



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA - UFRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

MARIANA GOMES DE OLIVEIRA

**SUSTENTABILIDADE DE UM PROJETO DE ASSENTAMENTO
AGROEXTRATIVISTA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: DOS AGROECOSSISTEMAS
ÀS ESPÉCIES FLORESTAIS**

**BELÉM
2019**

MARIANA GOMES DE OLIVEIRA

**SUSTENTABILIDADE DE UM PROJETO DE ASSENTAMENTO
AGROEXTRATIVISTA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: DOS AGROECOSSISTEMAS
ÀS ESPÉCIES FLORESTAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte dos requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais para obtenção do título de doutor. Área de concentração: Ciências Florestais.

Orientadora: Dra. Izildinha de Souza Miranda

**Belém
2019**

Dados Internacionais de Catalogação na
Publicação (CIP) Sistema de Bibliotecas da
Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos

pelo(a) autor(a)

Oliveira, Mariana Gomes de

Sustentabilidade de um projeto de assentamento agroextrativista
na Amazônia oriental: dos agroecossistemas às espécies florestais /
Mariana Gomes de Oliveira. – Belém, 2019.

131 f.

Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação em
Ciências Florestais, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.

Orientador: Dra. Izildinha de Souza Miranda

1. Agrofloresta 2. Agroextrativismo - Amazônia 3.
Agroextrativismo - Indicadores de sustentabilidade I. Miranda,
Izildinha de Souza, orient. II. Título.

CDD -

338.174909811

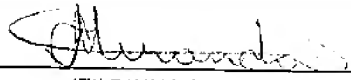
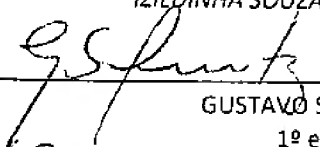
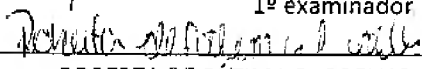
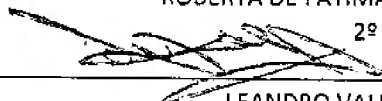
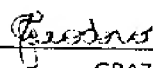
MARIANA GOMES DE OLIVEIRA

**SUSTENTABILIDADE DE UM PROJETO DE ASSENTAMENTO
AGROEXTRATIVISTA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: DOS AGROECOSSISTEMAS
ÀS ESPÉCIES FLORESTAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte dos requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais para obtenção do título de doutor. Área de concentração: Ciências Florestais.

Data da Aprovação: 28 de fevereiro de 2019

BANCA EXAMINADORA

	IZILDINHA SOUZA MIRANDA Presidente
	GUSTAVO SCHWARTZ 1º examinador
	ROBERTA DE FÁTIMA R. COELHO 2º examinador
	LEANDRO VALLE FERREIRA 3º examinador
	GRAZIELLE SALES TEODORO 4º examinador

Dedico

A todos os mestres da minha vida:
Aos meus pais Maria e Donizete,
Marta Medeiros (Prof. Ensino fundamental),
Claudionísio Souza (Prof. Graduação),
Fernando Jardim (Prof. Mestrado),
Izildinha Miranda (Prof. Doutorado),
Aos agricultores José Cláudio e
Maria do Espírito santo (in memoriam)

AGRADECIMENTOS

À Nossa Senhora, “pede à mãe, que o filho atende”, todos os pedidos sempre foram para a mãe Nazinha;

À Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) através do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais;

Ao governo que impulsionou a formação, na representatividade do IFPA, pela liberação, apoio e compreensão da importância da formação dos seus servidores;

Aos órgãos financiadores dos projetos que possibilitaram a aquisição dos dados e o desenvolvimento desta tese;

À orientadora Izildinha de Soura Miranda, orientar é como lapidar uma pedra bruta, aos poucos vai tomando forma, e durante este processo, às vezes ela foi irmã, outrora amiga, os ensinamentos transbordaram à pura orientação acadêmica, foram para a vida, permeados de risos, broncas, seminários, festinhas e viagens, e nesta estrada ficarão as eternas lembranças desta relação de muito carinho e minha eterna gratidão.

Ao Professor e orientador prof. Dr. Fernando Cristóvam da Silva Jardim in memoriam, por todos os outros conhecimentos socializados durante o mestrado e por ter aceito inicialmente a orientação do doutorado.

Aos colaboradores durante a redação, Danielle Mitja e Mauro Silva.

Aos membros da banca examinadora, que deste a qualificação até esta última etapa, apresentaram contribuições essenciais para o aperfeiçoamento desta tese.

À família, todos os membros do grupo do WhatsApp criado especificamente para acompanhar minhas aventuras. Vocês são meu porto seguro, posso me jogar ao mar que sei que vocês estarão com salva vidas e muitas orações, especialmente minha mãe (Maria Abadia), pai (Donizete), irmão (Romulo) e duas crianças que trouxe muita paz e alegria ao meu coração (Pedro e Lucas), amor incondicional a todos;

Ao Claudionísio de Souza, orientador da graduação, parceiro de trabalho no IFPA e amigo, por encarar mais essa luta ao meu lado, por todos os momentos que já passamos, quando fiquei perdida você foi o guia, não só dentro da floresta, mais na vida.

Aos amigos que ao longo da minha vida foram e são “presentes”, por ordem cronológica: ensino fundamental: Greycy Kelly; Ensino fundamental e médio: Mariuza Giacomim; Graduação: Ronei Silva e Joari Procópio; Mestrado: Fernanda Mendes; IFPA: Aline Batista; Doutorado: Jéssica Medeiros. Vocês, em especial, conhecem minhas lágrimas e meus risos, eterna gratidão por serem sombras quando o sol estava absurdamente quente.

Aos amigos BIOAMA, a maior parte do tempo em Belém foi na companhia de vocês, dividimos os risos, os ralhos, as comidas, as festinhas e muitos conhecimentos. Nomes em

ordem alfabética: Carlos Henrique, Igor do Vale, Fábio Leão, Graciliano Santos, Jéssica Reis, Luiz Gonzaga, Rafael, Thalyta e Verena.

Aos colegas que dividiram a sala de aula, em especial: Stephane, Roseane, Marcelo e Raphael e alguns estudantes da graduação pelo carinho.

Aos amigos que mesmo distantes mandavam sempre energias positivas: Maíra, Ronaldo, Jarbas, João e a todas as pessoas que passaram pela minha casa em Belém.

A todos que fizeram parte da construção deste trabalho que por hora caio no esquecimento.

A todos meus sinceros agradecimentos.

RIQUEZAS DA NATUREZA

Homem e a natureza
terão que se entender,
pois precisamos dela para viver,
A mãe natureza é boa em tudo
ela dá alimentos e remédios
sem precisar comprar
é só ter conhecimento
e na mata buscar.

Zé Cláudio (in memoriam)
Extrativista do Projeto de Assentamento
Agroextrativista Praia Alta Piranheira

RESUMO

A região amazônica é caracterizada pela complexidade dos seus agroecossistemas e discussões envolvendo diferentes aspectos da sustentabilidade. Neste sentido esta tese tem como objetivo: Analisar diferentes aspectos da sustentabilidade a partir dos indicadores de sustentabilidade dos agroecossistemas; influência das métricas da paisagem sobre a estrutura da vegetação e comparar estrutura populacional de três espécies florestais, no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha (PAE), no Sudeste do Pará. Os indicadores de sustentabilidade foram sistematizados através de um questionário, aplicado em nove agroecossistemas e analisados usando uma ACM (Análise de Correspondência Múltipla) e teste de Monte Carlo em 32 variáveis. A estrutura da paisagem e da vegetação foram extraídos de um inventário florístico realizado em 45 parcelas, que serviram como centroides para criar buffers e calcular as métricas da paisagem (área, perímetro, forma, densidade de borda e número de fragmentos). A estrutura populacional e adistribuição diamétrica das três espécies florestais (*Bertholletia excelsa* (H.B.K), *Carapa guianensis* (Aubl.) e *Cedrelinga cateniformis* (Ducke)), foram coletados em seis fragmentos florestais e comparadas entre os tamanhos dos fragmentos através do teste de Mann-Whitney e o teste de Kolmogorov-Smirnov. Os resultados mostraram que no PAE 16 indicadores de sustentabilidade que representam menores percentuais de sustentabilidade ficaram correlacionados com o tempo de ocupação dos agroecossistemas mais antigos. Dentre a estrutura da paisagem, a área influenciou a riqueza e abundância das espécies tolerantes até a escala de 300 m; perímetro, densidade de borda e forma influenciou somente na escala de 100 m; nenhuma variável teve correlação significativa na escala de 500 m. Duas variáveis da vegetação sofreram influência positiva do aumento da quantidade habitat: riqueza de espécies herbáceas tolerantes e abundância das espécies arbóreas/arbustivas pioneiras do estrato inferior. Constatou a importância da escala local (100 m) para perceber a influência das métricas da paisagem e da quantidade de habitat florestal sobre a estrutura da vegetação. A estrutura populacional e a densidade das árvores adultas de *B. excelsa*, *C. guianensis* e *C. cateniformis* são similares entre os diferentes fragmentos, somente a regeneração natural de *C. cateniformis* apresentou diferença significativa na densidade entre os fragmentos. As curvas da distribuição diamétrica da *B. excelsa* e *C. cateniformis* apresentaram distribuição descontínua e exponencial negativa. Contudo, *C. guianensis* apresentou distribuição exponencial negativa em todos os fragmentos. A integração destes resultados mostra que os agroecossistemas apresentam diferentes níveis de sustentabilidade. A análise da paisagem e a estrutura das espécies florestais mostraram que é importante considerar diferentes escalas, o planejamento para o desenvolvimento do PAE Praia Alta Piranha também deveria se direcionar para uma escala maior, para além dos agroecossistemas, assumindo uma escala de paisagem, ou seja, um plano que aborda todo o assentamento e não apenas suas partes.

Palavras-Chave: Escala especial. Estrutura da paisagem. Estrutura populacional. Fragmentação. Indicadores de sustentabilidade. Mosaicos Agrícolas.

ABSTRACT

The Amazon region is complex because of the diversity of its agroecosystems, thus discussions involving different aspects of sustainability are necessary. In this sense, this thesis aims to analyze different indicators of agroecosystem sustainability and the influence of landscape metrics on the vegetation structure and population structure of three forest species, in the Agronomic Settlement Project Praialta Piranheira (PAE), in the Southeast of Pará. Sustainability indicators were systematized through a questionnaire applied to farmers living in nine agroecosystems and analyzed using multiple correspondence analysis (ACM) and Monte Carlo test. The landscape and vegetation structure were collected from a floristic inventory carried out in 45 plots, which served as centroids to create buffers to extract the landscape metrics (area, perimeter, shape, border density and number of fragments) used as tools for a Canonical Correspondence Analysis (CCA), RandomForest and Pearson's correlation. The population structure of the three forest species (*Bertholletia excelsa* (HBK), *Carapa guianensis* (Aubl) and *Cedrelinga cateniformis* (Ducke) were collected in six forest fragments: three large and three small. Adult and regeneration density were compared between the fragment sizes using the Mann-Whitney test; the diametric distribution were compared using the Kolmogorov-Smirnov test. In the PAE, 16 indicators of sustainability classified as C, representing lower sustainability percentages, were correlated with the occupation time of the oldest agroecosystems. Landscape area influenced the richness and abundance of the tolerant species up to the 300 m scale; while perimeter, border density and shape influenced only in the 100 m scale. No significant correlation was found in the scale of 500 m. Two vegetation variables were positively influenced by habitat quantity: tolerant herbaceous species richness and abundance of the pioneer shrub/tree species of the lower stratum. It was perceived the importance of the local scale (100 m) to verify the influence of the landscape metrics and the amount of forest habitat on the vegetation structure. The population structure showed that the density of the adult trees of *B. excelsa*, *C. guianensis* and *C. cateniformis* are similar among the different fragments, only the natural regeneration of *C. cateniformis* showed a significant difference in density between the fragments. The curves of the diametric distribution of *B. excelsa* and *C. cateniformis* presented a negative and discontinuous exponential distribution; however, *C. guianensis* showed a negative exponential distribution in all fragments. The integration of these results shows that some agroecosystems have better levels of sustainability than others do. The paths pointed by the landscape analysis and the structure of the forest species was the importance of the scale level. Discussions and planning for the development of the PAE are beyond the agroecosystems and should assume a landscape scale and consider the settlement completely.

Keywords: Special scale. Landscape structure. Population structure. Fragmentation. Sustainability Indicators. Agricultural Mosaics.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 2.1** Área de localização do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranha - PAE, composta pelos núcleos: Praialta, Vila Belém, Tracoá, Cupú, Maçaranduba, Maçaranduba II, Pará, Brasil. 49
- Figura 2.2** Indicadores de sustentabilidade ambiental (2.2a), social (2.2b), técnico-econômico (2.2c) dos agroecossistemas do Projeto de Assentamento Praialta Piranha, no Sudeste do Pará. Porcentagem de agroecossistemas que responderam cada categoria dos diferentes indicadores. Categorias: C (cinza), B (verde) e A (vermelho). Os nomes completos dos indicadores estão descritos na Tabela 2.1. 50
- Figura 2.3** Ordenação, resultante da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), dos 29 indicadores de sustentabilidade dos nove agroecossistemas do Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praialta Piranha, localizado no município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará. As siglas dos indicadores de sustentabilidade estão descritas na Tabela 2.1. 51
- Figura 2.4** Ordenações resultante da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), usando matriz de 29 variáveis qualitativas, sendo uma considerada como fator de agrupamento dos nove agroecossistemas. As elipses representam diferentes grupos com base nas três categorias de cada indicador analisado: participação nas organizações, dívida, importância das atividades produtivas, vontade de diversificar, diversidade de atividade, insumo orgânicos e nível de escolaridade. As categorias dos indicadores de sustentabilidade são descritas na Tabela 2.1. 52
- Figura 2.5** Ordenação, resultante da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), dos 29 indicadores de sustentabilidade, correlacionados com as variáveis categóricas que correspondem aos níveis de sustentabilidade, A (amarelo), B (rosa) e C (cinza), mais os tempos de ocupação (novo, médio e antigo) dos nove agroecossistemas do Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praialta Piranha, Sudeste do estado do Pará. As siglas dos indicadores de sustentabilidade são descritas na Tabela 2.1. 53
- Figura 3.1** Mapa de localização da área de estudo Maçaranduba, imagem landsat 5 com a composição RGB e a imagem classificada em floresta, capoeira e pastagem, do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranha, sudeste do Pará 73
- Figura 3.2** Distribuição das 12 variáveis da vegetação (ver Tabela 3.1) de acordo com os eixos 1 (CCA1) e 2 (CCA2) da Análise de Correspondência Canônica e das métricas da paisagem significativas (em azul). 78
- Figura 4.1** Localização do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranha - PAE, delimitado pela cor cinza, e os diferentes fragmentos florestais estudados em vermelho. 101
- Figura 4.2** Distribuição de frequência da área (em hectares – ha⁻¹) dos fragmentos florestais encontrados no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranha, Pará. As barras representam o número de fragmentos e a linha azul representa a distribuição de frequência do tamanho dos fragmentos. Ao lado, as áreas em ha⁻¹ dos fragmentos florestais estudados. 102

Figura 4.3 Distribuições diamétricas dos adultos de *Bertholletia excelsa*. Na primeira linha e coluna são apresentadas as distribuições diamétricas em cada fragmento, sendo eixo y densidade - ind/ha-1 e eixo x classe diamétrica. No interior da figura são apresentados os resultados das comparações entre os fragmentos grandes (FG) e pequenos (FP) K-S = teste de Kolmogorov-Smirnov; p = probabilidade; MC = maior concentração de indivíduos observados na classe. Observe que a escala do eixo y para FG são diferentes dos FP. 108

Figura 4.4 Distribuições diamétricas dos adultos de *Cedrelinga cateniformis*. Na primeira linha e coluna são apresentadas as distribuições diamétricas em cada fragmento, sendo eixo y densidade - ind/ha-1 e eixo x classe diamétrica. No interior da figura são apresentados os resultados das comparações entre os fragmentos grandes (FG) e pequenos (FP) K-S = teste de Kolmogorov-Smirnov; p = probabilidade; MC = maior concentração de indivíduos observados na classe. Observe que a escala do eixo y para FG são diferentes dos FP. 109

Figura 4.5 Distribuições diamétricas dos adultos de *Carapa guianensis*. Na primeira linha e coluna são apresentadas as distribuições diamétricas em cada fragmento, sendo eixo y densidade - ind/ha-1 e eixo x classe diamétrica. No interior da figura são apresentados os resultados das comparações entre os fragmentos grandes (FG) e pequenos (FP) K-S = teste de Kolmogorov-Smirnov; p = probabilidade; MC = maior concentração de indivíduos observados na classe. Observe que a escala do eixo y para FG são diferentes dos FP. 110

LISTA DE TABELAS

- Tabela 2.1** Descrição dos indicadores de sustentabilidade nas dimensões ambiental, social e técnico-econômico e as respectivas siglas, nos agroecossistemas do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, Sudeste do Pará, Sudeste do Pará...45
- Tabela 2.2** Indicadores de sustentabilidade, variação explicada entre os grupos e teste de Monte-Carlos dos agroecossistemas do PAE Sudeste do Pará. Os nomes completos dos indicadores estão descritos na Tabela 2.1.....48
- Tabela 3.1** Tipos de uso e quantidade de parcelas em Maçaranduba, Sudeste do Pará68
- Tabela 3.2** Descrição, Média e desvio padrão das variáveis da vegetação dos 45 pontos amostrais do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta e Piranha, município de Nova Ipixuna, Estado do Pará. 72
- Tabela 3.3** Média e desvio padrão das métricas dos fragmentos florestais nos 45 pontos amostrais do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta e Piranha, município de Nova Ipixuna, Estado do Pará. As letras, nas colunas, representam as diferenças encontradas pelo teste de Tukey com $p < 0,05$ 76
- Tabela 3.4** Correlação de Pearson entre a quantidade de habitat florestal e as variáveis da vegetação. Randomforest % = grau de importância de cada preditor. *teste t de Student $\alpha = 0,05$ 79
- Tabela 4.1** Análise descritiva da densidade dos adultos e regenerantes de *Bertholletia excelsa*, *Cedrelinga cateniformis* e *Carapa guianensis* nos fragmentos florestais pequenos (FP) e grandes (FG) estudados no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, sudeste do Pará..... 106

SUMÁRIO

CONTEXTUALIZAÇÃO	16
1.1 Uso da terra	20
1.2 A tese	21
1.3 Referências bibliográficas	23
2 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM AGROECOSSISTEMAS AGROEXTRATIVISTAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL	28
2.1 Introdução	29
2.2 Materiais e Métodos	30
2.2.1 Área de Estudo	30
2.2.2 Histórico de ocupação	31
2.2.3 Características socioeconômicas da área	32
2.2.4 Coleta dos dados	33
2.2.5 Análise dos dados	34
2.3 Resultados	35
2.3.1 Descrição dos indicadores de sustentabilidade	35
2.3.2 Avaliação dos indicadores de sustentabilidade	36
2.3.3 Comportamento da análise de sustentabilidade dos agroecossistemas	36
2.4 Discussão	37
2.4.1 Indicadores de sustentabilidade	37
2.4.2 O tempo de ocupação e a sustentabilidade dos agroecossistemas	39
2.5 Conclusão	40
2.6 Referências bibliográficas	41
Apêndice A	54
3 MÉTRICAS DA PAISAGEM E QUANTIDADE DE HABITAT FLORESTAL NO PROJETO DE ASSENTAMENTO AGROEXTRATIVISTA PRAIALTA PIRANHEIRA, SUDESTE DO PARÁ	67
3.1 Introdução	68
3.2 Material e Métodos	69
3.2.1 Área de Estudo	69
3.2.2 Desenho Amostral e variáveis da Vegetação	69

3.2.3 Variáveis da paisagem	71
3.2.4 Métricas de fragmento e classe.....	74
3.2.5 Quantidade de habitat florestal e a escala de efeito.....	74
3.2.6 Análise dos dados	75
3.3 Resultados e discussão.....	76
3.3.1 Métricas da paisagem e os efeitos sobre a vegetação e a escala.....	76
3.3.2 Quantidade de habitat florestal e o efeito da escala.....	78
3.4 Conclusões	80
3.5 Referências bibliográficas.....	81
Apêndice B	85
Apêndice C	97
4 COMPARAR A ESTIMATIVA DE BERTHOLLETIA EXCELSA BONPL., CARAPA GUIANENSIS AUBL., CEDRELINGA CATENIFORMIS DUCKE EM RELAÇÃO AO TAMANHO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS	98
4.1 Introdução	99
4.2 Metodologia.....	101
4.2.1 Área de estudo	101
4.2.2 Amostragem dos fragmentos florestais	101
4.2.3 Espécies	103
4.2.4 Amostragem das populações	104
4.2.5 Análise dos Dados	105
4.3 Resultados	105
4.3.1 Densidade dos adultos e da regeneração	105
4.3.2 Estrutura diamétrica de <i>B. excelsa</i> , <i>C. cateniformis</i> e <i>C. guianensis</i>	106
4.4 Discussão	111
4.4.1 Variação na Densidade das espécies	111
4.4.2 Estrutura diamétrica.....	113
4.4.3 Influência do tamanho dos fragmentos sobre a densidade e distribuição diamétrica das espécies.....	114
4.4.4 Implicações para o extrativismo	115
4.5 Referência bibliográfica.....	117
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	129
5.1 Recomendações	130

CONTEXTUALIZAÇÃO

As mudanças climáticas globais impulsionadas por ações antrópicas têm alterado os padrões e processos ecossistêmicos (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008; BRADSHAW; BROOK, 2014) e algumas delas têm provocado desastres ambientais incalculáveis (VAN BELLEN, 2005). Consciente dessas mudanças e da necessidade de minimizar seus impactos, a sociedade passa a estudar, discutir e buscar soluções para esse problema.

Essas soluções devem suprir as necessidades da sociedade atual, assim como garantir o bem-estar das gerações futuras, necessariamente passando pelo desafio de encontrar um equilíbrio nas interações estabelecidas entre os sistemas naturais e sociais, ou seja, preservar os sistemas que dão suporte à vida sob uma estrutura social justa (KATES, 2011).

O primeiro grande passo global nesse sentido foi a realização da conferência de Estocolmo em 1972 (Conference on the Human Environment); mas, somente a partir da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92) que políticas ambientais, sociais e econômicas voltadas para solucionar o problema foram estabelecidas no âmbito do conceito de desenvolvimento sustentável (MIKHAILOVA, 2004), entendido como o desenvolvimento que atende as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades das gerações futuras (BARBOSA, 2008).

O conceito de desenvolvimento sustentável ou sustentabilidade dos sistemas ou sistemas sustentáveis ou simplesmente sustentabilidade, como muitas vezes é referido, é complexo e possui múltiplas dimensões e abordagens (VAN BELLEN, 2005), fato que tem dificultado os estudos, as discussões e as buscas por soluções. No âmbito científico a demanda por ferramentas para avaliar a sustentabilidade foi uma consequência natural, surgindo assim os indicadores de sustentabilidade (SILVA, 2006).

Os indicadores de sustentabilidade são ferramentas que permitem mensurar os diferentes sistemas (DEPONTI et al., 2002). Entretanto, a utilização dessas ferramentas ainda é bastante discutida devido à complexidade do conceito ao qual se propõem investigar (VAN BELLEN, 2005). Nas últimas décadas diferentes metodologias voltadas para a quantificação desses indicadores foram propostas (GUIMARÃES; FEICHAS, 2009).

Os indicadores são essenciais para se ter uma visão do desenvolvimento a longo prazo; mais, para isso eles precisam abordar a diversidade econômica, social, biológica, monitorar o uso dos recursos naturais e o serviços ecológicos (BECKLEY et al., 2002) e englobar os aspectos das diferentes dimensões, tais como a dimensão ambiental, social e econômica (DEPONTI et al., 2002). Para Veiga (2010) a sustentabilidade só poderá ser bem

avaliada se houver medidas simultâneas da dimensão ambiental, do desempenho econômico e da qualidade de vida.

A avaliação da sustentabilidade tem ocorrido em diferentes escalas espaciais, desde o nível global até a escala local. A escolha da escala sistêmica apropriada, ou seja, da amplitude da área e do tempo de estudo é muito importante, pois essa escolha é necessária para produzir resultados mais confiáveis.

A compreensão e avaliação do desempenho de sistemas socioambientais complexos é um desafio, porém é uma necessidade para que encontremos alternativas mais sustentáveis (LÓPEZ-RIDAURA, 2002). A região amazônica é um desses sistemas altamente complexos e que tem enfrentado problemas ambientais imensuráveis, sendo essencial e urgente que se encontre soluções para sua manutenção a longo prazo.

A Amazônia é um ecossistema terrestre ocupado pelo homem há milhares de anos, apresenta a maior biodiversidade do planeta, possui 100 mil espécies de plantas existentes em toda a América Latina (PORTO, 2010), detém cerca de um terço do estoque genético do planeta (ALBAGLI, 2010), contem entre 6.000 e 16.000 espécies arbóreas (TER STEEGE et al., 2013, SILK et al., 2015) e representa um terço da produtividade e evapotranspiração da superfície terrestre (MALHI et al., 2012).

Por outro lado, as perdas florestais de origem antrópica, já são consideradas irreparáveis (BARLOW, 2016), somente de desmatamento já são 784.666 km² (NEWBOLD et al., 2015; FEARNSIDE, 2017) e o número de espécies arbóreas raras em risco de extinção a partir da perda de habitat pode ser de centenas a milhares (HUBBELL et al., 2008). Com base em simulações, é previsto que até 2050, as práticas de uso da terra humana terão reduzido o habitat disponível para as espécies de plantas da Amazônia em 12 a 24%, resultando na extinção de 5% a 9% das espécies (FEELEY, 2009).

As sociedades amazônicas também têm sofrido impactos negativos, em geral as políticas públicas desenhadas para a região amazônica, não conseguem promover uma ocupação espacial eficiente e bem organizada (SERRA et al., 2004). Alguns resultados de políticas públicas na Amazônia mostram as populações tradicionais sendo dizimadas, áreas urbanas sem saneamento, uma grande discrepância na distribuição econômica e altos índices de assassinatos no campo ligados a conflitos fundiários (ADAMS et al., 2006; PORTO, 2010; VIEIRA et al., 2018).

Nesta perspectiva a sustentabilidade da região amazônica passa a ser questionada e gera uma demanda de resultados que de fato mostrem os caminhos para as soluções dos impactos já gerados e alternativas para o futuro. Contudo, devido a grandeza da Amazônia

Legal que corresponde a quase 60% do território brasileiro, com uma superfície de aproximadamente 5 milhões de km² (ALBAGLI, 2010), estudos em diferentes escalas e de diferentes sistemas devem ser executados para juntos facilitar a compreensão de toda a região, contemplando também a junção das dimensões social, econômica e ecológica.

No cenário amazônico os sistemas ecológicos, que sofrem com os impactos já supracitados, têm cada vez mais a configuração da paisagem simplificada, milhões de hectares de florestas foram derrubados para a implantação de pastagem (ALVES, 2010; FEARNSSIDE, 2017). A perda de cobertura florestal contribui para a formação das paisagens fragmentadas, (LAURANCE et al., 2011; GIBSON, 2011; SANDOR; CHAZDON, 2014; SOUSA et al., 2017). Vários estudos descrevem os efeitos da fragmentação sobre a composição das comunidades vegetais e animais, abundância de grupos funcionais, estrutura da paisagem e banco de sementes na Amazônia (TABARELLI et al., 1999; METZGER, 2000; MICHALSKI et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2008; SOUSA et al., 2017).

Os estudos sobre fragmentação foram desenvolvidos sob a luz da teoria de biogeografia de ilhas que propôs um modelo mais simplificado, baseado na extinção e colonização das espécies (MELO et al., 2017). A complexa paisagem amazônica apresenta vários outros elementos não contemplados nessa teoria, tais como o fato da matriz ser afetada pelo histórico antrópico, a existência da conectividade funcional entre os diferentes fragmentos terrestres e facilitadas pelos dispersores. Esses elementos podem refletir nas diferentes respostas das comunidades de plantas existentes nos habitats fragmentados, por exemplo: porosidade da matriz, forma, isolamento, efeito de borda e riquezas de espécies (PERES; LAURANCE, 2006; FAHRIG, 2013; BENCHIMOL; PERES, 2015; PERES, 2015).

