimento de savanas em áreas florestadas na Amazônia (Serena 1984). Estudos recente, realizados por Silvério *et al.* (2013) testaram a hipótese de savanização, aplicando diferentes tratamentos com fogo em vários tipos de Floresta Amazônica e concluíram que a sinergia entre o fogo e invasão de gramíneas C4, pode comprometer o futuro das florestas tropicais. Portanto, a hipótese de que os ameríndios podem ter favorecido o estabelecimento de savanas na Amazônia, não pode ser refutada. Outros argumentam que as formações de fragmentos florestais (ilhas de matas) foram produzidas por vários processos naturais de flutuações climáticas, heterogeneidades de solos, topografia, hidrodinâmica dos rios e mar e processos hidrológicos de áreas periodicamente inundáveis (Constantino *et al.* 2003) ou que sofreram influência, possivelmente, das mudanças climáticas, que causaram expansão e retração das florestas na época do Holoceno (Mayle e Power 2008). Os fragmentos florestais surgidos nessa época são considerados relíquias de uma formação florestal pretérita ao Quaternário; nesse período, as espécies sofreram adaptações devido ao isolamento físico, são numerosos, com tamanhos e formas variados, com grau de isolamento diferenciado (Turner e Corlett 1996). Assim, essas fitounidades podem ser definidas como “formações estacionais residuais pleistocênicas” (Prado 2000), sendo amplamente reconhecido que florística e

ecologicamente devam ser consideradas separadamente em uma análise biogeográfica, pois suas espécies componentes reagem diferentemente às trocas ambientais (Pennington *et al.* 2000). Devido ao processo ter acontecido há milhares de anos, Constantino *et al.* 2003, os consideraram fragmentos antigos, pois suas origens são incertas. A maioria desses fragmentos ocorre em formações vegetais abertas, conhecidas como savanas que segundo IBGE (1977) são fisionomicamente semelhantes aos cerrados do Centro-Oeste do Brasil. Por outro lado, habitats fragmentados ou ilhas de habitats podem ser produzidos por vários processos naturais, os quais devem ser diferenciados dos recentes, os quais são isolados, encontrados em áreas abertas das zonas de contato savana-floresta nos Neotrópicos (Huber *et al.* 2006).

Estudos sobre fragmento florestal foram imensamente influenciados pela Teoria de Biogeografia de Ilha (IBT), principalmente em estudos biogeográficos, ecologia e evolução (Janzen 1968). Essa teoria, foi um modelo conceitual desenvolvido por MacArthur e Wilson (1967), visando o entedimento dos processos ecológicos em habitat fragmentado. O modelo gerou a mais importante teoria da ecologia contemporânea, a qual é provida de uma estrutura conceitual para entendimento sobre fragmentação de habitat e estimulou uma avalanche de pesquisas sobre ecossistemas fragmentados (Laurence 2008). Porém, a Teoria de Biogeografia de Ilhas (IBT) tem algumas limitações: 1) é provida de algumas previsões sobre mudanças na composição de comunidades fragmentadas que muda ao longo do tempo; 2) o efeito de borda que pode ser um importante motor de extinção de espécies locais e por mudanças de ecossistema, não é considerado pela IBT; 3) a matriz de vegetação modificada, ao redor dos fragmentos, também é ignorada. Essas influências são fortemente baseadas na conectividade dos fragmentos com o efeito demográfico, genético e da sobrevivência das populações locais. No entanto, distinguir o impacto desses processos na biodiversidade é desafiador porque, em geral, eles se modificam figurando como uma das mais graves ameaças à manutenção dos ecossistemas e da diversidade biológica da atualidade (Laurence 2008).

Embora a IBT seja bastante usada nos estudos de fragmentação florestal, novas teorias foram desenvolvidas e novos conceitos mais fundamentados foram criados para explicar o funcionamento das comunidades fragmentadas, tal como a teoria ecológica de paisagem, que parte do pressuposto que a paisagem de uma dada região é composta por um mosaico de fragmentos de distintos tipos de hábitat (Pickett e Cadenasso 1995). Outra teoria elaborada foi a de metapopulação, que é definida como conjunto de população confinada em fragmentos de hábitats que estão isolados e dispersos em uma matriz que não é apropriada para a manutenção dessa população, que se apresenta suficientemente ilhada de maneira que cada um tenha sua dinâmica demográfica, mesmo apresentando certo grau de migração entre elas (Hanski 1997).

Savanas Amazônicas

Savanas amazônicas são definidas por Hills (1969), como uma paisagem de vegetação aberta, dominada por ervas gramíneas, porém com componentes de outros tipos vegetacionais, como: ilhas arbustivas, que são os fragmentos florestais, mata de galeria, pântanos, comunidades de palmeiras, que provavelmente estão associados aos aspectos de relevo, da drenagem pobre, dos ciclos hidrológicos com flutuação sazonal e da presença de cupinzeiros. Absy e van der Hammen (1976); Prance (1978) e Ab'Saber (1982) comentam que a flora dessa formação é mais antiga que a floresta tropical úmida. Esses autores fundamentam-se em evidências de dados climáticos e palaeoecológicos, associados a fatores geomorfológicos considerando-as como relíquias da vegetação seca existente nos períodos secos do pleistoceno.

A grande maioria dos estudos sobre diversidade florística em savanas amazônicas, se concentra nas áreas gramíneas. Em estudos nas savanas de Alter do Chão, Miranda (1993) concluiu que essas savanas se assemelham com cerrado do Brasil Central. Estudando a similaridade na composição entre sete savanas amazônicas, Miranda e Carneiro Filho (1994) observaram que os índices de similaridades obtidos entre essas não são discrepantes, ressaltaram que as savanas de Alter do Chão e Monte Alegre são similares entre si

aproximadamente 50% e que essa alta similaridade entre os dois locais pode ser consequência da proximidade geográfica.

Em estudos realizados na savana de Boa Vista, Miranda e Absy (2000) identificaram que maioria das espécies de ervas do estrato herbáceo são consideradas raras e que variáveis ambientais como relevo, solos, flutuação no nível da água, geologia e clima influenciam nas variações florísticas das savanas de Roraima. Em estudo comparativo entre Cerrado *stricto sensu* do Brasil Central e savanas amazônicas sobre síndrome de dispersão, Vieira *et al.* (2002) verificaram que o Cerrado tem maior riqueza florística. A composição florística e cobertura de áreas de savanas em Alter do Chão foi analisada por Magnusson *et al.* (2008), onde verificaram que, apesar das dicotiledôneas serem menos abundantes, são mais ricas em espécies.

Fragmentos florestais antigos da Amazônia

Os fragmentos florestais na Amazônia considerados antigos (são fragmentos cujas origens não são claras) são pouco estudados. Os estudos existentes, na sua maioria, estão voltados para fragmentos que ocorrem na borda da bacia, em fragmentos inundáveis (ilhas aquáticas), ou em fragmentos que ocorrem região de ecótono entre a floresta amazônica e o cerrado do Brasil Central. Entre esses estudos se destaca os de Brito *et al.* (2008) que foram realizados em áreas inundáveis, onde encontraram baixa riqueza de espécies arbóreas e os resultados podem estar condicionada à saturação hídrica dos solos. Estudos realizados por Araújo *et al.* (2009) em área de transição entre floresta Amazônica e Cerrado em Mato Grosso, foi verificado que a composição florística e a estrutura dos fragmentos confirmam a classificação de área de transição e que essas contém espécies com grande potencial de uso múltiplo. Santos *et al.* (2013), em estudos em fragmentos antigos em Roraima, concluíram que apesar da maior riqueza e diversidade estarem relacionadas com os maiores fragmentos, não há uma marcante dependência desse parâmetro (tamanho dos fragmentos). Porém, para entender os efeitos da fragmentação é fundamental entender os processos ecológicos de polinização,

dispersão, da composição e ciclagem de nutrientes. Assim como, as funções da floresta, como reguladores do ciclo hidrológico, de nutrientes e de evapotranspiração, principalmente com relação ao padrão de diversidade e distribuição de recursos, padrão de movimento dos organismos e estrutura espacial das populações (Gascon *et al.* 2001).

Diante do exposto, esse estudo buscou avaliar o efeito do tamanho e da distância dos fragmentos florestais (FF) à mata contínua (MC), na riqueza, diversidade, composição florística, abundância e estrutura de comunidade vegetal, bem como o reconhecimento acurado das espécies, considerando a forma de isolamento e tamanho dos fragmentos. Assim como, comparar os resultados das comunidades fragmentadas com os da Floresta Estacional Semidecídua, que fica ao redor das savanas de Alter do Chão.

Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido no distrito de Alter do Chão pertencente ao município de Santarém, Estado do Pará, Brasil. Situado à margem direita do rio Tapajós, está distante da sede do município de Santarém cerca de 30 km, localizado nas coordenadas 2°31' S e 55°00' W (Figura 1). O clima é quente e úmido; na classificação Köppen é do tipo Am, com curto período de seca (setembro a novembro), sendo setembro o mês mais seco (média de 34 mm) e a estação chuvosa de janeiro a junho, mês mais chuvoso é abril (média de 346 mm). A precipitação média anual é de 1.991 mm e a temperatura média anual de 25,9 °C (Climate-data.org, 2014).

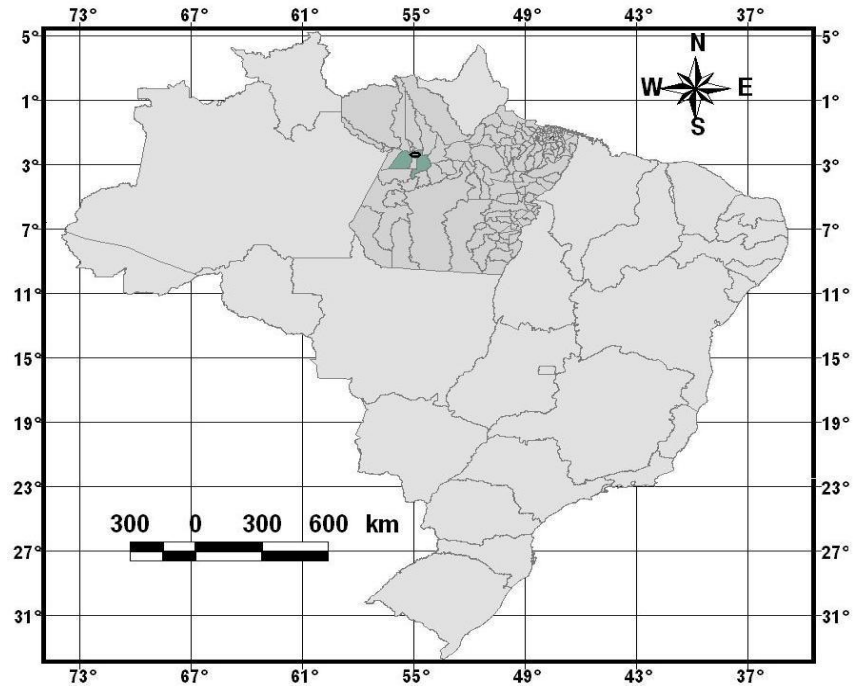


Figura 1 – Mapa do Brasil indicando a localização de Alter do Chão (área de estudo) destacado com um preto, município de Santarém, estado do Pará, Brasil FONTE: IBGE 2002.

A formação geomorfológica é de uma planície fluvial, de aluviões arenosos depositados pelo rio Tapajós e planalto rebaixado da Amazônia da formação Alter do Chão (Oliveira Júnior *et al.* 1999). Forma grandes extensões de platôs com diferentes níveis topográficos, variando de 80 a 200 m de altitude. Nos platôs encontra-se a Floresta Ombrófila Densa, nas parte baixas a Floresta Ombrófila Aberta com palmeira, além de Floresta Ombrófila Densa Aluvial (floresta de igapó), com faixa contínua de praias de areias brancas ao longo dos rios e tributários. A vegetação secundária (áreas onde houve intervenção humana para uso da terra seja com finalidade agrícola, agropecuária ou madeireiro, que após vários anos de uso são abandonadas), formação vegetal diferente da floresta primária, em geral, é mais densa com muitos cipós e menor riqueza de espécies e as composições florísticas são diferenciadas conforme o uso da terra (Uhl, Buschbacher e Serrão 1988). No planalto rebaixado estão as savanas, formadas a partir da erosão dos platôs, compostas por uma paisagem graminóide, contendo arbustos, árvores tortuosas com córtex espesso, copas amplas de folhas coriáceas, distribuídas de maneira

esparsa ou então em aglomeração formando ilhas de vegetação, conhecidas localmente como “moitas”.

A formação vegetacional dos fragmentos florestais e da mata contínua que fica ao redor da savana, segundo IBGE (2012) é Floresta Estacional Semidecídua. Essa vegetação é uma formação de floresta estacional do Brasil Central que remanesceu como um refúgio de flora adaptada aos afloramento de calcários e basáltico (Pennington *et al.* 2000). Os solos de Alter do Chão, na sua maioria, são do tipo latossolos amarelos formados por decomposição de arenitos e argilitos; são encontrados em algumas áreas do distrito, aluviais formados pela deposição de sedimentos do rio Amazonas, afluentes e lagos e de areias quartzosas originadas de rochas da Formação Alter do Chão (Oliveira Júnior *et al.* 1999).

O distrito de Alter do Chão foi habitado primeiramente pelos índios Boraris. No ano de 1542 ocorreu o primeiro contato dessa população com os portugueses, “exploradores” do continente Americano (Fonseca 1999). Os fragmentos florestais de Alter do Chão são muito antigos, foram documentados, pela primeira vez, por Bates (1892), em seu livro histórico sobre suas viagens no Amazonas, onde comenta que os fragmentos florestais tem forma insular com gramas ao seu redor. Eles estão inseridos em uma matriz de savana, e possivelmente são originários da floresta contínua. Silva (1993) comenta que fragmentos florestais podem ser ilhas de recolonização da floresta, pois nos seus estudos realizados em Boa Vista ficou evidente que há uma tendência natural do avanço da floresta sobre a savana. Assim, a fragilidade desses ambientes vegetais, principalmente na Amazônia, indica a necessidade prioritária de se conhecer a composição e distribuição das espécies vegetais ocorrentes nesses ecossistemas, para de forma eficiente, planejar o manejo e a conservação da flora nativa. Nesse contexto, estudos florísticos quali-quantitativos são básicos e imprescindíveis para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas e que se possa relacionar densidade de espécies e fatores

ambientais (Gentry 1988) e estimar o número de espécies presentes em determinada área para propor estratégias de utilização racional dos recursos naturais (Peters *et al.* 1989).

Esta tese está dividida em 2 capítulos. O primeiro se pautou na necessidade de se obter conhecimento sobre composição, diversidade e estrutura florística, sobre os fragmentos florestais, bem como comparar com os dados da mata contínua, na região de Alter do Chão, a fim de auxiliar a conservação da diversidade natural, considerando as ameaças que esses estão sujeitos com a rápida expansão que vem sofrendo o município de Santarém. Por conseguinte, o estudo averiguou as diferenças entre fragmento florestal e mata contínua, com intuito de responder os seguintes questionamentos: capítulo 1 **(i)** Densidade e Riqueza de espécie; **(ii)** Arranjo fitossociológico dos grupos de fragmentos florestais e mata contínua; **(iii)** Se o DAP e área basal são afetados pelo tamanho dos fragmentos e distância à mata contínua **(iv)** relação florística entre os fragmentos florestais e mata contínua aplicando técnica de agrupamento; capítulo 2 formulou-se perguntas sobre a influência na riqueza e composição de espécies nos fragmentos florestais das savana de Alter do Chão, com os seguintes questionamentos: **(i)** A riqueza de espécies dos fragmentos florestais é influenciada pela distância destes à mata contínua, ou pelo tamanho desses? **(ii)** A proximidade dos cursos d'água influencia na riqueza de espécie e diversidade dos fragmentos florestais? **(iii)** O padrão hierárquico das espécies (aninhamento ou substituição), difere entre os fragmentos florestais e mata contínua, essas diferenças se devem mais ao padrão de substituição (*turnover*) ou ao aninhamento das espécies?

Capítulo I

Amaral, I.L.; Magnusson, W.E.; Matos, F.D.A.; Albernaz, A.L.K.M.; Feitosa, Y.O. e Guillaumet, J.L. Disentangling structural patterns of natural forest fragments in a savanna matrix in eastern Brazilian Amazonia

Artigo aceito para publicação no periódico *Acta Amazonica*

Disentangling structural patterns of natural forest fragments in a savanna matrix in eastern Brazilian Amazonia

ABSTRACT

Natural fragments are an important source of richness for the management and conservation of a local flora. The objective of this study was to evaluate the effect of fragmentation on the structure and composition of the plant communities of forest fragments (FF) in Alter do Chão, eastern Brazilian Amazonia. The study sample consisted of 25 forest fragments (FF) and nine continuous forest (CF) sites. We compared plant density and species richness between site categories by t-tests, analyzed the differences in composition by cluster analysis, and assessed the effect of fragment size and distance to CF on the basal area and diameter of forest fragments (FF) assemblages by linear regression. Individual trees and shrubs with DBH ≥ 1.27 cm were measured in 2x250 m plots. 17,078 individuals were recorded - 75.32% in FF and 24.68% in CF, comprising 475 species, 216 genera and 64 families. Myrtaceae and Fabaceae were the most abundant families in both frag and continuous forest. Average species richness in forest fragments and continuous forest was statistically different. The 20 species with the highest importance values were similar in forest fragments and continuous forest. The average plant diameter was similar in FF and continuous forest, suggesting that both are "mature" forests composed of thin individuals. Average diameter and total basal area showed a negative relationship with distance to continuous forest and fragment area, respectively. Similarity analysis revealed two groups, one composed exclusively of portions of fragmented forest. Fragments and continuous forest differed in species composition, but were similar in structure. Diameter distribution in fragments was similar to that of primary forests.

Keywords: Bray-Curtis, Cluster analysis, diameter structure, small diameter trees.

Desvendando padrões estruturais de fragmentos florestais na Amazônia Oriental

RESUMO

Fragmentos naturais constituem importante fonte de recursos para o manejo e conservação da flora local. Este trabalho avaliou o efeito da fragmentação sobre a estrutura e a composição das comunidades de plantas de fragmentos florestais (FF), em Alter do Chão, na Amazônia oriental brasileira. Foram amostrados 25 sítios em fragmentos florestais (FF) e nove em mata contínua (MC). Analisamos a diferença na densidade de plantas e na riqueza de espécies entre FF e MC por teste-t, e na composição por análise de agrupamento. Utilizou-se regressão linear para avaliar o efeito do tamanho dos fragmentos e distância à mata contínua sobre a área basal e diâmetro. Os indivíduos com $DAP \geq 1,27$ cm foram medidos em parcelas de 2x250 m. Foram registrados 17.078 indivíduos, 75,32% nos FF e 24,68% na MC, distribuídos em 475 espécies, 216 gêneros e 64 famílias. As famílias Myrtaceae e Fabaceae foram as mais abundantes em ambos (FF e MC). A riqueza média diferiu significativamente entre fragmentos florestais e mata contínua. As 20 espécies com maior valor de importância foram semelhantes nos fragmentos florestais e mata contínua. O diâmetro médio nos fragmentos florestais e mata contínua foi semelhante, sugerindo tratar-se em ambos casos de florestas "maduras" compostas por indivíduos finos. O diâmetro médio e a área basal total mostraram relação negativa com a distância à mata contínua e área dos fragmentos, respectivamente. A análise de similaridade revelou dois grupos, um deles composto exclusivamente por fragmentos. Composicionalmente, os fragmentos diferiram da mata contínua, sendo estruturalmente semelhantes entre si, evidenciando distribuição diamétrica semelhante à das florestas primárias.

Palavras chaves: Bray-Curtis, análise de agrupamento, estrutura diamétrica, diâmetro de árvores pequenas.

INTRODUCTION

Forest fragmentation is the result of either natural or anthropic processes that can divide or reduce large areas of existing forest cover into smaller, disjunct, parts (Cerqueira *et al.* 2003). Fragmented habitats or islands of different habitats can be produced by a variety of natural processes, which must be distinguished if fragment composition is to be correctly interpreted. Forest islands are isolated forest fragments, found in open areas of savanna-forest contact zones in the Neotropics (Huber *et al.* 2006).

Old natural fragments have served as source material for restoration and have important role in the planning, management and conservation of native local flora. As well as being essential for the development of rational strategies for use of natural resources, they help maintain water quality and prevent erosion (Peters *et al.* 1989), especially when embedded in the savana matrix.

The Amazon region also contains some very old forest fragments, their generating processes being a matter of debate among researchers. Alter do Chão, Pará state, has natural forest fragments within savana areas. Their origin is unclear, given that 4000 years ago the whole region was covered by continuous forest and there are no obvious differences in the topography or soil characteristics between the fragments and the surrounding savanna (Sanaiotti *et al.* 2002). Some authors suggest that such forest fragments may have been caused by fires set by Amerindians, which could have favored the establishment and subsequent perpetuation of grasslands in forest areas in the Amazon (Serena 1984), or that they may have been produced by other processes, including natural climatic fluctuations, soil heterogeneities, topographic variation, river and sea hydrodynamics and hydrological processes in periodically flooded areas (Constantino *et al.* 2003).

There is very little information about the diversity, floristic composition and structure of forest fragments within Amazonian savannas (Prado 2000), although there are reports concerning the influence of topography, soil and watercourse proximity on their composition, richness and diversity (Silva 1997). According to Tabarelli *et al.* (2004), fragmentation does not occur in isolation, and its effect will be amplified when associated with the synergistic effects of other events threatening tree cover in neotropical forests.

The forest fragments in Alter do Chão were scientifically documented for the first time by Bates (1892), who described them as forest islands, insular in form and distribution and surrounded by grass. The antiquity of the forest fragments in Alter do Chão provides an opportunity to study the composition and the structure of forest patches that have been isolated for a long time and compare them to continuous forest in the same region. Thus this study aimed at investigating whether differences existed between plant structure and species composition of the forest fragments and continuous forest in Alter do Chão, and the relation of fragment area and distance from continuous forest with these parameters.

MATERIALS AND METHODS

Study area - Situated on the right bank of the Tapajós River, the Alter do Chão district (centered on 2°31' S and 55°00' W) occupies an area of approximately 1,706 km² and lies some 30 km from Santarém, Pará state, Brazil. The area has isolated forest fragments lying within a savanna matrix, as well as a large area of continuous native forest (Figure 1.1). The climate is *Am*, according to the Köppen classification, characterized as being hot and humid, with a dry period between July-November, with September being the driest month (34 mm average precipitation). The rainy season lasts from January to June, with April being the wettest month (346 mm precipitation). On average, five months have less than 100 mm rainfall (range 34-85

mm). Average annual rainfall is 1,991 mm, and average annual temperature 25.9 °C (range 20.2-32.2 °C (Climate-data.org 2014)).

At Alter do Chão, dense *terra-firme* rainforest occupies the higher regions, and open rainforest with palm trees occupies lower-lying areas. Seasonally-flooded forest (*igapó*) occurs close to water bodies. There are also continuous strips of white sand beaches along the margins of rivers and tributaries. Savanna vegetation occurs in many areas, and is composed of a graminoid-dominated landscape, interspersed with shrubs and trees with twisted trunks, most with thick bark, large canopies and leathery leaves (Miranda 1993). At the study site, the savanna is surrounded by tropical semi-deciduous forest (IBGE 2012) which also forms the forest fragments, known locally as "*ilhas de mata*" (forest islands) that lie within the savanna. Secondary vegetation occurs in areas where human activities, such as agriculture and logging, have occurred. Even after many years of regeneration, these are still structurally different from the primary forest (Albernaz 2001).

Data collection - Data were collected from 1998 to 2001 in forest fragments (FF) and continuous forest (CF) composed of Semi-deciduous Forest (IBGE 2012). The area, perimeter and degree of isolation of fragments were calculated from Landsat satellite TM-5 images, orbits/point 227/62 1999, to identify forests, with fragment profiles converted to vector format and their areas calculated in ArcView 3.2 software (ESRI 1996). The continuous-forest area sampled covered hundreds of hectares and the sampling units were established between 1-10 kilometers from each other.

In total 34 sampling points were analyzed; 25 in FF and nine in CF. Within all nine CF sites and 23 of 25 FF sites, four subplots of 2m x 250m (2000 m²) were established. The exceptions were two very small fragments where only two subplots (1000 m²) were established. The subplots were arranged perpendicular to the fragment edge, 50 m apart from it, and parallel to each other, separated by 50 m.

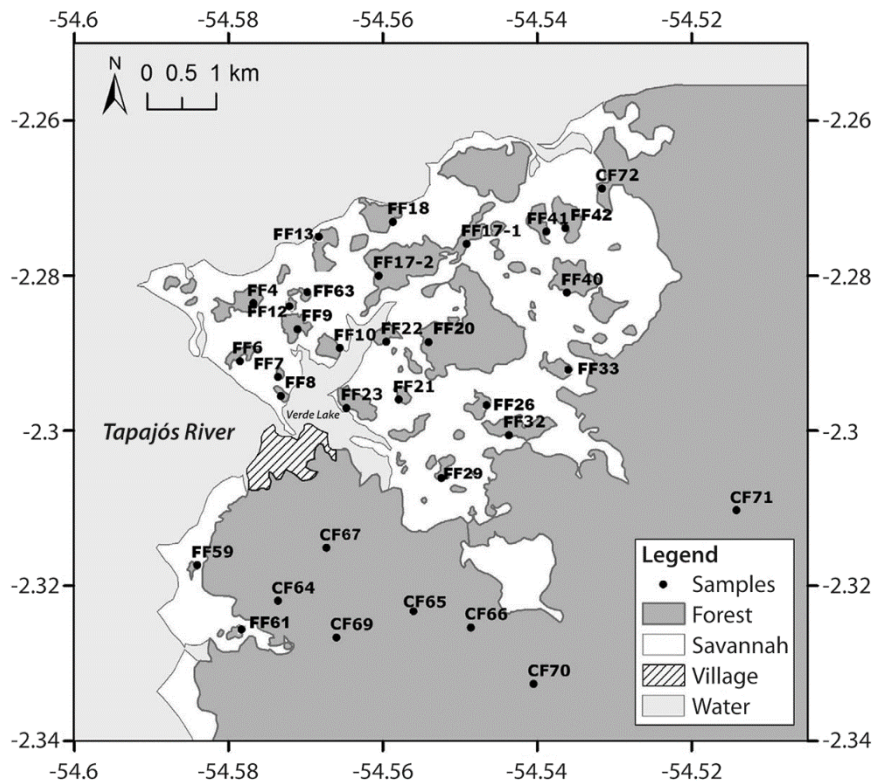


Figure 1.1. Map of part of the Alter do Chão region, Santarém, Brazil, showing the distribution of forests, savannas, the town of Alter do Chão, the major water bodies and the location (in black) of sample sites. FF=forest fragment, CF=continuous forest. (Source: Albernaz 2001).

Individual trees and shrubs with a minimum of 4 cm in circumference at breast height (CAP), corresponding to 1.27 cm in diameter at breast height (DBH) at 1.30 m above the ground, were measured, numbered and labeled with aluminum tags and botanical samples were collected for later species identification. Identification was carried out by morphological comparison to specimens in the Herbarium of the National Institute of Amazonian Research (INPA), as well as by consulting literature and taxon experts (see acknowledgements). Taxonomic classification of specimens followed the Angiosperm Phylogeny Group (APG III 2009) as presented in the updated classification on the group website (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora>. Acessado de 10/12/2016 a 15/01/2017).

Unidentified botanical samples were morphotyped to the lowest possible taxon level and reference material was incorporated into the INPA herbarium collection.

Data analysis - Plant density, species richness and DBH distribution were compared between FF and CF using t-tests in the R statistical platform (R Core Team 2014). Phytosociological parameters were estimated following Mueller-Dombois and Elleberg (2003). For this, forest fragments (FF) were categorized into small (SF), medium (MF) and large (LF), based on the mean area of the fragments (44.62 ha); where fragments with an area below 50% of the average value (2.4-22.34 ha, N=13) were classified as small, those in the range 22.34-67.01 ha (N=10) as medium, and those above 67.01 ha as large (N=2).

The structural profiles of forest fragments and continuous forest were analyzed as the frequency distribution of DBH classes. As the forest had many thin individuals, a class amplitude of 5 cm was adopted (Soares *et al.* 2007). The effect of fragment area (F_A), sampled area (S_A), and distance of fragments to CF (D_{CF}) on two dependent variables, mean DBH (DBH_M) and total basal area (T_{BA}), was analyzed using multiple linear regression. The difference in species composition between fragments and continuous forest was analyzed with a cluster analysis based on a matrix of relative abundance in each fragment, using an ecological distance matrix between the pairs of sampling units (Bray-Curtis 1957). Difference was expressed in terms of between-site variance in species content (Kindt and Coe 2005), using hierarchical clustering methods and the unweighted pair-group average (UPGM) distance algorithm for all members in the groups. Ordination was done with the PAST program - Paleontological Statistic Software Package (Hammer *et al.* 2001).

RESULTS

Overall 17,078 individuals were sampled, 12863 (75.32%) in FF and 4215 (24.68%) in CF. These were classified into 475 species, in 216 genera from 64 families. Out of the total

number of individuals, 264 were identified only to family level. Of these, 54.54% belonged to Myrtaceae, a family difficult to identify by comparative morphology of sterile material; 479 individuals were identified only to genus level (2.80%), and 80 (0.47%) could not be identified to any taxonomic level below angiosperm.

A total of 387 species were recorded from the fragments, distributed in 185 genera from 60 families. The highest number of individuals was recorded in the SF (6119 individuals), followed by MF (5430) and LF (1314 individuals). In CF, the 4215 individuals recorded belonged to 320 species in 168 genera from 61 families. A t-test revealed no difference between the average plant density in the two forest environments (FF = 2673.24; CF = 2330.34; $t = 0.8432$, $df = 32$, $p = 0.405$).

The families with the highest numbers of individuals in both forest types were Myrtaceae, Fabaceae, Salicaceae, Sapindaceae, Lauraceae and Euphorbiaceae (in descending order). Together these accounted for 46.58% of total plants sampled. Two of these families, Fabaceae and Myrtaceae, were part of the 10 most diverse families, accounted for 51.68% of overall species richness (Figure 1.2), and contributed 20 species that accounted for 41.75% of the total number of individuals (Figure 1.3). The genera *Eugenia*, *Inga*, *Swartzia*, *Myrcia*, *Casearea* and *Miconia* together contributed the highest number of species (79: 16.6% of the total). The remainder (211 genera) commonly occur in other types of vegetation in the Amazon and Atlantic Forest. Some species of *Miconia*, *Casearea* and other genera were associated with forest edges and occur in anthropogenic and natural clearings. At the edges, it was common to find *Miconia* and/or *Casearia* species, often with many juveniles.

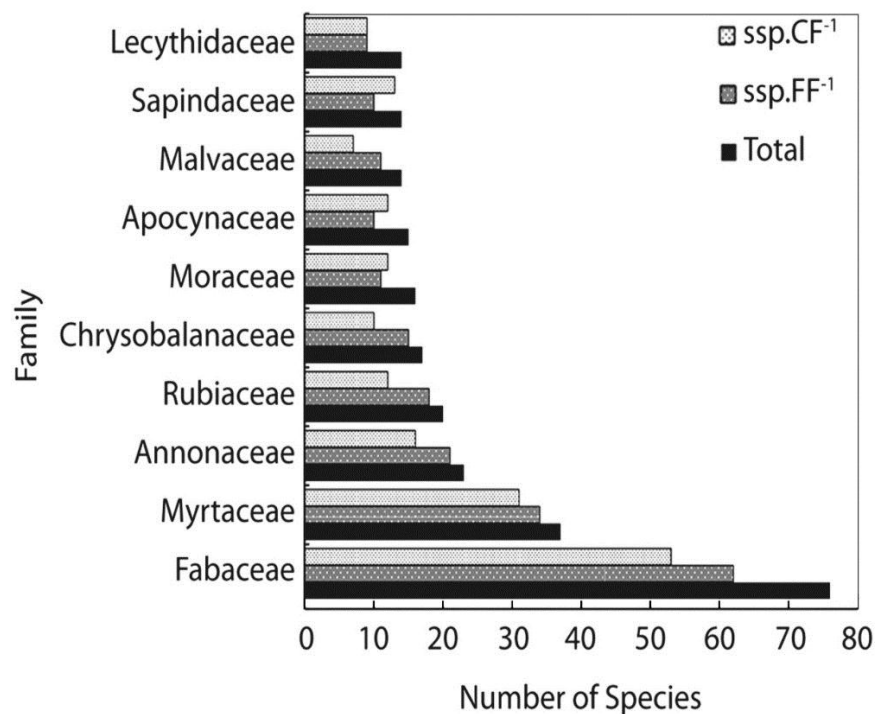


Figure 1.2. The 10 families with the greatest species richness in forest fragments and continuous forest sampling sites in Alter do Chão.

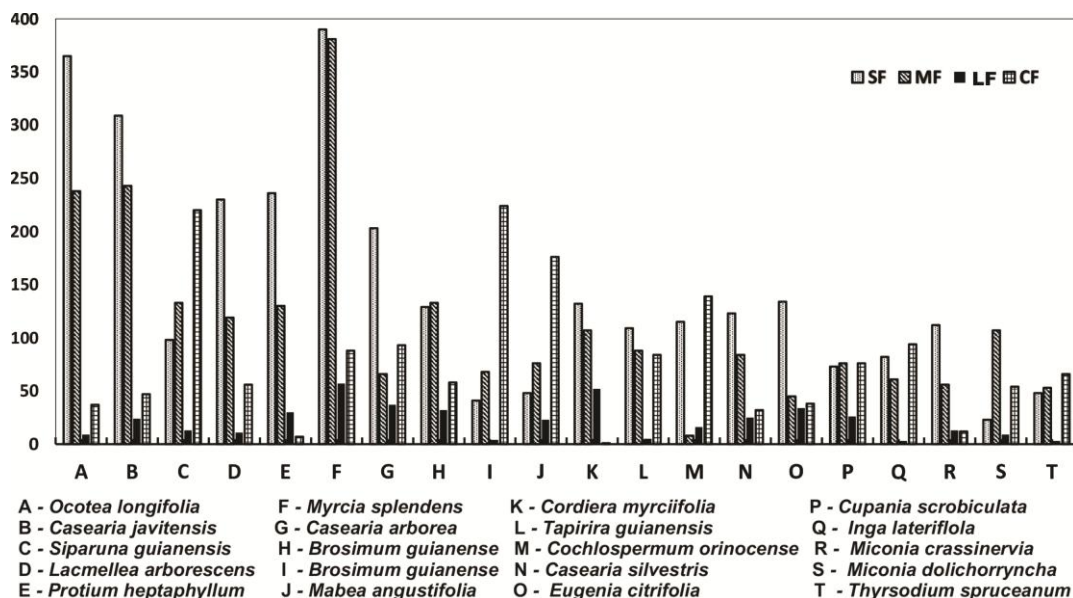


Figure 1.3. The 20 species with the widest distribution in forest fragments and continuous forest in Alter do Chão. SF = small fragment, MF = medium fragment, LF = large fragment, CF = continuous fragment, totals in black.

Of the 475 species found, 113 (23.74%) were common to both FF and CF. Of these, three had the highest densities: *Myrcia splendens* DC (916 individuals), *Ocotea longifolia* Kunth (649 individuals) and *Casearia javitensis* Kunth (623). Twenty species were considered generalists, with *Tapirira guianensis* Aubl., *Handroanthus serratifolia* (Vahl) S.O.Grose, *Bellucia grossularioides* Triana, *Casearia javitensis* Kunth and *Simarouba amara* Aubl. being considered generalists able to prosper in a variety of environments (Cavalcanti and Tabarelli 2004).

Forty species are known to occur in FF and savanna areas in other regions of the country (Northeast, Central-West and Southeast), and in Alter do Chão 33 of these were found in the FF (Magnusson *et al.* 2008).

Nine species (2% of the total) are listed as vulnerable by IBAMA (2008): *Bowdichia nitida* Spruce, *Dimorphandra parviflora* Spruce ex Benth, *Platymiscium trinitatis* Benth, *Swartzia leptopetala* Benth, *Swartzia macrocarpa* Spruce, *Mezilaurus ita-uba* Taub. ex Mez, *Ocotea cujumarum* Mart., *Eschweilera micranta* Miers and *Pouteria venosa* (Mart.) Baehni. However, these species were abundant locally in FF and CF. Mean species richness differed significantly between FF and CF assemblages at the 95% confidence level (FF = 86.48; CF = 109.67; $P = 0.012$). Richness within the fragments was no greater than that between them ($P = 0.24$), but differed from continuous forests ($P = 0.017$).

The phytosociological analysis of assemblages from fragments and continuous forest showed that, for the 20 species of each fragment grouped with highest IV (importance value), the relative values of density, frequency and dominance, when expressed as IV indexes, were numerically similar between environments, and deviations from the means of these parameters were small ($IV_{20spp} = 109.74 + 6.45$; $Den_{20spp} = 43.71 + 1.38$; $Freq_{20spp} = 16.24 + 3.04$; $Dom_{20spp} = 49.82 + 4.56$). Among the 20 more important species, only three had high IV scores in all environments (6.25%). Of the other species, 18.75% occurred in LF, 16.67% in MF, 10.42% in

SF, and 16.67% in CF. The remaining 35.42% occurred in two or three of the four groups, respectively (Table 1).

No striking structural differences in DBH frequency distribution were found between groups. However, there were significant differences in the three DBH classes between FF and CF, with 57% and 63% of all individuals, respectively, being in the first size class (1.27-5 cm DBH). The frequency of the second class decreased dramatically to 23%, while for the third it was approximately 10%. These three size classes comprised some 97% of individuals (Figure 1.4), leaving only about 3% for the other eight classes. Species with notably higher DBH included *Hymenaea parvifolia* Huber (139.73 cm), *Duguetia echinophora* Chorus. (117.77 cm) and *Aspidosperma multiflorum* A.DC. (111.40 cm). A t-test comparison showed that mean DBH was similar between FF and CF (FF = 7.03; CF = 7.09, $t = 0.11$, $df = 32$, $p = 0.9131$), suggesting that FF and CF are structurally similar, both a developing forest and a "mature" forest comprising many thin individuals.

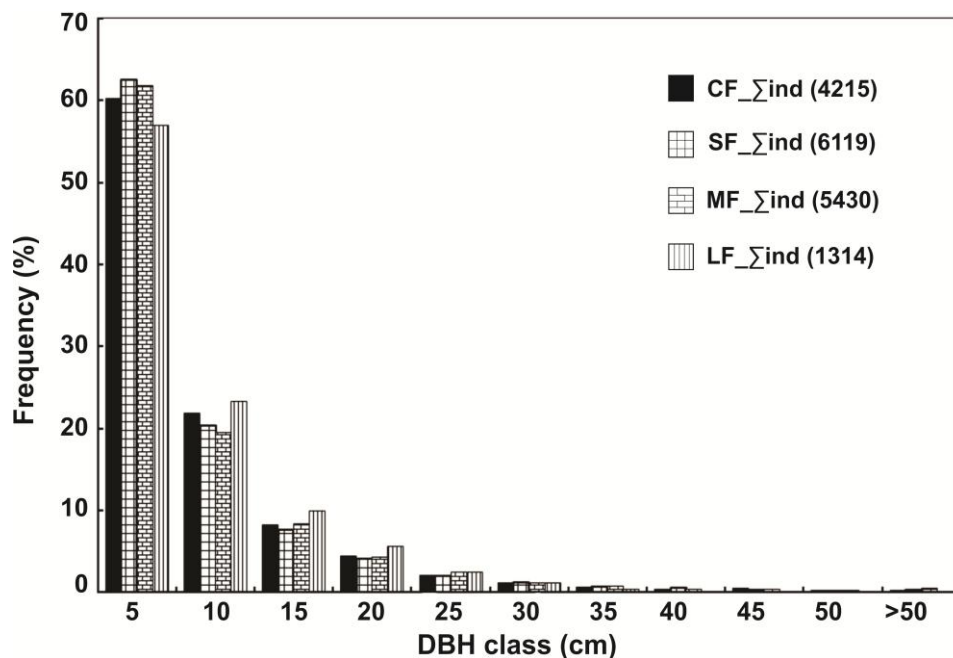


Figure 1. 4. Grouping of individuals by diameter at breast height (DBH) classes (≥ 1.27 cm), in forest fragments and continuous forest (CF), small fragments (SF), medium fragments (MF) e large fragments (LF), in Alter do Chão, with the respective percentages for individuals in each class.

Multiple linear regression showed that the effect of predictive variables, FF area (F_A) and sampled area (S_A), lacked a defined relationship with the structural variable mean DBH (DBH_M) of FF, while distance to CF (D_{CF}) had a negative relationship, as indicated by the adjustment of the equation: $DBH_M = 7.395 - 0.00614 * F_A - 0.0003 * D_{CF} + 0.00064 * S_A$ ($r^2 = 0.53$; $F_{21,3} = 7.85$, $P = 0.0011$) (Figure 1.5). For the effect of the predictive variables on total basal area (T_{BA}), the multiple linear regression showed that the predictors F_A and S_A had, respectively, negative and positive relationships with the dependent variable, while D_{CF} showed no apparent relationship with T_{BA} ($T_{BA} = -0.9654 - 0.0109 * F_A - 0.000016 * D_{CF} + 0.002873 * S_A$; $r^2 = 0.53$, $P = 0.0011$) (Figure 1.6).

Cluster analysis indicated the presence of two groups (GI and GII). GII was homogeneous, composed only of samples from FF, all close to each other, close to Verde Lake and the Tapajós River (Figure 1.7). The floristic composition within GI was more variable, forming three subgroups (GI.1, GI.2 and GI.3), with similarity percentages ranging from 30 to 57%, except for CF72 that had a similarity value at the 25% limit. The first subgroup, GI.1, consisted primarily of continuous-forest samples (70%), but there were three fragments (FF17.1, FF32 and FF40), especially FF32 and FF40, that were closer to the continuous forest area. The second, GI.2, was composed entirely of fragments and had similarity values that ranged from 45 to 57%, of which four were very close to bodies of water, and two were distant from the others, but near continuous forest and water bodies. The third, GI.3, was formed by three fragments that were all close to each other and two continuous-forest samples. Except for the CF72 sample in GI.3, similarity values for fragments and other continuous-forest samples exceeded 30%.

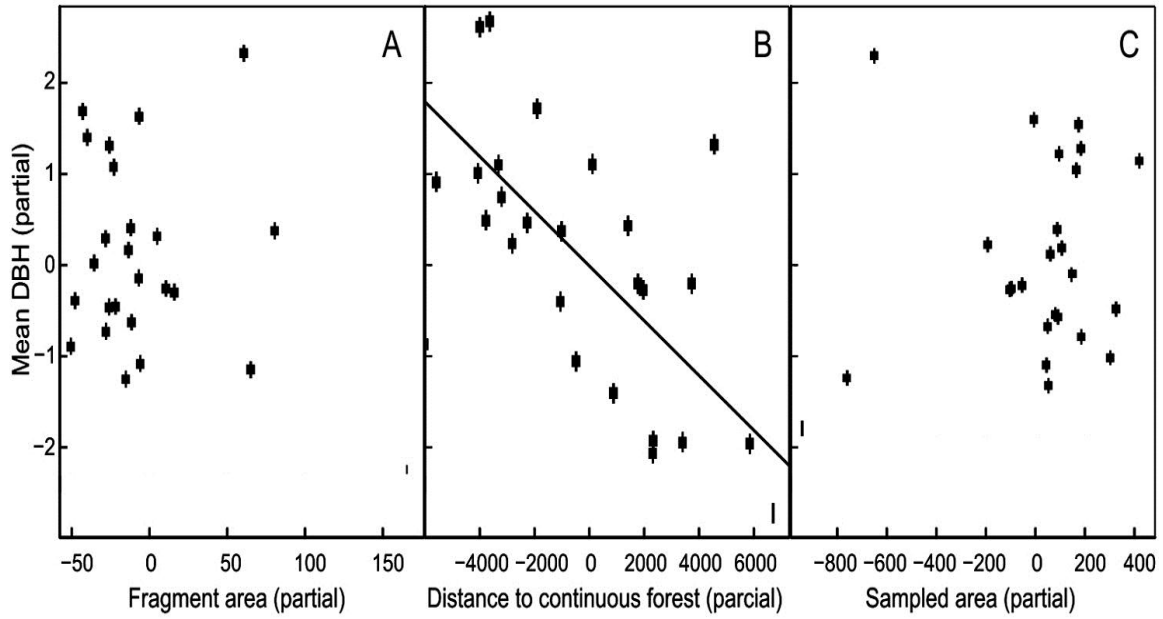


Figure 1.5. Partial regression plots of mean diameter at breast height (DBH_M) on forest fragment area (FF_A), sampled area (S_A) and distance to continuous forest (D_{CF}) of forest fragments sampled in Alter do Chão.