A busca por respostas levou às propostas de vários modelos que têm sido discutidos na literatura (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015), entre eles a hipótese da quantidade de habitat que propõem analisar os efeitos da quantidade de habitat original como variáveis de influência na riqueza das espécies, uma proposta que traz elementos complementares a teoria da biogeografia de ilhas que prediz que a riqueza de espécies é influenciada pelo tamanho e isolamento das ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1963).

O reconhecimento do papel de outros elementos da paisagem além dos fragmentos, assim como da importância da estrutura e configuração desses elementos em grandes escalas espaciais, levou ao crescimento da abordagem da ecologia de paisagens (PIRES et al., 2006). A escala espacial, neste meio é um importante elemento de ligação e observação sobre a estrutura da vegetação. Por exemplo, o efeito da escala sobre a diversidade de espécies é

percebida, pois apresenta diferentes respostas ao nível local, onde a diversidade é principalmente influenciada pela predação, extinção aleatória e competição interespecífica; e, ao nível regional, pela extinção, imigração e especiação (TER STEEGE; ZAGT, 2002).

As interações que ocorrem nos sistemas ecológicos passaram a ser melhor explicadas com o auxílio das métricas da paisagem, que são ferramentas que possibilitam entender a estrutura da paisagem, como: forma, tamanho de área, números de fragmentos, características da borda e núcleo de um fragmento, entre outros. Nesse sentido, vários trabalhos têm mostrado algumas interações entre as variáveis da estrutura da paisagem e as variáveis da vegetação (ROCHA-SANTOS et al., 2017; JACKSON; FAHRIG, 2016; SANTOS et al., 2017).

Outros efeitos provocados pelos impactos antrópicos em ecossistemas amazônicos têm sido na estrutura das populações de espécies vegetais que apresentam alto valor econômico. Muitas dessas espécies historicamente se destacam pela importância econômica da madeira e sementes, que são utilizados principalmente por comunidades tradicionais, como indígenas, ribeirinhos, quilombolas e agroextrativistas (SCHWARTZ et al., 2008; HERRERO-JÁUREGUI et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2014; LEVIS et al., 2017).

A estrutura populacional dessas espécies sofre influência de vários fatores ambientais, tais como a dispersão, predação, sazonalidade de chuva e disponibilidade de nutrientes (RIGAMONTE-AZEVEDO et al., 2009; VALENCIA et al., 2004). Entretanto, a influência antrópica é muito expressiva, principalmente na extração das sementes (PERES et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2014; GUARIGUATA et al., 2017) e da madeira (SALOMÃO, 2014; FERNANDES et al., 2018).

Como os agroecossistemas amazônicos são ambientes complexos (EWERS; DIDHAM, 2006), há necessidade de informações mais detalhadas sobre o efeito dos diferentes tamanhos de fragmento sobre espécies florestais, em especial as de maior interesse econômico.

Diante do exposto, é preciso manter a sustentabilidade como uma visão também para as florestas, para melhorar as perspectivas da biodiversidade das florestas tropicais em um mundo cada vez mais modificado (GARDNER, 2009), assim como associá-los aos contextos sociais nos quais as florestas estão inseridas.

1.1 Uso da terra

A rica floresta amazônica, possui diferentes processos de ocupação. No sudeste da Amazônia no início dos anos 70 o Governo Federal lançou um programa de colonização, chamado de Programa de Integração Nacional com o objetivo de fortalecer a colonização da região (HÉBETTE, 2004). A implantação dos Projetos de Assentamentos no Sudeste Paraense cresceu mais ainda, no período de 1987 a 2001 e em 1998 atingiu o máximo de projetos e de colonos assentados (HOMMA et al., 2001).

Embora nessa região existissem algumas grandes fazendas voltadas para criação de gado, a predominância era de pequenas áreas (no máximo 100 hectares), que na sua maioria trabalhavam no regime de agricultura familiar, que se voltava para um sistema de produção diversificada, por isso, embora manual, tornou-se importante fator da transformação ambiental ocorrida na região (DOSSO et al., 2005). A partir dos anos 90 a agricultura familiar também se voltou para a pecuária, devido a vários fatores, dos quais se destacam os incentivos públicos através de programas como o Programa Nacional da Agricultura Familiar (VEIGA et al., 2004; PIKETTY et al., 2005).

A expansão agrícola é o principal indutor do desmatamento na Amazônia e na mudança do uso da terra (PERES et al., 2010). As florestas são derrubadas para a instalação de áreas agrícolas, seja em pequenas áreas, como comumente encontrada na agricultura familiar, ou em grandes áreas, como na pecuária extensiva, que é a atividade agro-pastoril dominante na Amazônia brasileira (FEARNSIDE, 2017).

Dessa forma as paisagens da Amazônia atualmente se compõem principalmente de mosaicos dinâmicos envolvendo remanescentes de floresta maduras e florestas secundárias de diferentes idades que também estão conectados a áreas agrícolas e pastagens (VAN BREUGEL et al., 2013; DO VALE et al., 2018).

Nessa realidade está o Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praia Alta Piranhira, no município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará, está inserido em uma modalidade de assentamento destinado à exploração de área dotadas de riquezas extrativas, através de atividades economicamente viáveis, socialmente justas e ecologicamente sustentáveis, a serem executadas pelas populações oriundos de comunidades extrativistas (INCRA, 1996).

É o único assentamento da região na modalidade agroextrativista. Entretanto, com a dinâmica do assentamento quanto aos aspectos das lógicas produtivas, existem famílias com perfil agroextrativista, mas grande número de família está construindo agroecossistemas que

pouco valoriza a biodiversidade natural, em especial, no monocultivo de pastagens (ARAÚJO, 2015).

A paisagem do PAE Praialta Piranha é caracterizada pela presença marcante de pastos e florestas secundárias em diferentes estágios de desenvolvimento, com fragmentos de florestas nativas concentrados nas margens dos rios e/ou distante da sede das propriedades (OSZWALD et al., 2011).

A utilização das diversas coberturas vegetais, perpassam pelos agroecossistemas que são lugares de relações, principalmente em função dos camponeses agroextrativistas compartilharem recursos comum e de livre acesso, desta forma as fronteiras são os limites das operações técnico-econômico dos camponeses (Azevedo, 2018). E são nestes espaços complexo, que esta tese aborda temas, sobre a gestão das florestas, estrutura populacional das espécies de importantes para os agroextrativistas bem como indicadores de sustentabilidade.

1.2 A tese

Apesar dos ganhos em número de pesquisas envolvendo paisagem, métricas, escala e vegetação, ainda existem muitas lacunas quando se observa estas variáveis em uma perspectiva multidisciplinar. Isto impulsionou esta pesquisa que apresenta dados sobre os aspectos ambientais, sociais, econômicos e se aprofundar em algumas relações que ocorrem nas florestas da Amazônia, em especial em áreas manejadas por agroextrativistas.

“Do agroecossistema às espécies florestais” é um olhar sobre alguns aspectos da sustentabilidade de um assentamento agroextrativista criado especificamente para a conservação da vegetação nativa. O objetivo geral desta tese foi analisar diferentes aspectos da sustentabilidade a partir dos indicadores de sustentabilidade dos agroecossistemas, influência das métricas da paisagem sobre a estrutura da vegetação e a variação da estrutura populacional de três espécies florestais, no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranha (PAE), no Sudeste do Pará. A finalidade de atingir esse objetivo é trazer informações que possam contribuir para a sustentabilidade da região de estudo, desenvolvimento da Amazônia e avanço da ciência a partir da compreensão e da intervenção humana nos ecossistemas.

Esta tese foi apoiada por três projetos: 1) “Valorização de sistemas agroextrativistas para produção de óleo de andiroba (*Carapa guianensis*, Aublet.) como estratégia de fortalecimento da agricultura familiar na região sudeste do Pará” (Fapespa Edital N°

01/2009), (coleta dos dados do capítulo 2); 2) “Serviços ecossistêmicos e sustentabilidade das paisagens agrossilvipastoris da Amazônia Oriental (Projeto AMAZ – CNPq processos N° 490649/2006-8 e 484990/2007-1)” que disponibilizou parte dos dados apresentados no capítulo 3; 3) “Casa de sementes e saberes do extrativismo no Sudeste Paraense” (CNPq MCTI/MAPA/CNPq N° 40/2014), coordenado pelo Núcleo de agroecologia do Instituto Federal do Pará (IFPA), possibilitou a coleta dos dados do capítulo 4.

A tese está dividida em cinco capítulos. Neste primeiro capítulo é apresentada a temática do estudo, assim como a unidade entre os capítulos subsequentes. Os capítulos seguintes formam o corpo principal da tese.

O capítulo 2 avaliou indicadores de sustentabilidade nos agroecossistemas. As perguntas norteadoras foram: todos os indicadores possuem o mesmo peso para caracterizar os agroecossistemas? e a sustentabilidade destes agroecossistemas estão relacionadas com o tempo de ocupação? Este capítulo teve como objetivo analisar um conjunto de indicadores utilizados para caracterizar a sustentabilidade dos agroecossistemas do PAE. As hipóteses testadas foram:

H1: Todos os indicadores de sustentabilidade são igualmente importantes para a caracterização dos agroecossistemas; e,

H2: A sustentabilidade dos agroecossistemas está relacionada ao seu tempo de ocupação.

Capítulo 3 mostra a sustentabilidade pelo viés da estrutura da paisagem. Procurou responder as seguintes questões: A estrutura da vegetação é influenciada pelas métricas da paisagem e a quantidade de habitat floresta em diferentes escalas? O objetivo é analisar a influência da métricas da paisagem, a quantidade de habitat florestal original e a escala espacial sobre a estrutura da vegetação em um mosaico agrícola no sudeste do estado do Pará. A hipótese testada foi:

H3: Existe correlação entre a estrutura da vegetação e as métricas da paisagem em diferentes escalas.

O capítulo 4 analisa três espécies florestais que são importantes economicamente para os agroextrativistas e que são encontradas nos fragmentos florestais remanescentes no PAE. O objetivo foi comparar a densidade e a distribuição diamétrica das espécies *B. excelsa*, *C. guianensis* e *C. cateniformis* em diferentes fragmentos florestais.

H4: A densidade e a distribuição diamétrica das espécies são similares independentes do tamanho dos fragmentos.

Por fim, no capítulo 5 a sustentabilidades do PAE foi sintetizada nas considerações finais.

1.3 Referências bibliográficas

- ALBAGLI, S. Amazônia: fronteira geopolítica da biodiversidade. **Parcerias estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 05-19, 2010.
- ARAUJO, Claudionísio de Souza. **Reforma agrária e sustentabilidade: impactos de 16 anos de criação do PAE Praia Alta Piranha na busca de agroecossistemas sustentáveis, no município de Nova Ipixuna**. 2015. 174 f. Dissertação (mestrado em Dinâmicas Territoriais e Sociedade na Amazônia) - Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Marabá, 2015.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2015.
- ALVES, D. S. O processo de desmatamento na Amazônia. **Parcerias estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 259-275, 2010.
- ADAMS, C.; MURRIETA, R.; NEVES, W. As sociedades caboclas amazônicas: modernidade e invisibilidade. **Sociedades Caboclas Amazônicas: Modernidade E Invisibilidade**, São Paulo: annablume, p. 364, 2006.
- BARBOSA, G. S. O desafio do desenvolvimento sustentável. **Revista Visões**, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2008.
- BARLOW, Jos et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144, 2016.
- BECKLEY, T.; PARKINS, J.; STEDMAN, R. Indicators of forest-dependent community sustainability: The evolution of research. **The Forestry Chronicle**, v. 78, n. 5, p. 626-636, 2002.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 408-420, 2015.
- BRADSHAW, C. J.; BROOK, B. W. Human population reduction is not a quick fix for environmental problems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 46, p.16610-16615, 2014.
- DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. de. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, v. 3, n. 4, p. 44-52, 2002.
- ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews**, n. 81, v. 1, p. 117-142, 2006.

- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.
- FEELEY, Kenneth J.; SILMAN, Miles R. Extinction risks of Amazonian plant species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 30, p. 12382-12387, 2009.
- FERNANDES, N. C. L.; VALLE, M. L. A.; CALDERON, C. M. A. Physical and Anatomical Characteristics of *Cedrela odorata* L. and *Cedrelinga cateniformis* Ducke. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 1, 2018.
- FERRAZ, J. M. G. As dimensões da sustentabilidade e seus indicadores. **Embrapa Meio Ambiente-Capítulo em livro científico (ALICE)**, p. 35. 2003.
- GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology letters**, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.
- GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.
- GUARIGUATA, M. R.; CRONKLETON, P.; DUCHELLE, A. E.; ZUIDEMA, P. A. Revisiting the ‘cornerstone of Amazonian conservation’: a socioecological assessment of Brazil nut exploitation. **Biodiversity and Conservation**, n. 26, v. 9, p. 2007-2027, 2017.
- GUIMARÃES, R. P.; FEICHAS, S. A. Q. Desafios na construção de indicadores de sustentabilidade. **Ambiente & Sociedade, Campinas**, v. 12, n. 2, p. 307-323, 2009.
- HERRERO-JÁUREGUI, C.; GARCÍA-FERNÁNDEZ, C.; SIST, P. L.; CASADO, M. A. Conflict of use for multi-purpose tree species in the state of Pará, eastern Amazonia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n.4, p. 1019-1044, 2009.
- HUBBELL, S. P. et al. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. Supplement 1, p. 11498-11504, 2008.
- JACKSON, N. D.; FAHRIG L. Habitat amount, not habitat configuration, best predicts population genetic structure in fragmented landscapes. **Landscape ecology**, v. 31, n. 5, p. 951-968, 2016.
- KATES, R. W. What kind of a science is sustainability science? **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 49, p. 19449-19450, 2011.
- FEARNSIDE, P., 2017. Deforestation of the Brazilian Amazon. Printed from the Oxford Research Encyclopedia, environmental science. Oxford University Press USA. DOI: 10.1093/acrefore/9780199389414.013.102
- LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L.; LUIZÃO, R. C, LAURANCE SG, P. S. L.; BRUNA E. M.; et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.

- LEVIS, C.; COSTA, F. R.; BONGERS, F.; PEÑA-CLAROS, M.; CLEMENT, C. R.; JUNQUEIRA, A. B.; CASTILHO, C. V.; Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, n. 6328, p. 925-931, 2017.
- LÓPEZ-RIDAURA, S.; MASERA, O.; ASTIER, M. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. **Ecological indicators**, n. 1-2, v. 2, p. 135-148, 2002.
- MELO, G. L.; SPONCHIADO, J.; CÁCERES, N. C; FAHRIG L. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. **Biological Conservation**, v. 209, 304-314, 2017.
- METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological applications**, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.
- MICHALSKI, F. et al. Disturbance-Mediated Drift in Tree Functional Groups in Amazonian Forest Fragments. **Biotropica**, v. 39, n. 6, p. 691-701, 2007.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, n. 4, p. 373-387, 1963.
- MALHI, Yadvinder et al. Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 39, p. 125-159, 2014.
- MIKHAILOVA, I.; Sustentabilidade: evolução dos conceitos teóricos e os problemas da mensuração prática. **Economia e Desenvolvimento**, n. 16, 2004.
- NAVEH, Zev. Ecosystem and Landscapes-A Critical Comparative Appraisal. **Journal of Landscape Ecology**, v. 3, n. 1, p. 64-81, 2010.
- NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A. et al., Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45, 2015.
- OLIVEIRA, M. A. et al. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1910-1917, 2008.
- OLIVEIRA, M. O., Jardim, F. C. S., Araujo, C. S., 2014. Fruto da floresta: impacto da coleta de sementes de andiroba (*Carapa guianensis*) na sustentabilidade das espécies no sudeste do Pará. Edit. Novas edições acadêmicas (Saarbrücken), pg 77.
- PERES, C. A. et al. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 5, p. 227-229, 2006.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. **Biologia da Conservação: essências. São Carlos, RiMa, 582p**, p. 231-260, 2006.
- PERES, C. A. et al. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2314-2327, 2010.

PERES, C. A.; BAIDER, C.; ZUIDEMA, P. A.; WADT, L. H.; KAINER, K. A.; GOMES-SILVA, D. A.; GRIBEL, R. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science*, n. 302, v. 5653, p. 2112-2114. 2003.

PORTO, C. Macrocenários da Amazônia 2000-2020. **Parcerias Estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 185-213, 2010.

ROCHA-SANTOS, L.; PESSOA, M.S.; CASSANO, C. R.; TALORA, D. C.; ORIHUELA, R. L.; et al. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. **Biological Conservation**, n. 196, p. 1-9, 2016.

RIGAMONTE-AZEVEDO, V.; KLIMAS, C.; CORREA, M.; WADT, L.; Dinâmica da regeneração de *Carapa guianensis* Aublet (Andiroba) no período de um ano na reserva florestal da Embrapa Acre. **In Embrapa Acre-Resumo em anais de congresso (ALICE)**. In: congresso de ecologia do brasil, 9.; congresso latino americano de ecologia, 3., 2009, São Lourenço. *Ecologia e o futuro da biosfera: anais eletrônicos*. São Paulo: SEB: Instituto de Biociências, 2009. Disponível em: http://www.seb-ecologia.org.br/2009/trabalhos_clae_terrestre.html.

SALOMÃO, R. P. A castanheira: história natural e importância socioeconômica. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, n. 9, v.2, p. 259-266, 2014.

SANDOR, M. E.; CHAZDON, R. L. Remnant trees affect species composition but not structure of tropical second-growth forest. **PloS one**, v. 9, n. 1, p. 83284, 2014.

SANTOS, G.G.; OLIVEIRA, G. M.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D.; MAFRA, N.; LAQUES, A. E. Efeitos da escala e configuração da paisagem sobre comunidades vegetais em uma paisagem antropizada no nordeste da Amazônia. **Revista Espacios**. v. 38, n. 46, p.27, 2017.

SCHWARTZ, G.; NASCIMENTO, N. A.; MENEZES, A. J. E. A. Estrutura populacional de espécies de interesse florestal não-madeireiro no Sudeste do Pará, Brasil. **Amazônia: ciência & desenvolvimento**, v. 4, n. 7, p. 117-128, 2008.

SERRA, M. A. et al. Perspectivas de desenvolvimento da Amazônia: motivos para o otimismo e para o pessimismo. **Economia e Sociedade, Campinas**, v. 13, n. 2, p. 23, 2004.

SILVA, V. G. Indicadores de sustentabilidade de edifícios: estado da arte e desafios para desenvolvimento no Brasil. **CEP**, v. 13083, p. 852, 2006.

SLIK, JW Ferry et al. An estimate of the number of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7472-7477, 2015.

SOUSA, T. R. et al. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 105-112, 2017.

TER STEEGE, Hans; ZAGT, Roderick. Ecology: density and diversity. **Nature**, v. 417, n. 6890, p. 698, 2002.

TER STEEGE, Hans et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092, 2013.

TABARELLI, M. et al. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological conservation**, v. 91, n. 2, p. 119-127, 1999.

VALENCIA, R.; FOSTER, R. B.; VILLA, G.; CONDIT, R.; SVENNING, J. C.; HERNÁNDEZ, C.; BALSLEV, H. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. **Journal of Ecology**, n. 92, v. 2, p. 214-229. 2004.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa**. FGV Editora, 2005.

VEIGA, J. E. Indicadores de sustentabilidade. **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, p. 39-52, 2010.

VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; HIGUCHI, H. A Amazônia no antropoceno. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 1, p. 56-59, 2018.

2 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE EM AGROECOSSISTEMAS AGROEXTRATIVISTAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO

Os indicadores de sustentabilidade são ferramentas úteis na avaliação e construção de sistemas mais sustentáveis. Nesta perspectiva, este artigo tem como objetivo: Analisar um conjunto de indicadores utilizados para caracterizar a sustentabilidade de agroecossistemas no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranha (PAE) no estado do Pará, Brasil. Em nove agroecossistemas foi aplicado um questionário estruturado usando a ferramenta MESMIS (Marco de Avaliação de Sistema de Manejo de Recursos Naturais Incorporando Indicadores de Sustentabilidade), do qual foram extraídos 32 indicadores de sustentabilidade em três dimensões (social, ambiental e técnica-econômica) mais o tempo de ocupação dos agroecossistemas, totalizando 33 indicadores. Destes, quatro são fatores que não contribuem para explicar as diferenças entre os agroecossistemas e sete indicadores obtiveram níveis de significância na diversidade das respostas aos indicadores dos agroecossistemas. No PAE tiveram 16 indicadores de sustentabilidade com menores percentuais de sustentabilidade ficaram correlacionados com o tempo de ocupação dos agroecossistemas mais antigos. Os indicadores são diferentes para a caracterização dos agroecossistemas e a sustentabilidade está relacionada ao seu tempo de ocupação, agroecossistemas antigos apresentam correlação com os indicadores com menores percentuais de sustentabilidade.

Palavras - chave: Assentamentos rurais; Políticas públicas; ambiental, social e técnico-econômico

2.1 Introdução

A maioria dos atuais sistemas de indicadores de sustentabilidade surgiu durante o século XX, após a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada em 1992. Embora tenha sido difícil definir indicadores que integrem as dimensões ambientais, sociais e técnica-econômica relacionadas ao desenvolvimento sustentável, o contexto social e político tem apontado esta demanda (Van Bellen, 2004; Oliveira et al., 2016).

Nestas últimas décadas os estudos têm se dirigido para conceituar indicadores (Astier et al., 2008), discutir diferentes metodologias voltadas para a quantificação desses indicadores (Guimarães e Feichas, 2009) e avaliar diferentes sistemas produtivos (Silva, 2016; Silva et al., 2017; Silva et al., 2018), incluindo os solos (Araújo et al., 2018).

Os indicadores de sustentabilidade são ferramentas úteis para a análise da integração entre as distintas dimensões, além de fornecer elementos para a formulação de políticas públicas voltadas para o meio ambiente, economia, sociedade e tecnologia agrária (Singh et al., 2009).

Os bons indicadores de sustentabilidade devem ser compreensíveis e utilizáveis; ter uma visão do progresso a longo prazo; abordar a diversidade econômica, social, biológica; monitorar o uso dos recursos naturais; abordar o estado dos serviços ecológicos (Beckley et al., 2002) e englobar os aspectos das diferentes dimensões (ambientais, sociais e técnica-econômica). Os objetivos de um indicador é assinalar a existência de riscos, potencialidades e tendências no desenvolvimento de um determinado território para que, em conjunto com a comunidade, decisões possam ser tomadas de forma mais racional (Deponi et al., 2002).

A aplicação destes indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas dos assentamentos rurais da região amazônica é difícil, pois os mesmos apresentam ambientes diversificados e complexos, tais como: modo de vida diferente, estratégias de reprodução, manejo e influência dos fatores macro, tais como as políticas ambientais e sociais, além do tempo de ocupação (Silva, 2007; Felizardo e Azevedo, 2018).

Os assentamentos rurais amazônicos são compostos por unidades familiares, compreendidas como agroecossistemas. Esses assentamentos, especificamente os de caráter agroextrativistas, são criados para a utilização sustentável dos recursos naturais, conforme previsto na legislação da criação dos assentamentos agroextrativistas (INCRA, 1996).

Esses sistemas agroextrativistas são considerados sistemas socioambientais complexos. Portanto, a compreensão e avaliação do desempenho destes sistemas

socioambientais é um desafio, mais é uma necessidade para que encontremos alternativas mais sustentáveis (López-Ridaura, 2002).

Dessa forma, avaliar os indicadores de sustentabilidade pode ser o caminho para mostrar a diversidade dos agroecossistemas assim como apontar estratégias que levem a sua sustentabilidade. Principalmente associados com o tempo de ocupação, pois ele é um elemento do agroecossistema que afeta o ciclo-de-vida das famílias, cobertura vegetal, dinâmica de uso da terra e biodiversidade do ambiente (Silva, 2007).

O objetivo deste estudo foi analisar um conjunto de indicadores utilizados para caracterizar a sustentabilidade dos agroecossistemas de uma área de assentamento agroextrativista no estado do Pará, Brasil. As hipóteses testadas foram (1) todos os indicadores são igualmente importantes para a caracterização dos agroecossistemas; e, (2) a sustentabilidade dos agroecossistemas está relacionada ao seu tempo de ocupação.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praialta Piranheira, localizado no município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará (04°56'16" S e 49°04'37" W) (Figura 2.1). O PAE ocupa uma área de 22.000 hectares e havia 600 famílias, no ano de 1997, contudo, o número de famílias diminuiu ao longo do tempo, sendo que em 2017 existiam 330 famílias assentadas (INCRA, 2017).

O PAE foi subdividido em núcleos em função de três fatores: (1) acesso, que inicialmente foi pelo rio somente depois veio a abertura das estradas; (2) tempo de ocupação; e (3) grande extensão territorial, esta subdivisão é comumente usada pelos agroextrativistas. No total são seis núcleos, sendo: Vila Belém, Maçaranduba, Maçaranduba II, Cupú, Praialta e Tracoá. O artigo foi desenvolvido nos núcleos Cupú (agroecossistemas novos com < 9 anos de ocupação), Maçaranduba II (agroecossistemas médios entre 10 e 19 anos de ocupação) e Vila Belém (os antigos com > 20 anos de ocupação) (Araújo, 2015) (Figura 2.1).

Os lotes têm área média de 71 hectares distribuídos em uma paisagem caracterizada pela presença marcante de pastos e florestas secundárias em diferentes estágios de desenvolvimento, com fragmentos de florestas nativas (Oszwald et al., 2011). A vegetação original é Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2012); o clima é quente e úmido, caracterizado por dois períodos bem definidos, o período chuvoso (novembro a abril) e o

período seco (maio a outubro), com precipitação anual de 2.000 mm e temperatura média anual de 26° C (INMET, 2017). Os solos são pobres e predominantemente caulíníficos e morfologicamente argissolos (Zenero et al., 2016).

2.2.2 Histórico de ocupação

O processo de ocupação oficial da região Amazônica ocorreu principalmente nas décadas de 1960 e 1970 (Homma et al., 2001; Hébette, 2004) incentivado pelo governo federal. Esse processo envolveu a migração humana via implantação dos grandes projetos de infraestrutura (construção de rodovias federais, construção de hidrelétricas e exploração mineral), em um território com predominância de populações tradicionais e com diferentes estratégias de uso dos recursos naturais.

As relações estabelecidas entre um projeto nacional de desenvolvimento e uma perspectiva local das populações tradicionais geraram conflitos. As consequências foram a penetração do território através da privatização gradativa de terras e do subsolo (minérios), intensificação no uso das florestas e a formação de grupos e organização econômica e política da região (Ferreira; Salati, 2005).

A partir da década de 1990, a pressão social fez com que o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) reformulasse suas ações na questão fundiária e promovesse a regularização de terras na região amazônica. Como resultado disso, a região possui hoje quase 74% dos estabelecimentos rurais destinados para projetos de assentamentos, o que representa um terço das terras usadas. Somente na região do sudeste do estado do Pará existem mais de 500 assentamentos agrícolas (Le Tourneau; Bursztyn, 2010).

Além dos assentamentos agrícolas “clássicos” que são: os Projetos de Assentamento Dirigidos (PAD) e os Projetos de Assentamento Rápido (PAR) e os atuais Projetos de Assentamento (PA), foi criado também a modalidade de Projetos de Assentamento Extrativista ou Agroextrativista (PAE) (Le Tourneau; Bursztyn, 2010).

Na região sudeste do Pará, no início dos anos 1970 o governo federal lançou um programa de colonização, chamado de Programa de Integração Nacional com o objetivo de fortalecer a colonização da região (Hébette, 2004). A Superintendência Regional do INCRA (SR-27) no sudeste do Pará promoveu a criação de 502 projetos de assentamento, envolvendo em torno de 83.952 famílias (INCRA, 2014).