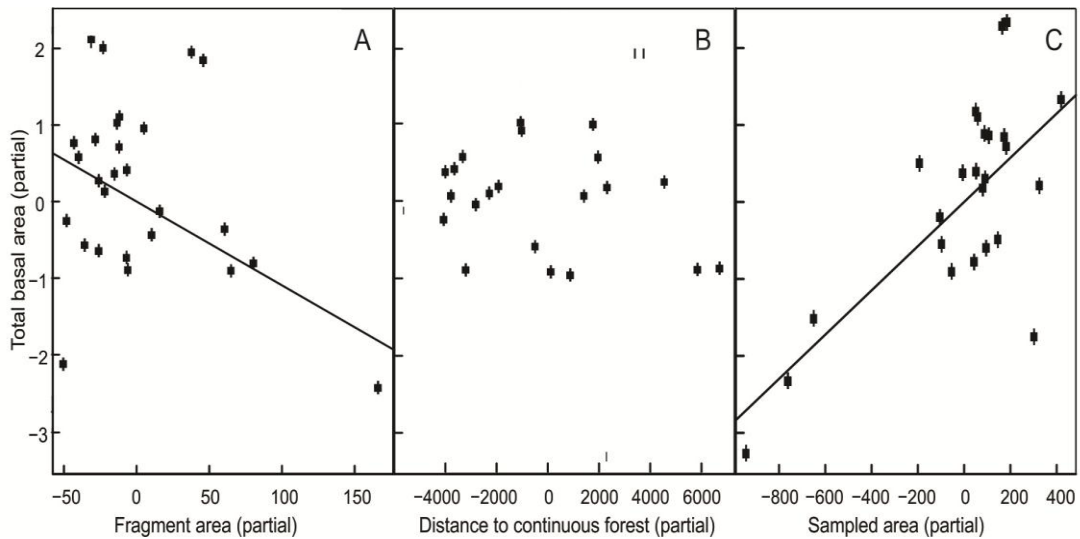


Figure 1.6. Partial regression plots of total basal area (T_{BA}) on forest fragment area (FF_A), sampled area (S_A) and distance to continuous forest (D_{CF}) of forest fragments sampled in Alter do Chão.

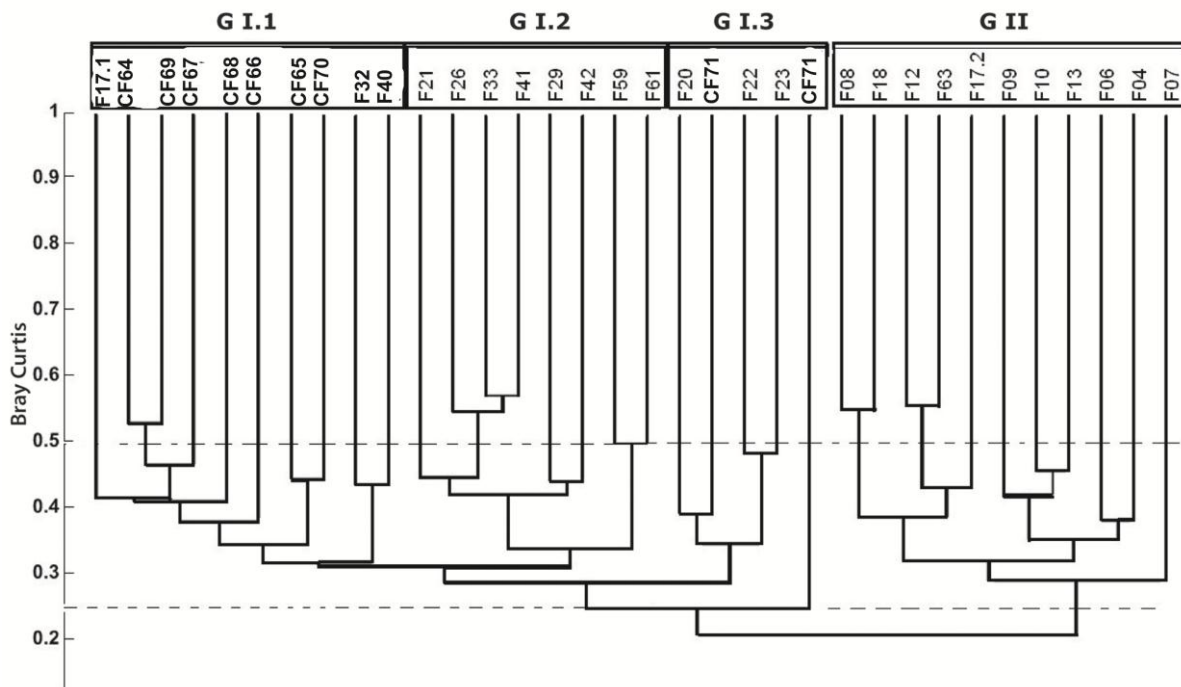


Figure 1.7. Cluster analysis dendrogram (UPGM), based upon Bray-Curtis similarity indices, for forest fragments (F) and continuous forest (CF) sample sites in Alter do Chão, showing the groups and subgroups derived by the analysis.

DISCUSISON

Myrtaceae, Fabaceae, Salicaceae, Sapindaceae, Euphorbiaceae and Lauraceae were the most abundant families. These taxa are always present whenever native floras are sampled in the Amazon (Matos and Amaral 1999). Indeed the Fabaceae always appears among the three most abundant families in the Amazon (ter Steege *et al.* 2006 and 2013), both in old (Santos *et al.* 2013) and recent forest fragments (Rankin-de-Merona *et al.* 1992), as well as various types of forests. In studies using $DBH \geq 10$ cm, Fabaceae is considered hyperdominant, with other families are not part of hyperdominant groups because most of their individuals are small and thin (ter Steege *et al.* 2013).

The abundance of Myrtaceae in forest fragments has also been reported for the Atlantic Forest (Oliveira-Filho and Fontes 2000, Durigan *et al.* 2008), which shows both the great range of this family and/or the capacity of its members to adapt to fragmented areas, since there are large differences between the Amazon and Atlantic Forest biomes. Fabaceae had the greatest

species richness, and it is commonly cited as the richest family in other Amazon forest types (Pitman *et al.* 2002, Oliveira *et al.* 2004, ter Steege *et al.* 2013). Myrtaceae and Fabaceae were considered by Miranda *et al.* (2002) as the richest families in forest areas within the Roraima savannas, while Santos *et al.* (2013) cited Fabaceae as the most abundant and richest family in forest fragments from Boa Vista savanna in the central Brazilian Cerrado. Their fruits being a food source for medium- and large-sized frugivores, which facilitates dispersal (Catharino *et al.* 2006), can explain their presence in both secondary and mature forest. Thus, in the Alter do Chão fragments, the abundance and species diversity of many families do not differ from other forest types, even when isolated from continuous forest.

Trees are the predominant plant life form in tropical forest, and in the current study. Even using smaller DBH ranges, where more variation in life forms can occur, our results did not differ from other investigations that used higher DBH boundaries, where trees are the dominant life (rather than, e.g. shrubs or lianas). According to Maas and Westra (1993), of the 292 plant families in neotropical forests, 140 contain tree species. This is the dominant biological type, accounting for about 80% of individuals with DBH ≥ 10 cm.

Many widely-distributed tropical forest species tend to be locally abundant in some areas and relatively rare in others (Hubbell and Foster 1986). This can be seen, in the current study, with *Myrcia splendens*, *Ocotea longifolia* and *Casearia javitensis*. All these had large numbers of individuals in both FF and CF, unlike the most abundant species in most areas of Amazon forest, such as *Eschweilera* spp. and *Pouteria* spp.

The phytosociological organization of FF and CF groups showed that the 20 species with the highest IV were numerically similar, showing that the most influential parameter was abundance. High density of species tends to be typical for the region (Araújo *et al.* 2009). In the 47 species set derived from the 20 most abundant species in FF and CF sites, 41 appear in the general lists of species in both analyzed environments. Species considered superabundant

were those that had the highest IV, both in FF and CF, showing the influence of abundance in phytosociological structuring. The number and size of sampling units used (Balduino et al. 2005) probably explain this pattern, in part.

As in other types of tropical forests, the majority of individuals were concentrated in the first DBH class in both FF and CF. This characteristic of native tropical forests indicates a positive balance between recruitment and mortality, and is characteristic of self-regenerating vegetation assemblages (Silva Júnior 1999). Almost all individuals were concentrated in the first three size classes, showing that the local forest is composed of thin individuals and that FF and CF are structurally similar. Despite the selective exploitation of the environment by the local people, the large number of individual plants indicates that their component species are not vulnerable to extinction. Apart from *Mezilaurus itauba*, which occurs in several DBH classes (1.27 to 40.42 cm), the upper classes were occupied by only three individuals and, as the species has great commercial value, these may be subject to local extinction.

In our study, trees were recorded in all 11 DBH classes, indicating that, structurally, FF and CF forests are probably mature, stable and highly likely to continue perpetuating their constituent species. The smallest diameter trees (1.27 – 5 cm DBH) were twice as abundant as in the second size class (5.0 cm > DBH ≤10.0 cm), and five times more abundant than in the third size class, showing the ecological importance of small-trees in the structure, diversity and biomass to tropical forests (Memiaghe *et al.* 2016).

Our study suggests that isolation of forest fragmentation influences mean DBH in fragments. However, there is a limit to the form of this relationship (Navarrete and Menge 1997). A possible explanation is that the distance of smaller fragments from the continuous forest influences the fragments assemblage structure, possibly due to reduction in habitat quality.

Muller-Dubois and Ellenberg (2003) proposed that, for two areas to be considered alike, they must have at least 25% of species in common. Based on this criterion, cluster analysis revealed high similarity levels among our sampling sites. While the lowest similarities obtained were between samples CF72 and FF07, the remaining comparisons revealed similarity values greater than 33%. In Bray-Curtis index value calculations, the outcome of the groupings can be influenced by the abundances of species. Similarity in species composition occurs when the analysis is focused on the same type of vegetation (Rodrigues and Nave 2000). In the GI.1 subgroup, the observed similarity was mostly influenced by the 25 most abundant species that made up the subset, and the distances between samples varied from 30 to 53%, with FF near to CF and the largest fragment. One of the factors that influenced the grouping was fragment size and isolation: two were very close, while others were distant from each other, indicating that distance is an aggregation factor (Kuntz *et al.* 2009). Four fragments with extreme distributions - two in the north and two adjacent in the south of the study area - had a species composition of 28 dominant species. For the GI.3 subgroup, the smallest grouping came from a large fragment (FF20), which was similar to CF71 (41%), so that this fragment was compositionally more like an area of continuous forest. The floristic distinctions within the GI group may be due to the influence of soil factors of hydrogeomorphological and/or anthropogenic origin (Kuntz *et al.* 2009).

In group GII, formed only by fragments, similarity ranged from 27 to 59%, and the distance was the most important factor to influence similarity, since all component FF were close to each other and distant from the CF. Fragment size was also important since only one (FF17-2) was considered to be of large size and most of the others were small. Proximity to each other and to water bodies, and isolation from CF appeared to be the factors that most influenced group composition, despite environmental factors usually having the greatest influence on species groupings (Cottenie 2005).

CONCLUSION

Despite their long history of isolation, the Alter do Chão forest fragments still support a significant proportion of the continuous forest species assemblage. Most of the species present in the fragments belong to Seasonally Semideciduous and Dense *Terra Firme* Forest, corroborating the notion that floristic composition and similarity were little changed, being at an advanced succession stage. DBH distribution patterns showed that both the forest fragments and continuous forest are at a mature stage. Some of the locally most abundant species recorded in this qualitative and quantitative study appear on the 2008 IBAMA list of vulnerable species. However, we urge caution when considering directories of endangered species, especially those that occur in the Amazon, where there are many areas that have had few or no collections. The species listed were common at Alter do Chão, and we have found them frequently in other places in the Amazon. Basing conservation priorities only on these lists may not be a useful strategy.

Acknowledgments - The study had support from a PPD-PPG7 (European Union /MCTI/INPA) grant to Dr. Renato Cintra, the Brazilian Program for Biodiversity Research (PPBio) and the National Institute for Biodiversity Research in the Amazon (CENBAM). Thanks to Dr. Maria de Lourdes da Costa Soares for original text correction and comments. Dr. Douglas Daly identified the Burseraceae specimens, and Dr. Luciano Paganucci the Fabaceae. In addition, we thank Mr. Jose Ribeiro and Jakes Camara da Costa, who helped with data collection and species identification. Adrian Barnett helped with the English.

REFERENCES

- Albernaz, A.L.K.M. 2001. *Zoneamento de região de Alter do Chão, Pará: Um exercício de planejamento para uma unidade de conservação de uso direto*. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 132p.
- Aubreville A. 1963. Classification des formes Biologique des plantes Vasculaires en Milieu Tropical. *Andansonia*. 3(2):221-226
- APG III. (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121. DOI: 10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x
- Araújo, A.R.; Costa, R.B.; Felfili, J.M.; Gonçalves, I.K.; Sousa, R.A.T.M.; Dorval, R. 2009. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. *Acta Amazonica*, 39: 865–878.
- Bates, H.W. 1892. *The Naturalist on the River Amazons: A record of adventures, habits of animals, sketches of Brazilian Indian life and aspects of nature under the Equator, during eleven years of travel*. John Murray, London, 460p.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes. *Turrialba*, 15(1): 40-42.
- Balduino, A.P.C.; Souza, A.L.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F.; Silva Júnior, M.C. 2005. Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do Cerrado da flora de Paraopeba – MG. *Revista Árvore*, 29: 25-34.
- Bray, J.R.; Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecology Monographs*, 27: 325 -349.
- Catharino, E.L.M.; Bernacci, L.C.; Franco, G.A.D.C.; Duringan, G.; Metzger, J.P. 2006. Aspecto da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, São Paulo. *Biota Neotropica* 6: bn00306022006. (<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>). Accessed on 12 Feb 2016.
- Cavalcanti, D.; Tabarelli, M. 2004. Distribuição de plantas amazônicas-nordestinas no centro de endemismo Pernambuco: Brejos de altitude versus Florestas de terras baixas. In: Porto, K.C.; Cabral, J.J.P.; Tabarelli, M. (Ed.). *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.285-296.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M.T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: Rambaldi, D.M.; Oliveira, D.A.S. (Org.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF. 100 p.
- Climate Data.org. *Clima de Alter do Chão* (<http://climate-data.org/location/317494>). Accessed on 23/05/2014.
- Constantino, R.; Britez, R.M.; Cerqueira, R.; Espindola, E.L.G.; Grelle, C.E.V.; Lopes, A.T.L.; et al. 2003. Causas da fragmentação: Naturais. In: Rambaldi, D.M, Oliveira, D.A.S (Org.).

Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF. ISBN – 87166-48-4. 100 p.

Cottenie, K. 2005 Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8: 1175-1182.

Durigan, G.; Bernacci, L.C.; Franco, G.A.D.C.; Arbocz, G. F.; Metzger, J.P.; Cathrino, E.L.M. 2008. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, 22: 51-62.

ESRI. 1996. *ArcView GIS, version 3.1*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Flora do Brasil 2020 (em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 10 de dezembro de 2016 a 15 de janeiro de 2017.

Hammer, O. Haper, D.A.T.; Rayn, P.D. 2001. *PAST: Paleontological Statistic Software Package for Education and Data Analysis*. *Paleontologia Electronica*, 4:1-9 (http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm). Accessed on 20 May 2014.

Hubell, S.P.; Foster, R.B. 1986. Canopy gap and the dynamics of Neotropical forests. In: *Plant Ecology* (Crawley, M.J. ed.). BlackwellScientific, Oxford, p.77-96.

Huber, O.; Stefano, R.D.; Aymard, G.; Riina, R. 2006. Flora and vegetation of the Venezuelan Llanos: A Review. In: *Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeographic and conservation*. Taylor & Francis, Boca Raton. p.95-120.

IBGE. 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico. Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas*. Procedimentos para mapeamentos. Nº 1, 2ª Edição ampliada. Centro de Documentação e Disseminação de Informações, Rio de Janeiro, 271p.

IBAMA. 2008. *Instrução Normativa nº 6, disposto no artigo 27, parágrafo 6º da nº 10.683*, em 28/05/2003. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF.

Kindt, R.; Coe, R. 2005. *Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi, 207p.

Kuntz, S.H.; Ivanauskas, N.M.; Martins, S.V.; Silva, E.; Stefanello, D. 2009. Análise de similaridade florística entre florestas do alto rio Xingu, da bacia amazônica e do planalto central. *Revista Brasileira de Botânica*, 32: 725-736.

Maas, P.J.M.; Westra, L. 1993. *Neotropical plant families*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Germany, 200 p.

- Magnusson, W.E.; Lima, A.P.L.; Albernaz, A.L.K.M.; Sanaiotti, T.M. e Guillaumet, J. -L. 2008. Composição florística e cobertura vegetal das savanas na região de Alter do Chão, Santarém- PA. *Revista Brasileira de Botânica*. 1: 165-177.
- Matos, F.D.A.; Amaral, I.L. 1999. Análise ecológica de um hectare em floresta Ombrófila de Terra- Firme, Estrada da várzea, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 23: 365-379.
- Meniaghe, H.R.; Lutz, J.A.; Korte, L.; Alonso, A.; Kenfack, D. 2016. Ecological importance of small-diameter trees to the structure, diversity and biomass of a tropical evergreen forest at Rabi, Gabon. *PloS ONE*, 11: e0154988
- Miranda, I.S. 1993. Estrutura do estrato arbóreo do cerrado amazônico em Alter do Chão, Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 16: 143-150.
- Miranda, I.S.; Absy, M.L.; Rebêlo, G.H. 2002. Community structure of woody plants of Roraima Savannahs, Brazil. *Plant Ecology*, 164: 109-123.
- Müeller-Dombois, D.; Ellemberg, H. 2003. *Aims and methods for vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York, 547p.
- Navarrete, S.A.; Menge, B.A. 1997. The body size-population density relationship in tropical rocky intertidal communities. *Ecological Monographs*, 66: 557-566.
- Oliveira, A.N.; Amaral, I.L.; Ramos, M.B.P.; Nobre, A.D.; Couto, L.B.; Sahdo, R.M. 2004. Composição e diversidade florística-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38: 627-642.
- Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32: 793-810.
- Peters C, Gentry AH, Mendelsohn RO. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*, 339: 655-656.
- Pitman, N.C.A.; Terborgh, J.W.; Silman, M.R.; Nuñez, P.V.; Neill, D.A.; Cerón, C.E.; Palacios, W.A.; Aulestia, M. 2002. A comparison of tree species diversity in two upper Amazonian forests. *Ecology*, 83: 3210-3224.
- Prado, D.E. 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57: 437-461.
- Rankin-de-Merona, J.; Prance, G.T.; Hutchings, R.W.; Silva, M.F.; Rodrigues, W.A.; Vehling, M.E. 1992. Preliminary results of a large-scale tree inventory of upland rain forest in the Central Amazon. *Acta Amazonica*, 22: 493-534.
- R Core Team. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.R-project.org/>). Accessed on 13 May 2015.
- Rodrigues, R.R.; Nave, A.G. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. *In: Rodrigues, R.R.; Leitão-Filho, H.F. (Ed.). Matas ciliares: conservação e recuperação*. Edusp/Fapesp, São Paulo, p.45-71.

- Sanaiotti, T.M.; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Tumbore, S.E.; Camargo, P.B. 2002. Past vegetation in Amazon savannas: determined using Carbon isotopes of soil organic matter. *Biotropica*, 34: 2-16.
- Santos, N.M.C.; Vale Jr, J.F.; Barbosa, I. 2013. Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 8: 205-221.
- Serena, M. 1984. Distribution and habitats of parthenogenetic and sexual *Cemidophorus lemniscatus*, Sauria:Teiidae, in Surinam. *Copeia*, 3: 713-719.
- Silva E.L.S. 1997. A vegetação de Roraima. In: Barbosa, R.I.; Ferreira, E.J.G.; Castellón, E.G. (Eds.). *Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. p.401-415. ISBN 85-211-0008-6.
- Silva Júnior, M.C. 1999. Composição florística, fitossociologia e estrutura diamétrica na mata de galeria do Monjolo, Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), DF. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringe*, 4: 30-45.
- Soares, C.P.B.; Paula Neto, F.; Souza, A.L. 2007. *Dendrometria e inventário florestal*. Ed. UFV, Viçosa, MG. 276p.
- Tabarelli M; Silva, J.M.C.; Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1419-1425.
- ter Steege, H.; Pitman, N.C.A.; Phillips, O. L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A. *et al.* 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, 443: 444-447.
- ter Steege, H.; Pitman, N.C.A.; Sabatier, D.; Baraloto, C.; Salomão, R.P.; Guevara, J.E. *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342: 1243092-1 -1243091-9.
- Whitmore, T.C. 1990. *An Introduction to Tropical Rain Forests*. Oxford University Press. ISBN 0-19-854274-7. 226p

SUPPLEMENTARY MATERIALS

Further information on the complete species list is available at the website: http://ppbio.inpa.gov.br/knb/metacat?action=read&qformat=ppbio&sessionid=0&docid=lilian_dias.91.1

Table 1.1. Phytosociological parameters for 47 species, emphasizing the 20 most important, for each sampled habitat, ordered by size of location (CF= continuous forest, SF= small fragments, MF= medium fragments, LF= large fragments) showing Density (Den) and Importance Value (IV) estimates.

Species	Family	CF		SF		MF		LF	
		Den (%)	VI (%)	Den (%)	VI (%)	Den (%)	VI (%)	Den (%)	VI (%)
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Moraceae	1.38	3.06	2.11	4.12	2.45	4.62	2.43	4.88
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae	2.21	3.99	3.32	5.75	1.22	4.08	2.81	5.93
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	2,09	4,48	6,37	10,58	7,02	10,79	4,34	7,64
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Salicaceae	1.16	3.35	5.05	7.57	4.48	6.86	-	-
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	1.99	6.57	1.78	5.65	1.62	4.36	-	-
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Fabaceae	0.95	8.52	0.59	4.08	0.87	5.01	-	-
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Lauraceae	0.88	3.96	5.96	18.55	4.38	14.93	-	-
<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth.) SLeud.	Bixaceae	3.30	11.8	1.88	8.57	-	-	1.21	10.10
<i>Deguelia spruceana</i> (Benth.) AMG Azevedo	Fabaceae	1.92	5.43	-	-	-	-	1.97	4.00
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	Fabaceae	0.38	6.78	-	-	-	-	1.44	6.52
<i>Annona exsucca</i> (DC) A.DC	Annonaceae	0.76	3.00	-	-	-	-	1.36	5.46
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	5.22	7.03	-	-	2.45	3.81	-	-
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	Salicaceae	-	-	2.01	4.63	1.55	3.69	1.90	4.16
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	-	-	3.86	7.52	2.39	4.94	2.28	4.35
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex Juss.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	-	-	0.60	4.26	1.23	5.45	-	-
<i>Lacmellea arborescens</i> (Mull.Arg.) Markgr.	Apocynaceae	-	-	3.76	6.66	2.19	4.30	-	-
<i>Byrsonima spicata</i> (Cav.) Rich. ex Kunth	Malpighiaceae	-	-	0.70	4.63	-	-	0.60	4.95
<i>Eugenia citrifolia</i> Poir.	Myrtaceae	-	-	2.12	4.22	-	-	2.58	5.62
<i>Cecropia palmata</i> Willd.	Urticaceae	4.58	5.91	-	-	-	-	-	-
<i>Chamaecrista apoucouita</i> (Aubl.) Irw. & Barneby	Fabaceae	1.14	4.91	-	-	-	-	-	-
<i>Cupania scrobiculata</i> L.C.Rich	Sapindaceae	1.80	3.18	-	-	-	-	-	-
<i>Ecclinusa lanceolata</i> (Mart.&Eich.ex Miq.) Pierre	Spotaceae	0.81	2.83	-	-	-	-	-	-
<i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae	2.23	4,00	-	-	-	-	-	-
<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth) Gilg	Achariaceae	1.78	4.01	-	-	-	-	-	-

<i>Mabea angustifolia</i> Spruce ex Benth.	Euphorbiaceae	4.18	6.03	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum distichophyllum</i> Sendth.	Solanaceae	5.31	6.26	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae	-	-	0.15	3.65	-	-	-	-
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	-	-	1.27	4.05	-	-	-	-
<i>Miconia crassinervia</i> Cogn.	Melastomataceae	-	-	1.83	3.51	-	-	-	-
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	Fabaceae	-	-	0.92	4.86	-	-	-	-
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	-	-	1.31	5.58	-	-	-	-
<i>Eschweilera obversa</i> (O.Berg) Miers	Lecythidaceae	-	-	-	-	1.44	5.91	-	-
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	Euphorbiaceae	-	-	-	-	0.88	3.77	-	-
<i>Guatteria foliosa</i> Benth.	Annonaceae	-	-	-	-	1.20	4.41	-	-
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	-	-	-	-	1.57	5.90	-	-
<i>Matayba inelegans</i> Radlk.	Sapindaceae	-	-	-	-	3.54	5.09	-	-
<i>Sacoglottis matogrossensis</i> Malme	Humiriaceae	-	-	-	-	0.37	3.77	-	-
<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	Fabaceae	-	-	-	-	1.56	4.48	-	-
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum) Pers. & Delprete	Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	3.95	4.75
<i>Croton cajucara</i> Benth.	Euphorbiaceae	-	-	-	-	-	-	3.95	4.75
<i>Eugenia patens</i> Poir.	Myrtaceae	-	-	-	-	-	-	1.21	4,00
<i>Geissospermum argenteum</i> Woodson	Apocynaceae	-	-	-	-	-	-	2.13	3.81
<i>Abarema mataybifolia</i> (Sand.) Barneby & Irwin	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	1.67	7.30
<i>BocageopISs multiflora</i> (Mart.) R.E.Fries	Annonaceae	-	-	-	-	-	-	0.98	4.08
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Lecythidaceae	-	-	-	-	-	-	1.06	6.01
<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	2.35	3.50
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Annonaceae	-	-	-	-	-	-	3.80	7.70
Total 1 (20 species)		43.49	104.2	45.66	115.38	42.39	107.0	43.30	108.80
Total 2 (Others species)		56.51	195.8	54.34	180.97	57.61	192.9	56.70	191.20
Total (%)		100	300	100	300	100	300	100	300

ANEXO

Anexo 1– List of species occurrence in forest fragments and continuous forest, with respective numbers of individuals, environmental occurrence, form of life, ecological groups, in the studies areas of Alter do Chão district, Santarém, Pará State, Brazil. LF= Large fragments; MF= Medium fragments; SF= Small fragments; CF= Continuous forest; LF= Life form (Aubréville 1963 e Whitmore 1990); Shr= shrub SL= Small tree, he/st= hemiepiphyte strangler, Ns= No specified; EG= Ecological group (Budowski 1965) PI= Pioneer, IS= Initial secondary, SL= secondary late, CL= Climax.

Family / Species	Nº ind.	Environment	LF	EG
Achariaceae				
<i>Carpotroche crispidentata</i> Ducke	1	SF	Tree	SL
<i>Carpotroche</i> sp	2	MF/SF	SL	IS
<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth) Gilg	160	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
Anacardiaceae				
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	3	MF/SF	Tree	SL
<i>Anacardium occidentale</i> L.	4	MF/SF	Tree	SL
<i>Anacardium</i> sp 1	4	SF		Ns
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth.	1	SF	Tree	SL
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	1	SF	Tree	SL
<i>Astronium</i> sp 1	5	SF/CF	Arv	Ns
<i>Mangifera indica</i> L.	1	CF	Tree	Ex
<i>Spondia mombin</i> L.	1	CF	Tree	PI
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	286	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	170	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
Anacardiaceae_indet.	3	SF	Tree	IS
Annonaceae				
<i>Annona ambotay</i> Aubl.	3	CF	Tree	IS
<i>Annona exsucca</i> DC.	77	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Annona faetida</i> Mart.	3	CF	Shr.	IS
<i>Annona</i> sp 1	9	MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Annona</i> sp 2	1	LF	Tree	Ns
<i>Annona</i> sp 3	1	SF	Tree	Ns
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fries	146	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Bocageopsis</i> sp 1	2	MF/CF	Tree	Ns
<i>Bocageopsis</i> sp 2	1	MF	Tree	Ns
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schlttdl.	7	MF/CF	Tree	SL
<i>Duguetia echinophora</i> R.E.Fries	89	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Duguetia macrophylla</i> (Blume) Miq.	31	MF	Tree	SL
<i>Duguetia</i> sp	6	LF/MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Guatteria foliosa</i> Benth.	93	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Guatteria oligocarpa</i> Mart.	53	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fries	24	MF/CF	Tree	SL
<i>Guatteria</i> sp 1	4	CF/SF	Tree	Ns
<i>Xylopiya amazonica</i> R.E.Fries	1	SF	Tree	IS
<i>Xylopiya aromatica</i> (Lam.) Mart.	55	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Xylopiya frutescens</i> Aubl.	154	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Xylopiya</i> sp 1	7	LF/SF	Tree	Ns
<i>Xylopiya</i> sp 2	47	LF/MF/SF	Tree	Ns
Annonaceae_indet.	12	MF	Tree	Ns
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	34	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	24	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Aspidosperma</i> sp	3	CF	Tree	Ns
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth.ex Müll.Arg.	2	CF	Tree	SL
<i>Geissospermum argenteum</i> Woodson	65	LF/MF/SF/CF	Tree	SL

Cont. Anexo 1

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Apocynaceae				
<i>Geissospermum laeve</i> (Vell.) Miers	4	CF/SF	Tree	SL
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	5	MF/SF	Tree	SL
<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monach.	1	CF	Tree	SL
<i>Lacmellea arborescens</i> (Müll.Arg.) Markgr.	416	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Lacmellea gracilis</i> (Müll.Arg.) Markgr.	3	CF	Tree	SL
<i>Malouetia</i> sp	1	CF	Tree	Ns
<i>Tabernaemontana heterophylla</i> Vahl.	26	LF/MF/SF/CF	Shr.	SL
<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	23	LF/MF/SF/CF	Shr.	SL
<i>Vallesia</i> sp	6	LF/MF/SF	Shr.	Ns
Apocynaceae_indet.	6	LF/MF/SF	Shr.	Ns
Araliaceae				
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Stey. & Frodin	31	MF/CF	Tree	PI
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus serratifolia</i> (Vahl) Grose	54	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	57	MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	MF	Tree	SL
<i>Tabebuia</i> sp	7	LF/MF/SF/CF	Arv	Ns
Bignoniaceae_indet.	2	MF	Tree	Ns
Bixaceae				
<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth.) Steud.	278	CF	Tree	IS
<i>Cochlospermum</i> sp	4	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
Boraginaceae				
<i>Cordia acutifolia</i> Frense	1	CF	Tree	IS
<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	53	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Cordia exaltata</i> Lam.	1	SF	Tree	PI
<i>Cordia fallax</i> I.M.Johnst.	5	CF	Tree	SL
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	30	MF/SF/CF	Shr.	PI
<i>Cordia sagotii</i> I.M.Johnst.	139	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	85	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Cordia</i> sp 1	3	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Cordia</i> sp 2	7	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Cordia sprucei</i> Mez	1	CF	Tree	SL
<i>Cordia ulei</i> I.M.Johnst.	9	MF/CF	Tree	SL
Burseraceae				
<i>Protium altisonii</i> Sandwith	1	LF	Tree	SL
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand	54	MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Protium carnosum</i> A.C.Sm.	31	MF/CF	Tree	CL
<i>Protium grandifolium</i> Engl.	1	CF	Tree	SL
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	403	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Protium klugii</i> Macbr.	3	SF	Tree	SL
<i>Protium</i> sp	4	MF/SF	Tree	Ns
<i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart.	23	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Trattinnickia peruviana</i> Loes	10	MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	38	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Trattinnickia</i> sp	6	LF/SF	Tree	Ns
Burseraceae_indet.	2	MF/SF	Tree	Ns
Cannabaceae				
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	12	CF	Tree	PI
Celastraceae				
<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch ex Reissek	147	LFMF/SF/CF	Tree	SL

Cont. Anexo 1

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Celastraceae				
<i>Salacia cauliflora</i> A.C.Sm.	3	MF/SF	Shr.	SL
<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	1	MF	Shr.	SL
<i>Salacia</i> sp 1	9	LF/MF/SF	Shr.	Ns
<i>Salacia</i> sp 2	2	MF/SF	Shr.	Ns
Celastraceae_indet.	1	MF	Shr.	Ns
Chrysobalanaceae				
<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	3	CF	Tree	CL
<i>Couepia canomensis</i> (Mart.) Benth ex Hook.f.	3	MF/CF	Tree	CL
<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	3	MF	Tree	CL
<i>Couepia</i> sp	4	MF	Tree	Ns
<i>Exellodendron coriaceum</i> (Beth.) Prance	2	MF	Tree	CL
<i>Hirtella hispidula</i> Miq.	3	MF/CF	Shr.	SL
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	61	MF/SF/CF	Shr.	SL
<i>Hirtella rodriguesia</i> Prance	56	LF/MF/SF/CF	Shr.	SL
<i>Hirtella</i> sp	3	MF	Shr.	Ns
<i>Licania coriacea</i> Benth.	1	SF	Tree	CL
<i>Licania gardneri</i> (Hook.f.) Fritsch	1	MF	Tree	CL
<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	2	CF	Tree	CL
<i>Licania octandra</i> (Hoff.ex Roem. & Schut.) Kuntze	74	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Licania pallida</i> Spruce ex Sagot	42	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Licania</i> sp 1	4	MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Licania</i> sp 2	2	MF/CF	Tree	Ns
<i>Licania sprucei</i> (Hook.f.) Fritsch.	2	MF	Tree	CL
Clusiaceae				
<i>Clusia insignis</i> Mart.	2	MF/CF	He/ESL	IS
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth.) Hammel	1	CF	Tree	SL
<i>Platonia insignis</i> Mart.	4	CF	Tree	SL
Combretaceae				
<i>Buchenavia</i> sp 1	11	MF/SF/MF	Shr.	Ns
<i>Buchenavia</i> sp 2	2	SF	Aev.	Ns
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	1	SF	Tree	SL
<i>Combretum retundifolium</i> Rich.	13	LF/MF/SF/CF	Shr.	SL
<i>Combretum</i> sp 1	1	SF	Shr.	Ns
Connaraceae				
<i>Connarus detersus</i> Planch.	7	LF/SF/CF	Tree	IS
<i>Connarus erianthus</i> Benth. ex Baker	4	CF/SF	Tree	IS
<i>Connarus favosus</i> Planch.	2	LF/SF	Tree	IS
<i>Connarus perrottetii</i> (DC.) Planch.	2	CF	Tree	IS
<i>Connarus</i> sp 1	6	CF	Tree	IS
<i>Connarus</i> sp 2	2	CF		IS
<i>Rourea krukovii</i> Steyerm.	5	CF	Shr.	IS
Connaraceae_indet.	1	MF	Shr.	IS
Elaeocarpaceae				
<i>Sloanea brevipes</i> Benth.	5	CF	Tree	IS
<i>Sloanea eichleri</i> K.Schum.	2	CF	Tree	IS
<i>Sloanea garckeana</i> Schum.	1	MF	Tree	IS
<i>Sloanea grandis</i> Ducke	3	LF/MF/CF	Tree	IS
<i>Sloanea pubescens</i> Benth.	1	MF	Tree	IS
Erythroxylaceae				
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.SL.-Hil.	121	LF/MF/SF	Shr.	SL
<i>Erythroxylum leptoneurum</i> O.E.Schulz	1	CF	Tree	SL

Cont. Anexo 1

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Euphorbiaceae				
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	18	LF/MF/SF/CF	Shr.	IS
<i>Aparisthmium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	159	MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	1	MF	Tree	IS
<i>Croton cajucara</i> Benth.	127	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Croton</i> sp	1	CF	Tree	IS
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	67	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Hevea brsiliensis</i> (Willd. ex Juss.) Müll. Arg.	114	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Mabea angustifolia</i> Spruce ex Benth.	323	LF/MF/SF/CF	Shr.	IS
<i>Manihot caerulescens</i> Pohl	3	CF/SF	Shr.	PI
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	124	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
Euphorbiaceae_indet.	4	MF/SF/CF	Tree	Ns
Fabaceae				
<i>Abarema camprestris</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	26	MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	8	MF /CF	Tree	CL
<i>Abarema mataybifolia</i> (Sandw.) Barneby & J.W. Grimes	22	LF	Tree	SL
<i>Albizia subdimidiata</i> (Splitg.) Barneby & J.W.Grimes	49	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Andira inermis</i> (Wright) DC.	16	CF	Tree	CL
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	CF	Tree	CL
<i>Bauhinia burchellii</i> Benth.	25	MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	18	MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	3	MF/SF	Tree	CL
<i>Calliandra purpurea</i> (L.) Benth.	25	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Calliandra surinamensis</i> Benth.	3	SF/CF	Shr.	PI
<i>Chamaecrista apoucouita</i> (Aubl.) Irwin & Barneby	50	LF/MF/CF	Tree	SL
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	4	LF/SF	Shr.	PI
<i>Clitoria obidensis</i> Huber	4	LF/MF/CF	Shr.	PI
<i>Clitoria</i> sp	2	SF	Shr.	Ns
<i>Copaifera martii</i> Hayne	82	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Dalbergia spruceana</i> Benth.	4	SF	Tree	IS
<i>Deguelia densiflora</i> (Benth.) A.M.G.Azevedo ex M. Sousa	14	LF/MF/SF	Tree	CL
<i>Deguelia spruceana</i> (Benth.) A.M.G.Azevedo &	166	SF	Tree	CL
<i>Derris</i> sp	1	CF	Shr.	Ns
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	129	LF/MF/SF/CF	Atv.	SL
<i>Dimorphandra parviflora</i> Spruce & Benth.	6	MF/CF	Tree	CL
<i>Diocleia scabra</i> (Rich.) R.H.Maxwell	1	CF	Tree	CL
<i>Diploptropis brasiliensis</i> (Tul.) Benth.	36	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Dipteryx punctata</i> (Blake) Amshoff	9	MF/CF	Tree	SL
<i>Dipteryx</i> sp	1	CF	Tree	IS
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	36	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Enterolobium</i> sp	1	SF	Tree	Ns
<i>Hymenaea guianensis</i> Aubl.	1	MF/CF	Tree	SL
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	112	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Hymenea</i> sp	1	MF	Tree	Ns
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	10	CF	Tree	IS
<i>Inga cinnamomea</i> Spruce ex Benth.	1	CF	Tree	IS
<i>Inga grandiflora</i> Ducke	3	MF/CF	Tree	IS
<i>Inga edulis</i> Mart.	2	CF	Tree	PI
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	56	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Inga lateriflora</i> Miq.	240	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Inga longiflora</i> Benth.	16	CF/SF	Tree	IS

Cont. Anexo 1

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Fabaceae				
<i>Inga marginata</i> Willd.	2	CF/SF	Tree	IS
<i>Inga nobilis</i> Willd.	1	MF	Tree	IS
<i>Inga sertulifera</i> DC.	29	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Inga</i> sp 1	4	CF/SF	Tree	Ns
<i>Inga</i> sp 2	4	LF/MF/CF	Tree	Ns
<i>Inga velutina</i> Willd.	15	MF/CF	Shr.	SL
<i>Lonchocarpus hedyosmus</i> Miq.	4	LF/SF	Shr.	IS
<i>Leptolobium nitens</i> (Vogel) Yakvlev	4	LF/SF	Tree	SL
<i>Machaerium</i> sp	1	CF	Shr.	Ns
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	19	MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Platymiscium trinitatis</i> Benth.	1	CF	Tree	CL
<i>Pterocarpus santalinoidis</i> L'Hér. ex DC.	3	LF/SF/CF	Tree	CL
<i>Senna sillvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	12	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	28	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Stryphnodendron</i> sp	1	CF	Tree	Ns
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	7	CF	Tree	SL
<i>Swartzia brachyrachis</i> Harms.	2	LF	Tree	PI
<i>Swartzia ingifolia</i> Ducke	6	MF/SF	Tree	IS
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	1	SF	Tree	PI
<i>Swartzia laxiflora</i> Bong. ex Benth.	2	MF	Tree	SL
<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	9	LF/SF/CF	Tree	SL
<i>Swartzia macrocarpa</i> Spruce ex Benth.	29	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Swartzia panacoco</i> (Aubl.) Cowan	7	LF/MF/SF	Tree	SL
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	11	MF/SF	Tree	IS
<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	145	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Swartzia</i> sp 1	8	MF/SF	Tree	Ns
<i>Swartzia</i> sp 2	1	CF	Tree	Ns
<i>Tachigali vulgaris</i>	122	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Tachigali</i> sp	2	MF/SF	Tree	Ns
<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	1	CF	Tree	CL
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	4	LF/SF	Tree	CL
<i>Vatairea sericea</i> (Ducke) Ducke	6	MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Vatairea</i> sp	1	SF	Tree	Ns
<i>Zollernia paraensis</i> Huber	2	CF	Tree	Ns
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	30	MF/SF/CF	Tree	SL
Goupiaceae				
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	17	MF/CF	Tree	SL
Humiriaceae				
<i>Humiria balsamifera</i> (Aubl.) A.St.-Hil.	13	LF/MF	SL	PI
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	69	MF/SF/CF	Shr.	CL
<i>Sacoglottis matogrossensis</i> Malme	43	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Sacoglottis</i> sp 1	3	MF	Tree	Ns
<i>Sacoglottis</i> sp 2	2	MF/SF	Tree	Ns
Hypericaceae				
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	32	MF/CF	Tree	PI
<i>Vismia gracilis</i> Hieron.	1	MF/SF/CF	Shr.	PI
Hypericaceae_indet.	1	MF		Ns
Icacinaceae				
<i>Emmotum acuminatum</i> (Benth.) Mieres	4	CF	Tree	IS

Cont. Anexo 1

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Lacistemataceae				
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	19	MF/SF/CF	Tree	PI
Lamiaceae				
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	38	MF/SF/CF	Shr.	IS
<i>Vitex triflora</i> Vahl.	42	LF/MF/CF	Tree	PI
Lauraceae				
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	26	MF/SF	Tree	SL
<i>Licaria limbosa</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	1	SF	Tree	SL
<i>Licaria</i> sp	2	MF/SF	Tree	Ns
<i>Licaria triandra</i> (Sw.) Kosterm.	87	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.)Taub. ex Mez	145	LF/MF/SF/CF	Tree	CI
<i>Nectandra</i> sp	1	MF	Tree	Ns
<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	7	LF/MF/SF	Tree	SL
<i>Ocotea cujumary</i> Mart.	19	CF	Tree	SL
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	651	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Ocotea</i> sp	2	SF/CF	Tree	Ns
Lecythydaceae				
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	1	CF	Tree	CL
<i>Eschweilera micrantha</i> (O.Berg) Miers	1	CF	Tree	CL
<i>Eschweilera obversa</i> (O.Berg) Miers	166	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	4	CF	Tree	CL
<i>Eschweilera</i> sp 1	5	MF	Tree	Ns
<i>Eschweilera</i> sp 2	3	MF	Tree	Ns
<i>Eschweilera</i> sp 3	1	MF	Tree	Ns
<i>Eschweilera wachenheimii</i> (Benoist) Sandwith	1	CF	Tree	CL
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	79	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Lecythis poiteaui</i> O.Berg	20	CF	Tree	CL
<i>Lecythis</i> sp	1	SF	Tree	Ns
<i>Lecythis zabucajo</i> Aubl.	23	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
Lecythydaceae_indet.	1	SF	Tree	Ns
Loganiaceae				
<i>Antonia ovata</i> Pohl	7	LF	Shr.	IS
Lythraceae				
<i>Lafoenaisa densiflora</i> Pohl	1	MF/CF	Shr.	PI
Malpighiaceae				
<i>Byrsonima crasisfolia</i> (L.) Kunth	8	SF	Tree	SL
<i>Byrsonima crispa</i> A.Juss.	3	MF/CF	Tree	SL
<i>Byrsonima japurensis</i> A.Juss.	2	MF	Tree	SL
<i>Byrsonima</i> sp 1	3	SF	Shr.	Ns
<i>Byrsonima</i> sp 2	2	SF	Shr.	Ns
<i>Byrsonima spicata</i> (Cav.) Rich. ex Kunth	74	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
Malpighiaceae_indet.	2	SF	Tree	Ns
Malvaceae				
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	2	CF	Tree	IS
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	3	SF	Tree	SL
<i>Eriotheca</i> sp	5	LF/MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Pachira faroensis</i> (Ducke) W.S.Alverson	5	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Pachira insignis</i> (Sw.) Savigny	3	MF/SF	Tree	IS
<i>Pachira</i> cf. <i>macrocalyx</i> (Ducke) Fern. Alonso	1	SF	Tree	SL
<i>Pachira macrocalyx</i> (Ducke) Fern. Alonso	4	SF	Tree	SL
<i>Pachira</i> sp 1	16	LF/MF/SF	Tree	Ns