O PAE Praialta Piranheira é o único na modalidade agroextrativista da região sudeste paraense; foi destinado à exploração de riquezas extrativas (produtos madeireiros, não-madeireiros, pesca e caça), voltado para desenvolver atividades economicamente viáveis, socialmente justas e ecologicamente sustentáveis (INCRA, 1996). A criação deste assentamento pela modalidade de PAE se deu principalmente em função da sua diversidade e cobertura florestal, que é reconhecida regionalmente como um castanhal, em função da quantidade expressiva de árvores nativas da castanha-do-brasil (*Bertholetia excelsa* (Humb. & Bonpl)).

As primeiras famílias extrativistas chegaram à região em 1933, ocupando as áreas das margens do rio Tocantins. Até a década de 1980 a região era pouco habitada, predominando atividades extrativistas de peixe, madeira e principalmente de castanha-do-Brasil, além do extrativismo mineral, como diamantes (Oliveira et al., 2014).

Após as reivindicações e luta pela terra envolvendo agricultores, representantes da sociedade cível, a igreja católica e instituições não governamentais, no dia 22 de agosto de 1997 foi assinado o Decreto de criação do PAE Praialta Piranheira.

2.2.3 Características socioeconômicas da área

Ao longo dos anos, várias atividades agrícolas foram desenvolvidas, entre elas: cultivo de culturas anuais, tais como: arroz (*Oriza sp.*), milho (*Zea mays L.*), mandioca (*Manihot esculenta Crantz*) e feijão-caupi (*Vigna unguiculata (L.) Walp.*); extrativismo de castanha-do-brasil (*Bertholetia excelsa* Humb. & Bonpl), madeira (várias espécies), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum Willd. ex Spreng.*), e andiroba (*Carapa guianensis Aubl.*), açai (*Euterpe oleracea Mart.*) e, em menor proporção, a criação de pequenos animais. Entretanto, a atividade econômica mais expressiva do PAE Praialta Piranheira é a pecuária de corte e leite, antagônica à proposta inicial do assentamento (Oliveira et al., 2014).

Frente aos avanços da pecuária, atividade esta que contribui para a fragmentação florestal (Oszwald et al., 2011), as organizações civis começaram a manifestar preocupações com o destino do PAE. Isto levou, a partir do de 2005, à construção compartilhada de um plano de manejo florestal comunitário com a participação de agroextrativistas, pesquisadores do Grupo de Apoio à Agricultura Familiar em Região de Fronteira (GRAAL) e da Universidade Federal do Pará (UFPA). Esse plano abrangeu tanto os produtos florestais madeireiros quanto os não-madeireiros. Entre os produtos florestais não-madeireiros a

extração do óleo de *C. guianensis*, foi à atividade com maior destaque, devido ao grande mercado já existente (Oliveira et al., 2014).

Apesar dessas iniciativas, o assentamento sofreu mudança na paisagem (Oszwald et al., 2011), gerando um mosaico agrícola, composto de diferentes tipos de uso da terra, como cultivos agrícolas e pastagens, interligados por florestas antigas, localizadas principalmente nas margens dos rios ou em áreas mais distantes das estradas e por florestas secundárias originadas das áreas em pousio (Oszwald et al., 2011).

2.2.4 Coleta dos dados

Foram estudados nove agroecossistemas (ou unidades familiares), que segundo Araújo (2015) garantem boa representatividade da realidade encontrada no PAE Praia Alta Piranheira. O conceito de agroecossistema é transversal a todas as dimensões da agroecologia, predomina um lugar de relações, principalmente em função dos camponeses agroextrativistas compartilharem recursos comum e de livre acesso, desta forma as fronteiras são os limites das operações técnico-econômico dos camponeses (Azevedo, 2018), neste estudo o agroecossistema refere-se aos lotes de cada agroextrativista estudado. Os indicadores de sustentabilidade aqui estudados assumem a percepção da diversidade dos agroecossistemas.

Todos os agroecossistemas estudados possuem perfil agroextrativista e pecuarista, diferindo entre eles em algumas atividades agropecuárias e o tempo de ocupação: os agroecossistemas antigos possuem área de floresta secundária e pastagem aparentemente degradadas; os médios possuem pastagem em ótimas condições; e os novos estão em fase de implantação dos cultivos semiperenes, perenes e pastagens.

Em cada agroecossistema foi aplicado um questionário estruturado (Apêndice A), numa perspectiva de pesquisa qualitativa e quantitativa (Sandin, 2010). Esta metodologia já foi testada com sucesso por outros autores (Silva, 2008; Nogueira, 2012; Resque, 2012; Carvalho, 2013; Araújo, 2015; Silva et al., 2017; Araújo et al., 2018).

O questionário foi estruturado com o auxílio da ferramenta MESMIS (Marco de Avaliação de Sistema de Manejo de Recursos Naturais Incorporando Indicadores de Sustentabilidade) que auxilia na avaliação das três principais dimensões da sustentabilidade, a ambiental, social e técnico-econômica (Astier et al., 2008). Essa ferramenta aceita adaptações dos indicadores de avaliação multidimensional, conforme cada realidade a ser avaliada e/ou monitorada (Valdez-Vazquez, 2017).

Os indicadores utilizados foram previamente definidos para a região por Silva (2008). Foram 32 indicadores qualitativos (Tabela 2.1), todos categorizados em três categorias que representam o grau de sustentabilidade: maior (A), médio (B) e menor (C), conforme Araújo (2015) e mais o tempo de ocupação dos agroecossistemas foi considerado como variável separada, também em três categorias: os antigos (> 20 anos), os médios (entre 10 e 19 anos) e os novos (< 9 anos), chamado de propriedade ao realizar as análises, totalizando 33 indicadores de sustentabilidade.

2.2.5 Análise dos dados

Inicialmente, os indicadores foram descritos e posteriormente tratados através da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), com uma matriz formada entre os agroecossistemas e os indicadores de sustentabilidade. A ACM é uma técnica de ordenação aplicada em situações onde todas as variáveis são qualitativas, também denominadas fatores ou variáveis nominais. Esta ordenação resume as informações sobre a presença simultânea das categorias sobre o mesmo agroecossistema (Renisio e Sinthon, 2014), através da variância explicada entre os grupos que é dada em porcentagem. A ACM é comparável à Análise de Componentes Principais (PCA), utilizada para dados quantitativos (Dufor et al., 2010).

Os 33 indicadores foram testados, cada um de forma independente, como fator para a caracterização dos agroecossistemas, através do teste de Monte-Carlo, em nível de significância de 1% de probabilidade. Por fim, a presença simultânea de uma das três categorias (A, B e C), foi considerado como homogeneização dos agroecossistemas e isso foi considerado como fator de exclusão para a próxima análise.

Foram 4 indicadores excluídos, ficaram 29 fatores que foram relacionados ao tempo de ocupação dos agroecossistemas. Todas as análises foram realizadas na plataforma R 3.4.2 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT, 2017), através dos pacotes `ade4`, `Factoextra` e `FactoMineR` (Pagès, 2013).

2.3 Resultados

2.3.1 Descrição dos indicadores de sustentabilidade

Considerando os agroecossistemas da dimensão ambiental apresentaram mais de 50% da vegetação nativa removida. Por outro lado, ainda existia muita diversidade de espécies e de atividades produtivas.

Os níveis de erosão do solo ainda não estavam visíveis na grande maioria dos agroecossistemas (Figura 2.2a). Dentro do sistema de manejo dos agroecossistemas a utilização de adubos químicos e orgânicos são feitos de modo esporádicos o que corresponde a 33 % dos agroecossistemas.

A dimensão social mostrou que dos 9 agroecossistemas a maioria das pessoas tem acesso aos serviços de saúde somente através dos agentes municipais. O saneamento resumia a ter uma fossa e tratar com hipoclorito a água para consumo. 11,3% das pessoas já possuem nível superior e 33,3% ensino nível médio. Porém a maioria das famílias (55,3%) ainda não são escolarizadas. As famílias participavam de forma esporádicas das organizações. Não comercializam suas mão-de-obra. (Figura 2.2b).

Os demais indicadores da dimensão social: saúde das famílias, decisão coletiva, diálogo com ATER (Assistência Técnica e Extensão Rural), contratação de mão-de-obra, e capacidade de cobrir demanda interna, mostraram a heterogeneidade dos agroecossistemas, pois assumiram um distribuíram diferente nas três categorias de sustentabilidade, nos níveis A, B e C (Figura 2.2b).

Na dimensão econômica, mais de 50% dos agroecossistemas apresentaram renda per capita muito baixa. Os agroextrativistas não achavam importante a venda da sua mão-de-obra, por outro lado, o tamanho do patrimônio familiar é muito importante. Os agroextrativistas possuíam rendimento físico mediano e estavam com dívidas maiores que 11 mil reais.

A grande maioria dos agroecossistemas (88%) possuíam dependência parcial dos insumos externos e apenas 44% tinha vontade de diversificar e classificaram a importância das atividades produtivas como média. Mais os agroextrativistas já possuíam alta diversidade de atividades produtivas e diversificação atual (Figura 2.2c).

Quatro indicadores (escassez hídrica, serviços de educação, descanso e lazer e diversidade de linhas de crédito disponíveis) receberam percentuais semelhantes em todos os agroecossistemas, por isso eles não foram incluídos nas análises subsequentes, uma vez que

são fatores que não contribuem para explicar as diferenças entre os agroecossistemas; por isso a ACM foi realizada com 29 indicadores de sustentabilidade.

2.3.2 Avaliação dos indicadores de sustentabilidade

A ACM mostrou que os dois primeiros eixos explicam 40,1% dos dados (eixo 1 = 23,7%; eixo 2 = 16,3%). Os indicadores: insumos químicos, tamanho do patrimônio familiar, diversificação espécies, dependência de insumos externos, pastagem, capacidade de cobrir demanda, diversidade de atividade produtiva, desmatamento, serviços de saneamento, contratação de mão-de-obra, serviço de saúde, dialogo com ATER e erosão visível pouco contribuíram para a explicação dos dados (Figura 2.3).

Os demais indicadores apresentaram grande contribuição ou no eixo 1 (diversidade de atividades produtivas, propriedades, renda per capita, insumos orgânicos, nível de escolaridade, vontade de diversificar, decisão coletiva e perdas de rendimento físico), ou no eixo 2 (importância da venda de mão-de-obra, saúde familiar, venda de mão-de-obra e dívidas), ou em ambos eixos (participação nas organizações e importância das atividades produtivas) (Figura 2.3). Esses indicadores foram usados, um de cada vez, como fator de influência para a caracterização dos agroecossistemas (Tabela 2.2).

Sete indicadores apresentaram nível de significância através do teste de Monte-Carlo (Tabela 2.2; Figura 2.4), sendo dois indicadores da dimensão ambiental (diversidade de atividades produtivas e insumos orgânicos), dois da dimensão social (nível de escolaridade e participação nas organizações) e três da dimensão técnico-econômica (dívida, importância das atividades produtivas e vontade de diversificar).

2.3.3 Comportamento da análise de sustentabilidade dos agroecossistemas

A ordenação das categorias dos indicadores na ACM mostra que a categoria A está equitativamente dispersa principalmente em três quadrantes 1, 3 e 4; a categoria B está equitativa em todos os quadrantes; e, a categoria C se concentra no segundo quadrante, embora também tenha alguns indicadores no quarto quadrante (Figura 2.5). Essas categorias estão correlacionadas com o tempo de ocupação do agroecossistema (antigo, médio e novo), sendo os agroecossistemas novos e médios relacionados com a categoria A e B do primeiro e

quarto quadrante; e, finalmente os agroecossistemas antigos relacionados com as categorias B e C do segundo quadrante (Figura 2.5).

2.4 Discussão

2.4.1 Indicadores de sustentabilidade

Os quatro indicadores (escassez hídrica, serviços de educação, descanso e lazer e diversidade de linhas de crédito disponíveis) que receberam as mesmas notas nos agroecossistemas e os indicadores que contribuíram pouco para a explicação dos dados da ACM, dificultaram a percepção dos níveis de sustentabilidade existente entre os agroecossistemas, pois não expressam a diversidade do sistema sócio produtivo da agricultura familiar do PAE.

Contudo, tais indicadores podem facilitar a implantação de políticas sociais, pois representam uma demanda local, eles também podem ser úteis se aplicados como indicadores comparativos, quando se considera áreas em diferentes contextos sociais, econômicos, políticos e ambientais, com características ambientais distintas e sob diferentes gestões políticas. Resultado similar foi encontrado por Silva et al. (2017) ao avaliar indicadores de sustentabilidade em três regiões diferentes do estado do Pará encontrou como principal indicadore de sustentabilidade a diversificação do sistema produtivo.

Os contextos regionais macros como: políticas públicas, economia e gestão territorial influenciam na sustentabilidade (Droulers et al., 2010), isto poder fazer com que os indicadores possuam funcionalidades diferentes quando associados a outras realidades, incluindo por exemplo estudos sobre a sustentabilidade de diferentes assentamentos.

Os indicadores de sustentabilidade devem ser incorporados ao cotidiano e ao planejamento das pessoas, gestores e organizações como já são tratados os indicadores econômicos (Guimarães; Feichas, 2009), por isso é importante que eles expressem as particularidades de cada agroecossistema.

Os sete melhores indicadores (diversidade de atividade, insumos orgânicos, escolaridade, participação nas organizações, dívida, importância das atividades produtivas e vontade de diversificar) mostraram bem a diversidade dos agroecossistemas existentes no PAE. Esses indicadores podem ser caracterizados como fatores-chave da sustentabilidade (Droulers et al., 2010), pois são potenciais para a implantação de medidas mais sustentáveis dentro do PAE, considerando suas especificidades.

Indicadores expressivos quanto à organização social e aos aspectos econômicos também foram encontrados em outro assentamento do Sudeste do Pará (Silva, 2007). O que se percebe é a uma tentativa da organização política e o apoio institucional para melhorar as condições sociais dos assentados como também na contribuição para a maior expressão do potencial dos sistemas produtivos, apesar de existir muitas contradições, como: tentativa de distribuição de terra sem legalizar as áreas, política de crédito rural e educação sem respeitar as particularidades da região e política de desenvolvimento regional pautado em grandes projetos econômicos (Becker, 2010).

Provavelmente estes indicadores sociais e econômicos são influenciados pela política agrária vigente, por exemplo o Programa Nacional de Educação na Reforma Agrária (PRONERA) voltado para educação, que pode ser relacionada aos resultados encontrados sobre o nível de escolaridade no PAE, visto que 11,3% das pessoas já possuem nível superior e 33,3% ensino nível médio. Porém a maioria das famílias (55,3%) ainda não são escolarizadas, ou seja, a manutenção dessa política não só no PAE e em toda a região ainda é importante.

A educação está fortemente ligada à emancipação e empoderamento das famílias, como ferramenta de transformação social (Baquero, 2012) e, no PAE, tem registros da presença de grupos de pesquisas/universidades, assistência técnica e da igreja (Oliveira et al., 2009; Araújo, 2015) que podem ter contribuído para a maioria das pessoas nos agroecossistemas estarem participando passivamente das organizações sociais.

Os indicadores de sustentabilidade ligados ao sistema produtivo, como: diversidade de atividade, insumos orgânicos, importância das atividades produtivas, vontade de diversificar e dívidas das famílias do PAE, são influenciados por programa como: O Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) que é a política nacional de fomento a produção agropecuária.

Muitas famílias do PAE Praialta Piranha acessaram os recursos financeiros do PRONAF, e em consequência deste financiamento, adquiriram dívida. A dívida em si é um indicador que dificulta a sustentabilidade dos agroecossistemas. E existe também a contradição entre as características do PRONAF, que não possui linhas de créditos adequadas para um sistema de produção mais diversificado (Silva, 2008; Silva, 2016), o que contrária os resultados encontrados no PAE, onde algumas famílias têm interesses em sistemas mais diversificados e com a utilização de insumos orgânicos. Estes resultados indicam como as famílias vivem a dicotomia entre as políticas agrárias e os sistemas produtivos que lhes

interessam. Essa dicotomia não oferece mecanismos para que os agroecossistemas avancem em melhores níveis de sustentabilidade.

No PAE Praia Alta Piranha os indicadores de uma dimensão não se sobrepuseram aos indicadores de outra dimensão. Talvez isso tenha ocorrido devido à diversidade encontrada dentro dos agroecossistemas que retratou a interconexão existente entre as dimensões (social, ambiental e técnico-econômico). Entretanto, são necessários estudos específicos envolvendo os índices de sustentabilidade voltados para entender a importância das dimensões (ambiental, social e técnico-econômico) sejam elas em uma escala local ou macro.

2.4.2 O tempo de ocupação e a sustentabilidade dos agroecossistemas

No PAE Praia Alta Piranha os agroecossistemas mais antigos estavam ligados às categorias de média (B) ou baixa sustentabilidade (C). Para Silva (2007) o tempo de ocupação é um fator que atua por natureza como diferenciação entre as famílias, pois é indissociável em todo e qualquer processo a ser considerado, seja ele biológico, de a natureza humana, ou social; no caso do PAE o tempo de ocupação afetou negativamente a sustentabilidade dos agroecossistemas.

Os agroecossistemas mais antigos estavam sobre influência de uma política de ocupação da região Amazônica pautada no desenvolvimento dos grandes projetos e potencializou o fluxo de pessoas para ocupar as áreas mais remotas (Homma et al., 2001; Hérbette, 2004). No ano de 1985 houve o esgotamento do nacional-desenvolvimentismo e da intervenção do estado na economia e no território (Becker, 2010), o reflexo desta política foi o acentuado desmatamento para o estabelecimento das áreas de pasto para a pecuária (Fearnside, 2005) e, tanto PRONAF como o Programa Mais Alimentos, financiado pela Secretaria de Agricultura Familiar do Ministério do Desenvolvimento Agrário, funcionaram como fio condutor para impulsionar o crescimento da pecuária (Neves; Schmitz, 2018).

Os elementos de um agroecossistemas, como: ciclo-de-vida das famílias; cobertura vegetal; dinâmica de uso da terra, biodiversidade do ambiente, sofrem mudanças com o tempo (Silva, 2007). Os impactos gerados deste a ocupação da região amazônica, assim como a atual falta de sustentabilidade política, ecológica e social (Hoefle, 2000) podem ter refletido nos agroecossistemas mais antigos.

As famílias com menos tempo de ocupação nos agroecossistemas, estão inseridas em um novo contexto de discussão sócio-ambiental e de políticas agrárias. Em 2002 o INCRA

promulgou o seu plano de gestão ambiental, e em 2006, criou uma área para tratar do tema ambiental na sua estrutura organizacional (Le Tourneau; Bursztyn, 2010), essas medidas mais recentes trouxeram novas demandas de gestão, mais conservadoras, para os agroecossistemas como a predominância das florestas nativas.

Esses agroecossistemas com menor tempo de ocupação estão embutidos em uma realidade que deveriam conservar os agroecossistemas, como é a proposta da legislação que cria o PAE. Entretanto, esses agroextrativistas vivem uma dicotomia entre a conservação ambiental e um modelo produtivo voltado para o monocultivo (Silva, 2008; Araújo, 2015). O que representa um jogo de aparente contradição entre proteção social e proteção ambiental (Le tourneau; Bursztyn, 2010), este efeito pode explicar a posição da categoria B, que significa nível médio de sustentabilidade que foi ampla, apresentada na figura 2.1.

A sustentabilidade dos agroecossistemas com o tempo de ocupação novo e médio, podem seguir dois caminhos: ou irão seguir as estratégias dos agroecossistemas antigos que tiveram baixo desempenho na sustentabilidade ou vão para novas estratégias de produção agrícola, entre elas a diversificação da produção, que é uma estratégia para melhorar os níveis de sustentabilidade (Martins; Oliveira, 2011; Araújo 2015; Silva et al., 2017).

Estratégias de fortalecimento e empoderamento das famílias através de sistemas produtivos mais sustentáveis na região amazônica já estão sendo implementados, por exemplo: atividade com quintais florestais (Irituia – PA), sistemas agroflorestais (Tomé-Açu – PA) e utilização de produtos florestais não madeireiros (Nova Ipixuna - PA) (Mendes, 2003; Oliveira et al., 2009; Morais, 2017). São experiências potenciais para auxiliar nos caminhos de melhores níveis de sustentabilidade.

2.5 Conclusão

Nem todos os indicadores de sustentabilidade possuem o mesmo peso para a caracterização dos agroecossistemas. Existem indicadores que refletem necessidades ligadas às políticas mais macro e existem indicadores que refletem mais as especificidades dos agroecossistemas estudados.

A sustentabilidade dos agroecossistemas está relacionada ao seu tempo de ocupação, os agroecossistemas antigos apresentaram indicadores com menores percentuais de sustentabilidade.

2.6 Referências bibliográficas

- ARAÚJO, C. S. Reforma agrária e sustentabilidade: impactos de 16 anos de criação do PAE Praialta Piranha na busca de agroecossistemas sustentáveis, no município de Nova Ipixuna. 2015. Dissertação (mestrado em Dinâmicas Territoriais e Sociedade na Amazônia) – Programa de Pós-graduação em Dinâmica Territoriais e Sociedade na Amazônia, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Marabá.
- ARAÚJO, W. B. et al. Avaliação do estado dos solos sob diferentes agroecossistemas amazônicos. *Cadernos de Agroecologia*, v. 13, n. 1, 2018.
- ASTIER, M.; MASERA, O. R.; GALVÁN-MIYOSHI, Y. (Coordenadores). Evaluación de sustentabilidad: un enfoque dinámico y multidimensional. España-Valencia: Imag Impressions, S.L. 2008. 200p.
- AZEVEDO, H. P. Transição agroecológica: reflexões a partir de agroecossistemas de camponeses agroextrativistas na Amazônia numa perspectiva política. 2018. Dissertação (Mestrado em Agricultura Familiar e Desenvolvimento Sustentável) - Programa de Pós-graduação em Agricultura Amazônicas, Universidade Federal do Pará, Belém.
- BAQUERO, R. V. A. Empoderamento: instrumento de emancipação social? uma discussão conceitual. *Revista debates*, v. 6, n. 1, p. 173, 2012.
- BECKER, B. K. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? *Parcerias estratégicas*, v. 6, n. 12, p. 135-159, 2010.
- BECKLEY, T.; PARKINS, J.; STEDMAN, R. Indicators of forest-dependent community sustainability: The evolution of research. *The Forestry Chronicle*, v. 78, n. 5, p. 626-636, 2002.
- CARVALHO, J. P. L. Adaptações de agroecossistemas familiares às mudanças no contexto socioeconômico e ambiental no município de Currealinho, Marajó, Pará. 2013. Dissertação (mestrado em Mestrado em agriculturas amazônicas) - Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural Programa de Pós-Graduação em Agriculturas Amazônicas, Universidade Federal do Pará, Belém.
- DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. D. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. *Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável*, v. 3, n. 4, p. 44-52, 2002.
- DROULERS, M. et al. Duramaz, um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável na Amazônia. *Sustentabilidade em debate*, n. 2, v. 1, p. 1-21, 2010.
- DUFOUR, A.B.; CHESSEL, D.; LOBRY, J. R. 2010, Analyse discriminante linéaire, in Fiche TD avec le logiciel R. Université Claude Bernard Lyon1: Villeurbanne. 25p.
- FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*, n. 1, v. 1, p. 113-123, 2005.
- FELIZARDO, A. O.; AZEVEDO, H. P. O desafio no desenho de agroecossistemas sustentáveis na Amazônia: Um estudo de caso de uma propriedade familiar no município de Irituia, Pará. *Cadernos de Agroecologia*, n. 1, v. 13, 2018.

- FERREIRA, A. M. M.; SALATI, E. Forças de transformação do ecossistema amazônico. *Estudos Avançados*, n.19, v. 54, 2005.
- GUIMARÃES, R. P.; FEICHAS, S. A. Q. Desafios na construção de indicadores de sustentabilidade. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, n. 2, v. 12. p. 307-323, 2009.
- HÉRBETTE, J. A ocupação humana recente na Microrregião de Marabá. In: Hérbette, J. *Cruzando a fronteira: 30 anos de estudo do campesinato na Amazônia*. EDUPFA, Belém. 2004.
- HOEFLE, S. W. Patronage and empowerment in the central Amazon. *Bulletin of Latin American Research*, n. 19, v. 4, p. 479-499, 2000.
- HOMMA, A. K. O. et al. A instabilidade dos projetos de assentamentos como indutora de desmatamento no Sudeste Paraense. In: 4º Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, Belém. *Anais. ECO-ECO*, Rio de Janeiro, 2001. p. 01-15.
- INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. INCRA. 1996. INCRA. Portaria N° 268, DE 23 DE OUTUBRO DE 1996. Diário Oficial da União N° 208, sessão I - página 21903, Boletim de Serviço n° 44, de 28 de outubro de 1996.
- INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. INCRA. Superintendência Regional do sul do Pará (SR-27). Divisão de obtenção de terras e implantação de projetos de assentamento. **Sistema de informações de projetos de reforma agrária**. Marabá, 2014.
- INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. INCRA – (2017) informações gerais sobre os assentamentos da Reforma Agrária; SR 27 – Pará / Marabá http://painel.incra.gov.br/sistemas/Painel/ImprimirPainelAssentamentos.php?cod_sr=27&Parameters%5BPlanilha%5D=Nao&Parameters%5BBox%5D=GERAL&Parameters%5BLinha%5D=4 (acessado dia 01 de novembro de 2018)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE, 2012: A classificação de vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. INMET, 2017: Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; [acesso em: 24 fevereiro 2017]. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>
- LE TOURNEAU, F.; BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. *Ambiente & Sociedade*, n. 1, v. 13, p. 111-130, 2010.
- LÓPEZ-RIDAURA, S.; MASERA, O.; ASTIER, M. Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological indicators*, n. 1-2, v. 2, p. 135-148, 2002.
- MARTINS, S. A.; OLIVEIRA, M. C. Agricultura familiar no sudeste paraense: mudanças de práticas na construção de sistemas de produção sustentáveis. *Cadernos de Agroecologia*, n. 2, v. 6, 2011.

- MENDES, F. A. T. Avaliação de modelos simulados de sistemas agroflorestais em pequenas propriedades cacauceiras selecionadas no Município de Tomé Açu, no Estado do Pará. Informe Gepec, n. 1, v. 7, 2003.
- MORAES, M. H. C. D. S. Agrobiodiversidade dos quintais e socioeconomia dos agroecossistemas familiares da cooperativa D'Irituia, Pará, Brasil. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências florestais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências agrárias, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém.
- NEVES, E. C. C.; SCHMITZ, H. Meio século de oligarquia, uma década de assentamento: a herança da Fazenda Cabaceiras no Assentamento 26 de Março, em Marabá-PA. Estudos Sociedade e Agricultura, n. 1, v. 26, p. 148-171, 2018.
- NOGUEIRA, A. C. N. Diversificação produtiva em agroecossistemas familiares nos Municípios de Santa Maria das Barreiras e Conceição do Araguaia, Pará. 2012. Dissertação (Mestrado em agriculturas amazônicas) - Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Programa de Pós-Graduação em Agriculturas Amazônicas, Universidade Federal do Pará, Belém.
- OLIVEIRA, M. G.; ARAÚJO, C. S.; SANTOS, G. C. Construindo Caminhos Para a Valorização das Sementes de Andiroba (*Carapa guianensis*, Aublet) a partir da Integração Entre o Saber Local e a Pesquisa-formação-desenvolvimento, no Sudeste do Pará. Revista Brasileira de Agroecologia, n. 4, v. 2, 2009.
- OLIVEIRA, M. O., Jardim, F. C. S., Araujo, C. S., 2014. Fruto da floresta: impacto da coleta de sementes de andiroba (*Carapa guianensis*) na sustentabilidade das espécies no sudeste do Pará. Edit. Novas edições acadêmicas (Saarbrücken), pg 77.
- OLIVEIRA, A. M. S. et al. Indicadores de sustentabilidade cultural de assentamentos rurais em teresina-pi/cultural sustainability indicators on rural settlements in Teresina-PI. Revista Nera, n. 30, v. 19, p. 98-147, 2016.
- OSZWALD, J.; GOND, V.; DOLÉDEC, S.; LAVELLE, P. Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères. Bois & forêts des tropiques, n. 307, v. 307, p. 7-21. 2011.
- PAGÈS, J. Analyse factorielle multiple avec R. EDP sciences, 2013.
- R. Development Core Team. A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2017.
- RESQUE, A. G. L. Processos de modificação e a sustentabilidade de agroecossistemas familiares em comunidade de várzea do Município de Cametá - PA. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural) - Núcleo de Programa de Pós-Graduação em Agriculturas Amazônicas, Universidade Federal do Pará, Belém - Brasil.
- RENISIO, Y.; SINTHON, R. L'analyse des correspondances multiples au service de l'enquête de terrain. Genèses, n. 97, v. 4, p. 109-125, 2014.
- SANDIN E. M. P. Pesquisa qualitativa em educação: fundamentos e tradições. Tradução Miguel Cabrera – Porto Alegre: AMGH., p.36 – 40. 2010.