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Malvaceae				
<i>Pachira</i> sp 2	14	LF/MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd.ex Spreng.) Schum.	1	CF	Tree	IS
<i>Theobroma microcarpum</i> Mart.	34	LF/MF/SF	Tree	SL
<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	1	CF	Tree	SL
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart.	16	MF/SF/CF	Tree	SL
Malvaceae_indet.	2	SF	Tree	Ns
Melastomataceae				
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	129	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Miconia chrysophylla</i> (Rich.) Urb.	93	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Miconia crassinervia</i> Cogn.	193	LF/MF/SF/CF	Shr.	IS
<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin	5	CF	Shr.	IS
<i>Miconia dolichorrhyncha</i> Naudin	189	LF/MF/SF/CF	Shr.	IS
<i>Miconia secundifolia</i> Cogn.	27	LF/MF/SF	Shr.	IS
<i>Miconia</i> sp 1	5	MF/SF/CF	Shr.	Ns
<i>Miconia</i> sp 2	8	MF/SF/CF	Shr.	Ns
<i>Miconia</i> sp 3	6	SF/CF	Tree	Ns
<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D.Don	3	MF/CF	Tree	Ns
<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	1	LF/MF/SF	Tree	IS
Melastomataceae_indet.	29	MF	SL	Ns
Meliaceae				
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	3	CF	Tree	SL
<i>Guarea</i> sp	1	CF	Tree	Ns
<i>Trichilia cipo</i> (A.Juss.) DC.	1	MF	Tree	IS
Menispermaceae				
<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	122	LF/MF/SF/CF	Shr.	SL
Moraceae				
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	1	CF	Tree	IS
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	352	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Ficus albert-smithii</i> S.Landl.	1	MF	He/SL	IS
<i>Ficus catappifolia</i> Kunth & C.D.Bouché	1	MF	He/SL	IS
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	6	CF	Tree	IS
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex SLeud.	1	CF	Shr.	IS
<i>Maquira calophylla</i> (Poepp. & Endl.) C.C.Beg	15	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Perebea guianensis</i> Aubl.	2	MF/CF	Tree	IS
<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	12	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Perebea</i> sp 1	22	MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Perebea</i> sp 2	16	MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Perebea</i> sp 3	19	LF/MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Perebea</i> sp 4	4	SF	Tree	Ns
<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul	13	CF	Tree	SL
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	7	CF	Shr.	SL
Moraceae_indet.	1	SF	Tree	Ns
Myristicaceae				
<i>Campsonura ulei</i> Warb.	2	CF	Shr.	CL
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	2	CF	Tree	CL
<i>Osteophleoem platyspermum</i> (Spruce ex DC.)	1	SF	Tree	CL
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	9	MF/SF	Tree	SL
<i>Virola michelii</i> Heckel	3	CF	Tree	CL
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	54	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Virola venosa</i> (Benth.)Warb.	2	SF	Tree	SL
Myristicaceae_indet.	1	LF	Tree	Ns

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Myrtaceae				
<i>Calycolpus goetheanus</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	5	MF/CF	SL	PI
<i>Calyptanthes creba</i> McVaugh	3	CF	Tree	IS
<i>Calyptanthes fasciculata</i> O.Berg	1	CF	SL	IS
<i>Calyptanthes paniculata</i> Ruiz & Pav.	11	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	15	MF/SF/CF	Shr.	PI
<i>Eugenia buxifolia</i> Lam.	3	LF	Tree	PI
<i>Eugenia</i> cf. <i>patens</i> Poir.	5	MF/CF	SL	PI
<i>Eugenia</i> cf. <i>patrisii</i> Vahl	8	MF/CF	SL	PI
<i>Eugenia citrifolia</i> Poir.	251	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Eugenia cuspidifolia</i> DC.	1	SF	Tree	PI
<i>Eugenia egensis</i> DC.	1	CF	Tree	IS
<i>Eugenia flavescens</i> DC.	37	LF/MF/CF	Tree	PI
<i>Eugenia heterochroma</i> Diels	8	LF	Tree	IS
<i>Eugenia lambertiana</i> DC.	64	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Eugenia moschata</i> (Aubl.) Nied ex T.Durand &	25	MF/SF/CF	SL	PI
<i>Eugenia omissa</i> CFVaugh	3	MF	SL	PI
<i>Eugenia patens</i> Poir.	26	LF/MF/SF/CF	SL	IS
<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	42	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Eugenia pseudopsidium</i> Jacq.	21	LF/MF/SF/CF	Tree	SL
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth.) DC.	34	LF/MF/SF/CF	Arb	PI
<i>Eugenia ramiflora</i> Desv. ex Ham.	94	LF/MF/SF/CF	SL	IS
<i>Eugenia</i> sp 1	11	LF/MF/SF/CF	Shr.	Ns
<i>Eugenia</i> sp 2	10	SF/CF	Tree	Ns
<i>Eugenia</i> sp 3	1	MF	SL	Ns
<i>Marliera</i> sp 1	5	MF/SF/CF	SL	Ns
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	46	LF/MF/SF/CF	SL	Ns
<i>Myrcia citrifolia</i> (Aubl.) Urb.	10	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Myrcia grandis</i> McVaugh	2	CF	Tree	PI
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	68	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Myrcia ramuliflora</i> (O. Berg.) N.Silveira	1	SF	SL	PI
<i>Myrcia servata</i> McVaugh	28	MF/SF/CF	SL	IS
<i>Myrcia</i> sp 1	3	MF/CF	SL	IS
<i>Myrcia</i> sp 2	2	LF/CF	SL	Ns
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	916	LF/MF/SF/CF	SL	IS
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	30	LF/MF/SF/CF	SL	IS
Myrtaceae _indet	4	LF/MF/SF/CF	SL	Ns
Nyctaginaceae				
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	6	MF/SF/CF	SL	IS
<i>Neea hermaphrodita</i> S. Moore	20	LF/SF	SL	IS
<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	3	SF	SL	PI
<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Schmidt	5	MF/SF/CF	SL	IS
<i>Neea</i> sp 1	3	SF	SL	Ns
<i>Neea</i> sp 2	1	SF	SL	Ns
<i>Neea virens</i> Poepp. ex Heimerl	2	MF	SL	IS
Ochnaceae				
<i>Ouratea acuminata</i> DC.) Engl.	19	MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	70	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Ouratea</i> sp 1	5	LF/MF/SF	Tree	Ns
<i>Ouratea</i> sp 2	10	LF/MF/SF	Tree	Ns

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Olacaceae				
<i>Cathedra acuminata</i> (Benth.) Miers	62	LF/MF/SF	Tree	CL
<i>Chaenochiton kappleri</i> (Sagot.ex Engl.) Ducke	29	MF/CF	Tree	IS
<i>Dulacia guianensis</i> (Engl.) Kuntze	1	MF	Tree	IS
<i>Heisteria acuminata</i> (Bonpl.) Engl.	1	MF	Tree	IS
<i>Heisteria duckei</i> Sleumer	82	LF/MF/SF/CF	Arv	IS
<i>Heisteria laxiflora</i> Engl.	1	SF	Tree	IS
<i>Heisteria</i> sp	1	SF	Tree	Ns
Olacaceae_indet.	3	LF/MF	SL	Ns
Opiliaceae				
<i>Agonandra silvatica</i> Ducke	14	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
Pentaphylacaceae				
<i>Ternstroemia dentata</i> (Aubl.)Sw.	21	LF/MF/SF/CF	SL	CL
Peraceae				
<i>Chaetocarpus schomburgkianus</i> (Kuntze) Pax & Hofm.	3	CF/SF	Tree	IS
<i>Pera anisotricha</i> Müll. Arg.	19	LF/MF/SF/CF	SL	PI
<i>Pera bicolor</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	4	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp ex Baill.	16	LF/MF/SF	Tree	PI
<i>Pera</i> sp 1	11	CF	Tree	Ns
<i>Pera</i> sp 2	6	SF/CF	Tree	Ns
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	62	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
Phyllanthaceae				
<i>Richeria grandis</i> Vahl.	9	MF/CF	Tree	CL
Picramniaceae				
<i>Picramnia guianensis</i> (Aubl.) Jans-Jac	21	LF/MF/SF/CF	SL	IS
Polygonaceae				
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	46	LF/MF/SF/CF	SL	PI
Proteaceae				
<i>Roupala montana</i> Aubl.	24	MF/SF/CF	Tree	CL
Putranjivaceae				
<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	15	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
Rhizophoraceae				
<i>Cassipourea guianensis</i> Aubl.	27	LF/SF/CF	Shr.	PI
<i>Cassipourea spruceana</i> (Benth.) A.M.G.Azevedo	1	MF	SL	IS
Rubiaceae				
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ex DC	20	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Alibertia</i> sp 1	14	LF/MF/SF	Tree	Ns
<i>Alibertia</i> sp 2	3	SF	SL	Ns
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	74	LF/MF/SF/CF	SL	IS
<i>Chomelia grandifolia</i> (Huber) Steyerm.	5	LF/SF	SL	IS
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) Perss. & Delprete	292	LF/MF/SF/CF	SL	SL
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	1	CF	SL	IS
<i>Faramea capillipes</i> Mull. Arg.	1	LF	SL	IS
<i>Faramea multiflora</i> A. Rich. ex DC.	1	CF	SL	IS
<i>Faramea sessilifolia</i> Aubl.	30	LF/MF/SF/CF	SL	IS
<i>Isertia hypoleuca</i> Benth.	1	LF	Shr.	PI
<i>Ixora acuminatisissima</i> Mull. Arg.	1	MF	Shr.	IS
<i>Palicourea grandiflora</i> (Willd. ex Roem. & Schult.)Standl.	13	SF/CF	SL	IS
<i>Palicourea longiflora</i> DC.	3	MF/CF	SL	IS
<i>Psychotria appendiculata</i> Müll. Arg.	1	SF	SL	PI
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.	1	SF	Shr.	PI
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	32	LF/MF/SF/CF	SL	SL

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Rubiaceae				
<i>Randia</i> sp	2	CF	SL	Ns
<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	79	LF/MF/SF/CF	SL	SL
Rubiaceae_indet.	6	LF/MF/SF/CF	SL	Ns
Rutaceae				
<i>Galipea trifoliata</i> Aubl.	54	LF/MF/SF/CF	SL	SL
<i>Zanthoxylum huberi</i> A.G. Waterman	14	LF/MF/CF	Tree	IS
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	CF	Tree	PI
Salicaceae				
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	399	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	35	LF/MF/SF	Tree	IS
<i>Casearia dolichophylla</i> Vahl.	1	MF	SL	IS
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	9	MF/SF	SL	IS
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	623	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	1	CF	Tree	IS
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	264	LF/MF _c /SF/CF	Tree	PI
<i>Casearia</i> sp 1	23	MF/SF/CF	Tree	Ns
<i>Casearia</i> sp 2	7	MF/SF	Tree	Ns
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	3	CF	Tree	PI
<i>Ryania speciosa</i> Vahl.	85	LF/MF/SF/CF	Shr.	SL
Salicaceae_indet.	2	LF/SF	SL	Ns
Sapindaceae				
<i>Allophylus glabratus</i> (Kunth) Radlk.	1	CF	Tree	PI
<i>Allophylus</i> sp	1	CF	Tree	Ns
<i>Cupania diphylla</i> Vahl.	116	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Cupania rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	22	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Cupania scrobiculata</i> L.C.Rich	251	LF/MF/SF/CF	Tree	IS
<i>Cupania</i> sp	1	MF	SL	Ns
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	125	LF/MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Matayba inelegans</i> Radlk.	328	MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Talisia cupularis</i> Radlk.	13	LF/MF/CF	SL	Ns
<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk.	9	CF	SL	IS
<i>Talisia marleneana</i> (Guarim) Acev.-Rodr.	43	MF/CF	SL	IS
<i>Talisia obovata</i> A.C.Smith	4	CF	SL	IS
<i>Talisia veraluciana</i> Guarim-Neto	18	MF/CF	Tree	IS
Sapindaceae_indet.	13	LF/SF/CF	Tree	Ns
Sapotaceae				
<i>Ecclinusa lanceolata</i> (Mart. & Eichler) Pierre	40	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Micropholis</i> sp	2	SF	Tree	Ns
<i>Pouteria bilocularis</i> (H.J.P.Winkl.) Baehni	9	MF/CF	Tree	SL
<i>Pouteria cuspidata</i> (A.DC.) Baehni	15	SF	Tree	CL
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	23	LF/MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	53	MF/SF/CF	Tree	CL
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	8	CF	Tree	
<i>Pouteria</i> sp 1	7	MF/CF	Tree	Ns
<i>Pouteria</i> sp 2	4	MF/CF	Tree	Ns
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	39	MF/SF/CF	Tree	
Sapotaceae_indet.	20	MF/CF	Tree	Ns
Simaroubaceae				
<i>Simaba cedron</i> Planch.	11			
<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	20	CF	Shr	IS
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	130	LF/MF/SF/CF	Shr	IS

Cont. Anexo 1

Family / Species	N° ind.	Environment	LF	EG
Siparunaceae				
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	464	LF/MF/SF/CF	Shr	IS
Solanaceae				
<i>Brunfelsia martiana</i> Plowman	1	SF	Sl	PI
<i>Solanum distichophyllum</i> Sendth.	337	LF/MF/SF/CF	Shr	IS
<i>Solanum</i> sp	1	CF	Shr	PI
Urticaceae				
<i>Cecropia palmata</i> Willd.	233	MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Cecropia ulei</i> Sneathl.	33	MF/SF/CF	Tree	PI
<i>Coussapoa</i> sp	1	CF	He/ESI	IS
<i>Pouroma</i> sp	3	SF/CF	Arv	IS
Urticaceae_indet.	1	CF	Shr	Ns
Violaceae				
<i>Rinorea recemosa</i> (Mart.) Kuntze	2	CF	Shr	IS
Vochysiaceae				
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	10	MF/SF	Tree	Cl
<i>Salvertia convallariodora</i> A. St.-Hil.	10	MF/SF	Tree	SL
<i>Vochysia guianensis</i> Aubl.	19	MF	Tree	SL
Vochysiaceae_indet.	2	LF/MF	Tree	Ns
Desconhecidos	80	LF/MF/SF/CF	IS	Ns

Capítulo II

Efeito do tamanho e grau de isolamento em comunidades florestais fragmentadas, em Alter do Chão, Santarém, Amazônia Oriental.

Artigo a ser submetido ao periódico *PlosOne*

Efeito do tamanho e grau de isolamento em comunidades florestais fragmentadas, em Alter do Chão, Santarém, Amazônia Oriental.

RESUMO

Este estudo teve por objetivo avaliar o efeito da fragmentação na riqueza, diversidade alfa e beta de espécies em assembleias de árvores que estão sob a influência de isolamento. Para esta avaliação foram estabelecidas 25 parcelas em fragmentos florestais (FF) e nove na mata contínua (MC), em Alter do Chão, totalizando 34, cada uma composta de quatro subparcelas de 2x250 m. A inclusão dos indivíduos obedeceu ao critério mínimo de 1,27 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), a 1,30 m acima do solo. Análise de regressão múltipla linear foi empregada para estimar a influência de tamanho dos fragmentos florestais (SFF), distância destes à mata contínua (DMC) e distância da água (DA), na riqueza e diversidade local, na ordenação da comunidade arbórea a fim de avaliar o padrão de substituição ou aninhamento. Registrou-se 387 espécies em fragmentos e 320 na mata contínua. Cinco espécies foram as que detiveram 18% do total de indivíduos, envolvendo fragmento florestal e mata contínua. Das 475 espécies registradas na composição geral dos dois ambientes, 35% (146 spp.) são espécies exclusivas de um ambiente e mais da metade dessas ocorrem na mata contínua. A teoria de biogeografia de ilha prediz que a distância dos fragmentos à fonte de recrutas e o tamanho dos mesmos são os principais fatores que influenciam na densidade de espécies (riqueza ou diversidade alfa) em ilhas. Nesse estudo, essas variáveis foram capazes de explicar a variação na riqueza de espécies. Em relação ao padrão de diversidade alfa e beta, as análises indicaram que as assembleias de espécies nos ambientes abordados em Alter do Chão, foram melhor explicadas pelo padrão de aninhamento e substituição de espécie (*turnover*). Aninhamento é um processo que está relacionado somente ao tamanho dos fragmentos florestais e substituição de espécie está relacionado com a distância dos fragmentos florestais à mata contínua. Portanto, fragmentos mais próximos da mata contínua tem mais espécies desse ambiente e fragmentos mais distantes tem mais espécies típicas florestas secundárias. As análises indicaram que as assembleias mostraram simultaneamente padrões de aninhamento e de substituição de espécies. O tamanho dos fragmentos florestais mostrou correlação com aninhamento, enquanto que a substituição de espécies foi sensível à distância destes à mata contínua. Os fragmentos florestais mais distantes da mata contínua são os que contém maior número de espécies secundárias, tendo portanto, características vegetacionais semelhantes à floresta secundária, nos quais ocorrem espécies da referida tipologia florestal como: *Aparisthium cordatum* e *Croton cajucara* Benth.

Palavras chaves: Gradiente de distância, riqueza e diversidade de espécie, habitat fragmentado e Floresta Semidecídua.

Effect of size and degree of isolation in fragmented forest communities in Alter do Chão, Santarém, Eastern Amazonia.

ABSTRACT

The study evaluates the effects of fragmentation on richness, alpha and beta diversity of trees species in naturally isolated assemblages in Amazonian savanna, em Alter do Chão. We sampled 25 plots in forest fragments (FF) and nine in continuous forest (CF), totaling 34 plots, each composed of four 2x250 m sub plots. All individuals above 1.27 cm diameter at breast height (DBH), 1.30 m above the ground, were included. Multiple linear regression analysis was used to estimate the influence of forest fragments size, forest fragments to continuous forest distance, forest fragments to water distance (DW), and species richness and local diversity in structuring the tree community, and to evaluate patterns of species replacement and nesting. The study recorded 387 species in fragments and 320 in continuous forest. Five species contributed 18% of all individuals from forest fragments and continuous forest. Of the combined total of 476 species recorded from the two environments, 35% (146 spp.) are restricted to one of the habitats and over half of these occur in continuous forest. Island biogeography theory predicts that the distance of the fragments to the source of recruitment and fragment size are the main factors influencing species density (richness or alpha diversity) in islands. In this study, these variables were able to explain the variation in richness and diversity. Regarding patterns of alpha and beta diversity, analysis indicated that the species assemblages of in environments at Alter do Chão, was best explained by the pattern of nesting and species substitution (turnover). Nesting is a component that is related only to forest fragments size, while substitution type is related to the forest fragments - continuous forest distance. Therefore, fragments closer to continuous forest has more species from environment, while more distant fragments has more species typical of open areas. The analysis indicated that the assemblies simultaneously showed patterns of nesting and species replacement. The most distant forest fragments contained more secondary species, and therefore had vegetation characteristics similar to secondary forest, in which species occurring from said typology such as: *Aparisthium cordatum* e *Croton cajucara*.

Key words: distance gradient, species richness and diversity, habitat fragmentation, Semideciduous forest

INTRODUÇÃO

Áreas fragmentadas podem ser dominadas por espécies generalistas que modificam a paisagem, transformando habitats de floresta primária em áreas de florestas em regeneração (Tabarelli *et al.* 2008). A fragmentação florestal divide a floresta em blocos de tamanhos pequenos, subdividindo populações naturais, podendo causar extinção de espécies, reduzindo a migração, induzindo mudanças na estrutura de comunidades, efeitos de borda e, conseqüentemente, invasão de espécies exóticas (Laurence e Vasconcelos 2004). Estudos em florestas tropicais mostraram que quanto menor o fragmento maior é a influência do efeito de borda, causando fortes alterações microclimáticas, levando a extinção de espécies do interior da floresta, havendo um predomínio de espécies de borda, reduzindo o número de espécies da floresta original, influenciando a diversidade florística local (Terborgh 1992; Laurence *et al.* 2002).

Mudanças na composição das assembleias de árvores da floresta primária, na qual o estoque de espécies da floresta clímax será rapidamente substituído por espécies pioneiras, transformando florestas intactas em áreas de florestas mista, a qual poderá não conter representantes de certos grupos funcionais de árvores, como as emergentes (Laurence *et al.* 2000; Oliveira *et al.* 2008), espécies com sementes grandes (Santos *et al.* 2008) e espécies de sub-bosque tolerantes à sombra (Tabarelli *et al.* 1999).

Estudos desenvolvidos pelo Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) e outros sobre os efeitos do processo de fragmentação, que ocorreu nas últimas décadas na Amazônia, mostraram mudanças ecológicas e a vulnerabilidade da floresta às mudanças climáticas (Tollefson 2013), onde a fragmentação causa efeitos diversos e severos sobre as assembleias vegetais (Laurence *et al.* 2002; Laurence e Vasconcelos 2004).