- SINGH, R. K. et al. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological indicators*, n. 9, v. 2, p. 189-212, 2009.
- SILVA, L. G. T. Sustentabilidade da agricultura familiar em assentamentos rurais oficiais do Sudeste Paraense. 2007. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido) – Núcleo de Altos estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém.
- SILVA, L. M. S. Impactos do crédito produtivo nas noções locais de sustentabilidade em agroecossistemas familiares no território sudeste do Pará. 2008. Tese (Doutorado em Produção Vegetal). Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.
- SILVA, L. M. S. Avaliação da sustentabilidade da agricultura familiar na Amazônia: impactos do crédito PRONAF. 1. ed. Saarbücken, Alemanha: Novas Edições Acadêmicas, 2016. v. 1. 413p.
- SILVA, L. M. S. et al. Espaço amazônico e estado de sustentabilidade de lógicas familiares de produção: adaptações e uso do MESMIS no caso do estado do Pará. *Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento*, n. 1, v. 11, p. 57-70, 2017.
- SILVA, A. A. D. et al. Avaliação da sustentabilidade de agroecossistema familiar de uso comum com a Metodologia MESMIS em uma comunidade quilombola em Ipixuna do Pará. *Cadernos de Agroecologia*, n. 13, v. 1, 2018.
- VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. *Ambiente & Sociedade*, n. 7, v. 1, p. 67-88, 2004.
- VALDEZ-VAZQUEZ, I.; GASTELUM, C. D. R. S.; ESCALANTE, A. E. Proposal for a sustainability evaluation framework for bioenergy production systems using the MESMIS methodology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 68, p. 360-369, 2017.
- Zenero, M. D. O., Silva, L. F. S. D., Castilho, S. C. D. P., Vidal, A., Grimaldi, M., Cooper, M., 2016. Characterization and Classification of Soils under Forest and Pasture in an Agroextractivist Project in Eastern Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40. <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbc20160165>

Tabela 2.1 Descrição dos indicadores de sustentabilidade nas dimensões ambiental, social e técnico-econômico e as respectivas abreviações, nos agroecossistemas do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, Sudeste do Pará.

Indicadores de Sustentabilidade	Categorias
DIMENSÃO AMBIENTAL	
1 - Manutenção da vegetação natural (Desmatamento)	A (20% desmatado ou manutenção de pousio); B (21 a 50%); C (> 50%).
2 - Áreas desmatadas com pastagens implantadas (Pastagem)	A (< 10% da área); B (11 a 50%); C (> 50%).
3 - Diversidade de espécies (Diver_especies)	A (> 2 espécies); B (até 2 espécies); C (monocultivo).
4 - Diversidade de atividades produtivas (Diver_Ativ.produtivas)	A (Pecuária bovina+ Peq criações + Roça anual + Cultivos perenes + outros); B (Pecuária bovina + Peq criações + Roça anual e sem Cultivos perenes); C (apenas Pecuária bovina e Peq criações).
5 - Uso de insumos químicos (Insumo_Quimico)	A (Não); B (Esporádica); C (Sim).
6 - Uso de insumos orgânicos (Insumo_Organico)	A (Sim); B (Esporádica); C (Não).
7 - Erosão visível (erosão_visivel)	A (Não); B (Esporádica); C (Sim).
8 - Escassez hídrica (Esca_hidrica)	A (Não); B (Raramente); C (Frequente).
DIMENSÃO SOCIAL	
9 - Serviços de saúde (Serv_Saude)	A (visita de equipe médica); B (agente de saúde atuante); C (sem agente ou agente pouco atuante).
10 - Serviços de saneamento básico (Serv_Saneam)	A (todos); B (Fossa + hipoclorito na água para consumo); C (nenhum).
11 - Serviços de Educação (Serv_Educ)	A (ensino médio completo); B (ensino fundamental); C (nenhum).
12 - Situação da saúde familiar (Saude_familiar)	A (Boa); B (Razoável); C (Ruim).
13 - Situação da escolaridade familiar (Nivel_Escolar)	A (ensino superior); B (ensino médio); C (sem escolarização até o fundamental incompleto).

14 - Participação em organizações (Part_Organizacao)	A (Ativa); B (Passiva); C (nenhuma).
15 - Participação nas decisões coletivas (Decisao_Coletiva)	A (Sempre); B (Raramente); C (nenhuma).
16 - Diálogo com equipe de ATER - Assistência Técnica e Extensão Rural (Dial_Ater)	A (Constante); B (Esporádico); C (nenhum).
17 - Contratação de mão-de-obra (Cont_MaoObra)	A (Não); B (Esporádica); C (Sempre).
18 - Venda de mão-de-obra (Vend_MaoObra)	A (Não); B (Esporádica); C (Sempre).
19 - Descanso e lazer (Descanso_lazer)	A (até férias); B (Fins de semana); C (Não).
20 - Capacidade de cobrir demanda interna (Cap_cobrir_Deman_Interna)	A (Alta); B (Média); C (Baixa).

DIMENSÃO TÉCNICO-ECONÔMICO

21- Renda familiar Per capita (Rend_perCapita)	A (> 0,75 Salários Mínimos/mês); B (0,75-0,5 SM/mês); C (< 0,5 SM/mês).
22 - Importância das atividades produtivas (Imp_ativid_produtiva)	A (> 0,80); B (0,75-0,5); C (< 0,50).
23 - Importância da venda de mão-de-obra (Imp_VendaMaoObra)	A (0,0); B (0,1-0,5); C (> 0,5).
24 - Tamanho do patrimônio familiar (Tamanho_Patrim_Familiar)	A (> 0,7); B (0,5-0,7); C (< 0,50).
25 - Dívidas contraídas (Dívida)	A (0,00); B (Pronaf A ou R\$ 11.000,00); C (> R\$ 11.000,00).
26 - Rendimento físico médio (Rend_Fisico)	A (Alta); B (Média); C (Baixa).
27 - Perda no rendimento físico (Perdas_Rend_Fisico)	A (Nenhuma); B (Baixa); C (Alta).
28 - Diversidade de atividades produtivas (Div_Ativ_produtivas)	A (> 3); B (entre 2-3); C (especializado em uma).
29 - Dependência de insumos externos (Dep_Insumo_externo)	A (Nenhuma); B (Parcial); C (Total).
30 - Diversidade de linhas de	A (Alta);

crédito disponíveis (Div_Credito)	B (Baixa); C (Nenhuma).
31 - Diversificação atual (Diver_atual)	A (+ de 3); B (2 a3); C (1 atividade).
32 - Vontade de diversificar (Vontade_Diversificar)	A (Faz); B (Pensa); C (Não).

Fonte: Adaptado de Araújo (2015).

Tabela 2.2 Indicadores de sustentabilidade, variação explicada entre os grupos e teste de Monte-Carlo dos agroecossistemas do PAE Sudeste do Pará. Os nomes completos dos indicadores estão descritos na Tabela 2.1.

Indicadores de sustentabilidade		Variância explicada entre os grupos %	Monte-Carlo test: p-valor
1.	Propriedades	28.876	0.387
2.	Desmatamento	23.044	0.980
3.	Pastagem	25.641	0.825
4.	Diver_especies	12.829	0.835
5.	Diver_Ativ.produtivas	21.381	0.007
6.	Insumo_Quimico	12.387	0.811
7.	Insumo_Organico	33.587	0.030
8.	erosão_visivel	13.162	0.729
9.	Serv_Saude	13.347	0.664
10.	Serv_Saneam	14.669	0.415
11.	Saude_familiar	29.075	0.337
12.	Nivel_Escolar	35.425	0.025
13.	Part_Organizacao	31.400	0.021
14.	Decisao_Coletiva	29.690	0.086
15.	Dial_Ater	26.583	0.653
16.	Cont_MaoObra	22.709	0.981
17.	Vend_MaoObra	16.292	0.214
18.	Cap_cobrir_Deman_Interna	25.352	0.377
19.	Rend_perCapita	28.653	0.462
20.	Imp_ativid_produtiva	30.734	0.036
21.	Imp_VendaMaoObra	16.292	0.067
22.	Tamanho_Patrim_Familiar	15.788	0.096
23.	Dívida	29.806	0.043
24.	Rend_Fisico	26.851	0.681
25.	Perdas_Rend_Fisico	29.315	0.327
26.	Div_Ativ_produtivas	16.903	0.063
27.	Dep_Insumo_externo	12.756	0.664
28.	Diver_atual	15.305	0.134
29.	Vontade_Diversificar	32.248	0.014

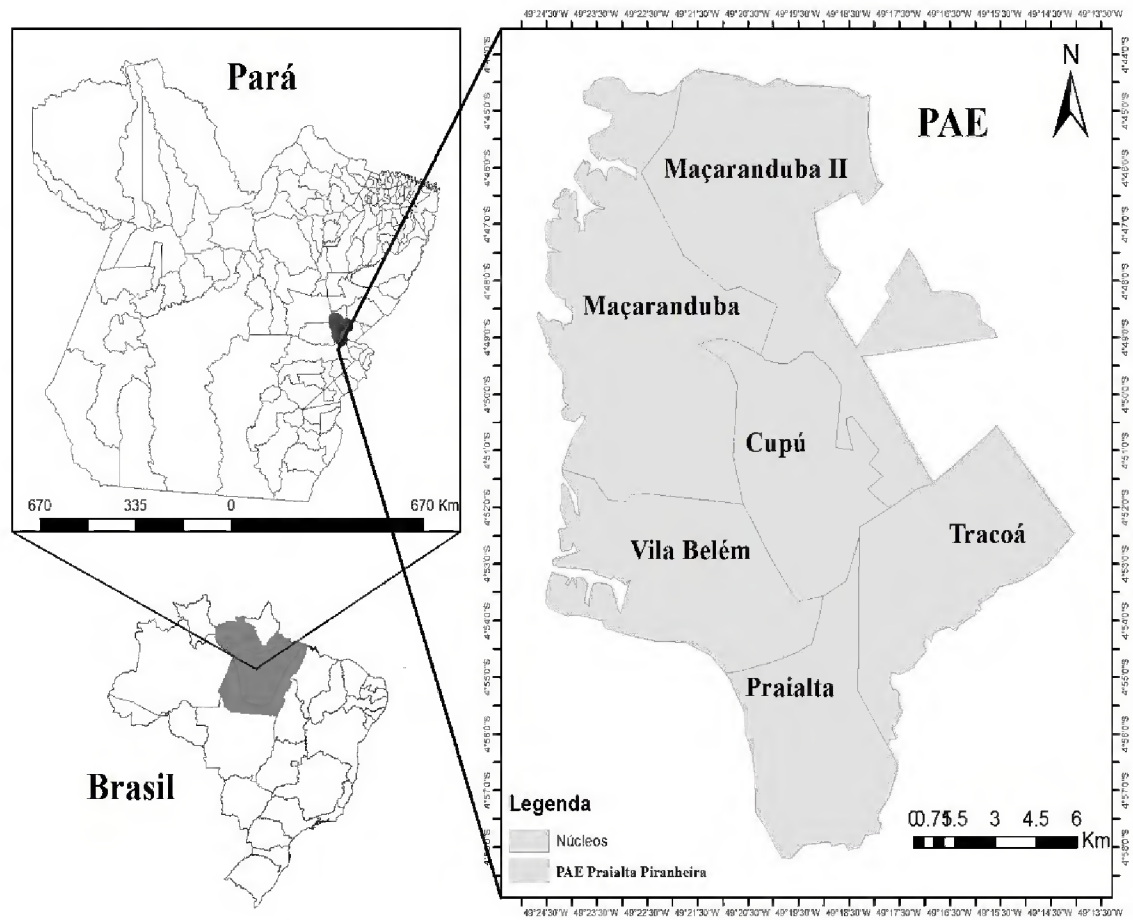


Figura 2.2 Área de localização do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praiaalta Piranhiera - PAE, composta pelos núcleos: Praiaalta, Vila Belém, Tracoá, Cupú, Maçaranduba, Maçaranduba II, no município de Nova Ipixuna, estado do Pará, Brasil.

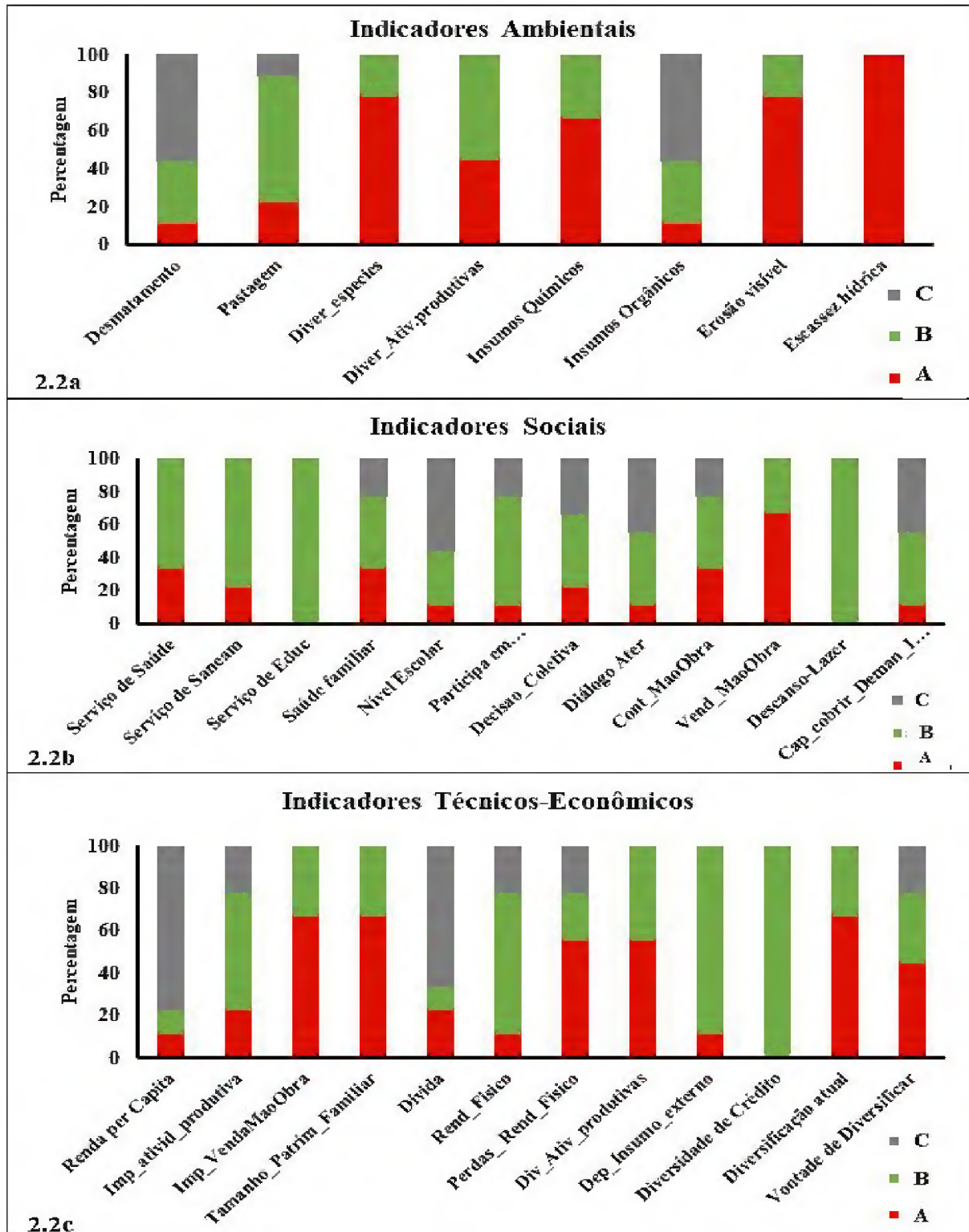


Figura 3.2 Indicadores de sustentabilidade ambiental (2.2a), social (2.2b), técnico-econômico (2.2c) dos agroecossistemas do Projeto de Assentamento Praia Alta Piranha, no Sudeste do Pará. Porcentagem de agroecossistemas que responderam cada categoria dos diferentes indicadores. Categorias: C (cinza) nível baixo de sustentabilidade, B (verde) nível médio de sustentabilidade e A (vermelho) nível alto de sustentabilidade. Os nomes completos dos indicadores estão descritos na Tabela 2.1.

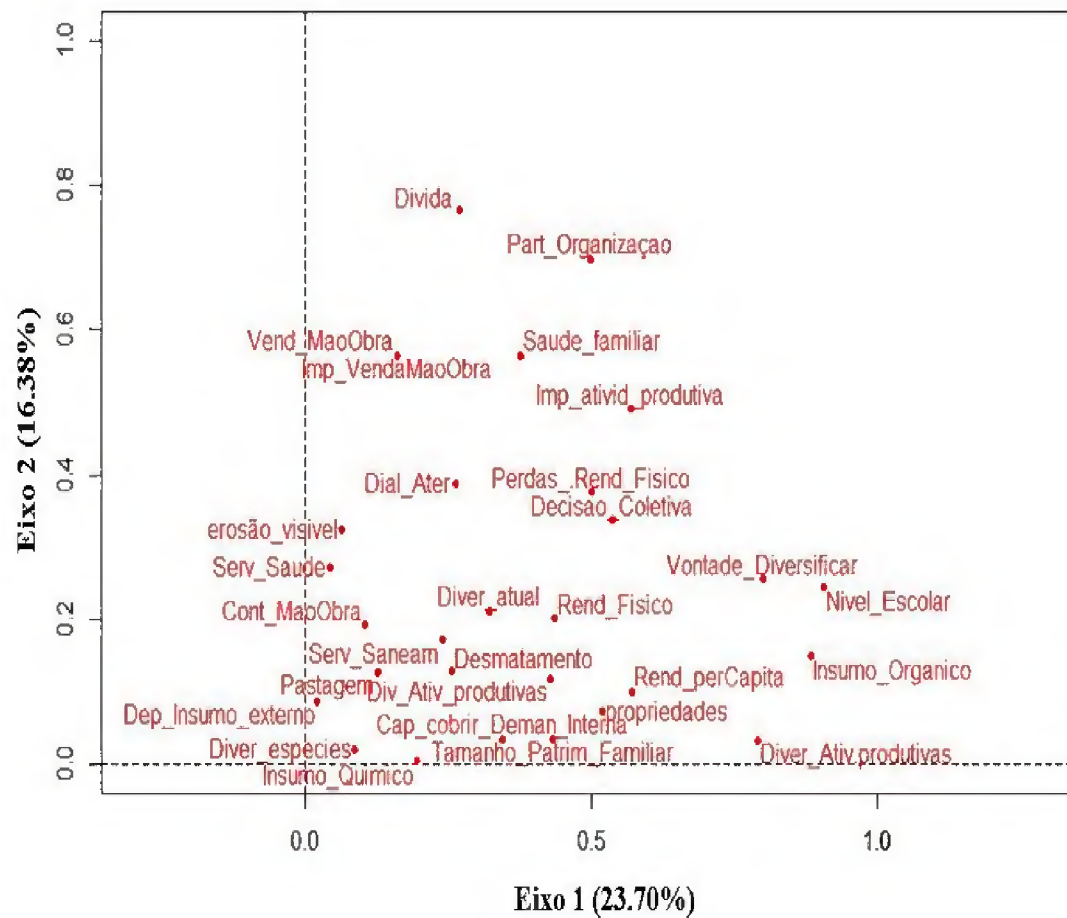


Figura 2.4 Ordenação, resultante da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), dos 29 indicadores de sustentabilidade dos nove agroecossistemas do Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praia Alta Piranha, localizado no município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará. As siglas dos indicadores de sustentabilidade estão descritas na Tabela 2.1.

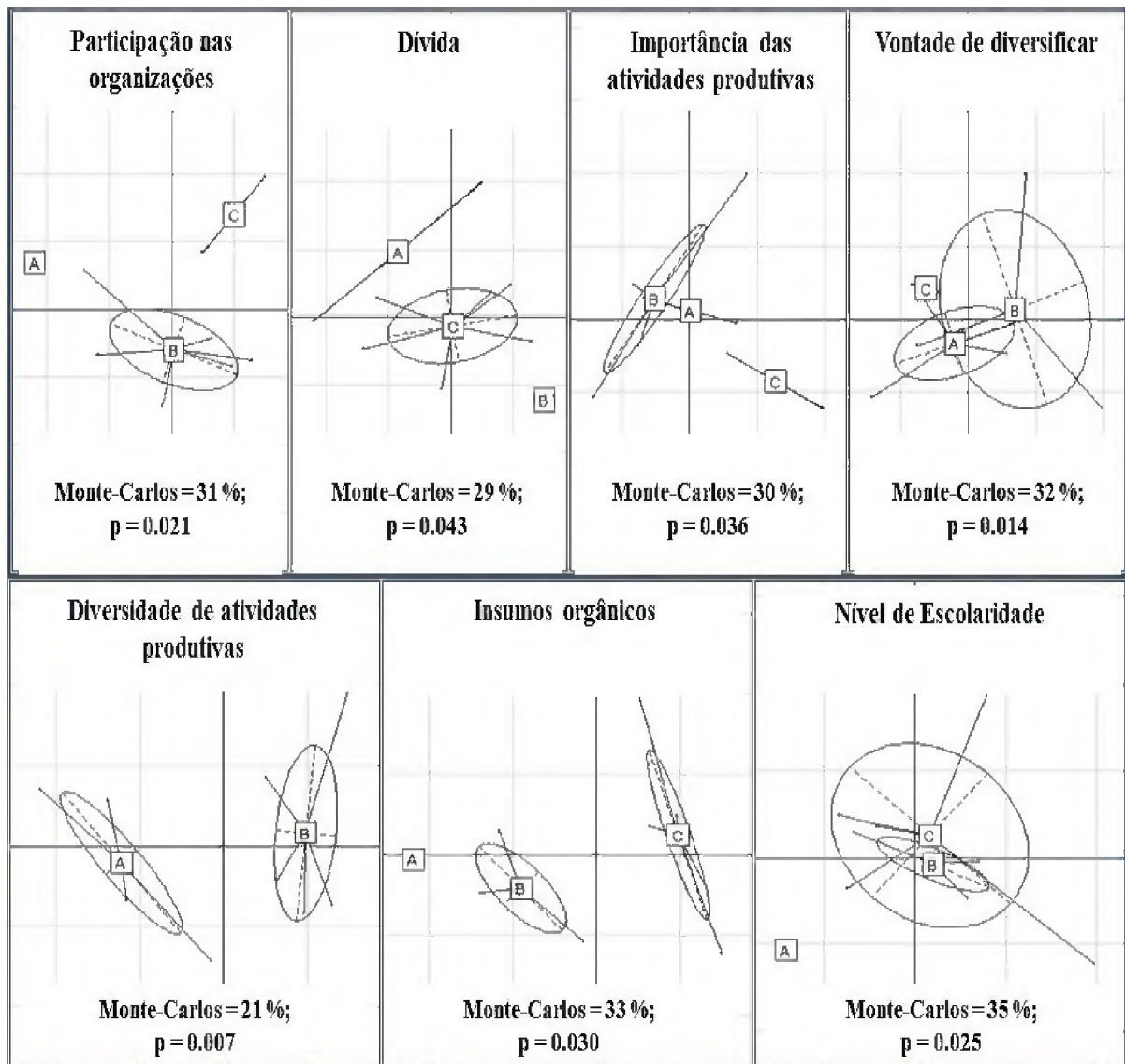


Figura 2.5 Ordenações resultante da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), usando matriz de 29 variáveis qualitativas, sendo uma considerada como fator de agrupamento dos nove agroecossistemas. As elipses representam diferentes grupos com base nas três categorias de cada indicador analisado: participação nas organizações, dívida, importância das atividades produtivas, vontade de diversificar, diversidade de atividade, insumo orgânicos e nível de escolaridade. As categorias dos indicadores de sustentabilidade são descritas na Tabela 2.1.

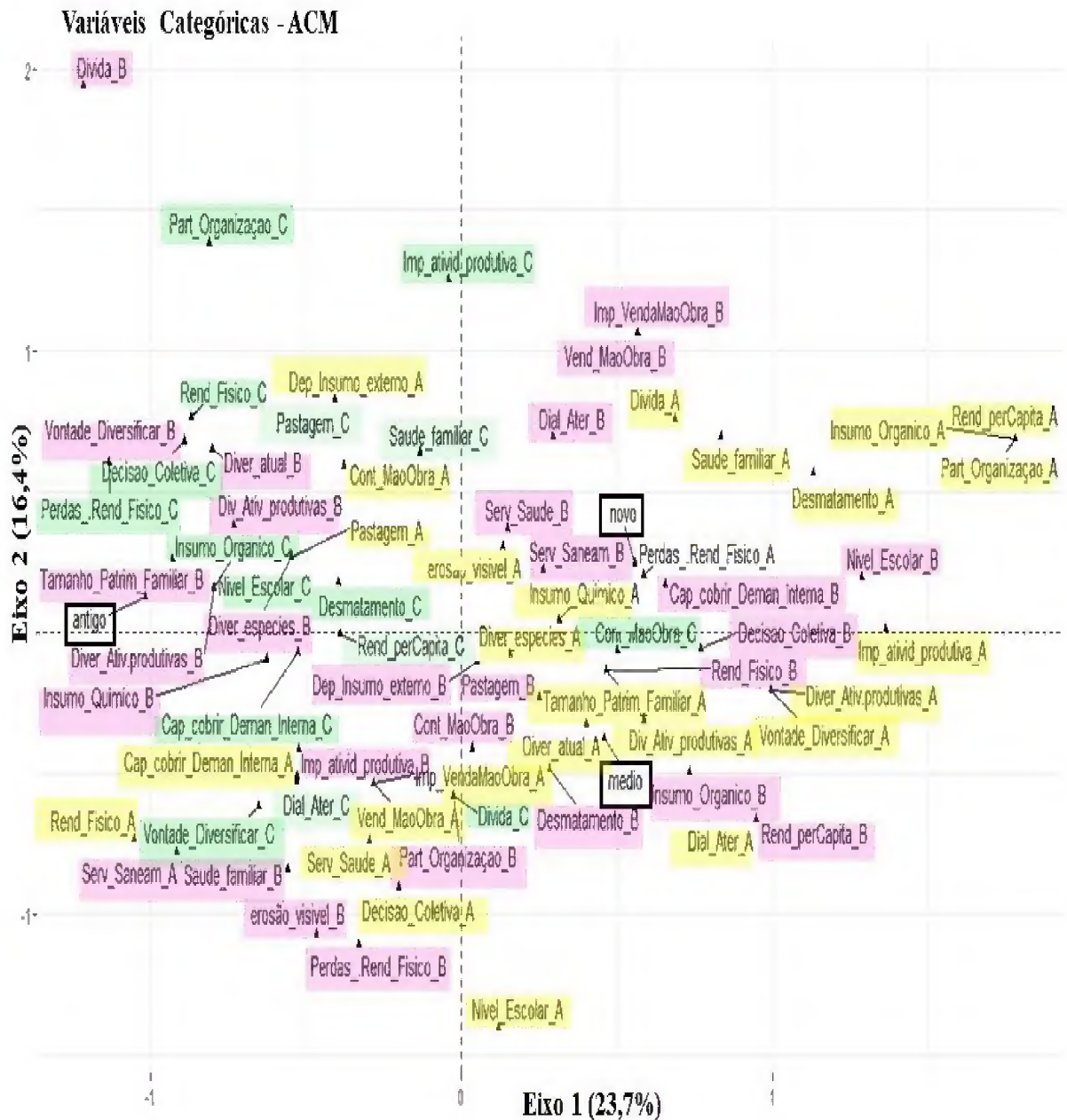


Figura 2.6 Ordenação, resultante da Análise de Correspondência Múltipla (ACM), dos 29 indicadores de sustentabilidade, correlacionados com as variáveis categóricas que correspondem aos níveis de sustentabilidade, A (amarelo), B (rosa) e C (cinza), mais os tempos de ocupação (novo, médio e antigo) dos nove agroecossistemas do Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praialta Piranha, Sudeste do estado do Pará. As siglas dos indicadores de sustentabilidade são descritas na Tabela 2.1.

Apêndice A

Apêndice A - Questionário de caracterização dos agroecossistemas

	Entrevistador: _____
	Data: _____
	Tempo da entrevista: _____

1 – PERFIL HISTÓRICO DA FAMÍLIA

Nome do entrevistado (apelido): _____

Município: _____

Localidade / Assentamento e nº do Lote: _____

Tamanho do Lote: _____

Distância do centro urbano (km): ____ Condições de acesso: bom () regular () precário ()

Observação: _____

Distância de Marabá (km): _____ Condições de acesso: bom () regular () precário ()

Observação: _____

Contatos (celular pessoal e ou coletivo, etc.): _____

Resumo da chegada na região e no Projeto de Assentamento (usar diário de campo):

(através de parentes, iniciativa própria, posse, compra, etc.)

2 – PERFIL SÓCIO-CULTURAL DA FAMÍLIA

2.1 – Constituição da unidade familiar

Nome e grau de parentesco para com o responsável	Naturalidade (município e estado de origem)	Sexo	Idade (anos)	Escolaridade	Estado de saúde (*)
1					

(*) - Estado de Saúde: 1 = quase nunca adoece (passa anos sem ter problemas); 2 = fica doente algumas vezes (doenças leves 1 ou 2 vezes por ano); 3 = fica doente com frequência (várias vezes por ano) 4 = tem limitações e ou debilidades (mal estar ou problemas constantes ou permanentes); 5 = é incapaz

Cod.	Principais Atividades	Jornada de trabalho (horas/semana)		Períodos de descanso e lazer	
		Para a UP	Para outros	Descanso semanal (períodos ou dias)	Férias (Dias por ano)
1					

2.2 – No caso de Mão-de-obra contratada

Nº	Local de mora-dia (1)	Naturalidade de (município e estado)	Sexo	Idade (anos)	Escolaridade (série e grau)	Estado de saúde (2)	Jornada de trabalho (H / D)	Remuneração por dia ou mensal (R\$)	Tarefas principais (dizer se temporário ou permanente)

(1): na UP = 0 ou distância em Km (2): idem quadro anterior

2.3 – Sobre a Infra-estrutura familiar

Moradia (1)	Água (2)	Esgoto (3)	Lixo (4)	Energia Elétrica (Sim ou Não)	Equipamentos domésticos (5)	Veículos (6)	Informações gerais Principais fontes (7)

(1) 1 - boa; 2 - razoável; 3 - ruim (qual o material utilizado?)

(2) 1 - rede pública; 2 - poço escavado; 3 - poço artesiano; 4 - fonte protegida; 5 - fonte sem proteção; 6 - outro.

(3) 1 - fossa séptica; 2 - fossa seca; 3 - fossa negra; 4 - fossa aérea; 5 - outro.

(4) 1 - recicla; 2 - queima; 3 - joga em terreno/rio; 4 - enterra; 5 - coleta pública; 6 - outro

(5) 1 - fogão a gás; 2 - fogão a lenha; 3 - geladeira; 4 - freezer; 5 - televisão; 7 - rádio; 8 - aparelho de som; 9 - telefone; 10 - Parabólica; outros.

(6) 1 - carro de passeio; 2 - veículo de transporte de mercadorias; 3 - moto; 4 - bicicleta; 5 - carroça; 6 - cavalo; 8 - outros.

(7) 1 - jornal; 2 - televisão; 3 - rádio; 4 - internet; 5 - igreja; 6 - outros.

2.4 - Acesso a serviços públicos (assinalar com "x")

Tipo	Local disponível (PA, Sede Municipal, outros.)	Qualidade do serviço (Boa, Razoável, Ruim)
Crédito produtivo		
Escola		
Médico		
Dentista		
Transporte		
Agente Comunitário		
Outros		

2.5 – Benefícios previdenciários

Nome	Tipo e desde quando	Valor (R\$)

2.6 – Nível de organização do Assentamento

Tipos de associações do PA (Qual o principal propósito?)	Alguém da família participa? Exerce alguma função? Qual? Se não, por quê?	Seus vizinhos participam? (1)	A vizinhança é na maioria: (2)

(1) 1 = sim; 2 = não; 3 = não sabe desconhecidos

(2) 1 = parentes; 2 = amigos; 3 = conhecidos; 4 = desconhecidos

3 - DETALHANDO A UNIDADE DE PRODUÇÃO

3. – Qual a Situação fundiária?

No ano de chegada: _____; Atualmente: _____ Obs:
em que ano ocorreu à mudança

3.1. Composição da cobertura vegetal do lote

Situação	Mata	Capoeira	Pasto	Roça e antecedente	Perenes
Chegada					
Atual					

3.2. Evolução do tamanho das aberturas

Períodos	Áreas (ha)	Objetivos (início de cada atividade produtiva)
Chegada		

Obs. Identificar os principais períodos de mudança destacando as datas-chave

3.3 - Forma atual de uso da terra(ha)

Parcelas	(Ha)	Tipo de manejo	Relevo (1)	Erosão (2)	Cobertura do solo (3)	Observações
Mata						
Lavouras temporárias						
Lavouras permanentes						
Sítio						
Pastagem						
Pousio						
Preservação permanente						
Inaproveitáveis						
Benfeitorias (construções, estradas, açudes etc.)						
Total (ha)						

(1) Relevo (declividades conforme classes de uso do solo): PLA = plano; SUO = suave ondulado; OND = ondulado; FON = forte ondulado; MON = montanhoso.

(2) Erosão (nível de erosão visível): NEN = Nenhum; RAR = Raro; MOD = Moderado; COM = comprometedor; SEV = Severo.

(3) Cobertura do solo, quando for o caso: SNU = solo nu; PAL = Palha; ESP = ervas espontâneas; ADV = adubação verde; PLA = plástico; OUT = outra.

3.4. Principais animais silvestres

AVES	MAMÍFEROS	INSETOS	PRAGAS	OUTROS

3.5. Principais plantas silvestres

ÁRVORES	ARBUSTOS	ERVAS	ESPÔNTANEAS	OUTROS

4. TÉCNICOS DO MANEJO

4.1 - Produção vegetal

Cultivo /Espécie	Área	Semente / muda	Preparo Solo		Adubação		
Ver origem do material genético Via crédito ou próprio?	Ha	1= própria 2=comp ra O= orgânica C=conv encional	Corte-queima 1 - Der; Queima; 2 - Der; queima	Mecanizada 1= aração (MA=manual TA=t.animal; TM=máquina)	TIPO O= orgânica N= mineral natural Q= química M= mixta	FONTE C= compra P= própria	QUANT. GERAL Kg/ha ou Ton/ha
01							

Obs. Incluir uma coluna com práticas de manejo (práticas de conservação da diversidade, etc)

Obs2. Destaque para o cultivo de perenes!

Produção vegetal (continuação)

Cultivo / Espécie	Pragas e doenças	Ervas espontâneas	Manejo	Irrigação	Produção
	P= produtos Permitidos, Q= químicos, M= mistos, X= outros.	HER= herbicida, ROT= rotação e alelopatia, MAN= arranque, manual CAP= capina, TAN= traç. Animal, MEC= mecânica, OUT= outros	VAR= variedade resistente, ROT= rotação, CON = consórcio, Plantas companh., ADV= ad.verde, CBM = cob. Morta, EST= estufa, OUT= outros	NE=nenhum, MA=manual, AC= asper., canhão, NO= asper., normal, MI= microaspersor, GO= gotej.	Quantidade
01					

4.2 - Produção animal

Animais (tipo)	Qtde	Tipo de alimentação PASto; RAÇÃO; REStos; PRO=Outros da propriedade; EXT=outros de origem externa	Tratamentos utilizados EVERminação; ECToparasitas; MUTilação (amochamento, cauda, bico)	Ambiente (CONfinado; SEMiconfinado; SOLto;)	Condições do ambiente (espaço, higiene, tempo para vadiagem, etc... BOM REGular ou RUIm)
-------------------	------	---	--	--	--

4.3 - Produtos de extrativismo

Há produtos de extrativismo? Sim() Não ()

Quais? Para quê?

Qual a quantidade extraída por ano?

Qual a porcentagem de comercialização?

4.4 – Quais as fontes de matéria orgânica utilizada (citar quantidade por período de tempo com base na última safra)

Produção de esterco	Compostagem com materiais próprios (exceto esterco)	Adubação verde (ha ou m ² / ano)	Compra de cama aviário	Compra de outros materiais orgânicos

OBS.: _____

4.5 - Principais problemas sanitários para a produção (vegetal e animal)

(Citar, por produto, as pragas e doenças causadoras de danos significativos, os percentuais de perdas a elas atribuídos e a frequência da incidência - sempre, várias vezes ou raramente)

4.6 - Disponibilidade, qualidade e consumo da água de uso agrícola.

4.6.1 - Fontes de água com origem na propriedade

Nascente	Poço escavado	Poço artesiano	Córrego	Rio	Lago	Açude
()	()	()	()	()	()	()

4.6.2 - Fontes de água com origem externa à propriedade

Serviço Público	Nascente	Poço escavado	Poço artesiano	Córrego	Rio	Lago	Açude
()	()	()	()	()	()	()	()

4.6.3 - Qualidade

A água utilizada está sujeita a algum tipo de contaminação? Sim() Não
 () Qual ?

A propriedade emite alguma contaminação nos corpos de água? Sim() Não
 () Qual ?

Faz algum tipo de tratamento ou cuidado com a água? Sim() Não
 () Qual ?

Sofre com escassez de água:

Freqüentemente	Com secas curtas (20 a 30dias)	Com secas médias (30 a 90dias)	Com secas longas (+ de 90 dias)	Nunca
()	()	()	()	()

4.6.4 - Consumo

A família tem noção do volume da água que consome? Volume por tempo (% , Litro, m³/hora, dia ou outro conforme informante)

Consumo doméstico	Limpeza de instalações	Irrigação	Beneficiament o de produtos	Animais

5 - ASPECTOS DE MERCADO

5.1 - Produtividade das culturas e preços alcançados

	Produto	Produtividade alcançada desde a chegada			Preços alcançados na última safra (especificar por unidade de venda (caixa, kg, unidade etc...)).		
		Maior	Menor	Normal	Maior	Menor	Normal
1							

5.2 - Destino da produção e canais de comercialização

Produto (% da produção)	Perdas	Consumo interno	Associação	Agroindústria	Peq. Estabel.	Direto ao consumidor		
						Feiras	Propriedade	Outros

5.3 - Forma de comercialização (%)

Produto (% da produção):	Bruto	Processado			Com marca de identificação (Sim ou Não)
		Só limpo	Limpo embalado e	Conservas, geléias, outros.	

5.4 - Quem determina o preço dos produtos? (assinalar com X)

Produto	O produtor	O intermediário	O consumidor final	Cooperativa	A associação	Outros

OBS.: _____

5.5 - Como obtém informações sobre o mercado de produtos?

Org. Sind.	Outras famílias	Técnicos	Jornal, Rádio e TV	No local onde vende	Outros (citar)
()	()	()	()	()	

Que tipo de relação mantém com o mercado de produtos agropecuários? Já ouviu falar em Mercado de produtos orgânicos? Quando? Como? O que acha?

6 - ASPECTOS ECONÔMICOS

6.1 - Bens Patrimoniais

Tipo/especificação (Infra; Máquinas; equip.; imóveis; veículos, etc.)	Quant.	Valor atual R\$	Vida útil	Forma obtenção
Total (R\$)				

6.2 - Despesas Gerais (ano ou mês)

Discriminação	% do total	R\$
Custo Fixo:		
Pagamento de Aluguel, arrendamentos, etc.		
Pagamento de crédito agrícola, etc.		
Sindicato/Associação		
Outros impostos e taxas		
Custo Variável:		
M. Obra Contratada		
Adubos		
Sementes e mudas		
Tratamento de Animais		
Gastos c/ outros insumos		
Aluguel de máquinas e equipamentos		
Despesas c/ transporte		
Água, Luz, Telefone, etc.		
Colheita		
Beneficiamento		
Comercialização		
Outros:		
Gastos com família (Saúde, educação, transporte, alimentação, vestuário, lazer, outros)		

Outros gastos		
Valor Total (R\$)		

6.2.1. Consumo familiar (como garante o suprimento da família?)

Discriminação	% do total	R\$
Itens de consumo produzidos no próprio lote		
Itens de consumo adquiridos fora do lote (compra)		
Outras formas de garantia das necessidades familiares		
TOTAL		

6.3 - Receita Bruta (ano ou mês)

Discriminação	% do total	R\$
Produção agrícola (total da propriedade)		
Venda de animais		
Aluguel de terras/imóveis/máquinas		
Venda de mão-de-obra de membros da família		
Aposentadoria		
Comércio (produtos de terceiros)		
Manufaturados		
Outros (poupança/ renda terceiros)		
Valor Total (R\$)		

6.4 - Dívidas e créditos

Discriminação	A receber (R\$)	A pagar (R\$)
Valor Total (R\$)		

6.5 - Tem necessidade de recorrer a empréstimo financeiro? Sim () Não ()

6.6 - Se houver uma emergência, para quem (ou o quê) recorre?

7 – ALGUNS DESCRITORES GERAIS

7.1 - Histórico do produtor

Anos com agricultura	Anos nesta propriedade	O que fazia antes?(*)

* AGR = agricultura; COM = comércio; SER = serviços

7.2 - O que o levou a trabalhar (ou não) com o crédito?

Investimento rápido	Ficar em RB	Formas de pagamento	Falta alternativa de	Influência de outros	Outras razões
()	()	()	()	()	()

7.3 - Como obtém informações sobre a ATER e o crédito?

Associação	Outros produtores	INCRA	Técnico da Copserviços	Outras (citar)
()	()	()	()	

7.4 - Já participou de curso de capacitação e formação? Sim () Não () Que tipo?

7.5 - Faz algum tipo de experiência por conta própria? Sim () Não () Se sim, citar quais:

Observações gerais:

3 MÉTRICAS DA PAISAGEM E QUANTIDADE DE HABITAT FLORESTAL NO PROJETO DE ASSENTAMENTO AGROEXTRATIVISTA PRAIALTA PIRANHEIRA, SUDESTE DO PARÁ

RESUMO

As florestas têm sofrido alterações principalmente pelas ações antrópicas e ferramentas como as métricas de paisagem têm se tornado úteis para entender estas alterações. O objetivo desse estudo é analisar a influência das métricas da paisagem e a quantidade de habitat florestal sobre a estrutura da vegetação em um mosaico agrícola sobre o efeito da escala espacial. Foi realizado no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta Piranheira, núcleo Maçaranduba, um inventário florístico em 45 pontos amostrais, dos quais foram calculadas doze variáveis da estrutura da vegetação. Estes pontos também serviram de referência para extrair da imagem de satélite, cinco métricas: área, perímetro, densidade de borda, forma e número de fragmentos, espacializados em diferentes escalas (100 m, 200 m, 300 m e 500 m). Dentre as métricas da paisagem a área influenciou a riqueza e abundância das espécies tolerantes até a escala de 300 m; perímetro, densidade de borda e forma influenciou somente na escala de 100 m; nenhuma variável teve correlação significativa na escala de 500 m. Duas variáveis da vegetação sofreram influência positiva do aumento da quantidade habitat: riqueza de espécies herbáceas tolerantes e abundância das espécies arbóreas/arbustivas pioneiras do estrato inferior e percebeu a influência das métricas da paisagem e da quantidade de habitat florestal sobre a estrutura da vegetação.

Palavras-chave: Ações antrópicas, Escala de efeito, Estrutura da vegetação, Comunidade vegetal

3.1 Introdução

As ações antrópicas têm contribuído para a fragmentação da paisagem (Lewis et al., 2015). Vários experimentos mostram os efeitos da fragmentação sobre as alterações na composição das comunidades vegetais e animais, na abundância de grupos funcionais, efeito de borda, estrutura da paisagem e banco de sementes do solo amazônico (Tabarelli et al., 1999; Michalski et al., 2007; Laurance et al., 2011; Sousa et al., 2017).

A estrutura da vegetação sofre influência dos fatores locais, contudo sofre também o efeito da escala espacial estudada (Jackson & Fahrig, 2012). Esses efeitos podem ser quantificados através das métricas da paisagem (Couto, 2004; Jackson & Fahrig, 2016). Vários estudos têm sido propostos à utilização das métricas (Riitters et al., 1995; Herrmann et al., 2005; Santos et al., 2017) para compreender a complexidade de interações (inter e intra espécies, fluxo gênico, diversidade, relação vegetação e paisagem e outros), principalmente em ambiente florestais.

As métricas estão sendo cada vez mais exploradas dentro dos estudos de paisagem que pode ser definida como: uma unidade com estrutura (tamanhos, formas, números, tipos e configurações dos fragmentos), função (fluxos de energia e espécies) e dinâmica (alteração na estrutura e função do mosaico ecológico durante o tempo) (Pereira et al., 2001).

Nesse contexto, ainda existem algumas lacunas sobre a relação entre métricas da paisagem, estrutura da vegetação e os efeitos de diferentes escalas (Arroyo-Rodríguez et al., 2015; Rocha-Santo, 2017). Neste âmbito, as hipóteses da quantidade de habitat propõem a substituição do tamanho e isolamento dos fragmentos como variáveis de influência na riqueza das espécies para o efeito do aumento da quantidade de habitat original (Fahrig, 2013). Complementar a teoria da biogeografia de ilhas que prediz que a riqueza de espécies é influenciada pelo tamanho e isolamento das ilhas (Macarthur & Wilson, 1963).

A teoria da biogeografia propõe modelos mais simplificados, baseado na extinção – colonização das espécies (Melo et al., 2017). Entretanto, algumas relações não eram explicadas (Haddad et al., 2017), como: a riqueza de espécies é influenciada pela quantidade de habitat e não pelo tamanho dos fragmentos (Baz & Garcia-Boyero, 1996; Fahrig, 2013).

Existe no ambiente terrestre uma complexa interação que ocorre entre a matriz e os fragmentos que é diferente das ilhas oceânicas (Melo et al., 2017) e o tamanho amostral das parcelas que influenciam na relação espécie – área e não o tamanho dos fragmentos (Azovsky, 2011).

As paisagens heterogêneas, formadas a partir da fragmentação de um habitat original, são oportunidades para observar esses efeitos, pois elas apresentam um ambiente que possibilita trabalhar com diferentes escalas de estudo, aumentando assim as chances de perceber os fatores e suas interações que são diretamente relacionados à escala espacial e que irão influenciar na estrutura da vegetação.

Essas paisagens fragmentadas são encontradas em toda região amazônica em função da conversão de florestas para áreas de cultivos agrícolas e pastagens. Isso leva a formação de mosaicos de diferentes coberturas vegetais, principalmente em áreas de agricultores familiares. Mesmo em áreas criadas com intuito de conservação da vegetação, como os projetos de assentamentos agroextrativistas (Oswald et al., 2011), existem as paisagens fragmentadas, o que torna essencial o estudo sobre a estrutura da vegetação florestal e suas relações com a estrutura da paisagem.

Este trabalho tem como objetivo analisar a influência da métricas da paisagem, a quantidade de habitat florestal original e a escala espacial sobre a estrutura da vegetação em um mosaico agrícola no sudeste do estado do Pará. E procurou responder as seguintes questões: A estrutura da vegetação são influenciadas pelas métricas da paisagem e a quantidade de habitat floresta em diferentes escalas? A hipótese é que existe correlação entre as métricas da paisagem e a estrutura da vegetação em diferentes escalas

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no núcleo Maçaranduba, no Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praia Alta Piranhiera, localizado no município de Nova Ipixuna, Sudeste do estado do Pará. Uma descrição detalhada da área de estudo foi apresentada no Capítulo 2, nas páginas 25 a 28.

3.2.2 Desenho Amostral e variáveis da Vegetação

A partir de uma pesquisa inicial, com a aplicação de questionários sócio econômicos, realizados com 50 agricultores familiares, foram selecionados nove estabelecimentos agrícolas que melhor representavam os sistemas de produção, os tipos de usos da terra, o tamanho das propriedades, a dinâmica de ocupação, as mudanças nos tipos de usos da terra,

além de outras variáveis sociais e econômicas do PAE (Sartre, 2011; Grimaldi et al., 2014; Lavelle et al., 2016).

Em cada um dos nove estabelecimentos agrícolas, foram implantadas cinco parcelas igualmente espaçadas ao longo da maior diagonal do estabelecimento agrícola, totalizando 45 parcelas. A distância entre as parcelas foi igual a 1/6 do comprimento da diagonal e variou (entre 200 e 400 m). As parcelas não foram selecionados com base no tipo de cobertura vegetal, pois foi assumido que a regularidade das parcelas refletiriam os tipos de uso da terra predominantes em Maçaranduba Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Tipos de uso e quantidade de parcelas em Maçaranduba, Sudeste do Pará

Tipo de uso	Quantidade de parcelas
Fragmentos florestais bem conservadas e/ou com sinais de perturbação antrópica	11
Florestas secundárias com estrato arbóreo bem definido	9
Florestas secundárias jovens, sem estrato arbóreo definido	4
Pastos sujos, com alta abundância de indivíduos herbáceos e jovens de espécies lenhosas	11
Pastos limpos	9
Cultivo anual (<i>Oryza sativa</i> L.) (arroz) e (<i>Zea mays</i> ssp. (milho	1

A vegetação de cada parcela foi inventariada em três estratos. Uma parcela de 10 x 50 m (500 m²) foi alocada para o inventário do estrato superior (indivíduos com DAP \geq 10 cm), uma subparcela de 5 x 50 m para o estrato médio (indivíduos com DAP < 10 cm e altura \geq 2,0 m) e finalmente, no centro da parcela, foram distribuídas regularmente 10 subparcelas de 1 x 1 m para o inventário do estrato inferior (indivíduos com altura \leq 2,0 m e \geq 10 cm). O número de amostras por estrato variou, visto que existem tipos de usos da terra que não possuem todos os estratos.

A pré-identificação das espécies foi realizada por um parataxônomo e confirmada por comparação no Herbário João Murça Pires do Museu Paraense Emilio Goeldi (Apêndice B). Os poucos indivíduos não identificados (5% dos indivíduos) foram excluídos das análises.

As espécies foram classificadas em grupos baseados nas formas de vida: lianas, palmeiras, ervas (Hb), árvores e arbustos (Ar), conforme Brower et al. (1998); e, quanto a tolerância à sombra: pioneiras (Pi) ou tolerantes à sombra (Ts), conforme Do Vale et al.

(2015). As variáveis da vegetação analisadas foram a abundância ou número de indivíduos (Ab) das espécies; a riqueza ou número de espécies (S) e a diversidade de Shannon (H') ligadas às principais formas de vida e grupos ecológicos (Tabela 3.2). Riqueza, abundância e diversidade de Shannon foram calculadas segundo Magurran (2013).

3.2.3 Variáveis da paisagem

Foi utilizada uma imagem do satélite Landsat 5 (cena 223/64), bandas 3, 4 e 5, adquiridas no Earth Explorer (www.earthexplorer.usgs.gov/). A imagem selecionada é de 2008, mesmo ano em que foi realizada a amostragem do inventário florístico e apresenta menos de 10% de nuvens (Figura 3.1).

Tabela 3.2 Descrição, Média e desvio padrão das variáveis da vegetação das 45 parcelas do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praialta e Piranheira, município de Nova Ipixuna, Estado do Pará.

Sigla	Descrição da variável da vegetação	Média ± Desvio Padrão
1. H'ES	Diversidade de shannon do estrato superior (todas as formas de vidas e grupos ecológicos)	0.94± 1.12
2. H'EI	Diversidade de shannon do estrato inferior (todas as formas de vidas e grupos ecológicos).	2.21± 0.65
3. S-Ar-To	Riqueza de espécies arbóreas e arbustos tolerantes à sombra dos três estratos	13.8± 13.95
4. S-Ar-Pi	Riqueza de espécies arbóreas e arbustos pioneiros dos 03 estratos	4.95 + 3.36
5. S-Hb-To	Riqueza de espécies herbáceas tolerantes dos 03 estratos	3.6±3.13
6. S-Hb-Pi	Riqueza de espécies herbáceas pioneiras dos 03 estratos	4.2±3.87
7. Ab-Ar-To-ES	Abundância das espécies arbóreas e arbustos tolerantes do estrato superior.	7.6±10.1
8. Ab-Ar-Pi-ES	Abundância das espécies arbóreas e arbustos pioneiras do estrato superior.	1.68 ± 3.68
9. Ab-Ar-To-EI	Abundância das espécies arbóreas e arbustos tolerantes do estrato inferior.	26.4 ± 31.75
10. Ab-Ar-Pi-EI	Abundância das espécies arbóreas e arbustos pioneiras do estrato inferior.	64.62 ± 69.62
11. Ab-Hb-To-EI	Abundância das espécies herbácea tolerantes do estrato inferior.	33.17 ± 40.06
12. Ab-Hb-Pi-EI	Abundância das espécies herbácea pioneiras do estrato inferior.	17.0 ± 26.8

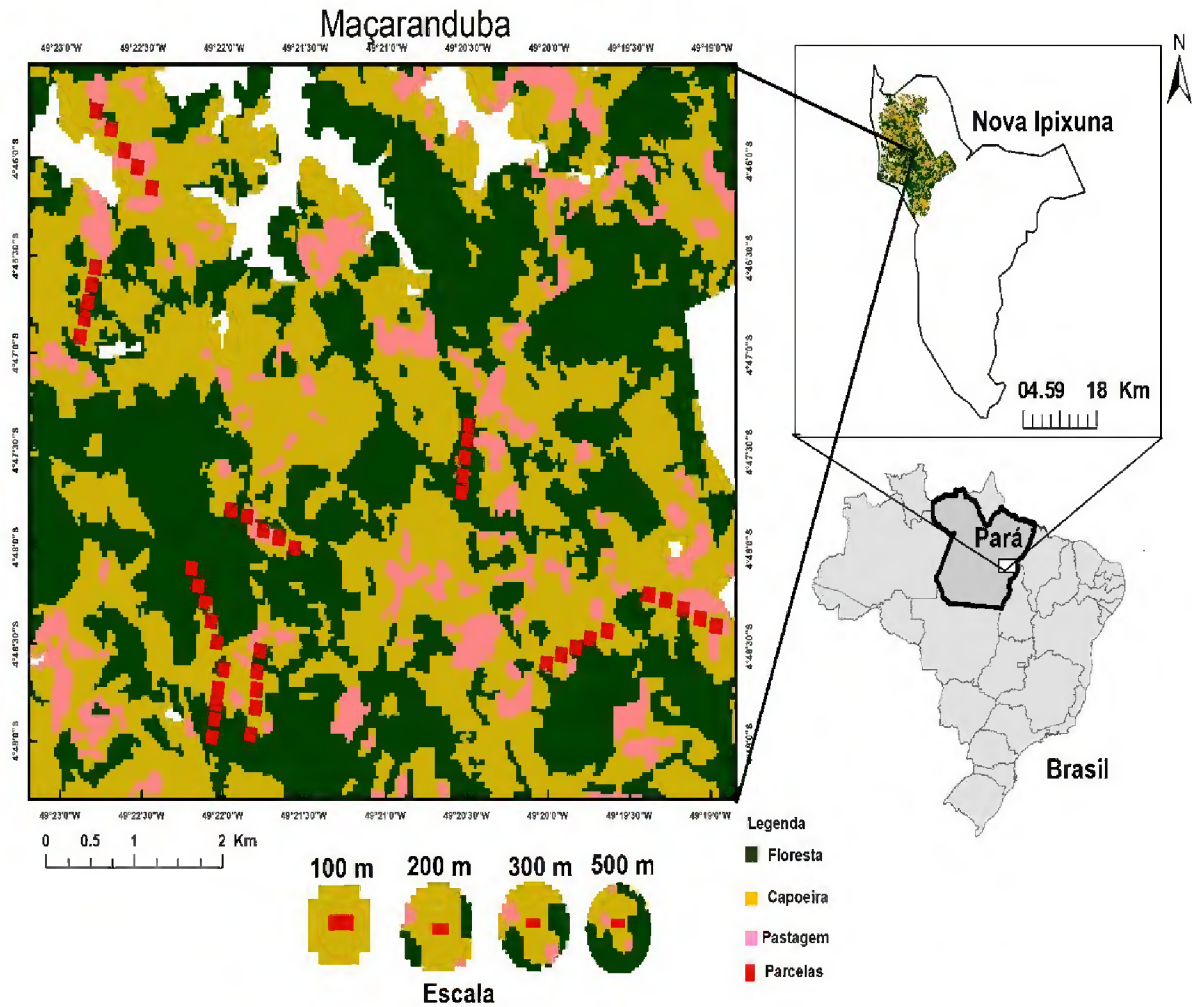


Figura 3.1 Mapa de localização da área de estudo Maçaranduba, imagem Landsat 5 com a composição RGB e a imagem classificada em floresta, capoeira e pastagem, do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, sudeste do Pará, Brasil.