No Bioma Amazônico existem fragmentos florestais (FF) que estão inclusos em áreas de savanas, alguns ocorrem nas bordas da Bacia Amazônica, outros na zona de transição com o Bioma Cerrado, assim como no Sul, Sudeste e Noroeste da Amazônia (Marimon *et al.* 2006). Esses, por serem antigos, são considerados naturais e fazem parte de um grupo de fragmentos conhecidos como relíquias de uma formação florestal pretérita do Quaternário (Turner e Corlett 1996). Entretanto a sua origem é incerta; estima-se que há mais de 4000 anos era tudo floresta contínua (Sanaiotii *et al.* 2002; Iron *et al.* 2006). Devido às peculiaridades desses ambientes, eles podem representar importantes refúgios ecológicos para a flora e fauna, frente ao acelerado processo de ocupação humana das florestas contínuas.

Estudos voltados à dinâmica da vegetação em fragmentos florestais antigos na Amazônia são raros e restringem-se à vegetação arbórea de alguns fragmentos em Roraima (Santos *et al.* 2013) e nas áreas de ecótono entre o Cerrado e a Amazônia.

Em Alter do Chão, existem fragmentos florestais que fazem parte da relíquia da formação florestal pretérita. Bates (1892) na sua viagem pela Amazônia, visitou Alter do Chão e descreveu a existência de ilhas vegetais isoladas por savanas. Portanto, a fragmentação da paisagem ocorreu há pelo menos 150 anos e provavelmente muito anterior aquele tempo (Vasconcelos *et al.*, 2006).

Nessa área, além da inexistência de estudos sobre as consequências ecológicas da separação dos fragmentos florestais da mata contínua, que circunda a savana, existe a necessidade de entender o comportamento das comunidades vegetais dos fragmentos florestais e da mata contínua para elaborar planos de conservação da biodiversidade na área. Assim, o presente estudo teve como objetivo, determinar os principais fatores extrínsecos que influenciam na florística, diversidade alfa e beta, assim como, averiguar a especificidade composicional, que é uma medida de especificidade do hábitat das espécies, observando o grau em que cada uma das espécies ocorre apenas em certas categorias de hábitat (Rouseeuw 1987;

Aho *et al.* 2008), fragmentos florestais que estão localizadas na matriz de savana e na mata contínua que está localizada ao redor da savana.

A Teoria de Biogeografia de Ilha (IBT) de MacArthur e Wilson (1967) é frequentemente usada para descrever assembleias em fragmentos florestais (Laurance 2008). É uma teoria neutra, no sentido que todas as espécies têm os mesmos requisitos, e assume que o tamanho das populações e o tempo de extinção local são funções do tamanho e o isolamento dos fragmentos florestais (Hubbel 2001). Nós investigamos as seguintes questões: **(i)** A riqueza de espécies dos fragmentos é influenciada pela distância destes à mata contínua, ou pelo tamanho dos fragmentos? **(ii)** A proximidade dos cursos d'água influencia na riqueza de espécies nos fragmentos florestais? **(iii)** O padrão de associação de espécies difere entre os fragmentos florestais e mata contínua? essas diferenças são devidas ao padrão de substituição (*turnover*) ou de aninhamento das espécies?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Os fragmentos florestais estão inseridos em área de savana e a savana está circundada por Floresta Estacional Semidecídua (IBGE 2012). Essa área está localizada em volta das coordenadas 2° 31' S e 55° 00' W, na confluência dos rios Amazonas e Tapajós, em Alter do Chão, Santarém, Pará, Brasil. Alter do Chão está situado à margem direita do rio Tapajós. A região apresenta clima tropical úmido, segundo classificação de Köppen é do tipo *Am*, com curto período de seca (setembro a novembro), sendo setembro o mês mais seco (média de 34 mm), a estação chuvosa de janeiro a junho, sendo o mês mais chuvoso abril (média de 346 mm), precipitação média anual de 1991 mm e a temperatura média anual de 25,9° C (Climate-data.org 2014).

A área de estudo está sobre a formação geológica Alter do Chão, constituída por arenitos, caulinitas finos e médios, avermelhados, apresentando os platôs preservados,

pertencentes a feição geomorfológica do Planalto Rebaixado da Amazônia (Oliveira *et al.* 2000). Os solos da maioria dos fragmentos estudados são arenosos, mas são argilosos em algumas áreas (Magnusson *et al.* 2002).

Delineamento Amostral

Os estudos foram conduzidos em parcelas localizadas em 25 fragmentos florestais (FF) com tamanho variando de 2,4 a 340 ha, distância da mata contínua (DMC) entre 283 a 11.023 m e 102 a 4.150 m de corpos d'água permanentes. Alguns fragmentos estão próximo a água (na península do rio e próximo ao lago), alguns estão isolados no meio da savana e outros próximos à mata contínua (Tabela 2.1). Área, perímetro e grau de isolamento dos fragmentos foram calculadas usando imagem do satélite Landsat TM5, órbita/ponto 227/62, de 1999, georeferenciada com 12 pontos controle, tomados com o *global position system* (GPS), em locais de fácil reconhecimento na imagem. Para separar as florestas da savana, os perfis dos fragmentos foram convertidos para o formato vetorial e suas áreas calculadas no programa ArcView 3.2 (ESRI 1996). As distâncias entre os fragmentos florestais e mata contínua foi estimada como a distância mínima (borda a borda, em linha reta); essas medições também foram feitas no programa ArcView 3.2 (ESRI, 1996). Para a alocação das nove (9) parcelas de floresta contínua, que estão localizadas com distância de 1 a 10 km uma da outra, foram usados arbitrariamente 500 ha, como área estimada da floresta semidecídua (Cintra, Magnusson e Albernaz 2013).

Em geral, as parcelas consistiram de quatro subparcelas de 2x250 m, paralelas entre si, perpendiculares à borda, após 50m para o interior da floresta, e dispostas com distância de 50 m uma das outras (Figura 2.1). Em três FF, a parcela consistiu de cinco subparcelas e em quatro consistiu de três, sempre no mesmo formato.

Coleta de dados

O critério de inclusão dos indivíduos arbóreos e arbustivos foi o valor mínimo de 4 cm de circunferência à altura do peito (CAP), que transformados em diâmetro a altura do peito (DAP), perfaz 1,27 cm, os quais foram medidos a 1,30 m acima do solo. Os caules foram

numerados com placas de alumínio e realizada a coleta de amostras botânicas para identificação das espécies. As amostras botânicas coletadas foram identificadas por morfologia, comparadas com as exsiccatas do Herbário do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e por literatura especializada disponível. Alguns exemplares das famílias Burseraceae e Fabaceae foram identificadas por especialistas das referidas famílias.

Tabela 2.1. Informações sobre local, tamanho dos fragmentos florestais (ha), área amostral, distância da mata contínua (m) e distância da água, das áreas de estudos, que estão localizadas em Alter do Chão, Santarém, PA.

<i>Localidade</i>	<i>Área fragmento florestal (m²)</i>	<i>Área amostral (m²)</i>	<i>Distância mata contínua (m)</i>	<i>Distância água (m)</i>
F04	315000	2000	8134	745,8
F06	85000	2000	11023	481,7
F07	24000	1000	10536	406,0
F08	38000	1600	10824	165,6
F09	263000	2000	7779	433,0
F10	224000	1800	6918	207,0
F12	36000	1500	6882	1020,0
F13	413000	2000	6394	790,0
F17-1	378000	2000	3396	1580,0
F17-2	1898000	1700	4861	1725,0
F18	467000	2000	5325	550,0
F20	3604000	4000	3538	2046,0
F21	106000	2000	2408	1063,0
F22	147000	1900	4620	190,0
F23	396000	2000	3364	229,0
F26	214000	2000	1042	2542,0
F29	141000	2000	1134	1044,0
F32	597000	2000	421	3348,0
F33	232000	2000	591	4150,0
F40	664000	2000	2235	3800,0
F41	282000	2000	1569	2230,0
F42	428000	2000	790	2260,0
F59	60000	2000	305	102,0
F61	89000	1000	283	1773,0
F63	75000	2040	6577	1320,0
CF64	-	2000	-	-
CF65	-	2000	-	-
CF66	-	2000	-	-
CF67	-	2000	-	-
CF68	-	2000	-	-
CF69	-	2120	-	-
CF70	-	2000	-	-
CF71	-	2000	-	-
CF72	-	2000	-	-

Para estimar se a intensidade amostral foi capaz de captar a riqueza de espécies presentes nos FF e na MC foi elaborada uma curva de acumulação para cada um dos tipos de ambientes (Matos e Kichner 2008).

A análise das espécies que ocorreram somente em um ambiente foi realizada através do teste de média (t), onde foi calculado a média dos indivíduos em parcelas de fragmentos florestais e de mata contínua. Foram consideradas como espécies exclusivas, aquelas que ocorreram em uma única parcela, independente de sua abundância.

A classificação das espécies por forma de vida obedeceu as classificações de Aubréville (1963) e Whitmore (1990). A classificação ecológica adotada foi a de Budowski (1965), que foi o primeiro a utilizar a classificação de estágio sucessional para as espécies, reconhecidas como pioneira (PI), secundária inicial (SI), secundária tardia (ST) e clímax (CL).

Padrão de diversidade beta

Na análise para a separação da composição florística dos fragmentos florestais em relação à mata contínua foi aplicada a análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). A análise NMDS foi padronizada pelo método de “*range*”, em que as abundâncias das espécies passaram a variar entre 0 e 1, utilizando a medida de distância de Bray-Curtis. Para testar se as diferenças observadas foram significativas foi realizado uma análise de similaridade multivariada (Anosim).

A investigação dos padrões de diversidade beta (β), presente nos fragmentos florestais, foi iniciada pela utilização dos índices: a) Índice de Sorensen (β_{sor}); b) de Simpson (β_{sim}) e c) aninhamento (β_{nes}) (Balsega 2010). O índice de Sorensen é comumente utilizado para medir a mudança da composição de espécies entre locais, comparando qualitativamente a semelhança de espécie em um dado ambiente (Wolda 1981). O Índice de Simpson foi usado para medir a substituição de espécies e o aninhamento para averiguar se os locais com menor número de espécie era um subconjunto de um local mais rico (Ulrich & Gotelli 2007). A partir desses dois

índices, foram construídas matrizes de dissimilaridade entre as parcelas, uma para cada índice, e para cada matriz foi executada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). O primeiro eixo de cada PCoA foi usado na análise de regressão múltipla usando os valores de tamanho dos fragmentos florestais, distância da mata contínua e distância da água.

Também foi analisada a especificidade composicional, para descrever o grau em que uma espécie ocorre apenas em certas categorias de hábitat (Rouseeuw 1987; Aho *et al.* 2008). Esta análise calcula a similaridade média de todas as amostras nas quais cada espécie ocorre e compara o valor para a distribuição de semelhança média nos conjuntos gerados aleatoriamente com o mesmo tamanho. Convencionou-se que a especificidade composicional média da espécie que ocorreu uma vez é igual a 0 (zero). A partir dessas análises foram selecionadas as espécies que tiveram valores de especificidade acima da média e através do site da flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora>), acessado de 10/12/2016 a 15/01/2017) verificou-se a ocorrência dessas espécies em outros Biomas e em outros tipos de vegetação amazônica.

Todas as análises estatísticas foram conduzidas na plataforma R (R Development Core Team 2014), utilizando extensão *Vegan* (Okasanen *et al.* 2014) e o pacote *B part* do R.

RESULTADOS

Padrão de diversidade alfa

Do contingente total de 17.078 indivíduos, foram encontradas 475 espécies, sendo que nos fragmentos florestais (25 FF) foram encontradas 387 espécies em 12.863 indivíduos, e na mata contínua (9 FF) 320 espécies em 4215 indivíduos. A parcela do menor fragmento florestal (2,4 ha) possuía 42 espécies/morfoespécies em 202 indivíduos e o maior fragmento florestal (360,4 ha) tinha 147 espécies/morfoespécies em 858 indivíduos.

As espécies *Myrcia splendens* (Sw.) DC (916), *Ocotea longifolia* Kunth (649 indivíduos), *Casearia javitensis* Kunth (623), *Siparuna guianensis* Aubl. (464) e *Lacmellea*

arborescens (Müll.Arg.) Markgr. (416) foram as espécies com maiores números de indivíduos, em toda a área abordada, representando 18% do total dos indivíduos nos dois ambientes (FF e MC) combinados.

A regressão linear múltipla (Riqueza α -Fisher) = [3.67*log (S) - 0.00092* (DMC) - 0.0011*(DA)], executada para investigar quais os fatores que influenciaram na variação da diversidade alfa (α) dos fragmentos florestais, efetuada pelos preditores tamanho (S), distância da mata contínua (DMC) e distância da água (DA), foi significativa ($r^2=0.32$; $p= 0.012$), em que, tiveram como resultados os preditores tamanho (S): $t= 2.62$, $p= 0.016$; DMC: $t= 1.67$, $p= 0.11$ e DA: $t= 0.64$, $p= 0.53$; sendo o preditor tamanho o que melhor explicou a variação da diversidade alfa, Figura 2.2.

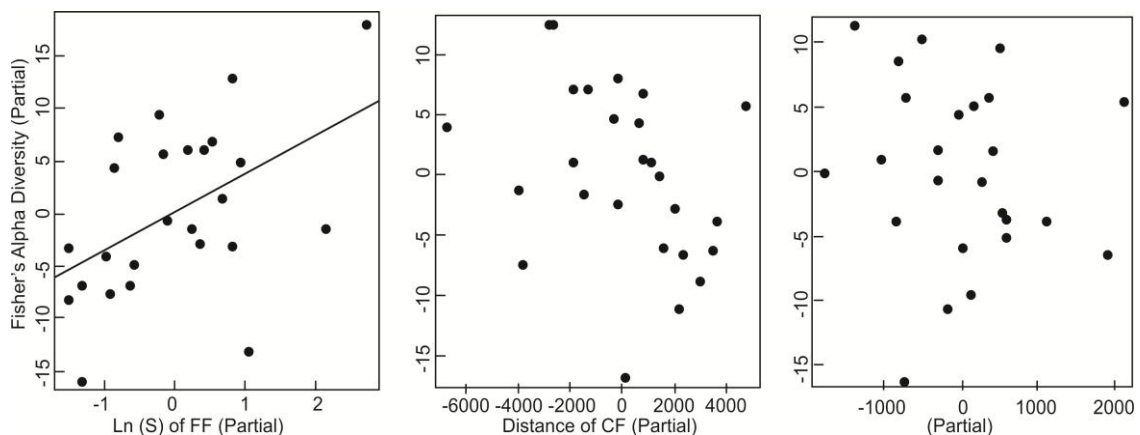


Figura 2.2 – Diversidade alfa de Fisher nos fragmentos florestais (FF) e na mata contínua (MC) relacionado: **a)** área dos fragmentos florestais (S), $t = 2,62$; $p=0,016$; **b)** distância da mata contínua (DMC): $t = 1,67$, $p = 0,11$ e; **c)** distância da água (DA); $t=0,64$, $p = 0,53$, evidenciando que essas análises explicam a diversidade alfa, com relação ao tamanho (S) dos fragmentos florestais.

As curvas de acumulação de espécies (Figura 2. 3) indicaram que, tanto nos fragmentos florestais, como mata contínua, a curva não atinge a assíntota, com 387 espécies para os fragmentos florestais e 320 para a mata contínua. A inclinação da curva está mais acentuada na mata contínua, pressupondo-se que a riqueza desse ambiente não foi registrada (alcançada) na sua totalidade.

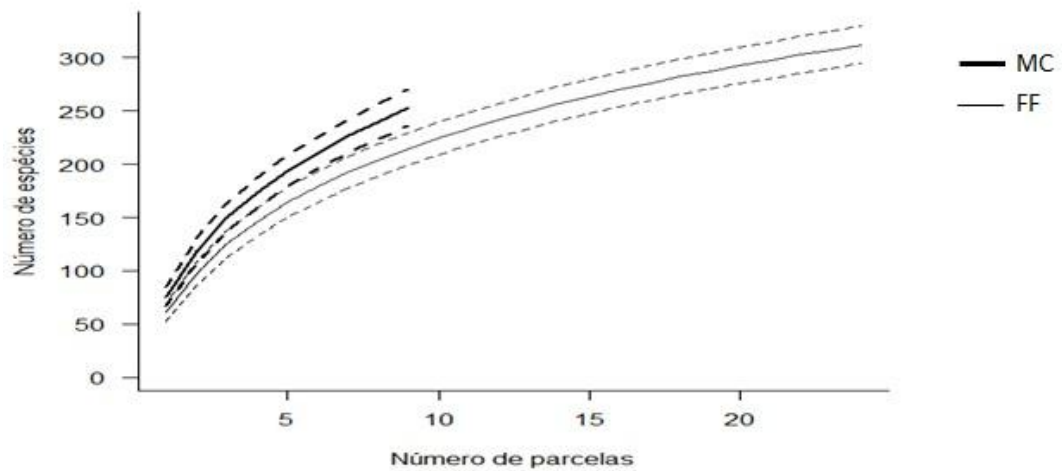


Figura 2.3. Curva de acumulação de espécie por ambiente, baseada em número de espécies versus área, envolvendo os ambientes fragmentos florestais (FF) e mata contínua (MC).

Espécies encontradas somente em um ambiente corresponderam a 35% da composição florística (146 spp). O teste de média indicou que há diferença entre (FF=4,14 e MC= 7,33; $t=1,88$; $p=0,069$), porém, se retirar a amostra MC70 (com 19 spp exclusivas), que elevou a média da mata contínua, as médias ficariam no mesmo patamar e possivelmente não existiria diferença entre as mesmas (Figura 2. 4).

As espécies secundárias iniciais representaram 50,81% do total, sendo que 27,5% ocorreram nos fragmentos florestais e 23,31% na mata contínua; as secundárias tardias no total foram 39,85%, os fragmentos florestais detiveram 22% e mata contínua 17,85%; as pioneiras no geral foram 29,437%, sendo 15,57% nos fragmentos florestais e 13,86% na mata contínua e, por último, as espécies clímax alcançaram 20,37% no conjunto geral, onde os fragmentos florestais detiveram 10,92% e mata contínua 9,45%. Ressalta-se que, embora as análises tenham sido feitas sobre o total de espécies; a ocorrência de determinado grupo ecológico de espécie permeou nos dois ambientes analisados (FF e MC). Quanto às formas de vida, árvore foi a

forma de vida dominante (68,5%), seguida de arvoretas (12,42%), arbustos (15%) e hemiepifítica (4,08%).

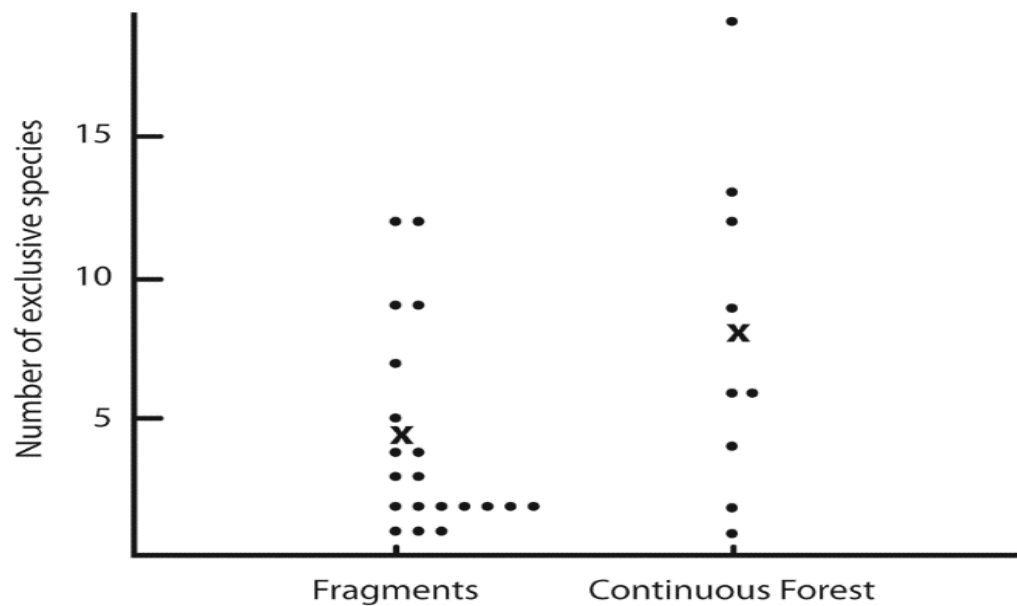


Figura 2.4. Espécies localmente exclusivas que ocorreram em fragmentos florestais e mata contínua e as respectivas médias: mata contínua (7,33) e fragmento florestal (4,14), dos estudos realizados em Alter do Chão, PA.

Padrão de diversidade beta

A maioria das amostras de fragmentos florestais ficaram separadas da mata contínua demonstrado na análise de ordenação em duas dimensões do escalonamento multidimensional não métrico - NMDS (Figura 2.5), evidenciando que a separação foi maior que a esperada ao acaso (ANOSIM: $r=0.2883$, $p=0.002$).

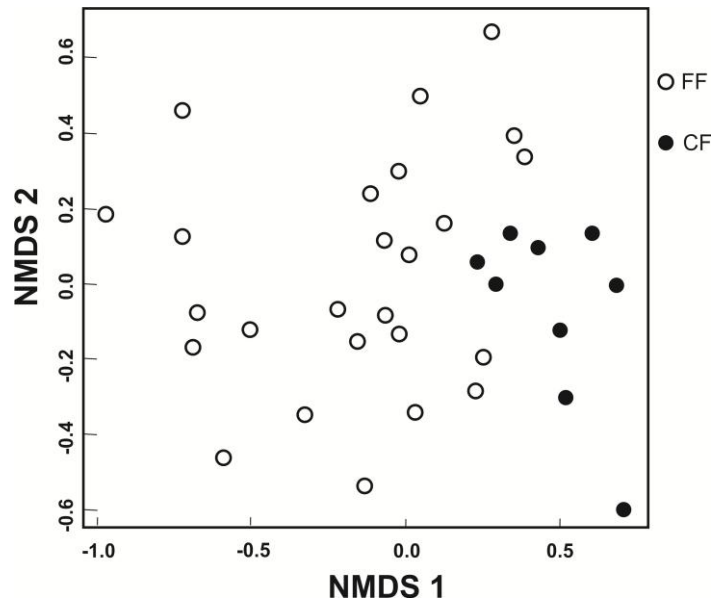


Figura 2. 5. Ordenação em duas dimensões analisado por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das assembleias de plantas em parcelas de fragmentos florestais e de mata contínua, evidenciando bem a separação dos ambientes.

A regressão múltipla, $y = 0.12 + 0.047 * \log(S) + 0.00000077 * (DMC) - 0.000018(DA)$, indicou com o modelo ajustado, que o tamanho dos fragmentos florestais (S), distância da mata contínua (DMC) e distância da água (DA) atuando na ordenação da comunidade foram significativos, pois se encontrou uma relação positiva dos tamanhos logaritmizados dos fragmentos florestais ($r^2=0.29$, $p= 0.017$) com o padrão de aninhamento,. Onde os preditores apresentaram os seguintes resultados: S: $t= 3.51$, $p= 0.0021$; DMC: $t= 0.15$, $p= 0.89$ e DA: $t= 1.12$, $p= 0.27$. Os resultados dessas análises evidenciaram que o preditor tamanho (S) dos fragmentos foi quem mais atuou no padrão de aninhamento (Figura 2. 6 A).

No padrão de *turnover*, a regressão linear múltipla, $y = -0.14 - 0.0049 * \log(S) + 0.000037 * (MC) + 0.000027 * (DA)$, também foi significativa ($r^2=0.60$ $p= 0.000049$) e os preditores tiveram os seguintes resultados: S: $t= 0.23$, $p= 0.82$; DMC: $t= 4.31$, $p= 0.00031$ e DA: $t= 1.031$, $p= 0.31$. Neste caso, a variável preditora com maior atuação no padrão de substituição foi a distância à mata contínua, com uma relação negativa, o que era de se esperar, pois a medida que se distanciava da mata contínua, maior era a substituição de espécie (Figura 2. 6 B). Esse efeito

pode ser observado na Figura 2.7, um gráfico genérico, construído da matriz de similaridade, levando-se em consideração a abundância das espécies. Nesse gráfico nota-se a formação perfeita de dois grupos de espécies, um mais distante da mata contínua, outro fica mais próximo da mesma.

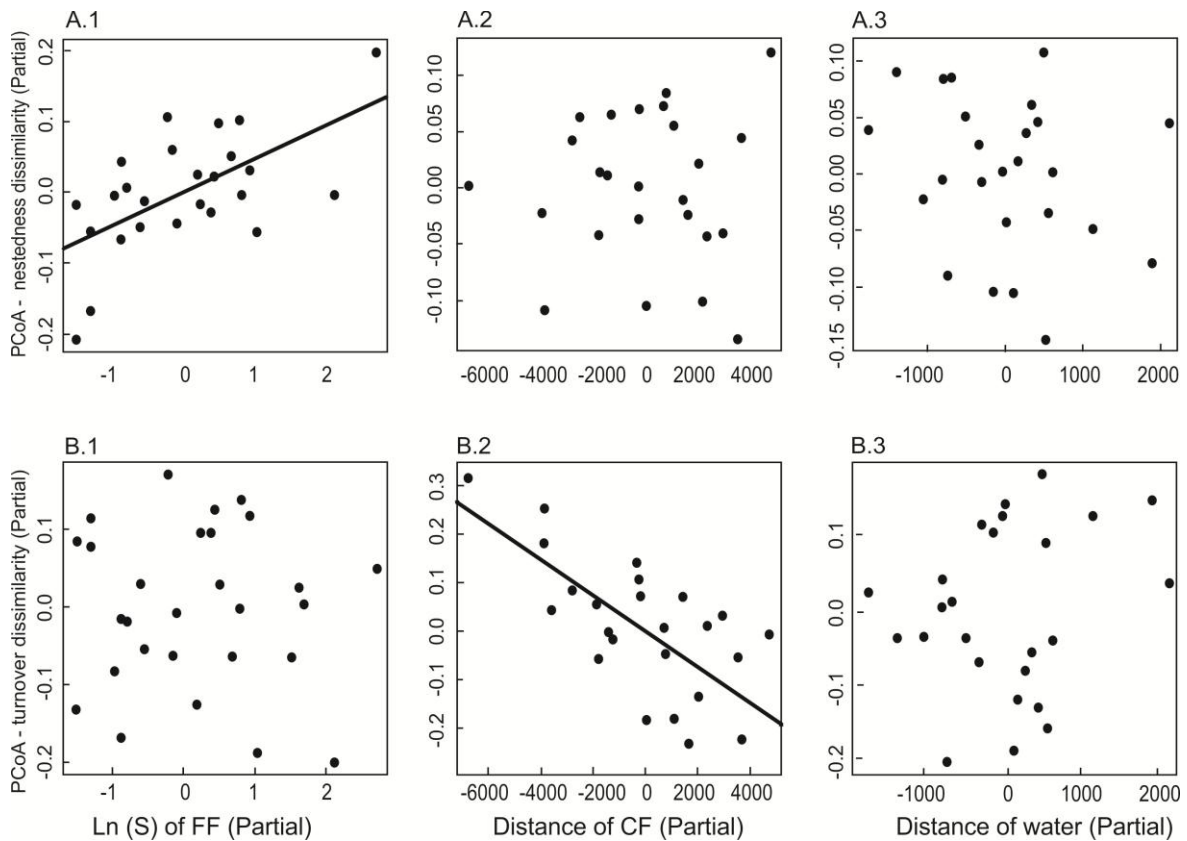


Figura 2.6. Padrão de beta diversidade, **A)** padrão aninhamento; **B)** padrão de substituição de espécies (turnover), relacionado às variáveis predictoras: 1) área do fragmento (S); 2) distância da mata contínua (DMC) e 3) distância da água (DA). Evidenciando um padrão definido no aninhamento, no predictor tamanho dos fragmentos florestais e substituição de espécies, no predictor distância da mata contínua.

O valor de especificidade funcional obteve uma média de 0,33 (33%), onde 37 espécies detiveram valores acima da média e o valor de $p \leq 0.05$ (Tab. 2. 2). Dessas, 25 ocorrem no Cerrado do Brasil Central, 21 na Mata Atlântica, 13 na Caatinga e 9 na savana em geral. Em Alter do Chão, 29 espécies ocorrem em vegetação que sofreram exploração seletiva de suas espécies, 13 na campinarana, 12 em florestas de igapó, 34 na mata de terra-firme e 14 na várzea.

No estágio sucessional, duas (2) são descritas como pioneiras, 16 secundárias inicial, 12 secundárias tardia e sete (7) como clímax.

As espécies com valores de especificidade funcional acima da média e valores relativos superior a 5%, em pelo menos uma parcela, foram ordenadas pela média ponderada das distâncias, assim como, as parcelas também foram ordenadas pelas distâncias dos fragmentos à mata contínua, essas espécies perfizeram um total de 37. Dessas, 11 ocorrem em mata contínua ou em fragmentos florestais que estão próximos à mata, nove (9) ocorrem em fragmento florestal mais distantes da mata contínua, as demais (17) ocorrem indistintamente, ao longo do gradiente de distância (Figura 2.7). Ressalta-se que das 37 espécies, seis (6) ocorrem na matriz (savana), segundo a relação de espécies obtida por Magnusson *et al.* (2008), essas são: *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Erythroxylum citrifolium* A.St-Hil., *Cathedra acuminata* (Benth.) Engl., *Maprounea guianensis* Aubl., *Casearia silvestres* Sw. e *Matayba guianensis* Aubl.

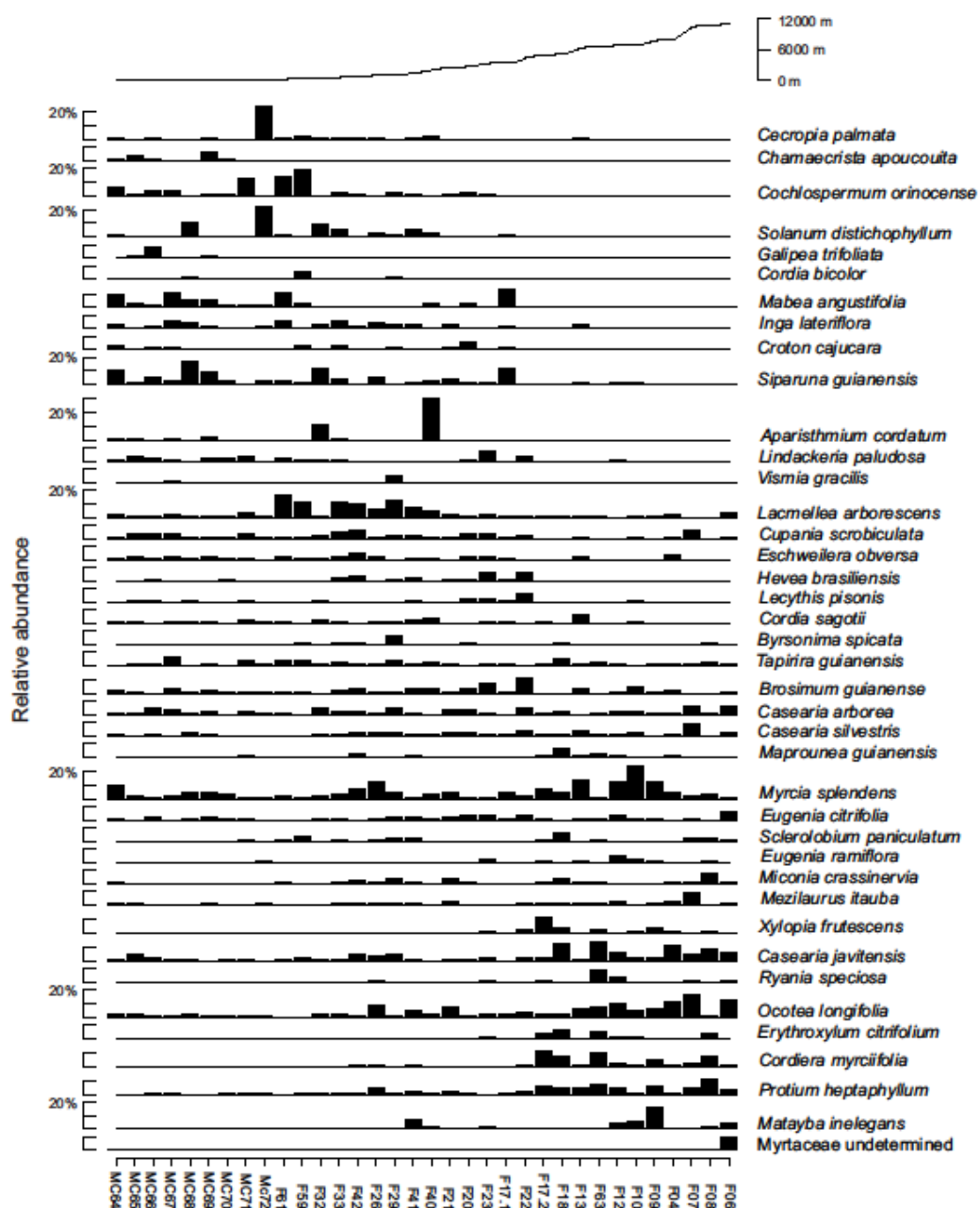


Figura 2.7. Espécies que obtiveram valores \geq que 5% de abundância relativa, em pelo menos uma parcela. Destas foram selecionadas apenas as espécies que tiveram valores de especificidade composicional maior que o valor médio de 37 e $p \leq 0.05$.

Tabela 2.2. Espécies que obtiveram valores da especificidade composicional acima dos valores médios de 37%, e a probabilidade de ($p \leq 0.05$), assim como, distribuição, ocorrência e classe ecológica dessas espécies. EC= Especificidade Composicional; p= probabilidade; Amz= Amazônia; Caat= Caatinga; Cer= Cerrado; MA= Mata Atlântica; A. antro= Área antropizada; TF= Terra-Firme; Sa= Savana Amazônica; Secun= Secundária; Est. Sucess= Estágio Sucessional.

Espécies	Família	EC	p	Distribuição							Ocorrência			Class. Eco.	
				Amz.	Caat.	Cer.	MA	A. antro.	Camp.	Igapó	T.F.	Várzea	S.A.	Est. Sucess.	
<i>Croton cajucara</i>	Euphorbiaceae	0,43	0,01	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	Secun. inicial
<i>Galipia trifoliata</i>	Rutaceae	0,43	0,01	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	Secun. tardia
<i>Cochlospermum orinocense</i>	Bixaceae	0,42	0,01	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	Pioneira
<i>Xylopia sp 2</i>	Annonaceae	0,43	0,01	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	Secun. tardia
<i>Aparisthmium cordatum</i>	Euphorbiaceae	0,43	0,01	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	Secun. inicial
<i>Hevea brasiliensis</i>	Euphorbiaceae	0,41	0,01	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	Climax
<i>Glycydendro amazonico</i>	Euphorbiaceae	0,41	0,01	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	Climax
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	Erythroxylaceae	0,41	0,01	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	Secun. tardia
<i>Cathedra acuminata</i>	Olacaceae	0,39	0,01	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	Climax
<i>Lecythis pisonis</i>	Lecythidaceae	0,38	0,01	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	Climax
<i>Solanum distichophyllum</i>	Solanaceae	0,38	0,01	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1	Secun. inicial
<i>Deguelia spruceana</i>	Fabaceae	0,38	0,01	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	Climax
<i>Eschweilera obversa</i>	Lecythidaceae	0,37	0,01	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	Climax
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	Anacardiaceae	0,37	0,01	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	Secun. tardia
<i>Cordia sellowiana</i>	Boraginaceae	0,37	0,01	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	Secun. tardia
<i>Mabea angustifolia</i>	Euphorbiaceae	0,37	0,01	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	Secun. inicial
<i>Inga lateriflora</i>	Fabaceae	0,37	0,01	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	Secun. tardia
<i>Cordia sagotii</i>	Boraginaceae	0,36	0,01	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	Secun. tardia

<i>Cordia myrciifolia</i>	Rubiaceae	0,36	0,01	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	Secun. tardia
<i>Ryania speciosa</i>	Salicaceae	0,36	0,01	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	Secun. inicial
<i>Annona exusucca</i>	Annonaceae	0,35	0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	Secun. inicial
<i>Maprounea guianensis</i>	Euphorbiaceae	0,35	0,01	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	Secun. inicial
<i>Cupania scrobiculata</i>	Sapindaceae	0,35	0,01	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	Secun. inicial
<i>Mezilaurus itauba</i>	Lauraceae	0,34	0,01	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	Climax
<i>Brosimum guianense</i>	Moraceae	0,38	0,01	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	Secun. inicial
<i>Miconia dolichorrhyncha</i>	Melastomatceae	0,34	0,01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Secun. inicial
<i>Lindackeria paludosa</i>	Achariaceae	0,34	0,01	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	Secun. inicial
<i>Dialium guianense</i>	Fabaceae	0,34	0,01	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	Secun. inicial
<i>Matayba guianensis</i>	Sapindaceae	0,34	0,01	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	Secun. tardia
<i>Lacmellea arborensceus</i>	Apocynaceae	0,34	0,01	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	Secun. tardia
<i>Eugenia citrifolia</i>	Myrtaceae	0,34	0,01	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	Secun. tardia
<i>Ocotea longifolia</i>	Lauraceae	0,33	0,01	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	Secun. tardia
<i>Siparuna guianensis</i>	Siparunaceae	0,33	0,01	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	Secun. inicial
<i>Bocageopsis multiflora</i>	Anonacxeae	0,33	0,01	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	Secun. inicial
<i>Casearia silvestris</i>	Salicaceae	0,33	0,02	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	Pioneira
<i>Casearia arborea</i>	Salicaceae	0,33	0,01	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	Secun. inicial
<i>Myrcia splendens</i>	Myrtaceae	0,33	0,01	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	Secun. inicial

DISCUSSÃO

Padrão de diversidade alfa

A composição das comunidades florísticas dos fragmentos florestais de Alter do Chão tem como grupo ecológico dominante as espécies dos estádios sucessional de secundária inicial e secundária tardia, fato este, que pode estar refletindo o uso dessas florestas pela população local. Outras razões para o domínio de espécie secundária, nos locais estudados, pode ter sido motivado pela exploração seletiva das espécies, queima anual da savana, onde o fogo pode acidentalmente invadir as áreas florestadas dos fragmentos florestais e da mata contínua (Magnusson *et al.* 2008), bem como a especulação imobiliária e agropequária (na atualidade) e o plantio de seringueiras (*Hevea brasiliensis* (Willd. ex Juss.) Müll.Arg.) durante a segunda guerra mundial (Albernaz, 2001). Muito embora os comentários de Tabarelli *et al.* (2010) propaguem que a proliferação de espécies pioneiras, em paisagens fragmentadas, tendem a tornar a flora desses locais mais homogênea e, com isso, aumentar os efeitos prejudiciais às espécies florestais persistentes nos fragmentos, em Alter do Chão, não foi observada essa tendência de homogeneização da sua flora.

Corroborando a Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson 1967), prediz que, o tamanho é um dos principais fatores que influenciam na riqueza e diversidade em ilhas; a diversidade alfa foi diretamente afetada pelo tamanho dos fragmentos florestais, onde os fragmentos maiores possuem mais espécies; nos quais a semelhança florística se aproxima da mata contínua, uma vez que a diversidade alfa, por parcela, é superior na mata contínua se comparada à obtida nos fragmentos florestais.

A probabilidade de que o número de espécies exclusivas (aquelas encontradas somente em um ambiente) fosse similar, entre as assembleias de fragmentos florestais e mata contínua foi pequena, indicando que espécies exclusivas foram mais comuns na mata contínua. Possivelmente acarretado por causa da substituição de espécies, que ocorrem com o

distanciamento da mata contínua, muito embora esse comportamento não tenha afetado a diversidade alfa.

De forma análoga, esse padrão de riqueza e diversidade em fragmentos florestais, circundados por savana, foi detectado nos mais diferentes grupos de organismo como: formigas, lagartos, aranhas, ácaros e aves (Dantas *et al.* 2005; Vasconcelos *et al.* 2006; Carvalho Jr. *et al.* 2008; Silva 2008; Ferreira *et al.* 2012; Cintra *et al.* 2013), que em sua maioria atuam como agentes dispersores das espécies de vegetais.

Padrão de diversidade beta

A diversidade beta pode refletir dois fenômenos diferentes; aninhamento e substituição, os quais são processos antitéticos, ou seja, processos diferenciados, onde um significa perda de espécies (aninhamento) e o outro significa substituição de espécie (Baselga 2010). Desta forma, a diversidade beta mostrou que o pouco de padrão existente nas assembleias foi de Aninhamento e que esteve relacionado com o tamanho dos fragmentos; enquanto que a substituição de espécie esteve relacionado com a variável distância. Por conseguinte, ao diminuir o tamanho de habitat, as populações de algumas espécies diminuem, se tornando objeto de extinção local (Honnay e Hermy 2000). Por outro lado, o padrão de substituição de espécies (*turnover*), relacionado com a distância dos fragmentos à mata contínua, mostraram que os fragmentos mais próximos à mata contínua apresentavam mais espécies da Floresta Semidecídua e os fragmentos mais distantes tem mais espécies que colonizam áreas abertas. Com isso, a composição dos fragmentos difere da composição da mata contínua. Os maiores fragmentos florestais são mais semelhantes à mata contínua, enquanto que os pequenos formam um subconjunto aninhado das espécies encontradas na mata contínua e nos fragmentos maiores. Logo, no conjunto geral, as análises indicaram que as assembleias mostraram simultaneamente os dois padrões, aninhamento e substituição de espécies.

Outros fatores que explicam a mudança na composição entre fragmento florestal e mata contínua são a temperatura e a baixa umidade (Kappos 1989), uma vez que a fragmentação afeta a estrutura da floresta e o micro clima (Camargo e Kappos 1995), até o ponto em que o microclima do interior da floresta seja completamente modificado (Young e Mitchell 1994).

Quanto a especificidade composicional os resultados sugerem que os fragmentos florestais mais distantes da mata contínua são os que contém maior número de espécies de floresta secundárias, tendo portanto, características vegetacionais semelhantes a uma floresta secundária. Pode-se observar por exemplo, que apenas nos fragmentos ocorrem espécies com alto valores de especificidade composicional que colonizam áreas de florestas secundárias, tais como: *Aparisthium cordatum* (A.Juss.) Baill. e *Croton cajucara* Benth.

CONCLUSÃO

A diversidade alfa foi melhor explicada pelo componente tamanho dos fragmentos, resultado condizente com aquilo postulado pela Teoria da Biogeografia de Ilhas. Por sua vez, os dois processos que comumente são propostos para explicar os padrões de diversidade beta, aninhamento e substituição, foram observados com as variáveis tamanho dos fragmentos florestais e distância à mata contínua explicando melhor os respectivos padrões, sendo que o efeito da substituição foi mais expressivo. O grupo ecológico dominante foi de espécies secundárias iniciais, seguidas de secundárias tardias e o número de espécies exclusivas foi diferente quando comparado entre os dois componentes, mata contínua e fragmentos florestais. Contudo, a quantidade de espécies exclusivas foi superior na mata contínua devido à parcela MC70.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

Albernaz, A.L.K.M. 2001. Zoneamento de região de Alter-do-Chão, Pará: Um exercício de planejamento para uma unidade de conservação de uso direto. *Tese de Doutorado*. INPA/UFAM, Manaus, AM., BraISl, 132p.

Aho, K.; Roberts, D. W.; Weaver, T. 2008. Using geometric and non-geometric internal evaluators to compare eight vegetation classification methods. *Journal of Vegetation Science*: 549-562.

Aubreville A. 1963. Classification des formes Biologique des plantes Vasculaires en Milieu Tropical. *Andansonia*. 3(2):221-226.

Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134 – 143.

Bates, H.W. 1892. *The Naturalist on the River Amazons: A record of adventures, habits of animals, sketches of brazilian endindian life and aspects of nature under the Equator, during eleven years of travel*. John Murray, London, 460p.

Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rainforest species in the light of successional processes. *Turrialba*, 15(1): 40-42.

Camargo, J.L.C. e Kappos, V. 1995. Complex edge effects on the soil moisture and microclimate Central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205 – 221.