A imagem foi classificada em três tipos de cobertura vegetal (floresta, capoeira e pastagem) para elaborar o mapa (Figura 3.1) que foi utilizado para extrair as informações das métricas da paisagem em diferentes escalas espaciais (Apêndice C). As métricas da paisagem foram extraídas apenas para as áreas florestais, uma vez que é a cobertura vegetal foco de interesse desse estudo. A classificação foi realizada no Software Spring 5.3, com a ferramenta Bhattacharya, que é um classificador supervisionado; primeiro foi realizada a segmentação (similaridade 06 e área pixel 20), que apresentou um limiar de aceitação de 95%. Posteriormente foi realizada a validação que teve desempenho médio da amostragem de 92,28 % e confusão média de 7,78%. A validação foi realizada utilizando as 45 parcelas onde foram realizados os inventários florísticos.

3.2.4 Métricas de fragmento e classe

As métricas da paisagem são classificadas em três tipos: métricas de classes, de fragmentos, e de paisagem propriamente dita (McGarigal & Marks, 1995; Riitters et al., 1995). Como sugerido por Rutledge (2003), algumas métricas são sensíveis à escala e devem caracterizar os processos e condições ecológicas de interesse. Como neste estudo o efeito da escala foi investigado, foram selecionadas somente métricas de fragmento e de classes, uma vez que elas são mais sensíveis às variações espaciais.

Foram calculadas cinco métricas de acordo com Riitters et al. (1995), sendo três métricas de fragmento: (1) Área dos fragmentos (patch área - AREA), calculada em m² e depois dividida por 10.000 para converter em hectares; (2) Perímetro dos fragmentos (patch perimeter - PERIM), calculado em metros e depois dividido por 1.000 para transformação em quilômetros, é uma medida que inclui todos os furos internos no fragmento; e (3) Forma dos fragmentos (shape index - SHAPE), é a área do fragmento usada por uma constante para ajustar a um padrão circular (shape index = 1), ou seja, o shape índice aumenta sem limite, quanto mais irregular for o fragmento. E, duas métricas de classes: (4) Densidade de borda (edge density - ED), que é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de borda que envolve os fragmentos, dividida pela área total da paisagem (m²), dividido por 10.000 para converter em hectares; e, (5) Número de fragmentos (number of patches - NP).

Os arquivos vetoriais resultantes do programa Quantum GIS 2.14.3 que foram transformados em arquivos matriciais foram utilizados para calcular as métricas através do programa Fragstats 4.0.

3.2.5 Quantidade de habitat florestal e a escala de efeito

Para determinar a quantidade de habitat florestal apenas a métrica área (patch área - AREA) da cobertura florestal foi utilizada, uma vez que o habitat florestal original da matriz era o investigado. Estudos tem mostrado que as florestas secundárias possuem importante valor na conservação das espécies florestais, contudo esse valor é diferenciado daquele encontrado por florestas pristinas (Schultz et al., 2004; Barlow et al., 2007) e quando considerado esses diferentes tipos vegetacionais as relações se tornam mais complexas (Arroyo-Rodríguez et al., 2015). Por isso, foi investigado apenas as coberturas originais neste estudo que são as florestas.

A área total de floresta foi quantificada em diferentes buffers; inicialmente em um buffer de 100 m, depois de 200 m, 300 m, até 500 m. Este aumento de amplitude nos diferentes buffers que variaram de 100 m a 500 m representam o efeito da escala espacial. Para gerar este Buffers, foram usadas as parcelas dos inventários florísticos como centroide. No total foram analisados 180 buffers (45 parcelas versus quatro tamanhos diferentes de circunferências). Os buffers foram quantificados através do programa Quantum GIS 2.14.3.

As escalas menores (100 m e 200 m) foram baseada na distância média (200 m) para a dispersão das sementes nas florestas tropicais (Augspurger, 1986) e a maior escala escolhida (500 m) foi resultado dos testes iniciais, que identificaram não haver mais correlação com as variáveis da vegetação. O efeito da escala apropriada para análises de paisagens está relacionado com o movimento das espécies estudadas e das suas características específicas (Metzger, 2006; Jackson & Fahrig, 2012).

3.2.6 Análise dos dados

Para comparar as métricas da paisagem (área, perímetro, forma, densidade da borda e número de fragmentos florestais) entre as diferentes escalas foi realizada uma análise de variância (one-way), seguida do teste Tukey ao nível de significância de 95%. Antes da análise de variância foi testada a distribuição normal dos dados através da análise Shapiro-Wilk (Leotti et al., 2005).

Para verificar a correlação entre as variáveis da vegetação (Tabela 3.1) e as métricas da paisagem (área, perímetro forma, densidade de borda e número de fragmentos), nas diferentes escalas (100, 200, 300 e 500 m) foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (CCA), conforme recomendação de Zuur et al. (2007).

Para testar a quantidade de habitat florestal sobre a estrutura da vegetação foi aplicado o modelo RandomForest utilizando as 12 variáveis da vegetação (Tabela 3.2). RandomForest é uma análise multivariada que tem precisão e classificação muito alta; além da capacidade de modelar interações complexas entre variáveis preditoras (Cutler, 2007); neste caso, possibilitou determinar quais as variáveis da vegetação apresentaram melhores percentuais de respostas ao efeito da quantidade de habitat.

Para definir em qual escala aparece o efeito da quantidade de área florestal sobre as variáveis da vegetação foi realizada uma correlação de Pearson acompanhado do teste t de Student, para analisar a significância do coeficiente da correlação (Zar, 1999), entra a métrica área (patch area - AREA) e as variáveis da vegetação nas diferentes escalas. Para as

correlações foi adotada a seguinte classificação: $r = 0,10$ até $0,30$ (fraco); $r = 0,40$ até $0,6$ (moderado); $r = > 0,6$ (forte), conforme recomendado por Dancey & Reidy (2006).

Todas as análises foram realizadas na Plataforma R 3.3.1 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT, 2013), utilizando os pacotes: Pastecs, car, RandomForest e Vegan.

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Métricas da paisagem e os efeitos sobre a vegetação e a escala

Todas as variáveis da vegetação apresentaram uma grande variação (Tabela 3.2), certamente resultante da mistura de diferentes tipos de coberturas vegetais encontradas nos pontos amostrais. As métricas da paisagem analisadas também apresentaram uma grande variação ao longo do mosaico estudado, em especial a área dos fragmentos florestais; contudo, essa variação diminui quando aumenta a escala espacial (Tabela 3.3).

A área dos fragmentos aumentou quando ampliou a escala até 500 m (ANOVA, $F = 3.0934$; $p = < 0,0001$), fato que revela a cobertura florestal ainda existente na área de estudo. No entanto, o perímetro e forma aumentaram até 300 m; e a densidade de bordas e o número dos fragmentos aumentaram até 200 m, além desses valores as variáveis da paisagem se mantiveram constantes (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 Média e desvio padrão das métricas dos fragmentos florestais nas 45 parcelas do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta e Piranha, município de Nova Ipixuna, Estado do Pará. As letras, nas colunas, representam as diferenças encontradas pelo teste de Tukey com $p < 0,05$.

Cobertura florestal					
Escala de efeito	Área (hectares)	Perímetro (quilômetros)	Densidade de borda (hectares)	Forma (shape)	Nº de fragmentos
100 m	1,09±1,8a	4533,3±3445,6a	1,45±1,0a	0,8958±5615a	0,8±0,7a
200m	4,32±3,6ab	12253,3±6647,5b	9,74±54bc	1,1796±49697b	1,4±1,0bc
300m	10,07±7,1c	24260±12011,8c	8,78±40c	1,4589±4167c	1,9±1,4c
500m	30,38±16,8d	54906,57±18941,5c	7,17±24c	1,5662±2578c	1,57±0,2c

A métrica forma (shape) mostra que os fragmentos florestais nas escalas de 100 e 200 m, apresentaram forma mais circular (Tabela 3.3). Os fragmentos florestais encontrados nas escalas de 300 m e 500 m, se afastaram da forma padrão (circular) e são mais irregulares. Já a

métrica densidade de borda a menor foi na escala de 100 m, que se diferenciou estatisticamente dos demais, apresentando uma densidade de 1,45 hectare (ha).

Quanto mais os fragmentos são irregulares mais mostram sua intensidade de uso, além de estarem mais suscetíveis ao efeito de borda (Mcgarigal et al., 2002; Borda-Niño et al., 2017), e tais características recaíram principalmente sobre os fragmentos com maiores áreas. O que pode ter ocorrido é que os agroextrativistas, buscando obdecer a legislação florestal vigente (Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651 de 2012), tenham deixado como reserva as áreas menores, assim apresentam forma e densidade de borda mais regulares.

Mesmo com a intervenção das instituições governamentais e não governamentais que proporcionam aos agricultores conhecimentos sobre alternativas de uso sustentável da terra e principalmente das florestas, como cita Araújo (2015), e dentro de uma área como PAE, criado especificamente para conservação da cobertura vegetal nativa, alguns fragmentos florestais estão sendo explorados, como mostrou a irregularidade dos fragmentos encontrados na escala de 500 m.

A fragmentação dos remanescentes florestais ocorre, muitas vezes, sem os cuidados necessários para mitigação dos impactos decorrentes das atividades antrópicas, gerando ecossistemas fragilizados por fenômenos como o efeito de borda (Etto et al., 2013) e que são mais perceptivos neste fragmentos irregulares.

A métrica área foi diferente estatisticamente entre as escalas, aumentou de 1 a 30 ha nas escalas de 100 m a 500 m. A área dos fragmentos influenciou a riqueza e abundância das espécies tolerantes à sombra até a escala de 300 m. Já o perímetro, densidade de borda e forma dos fragmentos influenciaram a diversidade do estrato superior e riqueza das herbáceas tolerantes somente na escala 100 m (Tabela 3.3). O número de fragmentos não influenciou a estrutura da vegetação.

Como as métricas foram calculadas levando em consideração apenas as áreas de florestas originais, já era esperado que as espécies mais sensíveis à configuração espacial da paisagem fossem as espécies tolerantes à sombra, visto que são espécies estruturantes da floresta amazônica e possuem estratégias durante seu ciclo vital para sobreviverem na sombra (Coelho et al., 2003; Do Vale et al., 2018). Resultado similar foi encontrado no município de Oiapoque, estado do Amapá, onde as espécies tolerantes também sofreram influência das métricas da paisagem (Santos et al., 2017).

A importância das espécies tolerantes à sombras nos diferentes tipos de usos da terra encontrados em Maçaranduba foi descrita por Do Vale (2018), que destacou a presença de *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng., *Gustavia augusta* L., *Pourouma guianensis* Aubl. e

Rinorea pubiflora (Benth.) Sprague & Sandwith. As espécies tolerantes são aquelas nas quais as sementes podem germinar sob a sombra das florestas (Do vale et al., 2015) e são importantes durante a regeneração e composição da floresta (Ferraz et al., 2004). Além disso, este é um grupo de espécies importantes quanto ao uso econômico (Pinheiro et al., 2007).

Neste trabalho foi constatado que na escala menor (100 m) existem mais métricas relacionadas com a estrutura da vegetação (Figura 3.2). O efeito da escala foi um importante indicativo das relações entre espaço e vegetação. Resultado similar foi encontrado por Stiles & Scheiner (2010) e Rocha-Santos (2017).

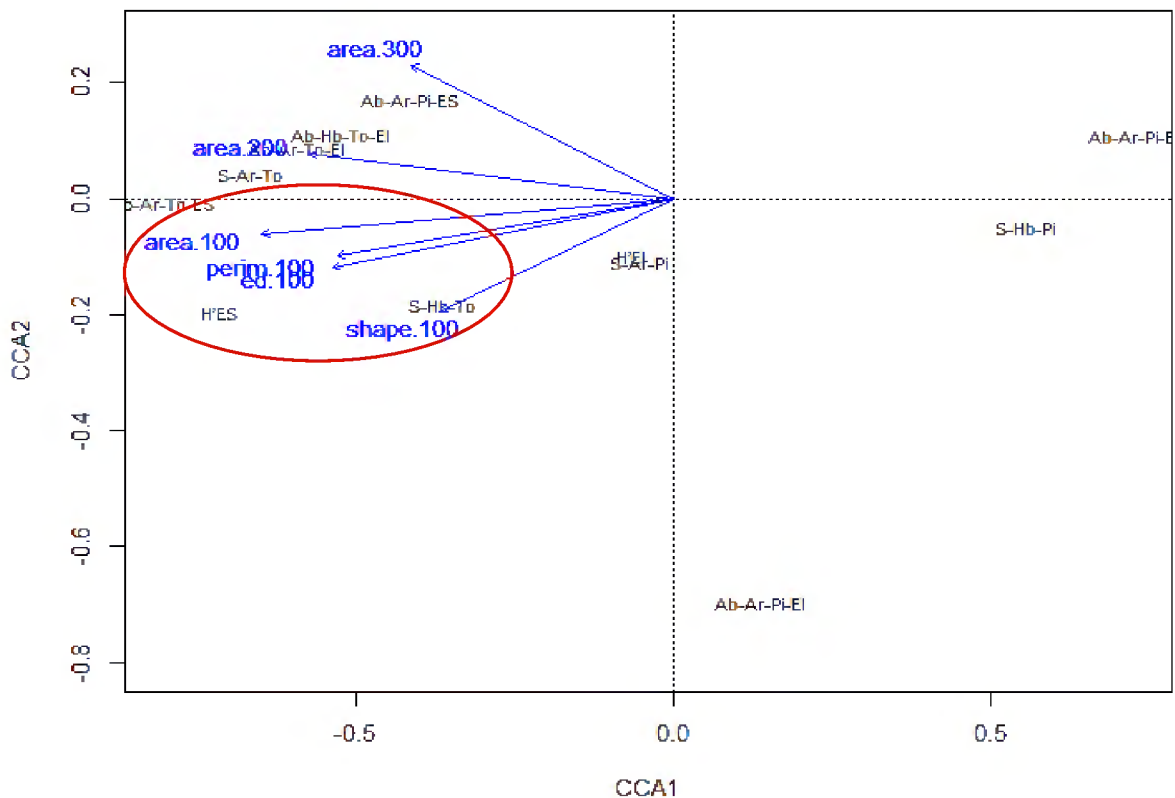


Figura 3.2 Distribuição das 12 variáveis da vegetação (ver Tabela 3.2) de acordo com os eixos 1 (CCA1) e 2 (CCA2) da Análise de Correspondência Canônica e das métricas da paisagem significativas (em azul), no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, sudeste do Pará.

3.3.2 Quantidade de habitat florestal e o efeito da escala

A maioria das relações entre as variáveis da vegetação e a quantidade de habitat explicadas pela análise RandomForest foram negativas; a variação foi de $-22,15$ a $15,44\%$ (Tabela 3.4).

As variáveis da vegetação com maiores porcentagens de explicação pelo modelo RandomForest foram: riqueza de espécies herbáceas tolerantes (S-Hb-To: 15,44%) e abundância das espécies arbóreas/arbustivas pioneiras do estrato inferior (Ab-Ar-Pi-EI: 13,87%), que apresentaram relações positivas; e, abundância das espécies arbóreas/arbustivas pioneiras do estrato superior (Ab-Ar-Pi-ES: -22,15%), riqueza de espécies arbóreas/arbustivas pioneiros dos 03 estratos (S-Ar-Pi: -15,88%), diversidade de Shannon do estrato inferior (H'EI: -15,57%) e abundância das espécies herbáceas pioneiras do estrato inferior (Ab-Hb-Pi-EI: -14,79%) que apresentaram relações negativas (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 Correlação de Pearson entre a quantidade de habitat florestal e as variáveis da vegetação. Randomforest % = grau de importância de cada preditor. *teste t de Student $\alpha = 0,05$.

Variável da vegetação	Quantidade de habitat florestal				RandomForest %
	100 m	200 m	300 m	500 m	
S-Ar-To	0,55*	0,52*	0,43*	0,25	2,31%
S-Ar-Pi	0,13	0,11	0,05	0,02	-15,88%
S-Hb-To	0,37*	0,30*	0,19	0,07	15,44%
S-Hb-Pi	-0,44*	-0,37*	-0,25	-0,05	6,86%
H'ES	0,52*	0,47*	0,39*	0,25	3,2%
H'EI	0,18	0,19	0,11	0,07	-15,57%
Ab-Ar-To-ES	0,49*	0,47*	0,41*	0,26	-8,64%
Ab-Ar-Pi-ES	0,07	0,12	0,14	0,22	-22,15%
Ab-Ar-To-EI	0,51*	0,46*	-0,22*	-0,01	-2,64%
Ab-Ar-Pi-EI	-0,50*	-0,42*	-0,22	-0,01	13,87%
Ab-Hb-To-EI	0,49*	0,38*	0,33*	0,15	-1,5%
Ab-Hb-Pi-EI	0,03	-0,08	-0,10	-0,05	-14,79%

Assim, como a riqueza de espécies herbáceas tolerantes e abundância das espécies arbóreas/arbustivas pioneiras do estrato inferior responderam positivamente à quantidade de habitat, no estudo de Melo et al. (2017) com pequenos animais no sul do Brasil, o aumento do habitat foi um importante preditor da riqueza de espécies. O mesmo resultado foi encontrado por Alsfeld et al. (2010) que ao aumentar a quantidade de habitat florestal de 1.000 m para 5.000 m, constataram o aumento da riqueza e diversidade de aves.

As correlações entre variáveis da vegetação e a quantidade de habitat foram de moderadas a fracas (Tabela 3.4). Resultados similares foram encontrados por Alsfeld et al.

(2010) e Schaadt (2016) que advertiram que fatores, ambientais, ações antrópicas e a dinâmica da paisagem, também influenciam as comunidades de plantas.

As correlações significativas entre a quantidade de habitat florestal e as variáveis da vegetação diminuem ao longo da escala (Tabela 3.4). De oito correlações significativas nas escalas 100 e 200 m, passam para cinco na escala de 300 m e para zero na escala de 500 m (Tabela 3.4). Esse resultado mostra a importância da escala local para perceber a influência da quantidade de habitat florestal sobre a estrutura da vegetação.

A quantidade de habitat e a fragmentação dependem da escala (Smith et al., 2011), e são melhor quantificáveis em escalas menores (Hanski, 2015); já que nas grandes escalas espaciais existem dificuldades para determinar estruturas populacionais (Mcgarigal & Cushman, 2002).

Por fim, a escala de 500 m pode ser muito grande para perceber o efeito da paisagem sobre as variáveis da vegetação, provavelmente devido à distância de dispersão das espécies arbóreas que é estimada como forma de determinar a escala apropriada para detectar o efeito da paisagem sobre as espécies de plantas (Melo et al., 2017).

Os resultados também suportam o uso da distância de dispersão estimada como forma de determinar o efeito da escala apropriada. O valor máximo da escala, em questão foi até 500 m e foi determinada após os resultados entre métricas de fragmento e estrutura da vegetação não apresentarem mais correlação.

3.4 Conclusões

Dentre as métricas da paisagem, a área influenciou a riqueza e abundância das espécies tolerantes até a escala de 300 m. Já o perímetro, densidade de borda e forma influenciaram a diversidade do estrato superior e riqueza das ervas tolerantes, somente na escala de 100 m. A métrica: número de fragmento não influenciou nenhuma variável da vegetação.

A riqueza de espécies herbáceas tolerantes e abundância das espécies arbóreas/arbustivas pioneiras do estrato inferior são influenciados pela quantidade de habitat florestal. Por outro lado, as correlações significativas entre a quantidade de habitat florestal e as outras variáveis da vegetação diminuem com o aumento da escala, sendo perceptíveis para algumas variáveis em até 300 m.

3.5 Referências bibliográficas

- Alsfeld AJ, Jacob LB, Amy D. The influence of landscape composition on the biotic community of constructed depressional wetlands. *Restoration ecology*, 2010; 370-378.
- Araújo CS. Reforma agrária e sustentabilidade: impactos de 16 anos de criação do PAE Praialta Piranha na busca de agroecossistemas sustentáveis, no município de Nova Ipixuna. Dissertação (mestrado em Dinâmicas Territoriais e Sociedade na Amazônia) – programa de Pós-graduação em Dinâmica Territoriais e Sociedade na Amazônia de Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Marabá. 2015.
- Arroyo-Rodríguez V, Melo FPL, Martínez-Ramos M, Bongers F, Chazdon RL, Meave JA, et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 2015; 92(1): 326-340.
- Augspurger CK. Morphology and dispersal potential of wind-dispersed diaspores of neotropical trees. *American journal of Botany*, 1986; 353-363.
- Azovsky AI. Species–area and species–sampling effort relationships: disentangling the effects. *Ecography*, 2011; 34(1): 18-30.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, A´vila-Pires TC, Bonaldo AB, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LF, Hawes J, Hernandez HIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos R, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, Silva MNF, Motta CS, Peres CA. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci*. 2007; 104(47):18555–18560.
- Baz A, Garcia-Boyero A. The SLOSS dilemma: a butterfly case study. *Biodiversity & Conservation*, 1996; 5(4): 493-502.
- Borda-Niño M, Hernández-Muciño D, Ceccon E. Planning restoration in human-modified landscapes: New insights linking different scales. *Applied Geography*, 2017; 83: 118-129.
- Brasil. Código Florestal Brasileiro. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 – Planalto. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm.
- Brower JE, Zar JH, Van Ende, CN. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*, fourth ed. WCB/McGraw, New York, 1998.
- Coelho RFR, Zarin DJ, Miranda IS, Tucker JM. Análise florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanha Pará. *Acta Amazonica*, 2003; 33: 563-582.
- Couto P, Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Investigação Operacional*, 2004; 24(1): 109-137.
- Cutler DR, Edwards TC, Beard KH, Cutler A, Hess KT, Gibson J, et al. Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 2007; 88(11): 2783-2792.

Dancey C, Reidy J. Estatística sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows. Porto Alegre: Artmed; 2006.

Do Vale I, Miranda IS, Mitja D, Grimaldi M, Nelson BW, Desjardins T, et al. Tree Regeneration Under Different Land-Use Mosaics in the Brazilian Amazon's "Arc of Deforestation". *Environmental management*, 2015; 56(2): 342-354.

Do Vale I, Miranda IS, Mitja D, Santos AM, Lima TTS, Costa LGS. Successional processes in agricultural mosaics in the eastern Amazon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018; 256: 51-60.

Etto TL, Márcia LR, Da Rosa AD, Invenion R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras-Campinas-SP. *Revista Árvore*, 2013; 37(6): 1063-1071.

Fahrig, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 2013; 40(9): 1649-1663.

Ferraz IDK, Leal Filho N, Imakawa AM, Varela VP, Piña-Rodrigues FC. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 2004; 34(4): 621-633.

Grimaldi MJ, Oszwald J, Dolédec S, Hurtado MP, Miranda IS, Sartre XA, Assis WS, Castañeda E, et al. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landscape Ecol*, 2014; 29: 311 - 328.

Haddad NM, Holt RD, Fletcher RJ, Loreau M, Clobert J. Connecting models, data, and concepts to understand fragmentation's ecosystem-wide effects. *Ecography*, 2017; 40(1): 1-8.

Hanski I. Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography*, 2015; 42(5): 989-993.

Herrmann BC, E R, Lima A. "A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. *Floresta*, 2005; 35 (1): 13-22.

Jackson HB, Fahrig L. What size is a biologically relevant landscape?. *Landscape ecology*, 2012; 27(7): 929-941.

Jackson ND, Fahrig L. Habitat amount, not habitat configuration, best predicts population genetic structure in fragmented landscapes. *Landscape ecology*, 2016; 31(5): 951-968.

Laurance WF, Camargo JL, Luizão RC, Laurance SG, Pimm SL, Bruna EM, et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, 2011; 144(1): 56-67.

Lavelle P, Doledec S, De Sartre XA, Decaens T, Gond V, Grimaldi M, Oszwald J, Hubert B, Ramirez B, Veiga I. et al. 2016. Unsustainable landscapes of deforested Amazonia: an analysis of the relationships among landscapes and the social, economic and environmental profiles of farms at different ages following deforestation. *Glob. Environ. Change*, 2016; 40: 137 – 155.

Lewis SL, Edwards DP, Galbraith D. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 2015; 349(6250): 827-832.

Leotti VB, Alan RB, Riboldi J. "Comparação dos Testes de Aderência à Normalidade Kolmogorov-smirnov, Anderson-Darling, Cramer-Von Mises e Shapiro-Wilk por Simulação." *Simpósio de Estatística Aplicada à Experimentação Agronômica*, 2005; (11): 92.

Magurran AE. *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge: University Press; 1988.

MacArthur RH, Wilson EO. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 1963; 17(4): 373-387.

McGarigal K, Marks BJ. *Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Pacific Northwest Research Station: US Department of Agriculture, Forest Service; 1995.

McGarigal K, Cushman SA. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological applications*, 2002; 12(2): 335-345.

Melo GL, Sponchiado J, Cáceres NC, Fahrig L. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biological Conservation*, 2017; 209: 304-314.

Michalski F, Nishi I, Peres CA. "Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments." *Biotropica*, 2007; 39(6): 691-701.

Metzger J P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação*, 2006; 4(2): 11-23, 2006.

Pereira JLG, Batista GT, Thalês MC, Roberts DA, Venturieri A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. *Geografia*, 2001; 26(1), 59-90.

Pinheiro KAO, Carvalho JOP, Quanz B, Barros FLM, Schwartz G. Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. *Floresta*, 2007; 37(2).

Oszwald J, Gond V, Dolédec S, Lavelle P. Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères. *Bois & forêts des tropiques*, 2011; 307 (307), 7-21.

R. Development Core Team. *A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2013.

Riitters KH, O'Neill RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins SP. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape ecology*, 1995; 10(1): 23-39.

Rocha-Santos L, Pessoa MS, Cassano CR, Talora DC, Orihuela RL, Mariano-Neto, E., ... & Cazetta, E. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, 2016; 196, 1-9.

Rocha-Santos L, Benchimol M, Mayfield MM, Faria D, Pessoa MS, Talora DC, Cazetta E. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. *PloS one*, 2017; 12(4): 0175545.

Rutledge DT. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? *Doc science internal series* 98, 2003; 27: 5-27.

Santos GG, Oliveira GM, Miranda IS, Mitja D, Mafra, N, & Laques AE. Efeitos da escala e configuração da paisagem sobre comunidades vegetais em uma paisagem antropizada no nordeste da Amazônia. *Revista Espacios*, 2017; 38 (46): 27.

Sartre XA, Oszwald J, Ramírez B, Rodríguez G, Velazquez J, Sebille P. Caractéristiques socio-économiques d'une intégration régionale en Amazonie colombienne (région de Florencia, Caqueta). *Caravelle*, 2011; (1988): 91-110.

Schaadt SS, Vibrans AC. Uso da Terra no Entorno de Fragmentos Florestais Influencia a sua Composição e Estrutura. *Floresta e Ambiente*, 2015; 4(22): 437-445.

Schulze CH, Waltert M, Kessler PJA, Pitopang R, Shahabuddin DV, Mühlenberg M, Gradstein SR, Leuschner C, Steffan-Dewenter I, Tschardt T. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems, comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*. 2004; 14: 1321–1333.

Smith, AC, Fahrig L, Francis CM. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, 2011; 34(1): 103-113.

Sousa DM, Almeida NV, Santos MI, Silva MD. Diagnóstico da vegetação remanescente de Mata Atlântica e ecossistemas associados em espaços urbanos. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 2017; 2(1): 87-97.

Stiles A, Scheiner SM. A multi-scale analysis of fragmentation effects on remnant plant species richness in Phoenix, Arizona. *Journal of Biogeography*, 2010; 37(9): 1721-1729.

Tabarelli M, Mantovani W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 1999; 59(2): 239-250.

Zar JH. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall; 1999.

Zuur A, Ieno EN, Smith GM. *Analyzing ecological data*. New York: Springer Science & Business Media; 2007.

Apêndice B

Apêndice B - Tabela 1 Lista de Espécies encontradas em Maçaranduba, Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranheira, sudeste do Pará, Brasil.

Família	Espécie	Forma de vida
Acanthaceae	<i>Justicia dubiosa</i> Lindau	Herbácea
Acanthaceae	<i>Mendoncia hoffmannseggiana</i> Nees	Herbácea
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	Herbácea
Achariaceae	<i>Lindackeria latifolia</i> Benth.	Árvore
Amaranthaceae	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Herbácea
Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i> L.	Herbácea
Anacardiaceae	<i>Astronium gracile</i> Engl.	Árvore
Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	Árvore
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	Árvore
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Árvore
Anacardiaceae	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Árvore
Annonaceae	<i>Annona exsucca</i> DC.	Árvore
Annonaceae	<i>Annona montana</i> Macfad.	Árvore
Annonaceae	<i>Annona sericea</i> Dunal	Árvore
Annonaceae	<i>Annona symphyocarpa</i> Sandwith	Árvore
Annonaceae	<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltldl.	Árvore
Annonaceae	<i>Duguetia cadaverica</i> Huber	Árvore
Annonaceae	<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl) Saff.	Árvore
Annonaceae	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	Árvore
Annonaceae	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A. Howard	Árvore
Annonaceae	<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E. Fries	Árvore
Annonaceae	<i>Oxandra riedeliana</i> R.E. Fries	Árvore
Annonaceae	<i>Unonopsis guatterioides</i> (A. DC.) R.E. Fries	Árvore
Annonaceae	<i>Unonopsis stipitata</i> Diels	Árvore
Annonaceae	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Árvore
Annonaceae	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	Árvore
Annonaceae	<i>Xylopia ochrantha</i> Mart.	Árvore
Apocynaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.	Árvore
Apocynaceae	<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	Árvore
Apocynaceae	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll. Arg.	Árvore
Apocynaceae	<i>Geissospermum vellosii</i> Allemão	Árvore
Apocynaceae	<i>Secondatia densiflora</i> A. DC.	Liana
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	Árvore
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana rupicola</i> Benth.	Árvore
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana undulata</i> Vahl.	Árvore
Araceae	<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	Herbácea
Araceae	<i>Dieffenbachia humilis</i> Poepp.	Herbácea

Araceae	<i>Dieffenbachia seguine</i> (Jacq.) Schott	Herbácea
Araceae	<i>Heteropsis flexuosa</i> (Kunth) G.S. Bunting	Herbácea
Araceae	<i>Heteropsis oblongifolia</i> Kunth	Herbácea
Araceae	<i>Monstera obliqua</i> Miq.	Herbácea
Araceae	<i>Philodendron pedatum</i> (Hook.) Kunth	Herbácea
Araceae	<i>Philodendron platypodum</i> Gleason	Herbácea
Araceae	<i>Philodendron quinquelobum</i> K. Krause	Herbácea
Araceae	<i>Philodendron surinamense</i> (Miq.) Engl.	Herbácea
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	Árvore
Arecaceae	<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	Palmeira
Arecaceae	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	Palmeira
Arecaceae	<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	Palmeira
Arecaceae	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Palmeira
Arecaceae	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Palmeira
Arecaceae	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	Palmeira
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia acutifolia</i> Duch.	Herbácea
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia melastoma</i> Silva Manso ex Duch.	Herbácea
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia trulliformis</i> Mast.	Herbácea
Asteraceae	<i>Bidens bipinnata</i> L.	Herbácea
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	Herbácea
Asteraceae	<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Herbácea
Asteraceae	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	Herbácea
Asteraceae	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Herbácea
Asteraceae	<i>Melanthera latifolia</i> (Gardner) Cabrera	Herbácea
Asteraceae	<i>Mikania parviflora</i> (Aubl.) H. Karst.	Herbácea
Asteraceae	<i>Mikania psilostachya</i> DC.	Herbácea
Asteraceae	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Herbácea
Asteraceae	<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	Herbácea
Asteraceae	<i>Rolandra fruticosa</i> (L.) Kuntze	Herbácea
Asteraceae	<i>Tilesia baccata</i> (L. f.) Pruski	Arbusto
Asteraceae	<i>Vernonanthura brasiliana</i> (L.) H. Rob.	Herbácea
Asteraceae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	Arbusto
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma flaviflorum</i> (Miq.) L.G. Lohmann	Liana
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma moringifolium</i> (DC.) L.G. Lohmann	Liana
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma neoflavum</i> L.G. Lohmann	Liana
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma floridum</i> Mart. ex DC.	Liana
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma longidens</i> Mart. ex DC.	Liana
Bignoniaceae	<i>Bignonia aequinoctialis</i> L.	Liana
Bignoniaceae	<i>Bignonia nocturna</i> (Barb. Rodr.) L.G. Lohmann	Liana
Bignoniaceae	<i>Bignonia sordida</i> (Bureau & K. Schum.) L.G. Lohmann	Liana
Bignoniaceae	<i>Callichlamys latifolia</i> (Rich.) K. Schum.	Liana
Bignoniaceae	<i>Fridericia bracteolata</i> (DC.) L.G. Lohmann	Liana
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H. Gentry) S. Grose	Árvore
Bignoniaceae	<i>Mansoa angustidens</i> (DC.) Bureau & K. Schum.	Liana

Bignoniaceae	<i>Pachyptera kerere</i> (Aubl.) Sandwith	Liana
Bignoniaceae	<i>Stizophyllum riparium</i> (Kunth) Sandwith	Liana
Bignoniaceae	<i>Tanaecium bilabiatum</i> (Sprague) L.G. Lohmann	Liana
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Árvore
Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	Árvore
Boraginaceae	<i>Cordia exaltata</i> Lam.	Árvore
Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Árvore
Boraginaceae	<i>Cordia scabrifolia</i> A. DC.	Arbusto
Boraginaceae	<i>Tournefortia cuspidata</i> Kunth	Herbácea
Boraginaceae	<i>Varronia multispicata</i> (Lam.) Borhidi	Arbusto
Burseraceae	<i>Crepidospermum rhoifolium</i> (Benth.) Triana & Planch.	Árvore
Burseraceae	<i>Protium gallosum</i> Daly	Árvore
Burseraceae	<i>Protium giganteum</i> Engl.	Árvore
Burseraceae	<i>Protium krukovii</i> Swart	Árvore
Burseraceae	<i>Protium pallidum</i> Cuatrec.	Árvore
Burseraceae	<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M. Porter	Árvore
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Árvore
Burseraceae	<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Árvore
Burseraceae	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Árvore
Burseraceae	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Árvore
Burseraceae	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Árvore
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	Árvore
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Árvore
Capparaceae	<i>Hemiscola aculeata</i> (L.) Raf.	Herbácea
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	Árvore
Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	Árvore
Celastraceae	<i>Elachyptera floribunda</i> (Benth.) A.C. Sm.	Liana
Celastraceae	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C. Sm.	Liana
Celastraceae	<i>Salacia insignis</i> A.C. Sm.	Liana
Chrysobalanaceae	<i>Couepia guianensis</i> subsp. <i>glandulosa</i> (Miq.) Prance	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Couepia paraensis</i> subsp. <i>glaucescens</i> (Spruce ex Hook. f.) Prance	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Couepia robusta</i> Huber	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella burchellii</i> Britton	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella eriandra</i> Benth.	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hispidula</i> Miq.	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> var. <i>hexandra</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Prance	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Licania guianensis</i> (Aubl.) Griseb.	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Licania paraensis</i> Prance	Árvore
Chrysobalanaceae	<i>Licaria crassifolia</i> (Poir.) P.L.R. Moraes	Árvore
Clusiaceae	<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	Árvore
Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	Árvore
Clusiaceae	<i>Tovomita fructipendula</i> (Ruiz & Pav.) Cambess.	Árvore
Clusiaceae	<i>Tovomita rostrata</i> Huber	Árvore

Combretaceae	<i>Combretum rotundifolium</i> Rich.	Liana
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Herbácea
Connaraceae	<i>Connarus erianthus</i> Benth. ex Baker	Liana
Connaraceae	<i>Connarus perrottetii</i> var. <i>angustifolius</i> Radlk.	Árvore
Convolvulaceae	<i>Ipomoea bahiensis</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Herbácea
Convolvulaceae	<i>Maripa reticulata</i> Ducke	Herbácea
Convolvulaceae	<i>Merremia macrocalyx</i> (Ruiz & Pav.) O'Donell	Herbácea
Convolvulaceae	<i>Operculina alata</i> (Ham.) Urb.	Herbácea
Costaceae	<i>Costus arabicus</i> L.	Herbácea
Costaceae	<i>Costus scaber</i> Ruiz & Pav.	Herbácea
Cucurbitaceae	<i>Gurania insolita</i> Cogn.	Herbácea
Cyclanthaceae	<i>Evodianthus funifer</i> (Poit.) Lindm.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus articulatus</i> L.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus compressus</i> L.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus laxus</i> Lam.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus ligularis</i> L.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Herbácea
Cyperaceae	<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	Herbácea
Cyperaceae	<i>Rhynchospora nervosa</i> (Vahl) Boeckeler	Herbácea
Cyperaceae	<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schltld. & Cham.	Herbácea
Dichapetalaceae	<i>Tapura guianensis</i> Aubl.	Árvore
Dilleniaceae	<i>Davilla kunthii</i> A. St.-Hil.	Liana
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	Liana
Dilleniaceae	<i>Dolioscarpus brevipedicellatus</i> Garcke	Liana
Ebenaceae	<i>Diospyros arthanthifolia</i> Mart.	Árvore
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea parviflora</i> Planch. ex Benth.	Árvore
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	Árvore
Euphorbiaceae	<i>Acalypha arvensis</i> Poepp.	Herbácea
Euphorbiaceae	<i>Acalypha poiretii</i> Spreng.	Arbusto
Euphorbiaceae	<i>Croton glandulosus</i> L.	Arbusto
Euphorbiaceae	<i>Croton trinitatis</i> Millsp.	Herbácea
Euphorbiaceae	<i>Dodecastigma integrifolium</i> (Lanj.) Lanj. & Sandwith	Árvore
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia thymifolia</i> L.	Herbácea
Euphorbiaceae	<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	Árvore
Euphorbiaceae	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Arbusto
Euphorbiaceae	<i>Pausandra martinii</i> Baill.	Árvore
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Árvore
Fabaceae	<i>Albizia inundata</i> (Mart.) Barneby & J.W. Grimes	Árvore
Fabaceae	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Amphiodon effusus</i> Huber	Árvore

Fabaceae	<i>Bauhinia acreana</i> Harms	Árvore
Fabaceae	<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	Liana
Fabaceae	<i>Bauhinia longicuspis</i> Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	Arbusto
Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	Herbácea
Fabaceae	<i>Candolleodendron brachystachyum</i> (DC.) R.S. Cowan	Árvore
Fabaceae	<i>Cassia fastuosa</i> Willd. ex Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Chamaecrista mimosoides</i> (L.) Greene	Árvore
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Árvore
Fabaceae	<i>Chloroleucon acacioides</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	Arbusto
Fabaceae	<i>Crotalaria pallida</i> Aiton	Herbácea
Fabaceae	<i>Cymbosema roseum</i> Benth.	Liana
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Herbácea
Fabaceae	<i>Desmodium axillare</i> (Sw.) DC.	Herbácea
Fabaceae	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Herbácea
Fabaceae	<i>Desmodium incanum</i> DC.	Herbácea
Fabaceae	<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	Herbácea
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Árvore
Fabaceae	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Árvore
Fabaceae	<i>Heterostemon ellipticus</i> Mart. ex Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Hymenolobium flavum</i> Kleinhoonte	Árvore
Fabaceae	<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Herbácea
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga auristellae</i> Harms	Árvore
Fabaceae	<i>Inga brachystachys</i> Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga cinnamomea</i> Spruce ex Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga disticha</i> Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga leiocalycina</i> Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga nobilis</i> Willd.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga paraensis</i> Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Inga pilosula</i> (Rich) J. F. Macbr.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	Árvore
Fabaceae	<i>Inga umbellifera</i> (Vahl) DC.	Árvore
Fabaceae	<i>Machaerium amazonense</i> Hochne	Árvore
Fabaceae	<i>Macrolobium brevense</i> Ducke	Árvore
Fabaceae	<i>Mimosa guilandinae</i> (DC.) Barneby var. <i>guilandinae</i>	Árvore
Fabaceae	<i>Mimosa pudica</i> L.	Arbusto

Fabaceae	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Árvore
Fabaceae	<i>Paloue guianensis</i> Aubl.	Árvore
Fabaceae	<i>Phanera splendens</i> (Kunth) Vaz	Liana
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes	Árvore
Fabaceae	<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	Árvore
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Árvore
Fabaceae	<i>Senna fruticosa</i> (Mill.) H.S. Irwin & Barneby	Arbusto
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Arbusto
Fabaceae	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	Arbusto
Fabaceae	<i>Senna quinquangulata</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Árvore
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Árvore
Fabaceae	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	Árvore
Fabaceae	<i>Swartzia brachyrachis</i> Harms var. <i>brachyrachis</i>	Árvore
Fabaceae	<i>Swartzia grandifolia</i> Bong. ex Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Swartzia laxiflora</i> Bong. ex Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Árvore
Fabaceae	<i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	Árvore
Fabaceae	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	Árvore
Gesneriaceae	<i>Drymonia coccinea</i> (Aubl.) Wiehler	Liana
Heliconiaceae	<i>Heliconia densiflora</i> Verl.	Herbácea
Heliconiaceae	<i>Heliconia hirsuta</i> L. f.	Herbácea
Heliconiaceae	<i>Heliconia psittacorum</i> L. f.	Herbácea
Heliconiaceae	<i>Heliconia stricta</i> Huber	Herbácea
Hymenophyllaceae	<i>Trichomanes vittaria</i> DC. ex Poir.	Herbácea
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch.	Árvore
Hypericaceae	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Árvore
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Árvore
Hypericaceae	<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Árvore
Hypericaceae	<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	Árvore
Hypericaceae	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	Árvore
Icacinaceae	<i>Casimirella ampla</i> (Miers) R.A. Howard	Árvore
Icacinaceae	<i>Leretia cordata</i> Vell.	Liana
Iridaceae	<i>Cipura paludosa</i> Aubl.	Herbácea
Lamiaceae	<i>Hyptis atrorubens</i> Poit.	Arbusto
Lamiaceae	<i>Hyptis lanceolata</i> Poir.	Arbusto
Lamiaceae	<i>Hyptis parkeri</i> Benth.	Arbusto
Lamiaceae	<i>Hyptis suaveolens</i> Poit.	Herbácea
Lauraceae	<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Árvore
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Árvore
Lauraceae	<i>Nectandra globosa</i> (Aubl.) Mez	Árvore
Lauraceae	<i>Nectandra paranaensis</i> Coe-Teix.	Árvore
Lauraceae	<i>Ocotea cujumary</i> Mart.	Árvore
Lauraceae	<i>Ocotea fragrantissima</i> Ducke	Árvore
Lauraceae	<i>Ocotea pauciflora</i> (Nees) Mez	Árvore

Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Árvore
Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Árvore
Lecythidaceae	<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	Árvore
Lecythidaceae	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A. Mori	Árvore
Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.	Árvore
Lecythidaceae	<i>Gustavia hexapetala</i> (Aubl.) Sm.	Árvore
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Árvore
Linderniaceae	<i>Lindernia crustacea</i> (L.) F. Muell.	Herbácea
Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	Herbácea
Loganiaceae	<i>Strychnos medeola</i> Sagot	Liana
Lomariopsidaceae	<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	Herbácea
Loranthaceae	<i>Phthirusa stelis</i> (L.) Kuijt	Herbácea
Lygodiaceae	<i>Lygodium venustum</i> Sw.	Herbácea
Malpighiaceae	<i>Alicia anisopetala</i> (A.Juss.) W.R. Anderson	Liana
Malpighiaceae	<i>Mascagnia cordifolia</i> (A. Juss.) Giriseb.	Liana
Malpighiaceae	<i>Mascagnia cynanchifolia</i> Griseb.	Liana
Malpighiaceae	<i>Tetrapterys styloptera</i> A. Juss.	Liana
Malvaceae	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	Árvore
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Árvore
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Árvore
Malvaceae	<i>Matisia lasiocalyx</i> K. Schum.	Árvore
Malvaceae	<i>Matisia ochrocalyx</i> K. Schum.	Árvore
Malvaceae	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Árvore
Malvaceae	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	Árvore
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Herbácea
Malvaceae	<i>Sida santaremensis</i> Mont.	Herbácea
Malvaceae	<i>Sida urens</i> L.	Herbácea
Malvaceae	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.	Árvore
Malvaceae	<i>Theobroma bicolor</i> Bonpl.	Árvore
Malvaceae	<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. ex Spreng.) K. Schum.	Árvore
Malvaceae	<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	Árvore
Malvaceae	<i>Theobroma sylvestre</i> Mart.	Árvore
Malvaceae	<i>Triumfetta althaeoides</i> Lam.	Herbácea
Marantaceae	<i>Calathea capitata</i> (Ruiz & Pav.) Lindl.	Herbácea
Marantaceae	<i>Calathea elliptica</i> (Roscoe) K.Schum.	Herbácea
Marantaceae	<i>Calathea microcephala</i> Poepp. & Endl.	Herbácea
Marantaceae	<i>Calathea ovata</i> (Nees & Mart.) Lindl.	Herbácea
Marantaceae	<i>Calathea pachystachya</i> (Poepp. & Endl.) Körn.	Herbácea
Marantaceae	<i>Hylaeanthus hexantha</i> (Poepp. & Endl.) A.M.E. Jonker & Jonker	Herbácea
Marantaceae	<i>Ischnosiphon arouma</i> (Aubl.) Körn.	Herbácea
Marantaceae	<i>Ischnosiphon gracilis</i> (Rudge) Körn.	Herbácea
Marantaceae	<i>Ischnosiphon puberulus</i> Loes.	Herbácea
Marantaceae	<i>Ischnosiphon simplex</i> Huber	Herbácea
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Árvore

Melastomataceae	<i>Clidemia japurensis</i> DC.	Árbusto
Melastomataceae	<i>Miconia ceramicarpa</i> (DC.) Cogn.	Árbusto
Melastomataceae	<i>Miconia chrysophylla</i> (Rich.) Urb.	Árvore
Melastomataceae	<i>Mouriri brevipes</i> Hook.	Árvore
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea glabra</i> Vahl	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea glandifolia</i> DC.	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>pachycarpa</i> (C. DC.) T.D. Penn.	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea purusana</i> C. DC.	Árvore
Meliaceae	<i>Guarea silvatica</i> C. DC.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> subsp. <i>richardiana</i> (A. Juss.) T.D. Penn.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia elsae</i> Harms	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia lecointei</i> Ducke	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia micropetala</i> T.D. Penn.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia rubra</i> C. DC.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia singularis</i> C. DC.	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia solitudinis</i> Harms	Árvore
Meliaceae	<i>Trichilia surinamensis</i> (Miq.) C. DC.	Árvore
Menispermaceae	<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.	Herbácea
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.	Herbácea
Menispermaceae	<i>Odontocarya duckei</i> Barneby	Liana
Menispermaceae	<i>Telitoxicum glaziovii</i> Moldenke	Liana
Monimiaceae	<i>Mollinedia ovata</i> Ruiz & Pav.	Árbusto
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Árvore
Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	Árvore
Moraceae	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lang. & Rossberg	Árvore
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill.	Árvore
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Árvore
Moraceae	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Árvore
Moraceae	<i>Maquira guianensis</i> Aubl.	Árvore
Moraceae	<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier	Árvore
Moraceae	<i>Perebea guianensis</i> Aubl.	Árvore
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	Árvore
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	Árvore
Moraceae	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Árvore
Moraceae	<i>Trymatococcus amazonicus</i> Poepp. & Endl.	Árvore
Myristicaceae	<i>Compsonura ulei</i> Warb.	Árvore
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Árvore
Myristicaceae	<i>Iryanthera paraensis</i> Huber	Árvore

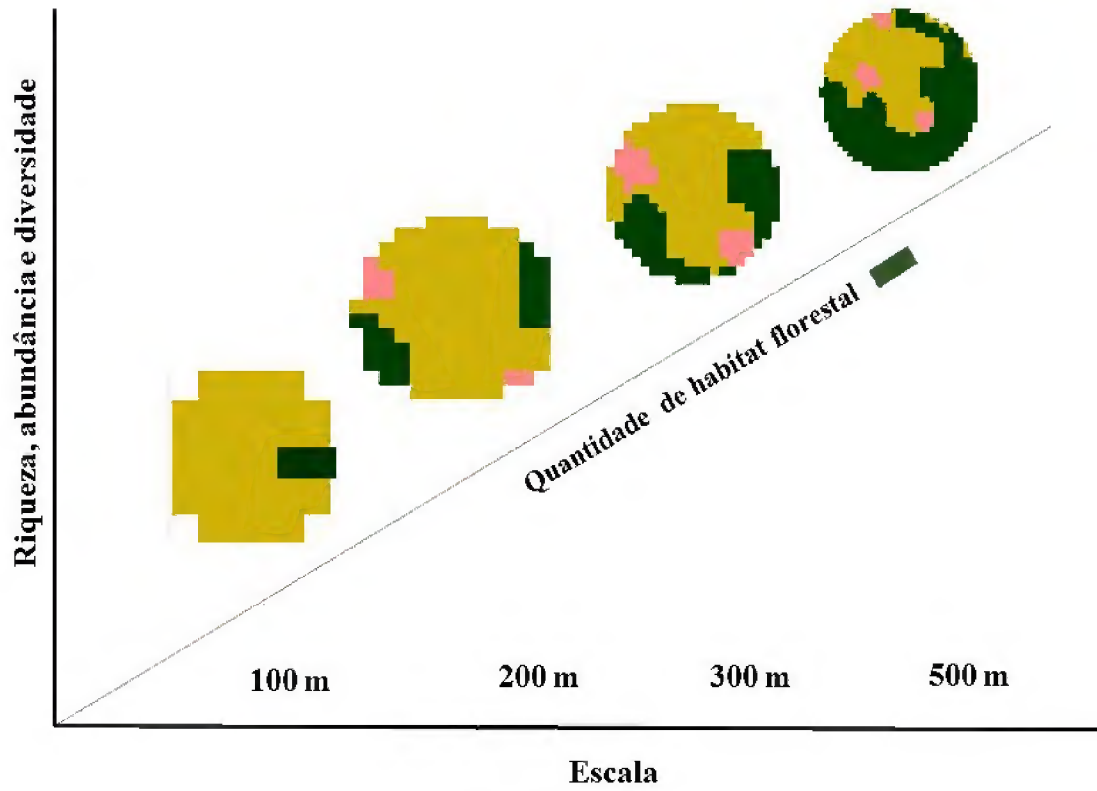
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Heckel	Árvore
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Árvore
Myrtaceae	<i>Calyptranthes macrophylla</i> O. Berg	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia anastamosans</i> DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia belemitana</i> McVaugh	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia coffeifolia</i> DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia diplocampta</i> Diels	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia omissa</i> McVaugh	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia patens</i> Poir.	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia ramiflora</i> Desv.	Árvore
Myrtaceae	<i>Eugenia stictopetala</i> DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Myrcia eximia</i> DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Myrcia grandis</i> McVaugh	Árvore
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Myrcia sylvatica</i> (G. Mey.) DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West. ex Willd.) O. Berg.	Árvore
Myrtaceae	<i>Psidium acutangulum</i> DC.	Árvore
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Árvore
Nyctaginaceae	<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	Árvore
Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	Árvore
Nyctaginaceae	<i>Neea macrophylla</i> Poepp. & Endl.	Árvore
Nyctaginaceae	<i>Neea madeirana</i> Standl.	Árvore
Nyctaginaceae	<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J. A. Schmidt	Árvore
Ochnaceae	<i>Ouratea aquatica</i> Engl.	Árvore
Ochnaceae	<i>Ouratea discophora</i> Ducke	Árvore
Olacaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Árvore
Olacaceae	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	Árvore
Passifloraceae	<i>Passiflora auriculata</i> Kunth	Herbácea
Passifloraceae	<i>Passiflora coccinea</i> Aubl.	Herbácea
Passifloraceae	<i>Passiflora misera</i> Kunth	Herbácea
Phyllanthaceae	<i>Amanoa guianensis</i> Aubl.	Árvore
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Árvore
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	Árvore
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus minutulus</i> Müll. Arg.	Herbácea
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Herbácea
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus stipulatus</i> (Raf.) G.L. Webster	Herbácea
Piperaceae	<i>Peperomia pellucida</i> (L.) Kunth	Herbácea
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper annonifolium</i> Kunth.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper belterraense</i> Yunck.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper dilatatum</i> Rich.	Arbusto

Piperaceae	<i>Piper glabrescens</i> (Miq.) C. DC.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper graciliramosum</i> Yunck.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper hostmannianum</i> (Miq.) C. DC.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper manausense</i> Yunck.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper ottonoides</i> Yunck.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper peltatum</i> L.	Arbusto
Piperaceae	<i>Piper schwackei</i> C. DC.	Arbusto
Plantaginaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Herbácea
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	Herbácea
Poaceae	<i>Ichnanthus calvescens</i> Nees	Herbácea
Poaceae	<i>Ichnanthus nemoralis</i> (Schard. & Schult.) Hitchc. & Chase	Herbácea
Poaceae	<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth.	Herbácea
Poaceae	<i>Lasiacis ligulata</i> Hitchc. & Chase	Herbácea
Poaceae	<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs	Herbácea
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i> L.	Herbácea
Poaceae	<i>Oryza sativa</i> L.	Herbácea
Poaceae	<i>Panicum pilosum</i> Sw.	Herbácea
Poaceae	<i>Pariana radiceflora</i> Sagot ex Döll	Herbácea
Poaceae	<i>Pariana vulgaris</i> Tutin	Herbácea
Poaceae	<i>Paspalum apiculatum</i> Döll	Herbácea
Poaceae	<i>Paspalum conjugatum</i> P.J. Bergius	Herbácea
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Herbácea
Poaceae	<i>Pennisetum setosum</i> (Sw.) Rich.	Herbácea
Poaceae	<i>Steinchisma laxa</i> (Sw.) Zuloaga	Herbácea
Poaceae	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Herbácea
Polygonaceae	<i>Coccoloba lehmannii</i> Lindau	Árvore
Polygonaceae	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Arbusto
Pteridaceae	<i>Adiantum argutum</i> Splitg.	Herbácea
Pteridaceae	<i>Adiantum cajennense</i> Willd.	Herbácea
Pteridaceae	<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	Herbácea
Quinaceae	<i>Lacunaria jenmanii</i> Ducke	Árvore
Quinaceae	<i>Quiina paraensis</i> Pires	Árvore
Rhamnaceae	<i>Rhamnus pirifolia</i> Greene	Árvore
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	Arbusto
Rubiaceae	<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.	Herbácea
Rubiaceae	<i>Borreria ocyimifolia</i> (Roem. & Schult.) Bacigalupo & E.L. Cabral	Herbácea
Rubiaceae	<i>Borreria suaveolens</i> G. Mey.	Herbácea
Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G. Mey.	Herbácea
Rubiaceae	<i>Cordia myrciifolia</i> (K. Schum.) C.H. Perss. & Delprete	Arbusto
Rubiaceae	<i>Coussarea hirticalyx</i> Standl.	Arbusto
Rubiaceae	<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.	Arbusto
Rubiaceae	<i>Faramea bracteata</i> Benth.	Árvore
Rubiaceae	<i>Faramea capillipes</i> Müll. Arg.	Árvore
Rubiaceae	<i>Faramea multiflora</i> A. Rich.	Árvore