Carvalho Jr., E.A.R.; Lima, A.P.; Magnusson, W.E.; Albernaz, A.L.K.M. 2008. Long effect fragmentation on the Amazonian gekkonid lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralia*. *Austral Ecology*, 33: 723 – 729. Doi: 10.1111/j.1442-9993.2008.01840x.

Cintra R.; Magnusson W.E.; Albernaz A.L.K.M. 2013. Spatial and temporal changes in bird assemblages in forest fragments in an eastern Amazonian savannah. *Ecology and Evolution*. p.1-14. Doi 10.1002/ece.3.700.

Clima de Alter do Chão: Climate Data.org. <http://climate-data.org/location/317494>. Acessado em: 23/5/2014.

Dantas, S.M.; Sanaiotti, T.M.; Albernaz, A.L.K.M. 2005. Effects of fragmentation on *Thamnophilus stictocephalus* (Aves, Thamnophilidae) in semideciduous forest of Alter do Chão, Pará. *Brazilian Journal of Biology*, 65: 423 – 430.

ESRI. 1996. ArcView GIS, version 3.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Ferreira, R.N.C.; Franklin, E.; Souza, J.L.P.; Moraes, J. 2012. Soil oribatid mite (Acari: Oribatida) diversity and composition in semi-deciduous forest fragments in eastern Amazonia and comparison with the surrounding savanna matrix. *Journal of Natural History*. 46 (33-34): 2131 – 2144.

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

Flora do Brasil 2020 (em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 10 de dezembro de 2016 a 15 de janeiro de 2017.

Honnay, O.; Hermy, M. 2000. Nested subset analysis as a tool for characterizing plant community composition in Flemish woodlands. Opulus Press Uppsala, *Proceedings IAVS Symposium*, 357-360.

Hubbell SP. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton Univ.Press. 375 pp

IBGE 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico. Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas*. Procedimentos para mapeamentos. Nº 1, 2ª Edição ampliada. Centro de Documentação e Dissiminação de Informações. Rio de Janeiro, 271p.

Iron, G.; Bush, M.B.; Nunes de Mello, J.A.; Stuben, D.; Neumann, T.M.G.; Morais, J.O.; Junk, J.W. 2006. A multiproxy palaeoecological record of Holocene lakes sediments from the Rio Tapajós, eastern Amazonia. *Paleogeografia. Paleoclimatological. Paleoecological*. 240: 523 – 535. Doi 10.1016/j.paleo.03.005.

Kappos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5: 173 – 185.

Laurence, W.F.; Delamonica, P.; Laurence, S.G.; Vasconcelos, H.L.; Levejoy, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836

Laurence, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didhan, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurence, S.G.; Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16:605-618.

Laurence, W.F.; Vasconcelos, H.L. 2004. Ecological effects of habitat fragmentation in the tropics. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. (G.Schroth, G.A.B. C.Harvey, C.Gascon, H.L.Vasconcelos end A.M.Isac eds.), pp.33-49. Island Press Washington, DC.

Laurence, W.F.; Vasconcelos, H.L. 2004. Consequencia Ecológica da Fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3): 434 – 451.

Laurence, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological conservation*, 141: 1731 – 1744.

MacArthur, R.H. e Wilson, E.O. 1967.*The Theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton UniverISLy Press, 203p.

Magnusson, W.E.; Sanaiotti, T.M.; Lima, A.P.; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Araújo, M.C.; Albernaz, A.L.K.M. 2002. A comparison of $\delta^{13}\text{C}$ ratios of surface soil in savannas and forest in Amazonia. *Journal of Biogeography*. 2: 857 – 863.

Magnusson, W.E.; Lima, A.P.L.; Albernaz, A.L.K.M.; Sanaiotti, T.M. e Guillaumet, J. -L. 2008. Composição florística e cobertura vegetal das savanas na região de Alter do Chão, Santarém- PA. *Revista Brasileira de Botânica*.1: 165-177.

Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chieregatto, L.C.; Ratter, J.A. 2006. Observations on the Vegetation of Northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An Analysis of the Cerrado-Amazonian Forest Ecotone. *Edinb. J. Bot.* 63: 323–341.

Matos, F.D.A; Kirchner, F.F. 2008. Estimativa de biomassa da floresta Ombrófila Densa de Terra-Firme na Amazônia Central com o satélite Ikonos II. *Floresta*, 8: 35-46.

Okasanen, J.; Kondit, R.; Legendre, P.; O'Hara, B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. 2014. Vegan: communit ecology package. URL <http://www.R-project.org/vegan.r> forge.r project.org. Acessado em: 10 de junho de 2015.

Oliveira, M. A.; Santos, A. M. M. and Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *For. Ecol. Manage.*, 256: 1910–1917.

Oliveira, J.R de; Pastana, J.M. do N.; Navegante, P.S.C; Schalken, C.G.P.S. 2000. Caracterização Hidrogeológica da Cidade de Santarém e das Vilas de Mojuí dos Campos e Alter do Chão com proposta técnica para a perfuração de poços tubulares profundos. Anais do 1^{SL} Joint World Congresso on Groundwater, Fortaleza, Ceará, pp 1 – 23.

R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>. Acessado em: 25 de maio de 2015.

Rousseeuw, P.J. 1987. Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*: 53-65.

Sanaiotti, T.M.; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Trumbore, S.E. e Camargo, P.B. 2002. Past vegetation change in Amazon savannas determined using carbon isotopes of soil organic matter. *Biotropica*. 34: 2-16.

Santos, B.A.; Peres, C.A.; Oliveira, M.A.; Grillo, A.; Alves-Costa, C.P.; Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*. 141: 249 – 260.

Santos, N.M.C. dos; Vale Jr., J.F.do e Barbosa, R.I. 2013. Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi Cienc. Nat. Belém*, 8(2): 205 – 221.

Silva B.J.F. 2008. Efeito do tamanho da área florestada, grau de isolamento e distância das estradas na estrutura de comunidades de aranhas em Alter-do-Chão, Santarém Pará.

Dissertação de Mestrado. Univ. Federal do Pará/Mus.Pa. Emílio Goeldi/EMBRAPA, Belém, Pa., Brasil, 82p.

Tabarelli, M., Mantovani, W.; Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.

Tabarelli, M.; Lopes, A.V.; Peres, C.A. 2008. Edge-effects drive forest fragments towards and the early-sucecessional system. *Biotropic* 40: 657-661.

Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Girão, L.C.; Peres, C.A.; Lopes, A.L. 2010. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 24:(6), 1654–1663.

Taylor, L.R.; Kempton, R.A.; Woiwod, I.P. 1976. Diversit statistics and the log-series model. *Journal of Animal Ecology*. 45:255 – 2272.

Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, 24:283-292.

Tollefson, J. 2013. Splinters of the Amazon: Decades after Lovejoy isolated fragments of the Brazilian rainforest in a grand experiment, researchers building on his legacy around the world. *Nature*, 496: 286 – 289.

Turner, I.M.; Corlett, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain foreSL. *Trends in Ecology and Evoution*. 11:330-333.

Ulirich, W.; Gotelli, N.J. 2007. Null model analysis of species nestedness patternns. *Ecology*, 88, 1824 – 1831.

Vasconcelos, H.L.; Vilhena, J.M.S.; Magnusson, W.E.; Albernaz, A.L.K.M., 2006. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*. 33: 1348-1356.

Whitmore, T.C. 1990. *An Introduction to Tropical Rain Forests*. Oxford University Press. ISBN 0-19-854274-7. 226p.

Wolda, H. 1981. ISmilarity Indices, sample ISze and diverISLy. *Oecologia (Berl)*. 50: 296-302.

Yong, A.; Mitchell, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarpus broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, 67:63 – 72.

CONCLUSÃO GERAL

Individualmente, as áreas apresentam diferenças, principalmente quanto às espécies mais abundantes e as espécies exclusiva localmente, as quais ocorrem com maior intensidade nos fragmentos florestais, que na mata contínua. Estatisticamente o teste de médias não mostrou diferença significativa na composição florística e abundância dessas espécies. Esse fato dá indícios que, mesmo com o longo histórico de isolamento, os fragmentos suportam uma quantidade razoável de espécies da mata contínua. Além do mais, a alta abundância nas menores classes de diâmetro (DAP), significa que os locais de estudo possuem uma quantidade de indivíduo capaz de fornecer representantes para as classes subsequentes, se as condições ambientais permanecem iguais as atuais, garantindo a sobrevivência dessas espécies. A diversidade alfa (α) estimada pelo índice α -Fisher, o qual não é influenciada pelo tamanho da amostra, foi significativa. Os fragmentos florestais que se encontram no grupo de fragmentos médios a grande detiveram maior número de espécies que os fragmentos pequenos. Por sua vez, a taxa de substituição de espécies (*turnover*) nos fragmentos é razoavelmente alta, elevando a diversidade local, tendo ocorrido pela distribuição ao acaso das espécies e também pelo padrão de agregação das espécies arbóreas nos fragmentos florestais, limitando a diversidade alfa e aumentando a diversidade beta. A distância à mata contínua foi a variável mais substancial na mudança da composição e substituição de espécie. Os fragmentos florestais menores formam subconjuntos de espécies dos fragmentos florestais maiores, comprovado nas análises do padrão aninhamento das comunidades de espécies; no qual o preditor preponderante foi o tamanho dos fragmentos florestais. Portanto, devido os pequenos fragmentos florestais de Alter do Chão formarem subconjunto de espécie dos maiores fragmentos, a pressão de extinção das espécies é menor devido os maiores fragmentos florestais conterem espécies que ocorrem nos menores fragmentos.

SÍNTESE

Os desmatamentos transformam grandes áreas de florestas contínuas em fragmentos florestais (FF) em várias paisagens, incluindo o bioma amazônico. Esse processo subdivide populações naturais, possibilitando extinção local, redução e migração local de espécies, podendo mudar a estrutura de comunidades vegetais e aumentar a possibilidade de invasão de espécies exóticas. Tendo em vista todos esses efeitos acima expostos, tornou-se importante identificar os padrões existentes relacionados a esse processo.

A distância da mata contínua (MC), a área dos fragmentos florestais e a distância de um recurso ambiental (no presente caso a água) tem sido variáveis comumente usadas para identificar padrões. Contudo, os efeitos dessas variáveis nos parâmetros estruturais da vegetação de fragmentos ainda não tinham sido estudados. Assim, o estudo do capítulo I buscou avaliar o efeito da fragmentação sobre a estrutura e a composição das comunidades de plantas de fragmentos florestais em Alter do Chão, na Amazônia oriental brasileira. Para isto, foram avaliados 25 sítios em fragmento florestal e nove na mata contínua. O test-t foi utilizado para analisar a densidade de plantas e riqueza de espécies, comparando-as entre os fragmentos florestais e mata contínua, e as diferenças na composição, pela análise de agrupamento. Para avaliar o efeito do tamanho dos fragmentos e distância à mata contínua sobre a área basal e diâmetro, foi conduzido uma regressão linear. Foram registrados 17.078 indivíduos, sendo 75,32% nos fragmentos florestais e 24,68% na mata contínua. Estes estão distribuídos em 475 espécies, 216 gêneros e 64 famílias. As famílias Myrtaceae e Fabaceae estão entre as mais abundantes, sendo comuns nos dois ambientes, a riqueza média foi estatisticamente diferente nos dois ambientes assim como, as 20 espécies com maior valor de importância. A média dos diâmetros nos dois ambientes foram semelhantes, compostas de indivíduos delgados o que nos remete a uma floresta em desenvolvimento. A análise de similaridade evidenciou a formação

de dois grupos distintos (GI e GII), tendo GII sido composto exclusivamente por parcelas dos fragmentos.

Além de estudar os padrões presentes na estrutura da vegetação é importante identificar o efeito das variáveis estudadas na biodiversidade, pois ao reunir esses dois conjuntos de informações pode-se ter uma visão mais abrangente de como a fragmentação afeta a vegetação. Assim sendo, o capítulo dois avaliou o efeito da fragmentação na riqueza, diversidade alfa e beta de espécies em assembleias de árvores que estão sob a influência de isolamento. Para esta avaliação foram utilizadas as mesmas parcelas estabelecidas no capítulo I, totalizando 34, cada uma composta de quatro sub parcelas de 2x250 m. Análise de regressão múltipla linear foi empregada para estimar a influência de tamanho dos fragmentos florestais, distância destes à mata contínua e distância da água na riqueza e diversidade local, na ordenação da comunidade arbórea a fim de avaliar o padrão de substituição ou aninhamento. Registrou-se 387 espécies em fragmentos e 320 na mata contínua. Cinco espécies foram as que detiveram 18% do total de indivíduos, envolvendo fragmentos florestais e mata contínua. Das 475 espécies registradas, na composição geral dos dois ambientes, 35% (146 spp.) são espécies exclusiva a um ambiente e mais da metade dessas ocorreram na mata contínua. Em relação ao padrão de diversidade alfa e beta, as análises indicaram que as assembleias de espécies nos ambientes abordados em Alter do Chão, foi melhor explicado pelos processos de aninhamento e substituição de espécie (*turnover*), que corrobora com a Teoria de Biogeografia de Ilhas. Portanto, fragmentos mais próximos da mata contínua tem mais espécies desse ambiente e fragmentos mais distantes tem mais espécies que colonizam áreas abertas. O tamanho dos fragmentos florestais mostrou correlação com aninhamento, enquanto que a substituição de espécies foi sensível à distância destes à mata contínua. Os FF mais distantes são os que contém maior número de espécies de floresta secundárias, tendo portanto, características vegetacionais semelhantes à essa floresta destacando as espécies *Aparisthium cordatum* e *Croton cajucara*.

Os resultados observados indicaram que a fragmentação afeta tanto a estrutura da vegetação como a diversidade alfa e a beta. A interpretação em conjunto dos resultados permite inferir como a mudança na diversidade se relaciona com a mudança na estrutura da vegetação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A.N. 1982. The Paleoclima and Paleocology of Brazilian Amazonia. In: *Biological Diversification in the Tropics*. Prance, G.T. (Ed.). p. 41-59. Columbia University Press, New York.

Absy, M.L.; van der Hammen, T. 1976. Some Paleocological data from Rondonia, Southern Part of the Amazon Basin. *Acta Amazonica* 6(3): 293-299.

Araújo, R.A.; Costa, R.B.de; Felfili, J. Ma.;Gonçalves, I.K.; Sousa, R.A.T.de M. e Dorval, A. 2009. Florística e estrutura de um fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. *Acta Amazonica*, 39(4): 865 – 878.

Amazônia a maior floresta tropical do planeta. www.greenpeace.org/brasil. Consultado no dia 23/09/2015, às 16:00.

Bates, H.W. 1892. *The Naturalist on the River Amazons: A record of adventures, habits of animals, sketches of brazilian endindian life and aspects of nature under the Equator, during eleven years of travel*. John Murray, London, 460p.

Brito, E. R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T. de; Silva, E. e Silva, A.F. da. 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. *Acta Amazonica*. 38(3): 379 - 386.

Clima de Alter Chão: Climate Data.org. <http://climate-data.org/location/317494>. Acessado em 23/5/2014.

Constantino, R.; Britez, R.M.de; Cerqueira, R.; Espinola, E.L.G.; Grelle, C.E.de V.; Lopes, A.T.L.; Nascimento, M.T.; Rocha, O. 2003. Causas Naturais. In: *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendação para Políticas Públicas*. Rambaldi, D.M. e Oliveira, D.A.S.de (Orgs.). Cap. 2, pp.43 – 63. Ministério de Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Floresta. CID Ambiental, Brasília, DF.ISBN-87166-4.

Flora do Brasil 2020 (em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso: 10 de dezembro de 2016 a 20 de janeiro de 2017.

Fonseca, W.D. da. 1999. *Santarém: Momentos Históricos*. 4ª Ed. Gráfica e Ed. Tiagão. Santarém, Pa. 244p.

Gascon, C.; Bierregaard Jr, R.O. ; Laurence, W.F. e Rankin-de-Mérona, J. 2001. Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. In: *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Bierregaard Jr, R.O; Gascon, C. and Mesquita, R. (Eds.). Cap. 3; p. 22-30. Yale University, Ann Arbor, Michigan, EUA.

Gentry, A.H., 1988b. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 75 (1): 1-34.

Hanski, I. 1997. Metapopulation dynamics: From concepts and observation to predictive models. In: *Metapopulation biology: Ecology, genetics, and evolution*. Hanski, I. e Gilpin, M.E. eds.) p. 69-91. Academic Press, USA.

Hills, T.L.1969. The savana landscapes of the Amazon Basin. CFGill University savanna research project. *Savanna research*, series nº 14. Departament of Geography of MacGill University. Montreal P.Q. Canadá. n/p.

Higuchi, N.; Santos, J.dos; Costa, R.B. da; Pinto, A.C.M.; Silva, R.P.; Rocha, R. 2003. As possibilidades do Manejo Sustentável em fragmentos florestais na Amazônia legal. In: *Fragmentação Florestal e alternativas de desenvolvimento Rural na Região Centro-Oeste*. Costa R.B. da (Org.). Cap. 7, p.161-174. UCDB, Campo Grande, MS.

Huber, O.; SLevano, R.D.; Aymard, G.; Riina, R. 2006. Flora and vegetation of the Venezuelan Llanos: A Review. In: *Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeographic and conservation*. Taylor & Francis group, Boca Raton. 95-120.

IBGE, 1977. Vegetação. In: *Geografia do Brasil: Região Norte*. Vol.1, Centro Editorial de Serviços Gráfico, Rio de Janeiro, p.59-94.

IBGE 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico. Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas. Procedimentos para mapeamentos*. Nº 1, 2ª Edição ampliada. Centro de Documentação e Dissiminação de Informações. Rio de Janeiro, 271p.

Janzen, D.H. 1968. Host plants as islands in evolutionary and contemporary time. *Am. Nat.* 102: 592–595.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest pathes in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 2, n. 5, p. 173-185.

Laurence, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological conservation*, 141: 1731 – 1744.

MacArthur, R.H. e Wilson, E.O. 1967.*The Theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton University Press, 203p.

Magnusson, W.E.; Lima, A.P.L.; Albernaz, A.L.K.M.; Sanaiotti, T.M.; Guillaumet, J. -L. 2008. Composição florística e cobertura vegetal das savanas na região de Alter do Chão, Santarém-PA. *Revista Brasileira de Botânica*.1: 165-177.

Mata Atlântica www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica. Acessado: em 15 de janeiro de 2015.

Mayle, E.F. e Power, M.J. 2008. Impact of a drier Early-Mid-Holocene climate upon Amazonian forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Biological Science)*. 363:1829-1838.

Miranda, I.S., 1993. Estrutura do estrato arbóreo do cerrado amazônico em Alter do Chão, Pará, BraISl. *Revta. Brasileira de Botânica*. 16(2): 143-150.

Miranda, I. S. e Carneiro Filho, A. 1994. Similaridade florística de algumas Savanas Amazônicas. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica*.10: 249-267.

Miranda, I.S. e Absy, M.L. 2000. Fisionomia das Savanas de Roraima, Brasil. *Acta amazônica*. 30(3): 423 – 440.

- Nepstad, D.C.; Moutinho, P.R.; Uhl, C.; Vieira, I.C.; Cardoso da Silva, J.M. 1996. The ecological importance of forest remnants in an eastern Amazonian frontier landscape. Pp. 133-150. In: Schelhas, J. E Greenberg, R. (eds). Forest patches in tropical landscapes. Island Press, USE.
- Oliveira Jr., R.C; Rodrigues, T.E.e Santos, P.L. dos. 1999. Zoneamento Agroecológico da área Planalto do Município de Santarém. EMBRAPA, Belém, Pa. 87p.
- Prado, D. E., 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57(3): 437-461.
- Pennington, T.; Prado, D.; Pendry, C.A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, 27: 261 – 273.
- Peres, C.A.J.; Laurance, W.E. 2006. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*. 21: 227-229.
- Peters, C.A.J.; Gentry, A.H., Mendelsohn, R.O. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*. 339: 655-656.
- Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity ecological systems. *Science*, 269: 331-334.
- Prance, G.T. 1978. The origin and evolution of the Amazon Flora. *Interciencia*, 3: 207-220.
- Ranta, P.T.; Blom, J.; Niemela, E.; Joensuu, S. M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversit Conservation*. 7: 385 – 403.
- Sanaiotti, T.M; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L; Tumbore, S.E.; Camargo, P.B. 2002. Past Vegetation in Amazon Savannas: Dertmined Using Carbon Isotopes of Soil Organic Matter. *Biotrpica*, 34(1): 2-16.
- Santos, N.M.C.; Vale Jr., J.F.; Barbosa, R.I. 2013. Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira. *Bol.Mus. Para. Emílio Goeldi Cienc. Nat. Belém*, 8(2): 205 – 221.
- Serena, M. 1984. Distribution and habitats of parthenogenetic and sexual *Cemidophorus lemniscatus*, Sauria:Teiidae, in Surinam. *Conserv*, 3:713-719.
- Silva, E.L.S. 1993. Inventário preliminar das espécies arbóreas das florestas dos arredores de Boa Vista (Roraima) – Uma abordagem Fitosociológica. *Dissertação de Mestrado*. INPA/UFAM, Manaus, AM., BraISl, 194 p.
- Silvério, D.V.; Brando, P.M.; Balch, J.K.; Putz, F.E.; Nepstad, D.C.; Oliveira-Santos, C.; Bustamante, M.M.C. 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 368, doi 10.1098/ 20120427.
- Soares-Filho, B.; Alencar, A.; Nepstad, D.C.; Cerqueira, G.; Diaz, M.C.V.; Rivero, S.; Solórzano, L.; Voll, E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 10, 745–764, doi: 10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x

Turner, I.M. e Corlett, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology e Evoution*. 11: 330-333.

Ul, C.; Buschbacher, R.e Serrão, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia: Patterns of plant secession. *Journal of Ecology*. 76: 663-668.

Vieira, D.L.M.; Aquino, F.G; Brito, M.A.; Fernandes-Bulhão, C.; Henriques, R.P.B. 2002. Síndrome de dispersão de espécies arbustiva- arbóreas em cerrado *sensu stricto* do Brasil Central e savanas amazônica. *Revista Brasileira de Botânica*. Vol. 25, 2: 215-220.