Rubiaceae	<i>Margaritopsis podocephala</i> (Müll. Arg.) C.M. Taylor	Árbusto
Rubiaceae	<i>Psychotria colorata</i> (Willd. ex Schult.) Müll. Arg.	Árbusto
Rubiaceae	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	Árbusto
Rubiaceae	<i>Psychotria racemosa</i> Rich.	Árbusto
Rubiaceae	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Árbusto
Rubiaceae	<i>Ronabea latifolia</i> Aubl.	Árbusto
Rubiaceae	<i>Rudgea guyanensis</i> (A. Rich.) Sandwith	Árvore
Rubiaceae	<i>Sabicea aspera</i> Aubl.	Árbusto
Rubiaceae	<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F. Gmel.	Liana
Rutaceae	<i>Galipea congestiflora</i> Pirani	Árbusto
Saccolomataceae	<i>Saccoloma elegans</i> Kaulf.	Herbácea
Salicaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	Árvore
Salicaceae	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	Árvore
Sapindaceae	<i>Cupania rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	Árvore
Sapindaceae	<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Árvore
Sapindaceae	<i>Melicoccus pedicellaris</i> (Radlk.) Acev.-Rodr.	Árvore
Sapindaceae	<i>Paullinia imberbis</i> Radlk.	Liana
Sapindaceae	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Liana
Sapindaceae	<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia angustifolia</i> Radlk.	Árbusto
Sapindaceae	<i>Talisia carinata</i> Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia cerasina</i> (Benth.) Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia longifolia</i> (Benth.) Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia macrophylla</i> Radlk.	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia microphylla</i> Uittien	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia mollis</i> Kunth ex Cambess.	Árvore
Sapindaceae	<i>Talisia obovata</i> A.C. Sm.	Árbusto
Sapindaceae	<i>Talisia retusa</i> R.S. Cowan	Árvore
Sapindaceae	<i>Toulicia guianensis</i> Aubl.	Árvore
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i> subsp. <i>auratum</i> (Miq.) T.D. Penn.	Árvore
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum cuneifolium</i> (Rudge) A. DC.	Árvore
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum prieurii</i> A. DC.	Árvore
Sapotaceae	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) A. Chev.	Árvore
Sapotaceae	<i>Micropholis acutangula</i> (Ducke) Eyma	Árvore
Sapotaceae	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	Árvore
Sapotaceae	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichelér) Pierre	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria decorticans</i> T.D. Penn.	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria engleri</i> Eyma	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria eugeniifolia</i> (Pierre) Baehni	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria filipes</i> Eyma	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma	Árvore

Sapotaceae	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria jariensis</i> Pires & T.D. Penn.	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C. Sm.) Baehni	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria petiolata</i> T. D. Penn.	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Árvore
Sapotaceae	<i>Pouteria singularis</i> T.D. Penn.	Árvore
Simaroubaceae	<i>Simaba cedron</i> Planch.	Árvore
Simaroubaceae	<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.W. Thomas	Árvore
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Árvore
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Árvore
Siparunaceae	<i>Siparuna poeppigii</i> (Tul.) A. DC.	Árvore
Smilacaceae	<i>Smilax syphilitica</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Herbácea
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Arbusto
Solanaceae	<i>Cestrum latifolium</i> Lam.	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum crinitum</i> Lam.	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum gardneri</i> Sendtn.	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum leucocarpon</i> Dunal	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum subinerme</i> Jacq.	Arbusto
Solanaceae	<i>Solanum velutinum</i> Dunal	Arbusto
Strelitziaceae	<i>Phenakospermum guyannense</i> (A. Rich.) Endl. ex Miq.	Herbácea
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris serrata</i> (Cav.) Alston	Herbácea
Turneraceae	<i>Turnera brasiliensis</i> Urb.	Herbácea
Urticaceae	<i>Cecropia concolor</i> Willd.	Árvore
Urticaceae	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	Árvore
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Árvore
Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Árvore
Urticaceae	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Árvore
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	Arbusto
Verbenaceae	<i>Lantana trifolia</i> L.	Arbusto
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E. Br.	Arbusto
Violaceae	<i>Amphirrhox longifolia</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	Arbusto
Violaceae	<i>Leonia cymosa</i> Mart.	Árvore
Violaceae	<i>Rinorea linderniana</i> (Tul.) Kuntze	Árvore
Violaceae	<i>Rinorea neglecta</i> Sandwith	Árvore
Violaceae	<i>Rinorea paniculata</i> (Mart.) Kuntze	Árvore
Violaceae	<i>Rinorea pubiflora</i> (Benth.) Sprague & Sandwith	Árvore
Violaceae	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	Árvore
Violaceae	<i>Rinoreocarpus ulei</i> (Melch.) Ducke	Árvore
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i> Rich.	Herbácea
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E. Jarvis	Herbácea

Apêndice C



Apêndice C - Figura 1 Relação entre riqueza, abundância e diversidade e o efeito das diferentes escalas sobre a quantidade de habitat florestal no PAE Praia Alta Piranheria, sudeste do Pará.

4 COMPARAR A ESTIMATIVA DE *Bertholletia excelsa* Bonpl., *Carapa guianensis* Aubl., *Cedrelinga cateniformis* Ducke EM RELAÇÃO AO TAMANHO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS

RESUMO

A fragmentação gera uma heterogeneidade de ambientes com diferentes resultados e interações. Neste cenário, os efeitos dos diferentes tamanhos de fragmentos sobre as espécies florestais podem mostrar os caminhos para o manejo e conservação tanto das espécies como dos fragmentos florestais. Nesta perspectiva, o objetivo deste trabalho é comparar a densidade e a distribuição diamétrica da *Bertholletia excelsa* Bonpl., *Carapa guianensis* Aubl., e *Cedrelinga cateniformis* Ducke em diferentes fragmentos florestais, localizados no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, sudeste do Pará – Brasil. Foram coletados dados das árvores adultas e da regeneração natural, em seis fragmentos florestais. A densidade dos indivíduos adultos e da regeneração foram comparadas entre os tamanhos dos fragmentos através do teste de Mann-Whitney e a distribuição diamétrica foram comparadas através do teste de Kolmogorov-Smirnov. A densidade das árvores adultas de *B. excelsa*, *C. guianensis* e *C. cateniformis* são similares entre os diferentes fragmentos. Somente a regeneração natural de *C. cateniformis* apresentou diferença significativa na densidade entre os fragmentos ($U = 73$; $p = 0.004$). As curvas da distribuição diamétrica da *B. excelsa* e *C. cateniformis* apresentaram distribuição descontínua e exponencial negativa; contudo, *C. guianensis* apresentou distribuição exponencial negativa em todos os fragmentos. Os resultados mostraram que os efeitos da fragmentação podem ser diferentes entre as espécies. No mosaico agrícola estudado os fragmentos pequenos são tão importantes na conservação das espécies como os fragmentos grandes.

Palavras-Chave: Estrutura populacional; Mosaico agrícola; Densidade; Distribuição Diamétrica

4.1 Introdução

A Amazônia é um ecossistema terrestre ocupado pelo homem há milhares de anos, apresenta a maior biodiversidade do planeta, possui 100 mil espécies de plantas existentes em toda a América Latina (PORTO, 2010), detém cerca de um terço do estoque genético do planeta (ALBAGLI, 2010), contem entre 6.000 e 16.000 espécies arbóreas (TER STEEGE et al., 2013, SILK et al., 2015) e representa um terço da produtividade e evapotranspiração da superfície terrestre (MALHI et al., 2012).

Por outro lado, as perdas florestais de origem antrópica, já são consideradas irreparáveis (BARLOW, 2016), somente de desmatamento já são 784.666 km² (NEWBOLD et al., 2015; FEARNSIDE, 2017) e o número de espécies arbóreas raras em risco de extinção a partir da perda de habitat pode ser de centenas a milhares (HUBBELL et al., 2008). Com base em simulações, é previsto que até 2050, as práticas de uso da terra humana terão reduzido o habitat disponível para as espécies de plantas da Amazônia em 12 a 24%, resultando na extinção de 5% a 9% das espécies (FEELEY, 2009).

A matriz florestal original passou a ser formada por fragmentos cercados por florestas secundárias, pastagens e áreas agrícolas (Sousa et al., 2017), o que gera uma heterogeneidade de ambientes com resultados e interações distintas (Haila, 2002; Ewers e Didham, 2006).

Em tais situações de fragmentação florestal, diferentes alterações ocorrem nos processos ecológicos, tais como: migração, colonização e extinção de espécies (Pires et al., 2006). Estudos têm mostrado que fragmentos pequenos tendem a ter menor número de espécies e densidade de indivíduos do que fragmentos grandes, tanto para as espécies de plantas como para animais (Turner, 1996; Laurance e Vasconcelos, 2009; Gibson, 2013; Haddad, et al., 2015; Santos-Silva et al., 2015).

Contudo, outros estudos mostraram que o tamanho do fragmento não é significativo para índices de espessura da serapilheira (Portela e Santos, 2007), riqueza de espécies (Fahrig, 2013), mortalidade de plântulas devido à queda de serapilheira (Scariot, 2000) e estrutura da população de espécies tolerantes e intermediárias (Jurinitz, 2010). Esses resultados contraditórios abrem uma lacuna sobre a importância dos tamanhos dos fragmentos florestais, especialmente aqueles localizados em áreas com atividades antrópicas, como nos mosaicos agrícolas.

Fragmentos de diferentes tamanhos compõem a cobertura vegetal dos mosaicos agrícolas da Amazônia brasileira. Esses fragmentos são comumente encontrados em áreas de

pequenos agricultores familiares, compostos de múltiplos tipos de uso da terra, tais como cultivos agrícolas, pastagem e florestas secundárias, interligados à fragmentos florestais remanescentes (Do Vale et al., 2018). Esses fragmentos florestais possuem, ainda hoje, espécies que estão há séculos sendo exploradas, tais como *Bertholletia excelsa* Bonpl. (castanheira), *Carapa guianensis* Aubl. (andiropa) e *Cedrelinga cateniformis* (Ducke) (cedroarana).

Essas espécies historicamente se destacam pela importância econômica da madeira e sementes, que são utilizados principalmente por comunidades tradicionais, como: indígenas, ribeirinhos, quilombolas e agroextrativistas como os do PAE que também fazem usos destas espécies e foi isto que impulsionou estudos lá (Schwartz et al., 2008; Herrero-Jáuregui et al., 2009; Oliveira et al., 2014; Levis et al., 2017).

A estrutura populacional dessas espécies sofre influência de vários fatores como: dispersão, predação, sazonalidade de chuva e disponibilidade de nutrientes (Rigamonte-Azevedo et al., 2009; Valencia et al., 2004). Entretanto, é muito importante a influência antrópica, como a extração das sementes (Peres et al., 2003; Oliveira et al., 2014; Guariguata et al., 2017) e da madeira (Salomão, 2014; Fernandes et al., 2018).

Em áreas de mosaicos agrícolas, a fragmentação também deve influenciar na estrutura populacional dessas espécies. Contudo, devido à complexidade da heterogeneidade de ambientes (Ewers e Didham, 2006), há a necessidade de informações mais detalhadas sobre o efeito do tamanho do fragmento sobre as espécies florestais, em especial as de maior interesse econômico.

O presente estudo tem como objetivo de comparar a densidade e a distribuição diamétrica das espécies *B. excelsa*, *C. guianensis* e *C. cateniformis* em diferentes fragmentos florestais. Parte da hipótese que a densidade e a distribuição diamétrica das espécies são similares independentes do tamanho dos fragmentos

Os resultados encontrados a partir destas variáveis (densidade e distribuição diamétrica) e do fator analisado (tamanho do fragmento) podem auxiliar as comunidades tradicionais no manejo dessas espécies, que são importantes recursos florestais na área estudada, especialmente nas reflexões sobre a importância da intensidade e espacialização da extração, tanto da madeira como das sementes; uma vez que o estudo da estrutura populacional permite avaliar o potencial de regeneração e a estabilidade das populações (Scolforo, 2006; Nascimento et al., 2012).

4.2 Metodologia

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Praia Alta Piranha, localizado no município de Nova Ipixuna, Pará (Fig. 4.1). Uma descrição detalhada da área de estudo é apresentada no Capítulo 2, nas páginas 25 a 28.

4.2.2 Amostragem dos fragmentos florestais

Para definir os fragmentos florestais a serem estudados foi utilizada uma imagem Landsat-8 (cena 223/64) do ano de 2016, adquirida no Earth Explorer (www.earthexplorer.usgs.gov/); essa imagem tinha menos de 10% de nuvens.

Primeiro foi realizada a classificação da cobertura florestal da imagem. Para isso houve a composição em RGB (Red - Green - Blue) das bandas 4, 5 e 6, seguido da classificação supervisionada realizada no Software Spring 5.3, com o classificador bhattacharya, que analisa cada pixel e possui um limiar de aceitação de 95%; durante a classificação foi realizada a segmentação (similaridade 06 e área pixel 20), com desempenho médio da amostragem validado em 93.28 % e com confusão média de 7,70%.

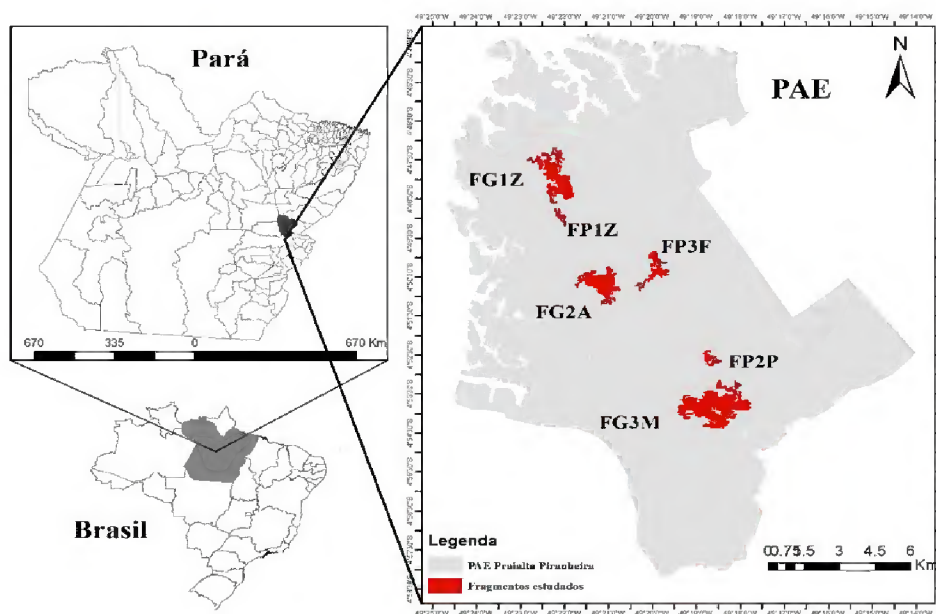


Figura 4.1 Localização do Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha - PAE, delimitado pela cor cinza, e os diferentes fragmentos florestais estudados em vermelho, no município de Nova Ipixuna, sudeste do Pará, Brasil.

As áreas de todos os fragmentos florestais foram medidas através do programa Quantum GIS 2.18, com a tabela de atributos usando a ferramenta calculadora de campo item \$Área. Foram quantificados 336 fragmentos florestais, com áreas entre 484 e 0.091 ha (mediana = 6.658 ha; erro padrão = 3.457 ha; coeficiente de variação = 2.398 ha). O tamanho destes fragmentos florestais não assume distribuição normal (teste Shapiro-Wilk: S-W = 0.421 e p = 0.00001), sendo que a grande maioria possui até 50 ha (Fig. 4.2).

Os fragmentos florestais podem ser classificados em pequenos, sendo aqueles com área de até 50 ha, e grandes, aqueles com área maior que 50 ha, conforme Ribeiro et al. (2009) e Jurinitz et al. (2013). Considerando essa classificação foram selecionados seis fragmentos, com diferentes áreas, sendo três deles representantes da classe de tamanho pequenos, e outros três representantes da classe dos fragmentos de tamanhos grandes. A distribuição de frequência da área dos fragmentos do PAE foi usada para ajudar na seleção do tamanho dos fragmentos estudados (Fig. 4.2).

Os seis fragmentos florestais selecionados estão localizados na parte central do PAE. A área das bordas do PAE foi evitada, pois de um lado sofre influência do lago de Tucuruí e nos entornos existe a influência das grandes fazendas adjacentes.

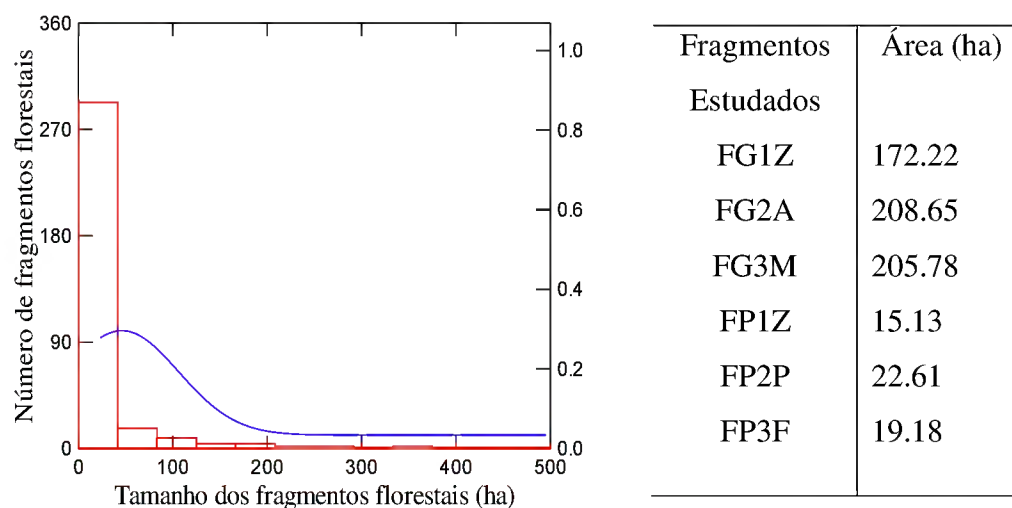


Figura 4.2 Distribuição de frequência da área (em hectares – ha) dos fragmentos florestais encontrados no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia Alta Piranha, Pará. As barras representam o número de fragmentos e a linha azul representa a distribuição de frequência do tamanho dos fragmentos. Ao lado, as áreas em ha dos fragmentos florestais estudados.

4.2.3 Espécies

As três espécies estudadas – *B. excelsa*, *C. guianensis* e *C. cateniformis*, possuem altos valores econômicos e sociais, e se destacam principalmente por serem de uso múltiplo. Nas florestas elas ocupam o dossel e normalmente são árvores emergentes, podendo atingir até 55 m de altura (Ferraz et al., 2002; Salomão, 2009).

B. excelsa tem sido explorada pela produção da madeira (atualmente não legal) e das amêndoas e é comercializada no mercado internacional, sendo sua extração um importante meio de subsistência de muitas comunidades tradicionais da Amazônia (Guariguata et al., 2017). Sua germinação ocorre na sombra e as plântulas podem sobreviver longo tempo no sub-bosque, mas o crescimento ocorre principalmente na presença de luz; por isso, essa espécie é às vezes classificada como tolerante a sombra, e outras vezes, como dependente de luz (Salomão, 1991; Poorter, 1999; Scoles et al., 2016).

B. excelsa é polinizada por abelhas médias e grandes (Maues, 2002) e suas sementes passam por um tempo de dormência que ultrapassa o período de um ano, sendo a germinação extremamente lenta (Müller et al., 1980). A dispersão das sementes ocorre principalmente por *Dasyprocta* sp. (cutias) (Homma e Menezes, 2005) e seres humanos (Shepard e Ramirez, 2011; Levis et al., 2017). A floração ocorrendo, predominantemente, durante a estação chuvosa, com pico no mês de abril. A frutificação ocorre principalmente nos meses de outubro a dezembro, já a disseminação de frutos ocorre em maior desenvolvimento na estação chuvosa, com pico no mês de fevereiro (Campos et al., 2013).

C. guianensis também é explorada tanto pela madeira quanto pelas sementes (Silva et al., 2010; Klimas et al. 2012a, 2012b, 2012c). Sua madeira é de alta qualidade, comparável ao cedro (*Cedrela odorata* L.) e ao mogno (*Swietenia macrophylla* King), porém mais pesada e densa (Shanley e Medina, 2005). Das sementes é extraído um óleo com propriedades medicinais, repelentes e emolientes utilizados na medicina popular e nas indústrias de cosméticos e fitoterápicos (Silva et al., 2010; Santos et al., 2014).

C. guianensis é bastante plástica, o que lhe confere diferenças morfológicas e aptidão para ocupar habitats variados, vivendo desde o nível do mar, em áreas inundadas (como nas várzeas e igapós), até nas matas altas de terra firme a 1400 m de altitude (Klimas et al. 2012).

É classificada como parcialmente tolerante à sombra (Schwartz et al., 2012, 2014); a dispersão das sementes é principalmente barocórica, podendo haver dispersão secundária por mamíferos de médio e grande porte, além de se tornarem também importantes predadores das sementes, principalmente na época de escassez de alimentos, já às árvores próximas d'água a

dispersão pode ser hidrocórica (Maués, 2008; Santos et al., 2014). A frutificação é anual e correlacionou-se positivamente com a precipitação, A época ideal para a coleta dos frutos maduros é durante o período chuvoso (Pereira e Tonini, 2012).

C. cateniformis é uma espécie culturalmente importante por apresentar madeira de alto valor econômico (Lombard et al., 2008), muito utilizada pelo setor moveleiro devido à sua coloração que varia de marrom-avermelhado a cinza-rosado (Fernandes et al., 2018). *C. cateniformis* é uma espécie de baixa densidade (Schulze et al., 2008) e os adultos apresentam suas copas no dossel ou acima do dossel, como árvores emergentes (Salomão, 2009). Classificada como tolerante à sombra (Poorter, 1999), apresenta floração e frutificação irregulares (Alencar et al., 1979), com dispersão anemocórica (Luna, 2004).

4.2.4 Amostragem das populações

Em cada fragmento florestal todos os indivíduos adultos, com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) ≥ 10 cm, de *B. excelsa*, *C. guianensis* e *C. cateniformis* foram identificados e tiveram o DAP medido.

A regeneração natural (indivíduos com DAP < 10 cm e altura ≥ 10 cm) foi contabilizada em número de indivíduos em três parcelas de 25 x 25 m instaladas próximas às árvores-matrizes. Três árvores-matrizes foram selecionadas na parte central de cada fragmento para as três espécies. Foram consideradas como matrizes aquelas árvores que tinham boa formação da copa, ausência de galhos quebrados, ausência de cipó e de cupim. No total foram 54 parcelas (6 fragmentos x 3 árvores-matrizes x 3 parcelas por árvore-matriz) para cada espécie estudada, sendo 27 parcelas nos fragmentos pequenos e 27 nos fragmentos grandes.

As parcelas foram dispostas a um metro da árvore-matriz para *B. excelsa* e *C. guianensis*, pois essas espécies possuem dispersão primária do tipo barocórica, muitas sementes caem próximo da matriz; essa metodologia também foi utilizada por Zuidema e Boot (2002), Cotta et al. (2008) e Guedes et al. (2014). Em *C. cateniformis* as parcelas foram alocadas a 5 metros de distância da árvore-matriz, já que a dispersão das sementes é anemocórica e os regenerantes estavam mais distantes da árvore-matriz (Mariana Oliveira, observação de campo). A identificação dos indivíduos foi realizada por um parataxônomo e um agroextrativista, morador do assentamento. O período da coleta dos dados ocorreu entre os meses de novembro de 2016 e abril de 2017, ou seja, durante a estação chuvosa.

4.2.5 Análise dos Dados

A densidade das árvores adultas foi calculada através do número total de indivíduos dividido pela área do fragmento em hectares. A densidade da regeneração natural foi calculada a partir da relação entre a média de indivíduos em cada árvore-matriz e a área das parcelas em m²; a média foi utilizada para evitar pseudorepetição.

A densidade das árvores adultas e a densidade da regeneração natural foram comparadas, entre os três fragmentos grandes e os três fragmentos pequenos, através do teste não paramétrico de Mann-Whitney (Ruxton, 2006). Esse teste foi padronizado para todas as espécies, nos dois estratos estudados, pois em alguns casos os dados não se normalizaram.

Para analisar a distribuição diamétrica de cada espécie os DAPs das árvores adultas foram colocados em classes diamétricas com amplitude de 50 cm, conforme também utilizado por Peris (2003) e Wadt et al. (2005). Dessa forma sete classes de DAP foram consideradas: classe 1 de 10,1– 50 cm; classe 2 de 50,1 – 100 cm; classe 3 de 100,1 – 150 cm; classe 4 de 150,1 – 200 cm; classe 5 de 200,1 – 250 cm; classe 6 de 250,1 – 300 cm; e, classe 7 de 300,1 – 350 cm. O teste de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado para confirmar se a distribuição diamétrica é do tipo exponencial negativa, comumente encontrada em populações estáveis (Nascimento et al., 2012) e também para comparar a porcentagem de indivíduos encontrados nas classes diamétricas dos fragmentos grandes e pequenos.

Todas as análises estatísticas foram consideradas ao nível de 5% de probabilidade e foram realizadas na Plataforma R 3.4.2 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT, 2017).

4.3 Resultados

4.3.1 Densidade dos adultos e da regeneração

Embora a densidade das árvores adultas tenha variado muito entre os fragmentos (Tabela 4.1), não houve diferença significativa entre os fragmentos grandes e pequenos, em nenhuma das espécies estudadas: *B. excelsa* ($U = 2$; $p = 0.4$); *C. cateniformis* ($U = 3$; $p = 0.7$); e, *C. guianensis* ($U = 3$; $p = 0.79$). A densidade da regeneração natural também apresentou uma variação muito alta entre os fragmentos, contudo a variação foi muito maior nos fragmentos pequenos (Tabela 4.1). A densidade de regenerantes não apresentou diferença

significativa entre os fragmentos grandes e pequenos para *B. excelsa* ($U = 59$; $p = 0.095$), nem para *C. guianensis* ($U = 60$; $p = 0.092$); contudo, em *C. cateniformis* a densidade dos regenerantes é significativamente maior nos fragmentos grandes ($U = 73$; $p = 0.004$; Tabela 4.1).

Tabela 4.1 Análise descritiva da densidade dos adultos e regenerantes de *Bertholletia excelsa*, *Cedrelinga cateniformis* e *Carapa guianensis* nos fragmentos florestais pequenos (FP) e grandes (FG) estudados no Projeto de Assentamento Agroextrativista Paraialta Piranha, sudeste do Pará.

	B. excelsa		C. cateniformis		C. guianensis	
	Adulto (ind/ha)	Reg.Nat. (ind/m²)	Adulto (ind/ha)	Reg.Nat. (ind/m²)	Adulto (ind/ha)	Reg.Nat. (ind/m²)
Fragmentos Pequenos						
FP1Z	0.460	0.013	0.090	0.147	1.400	0.757
FP2P	0.810	0.073	0.320	0.243	0.000	0.000
FP3F	1.050	0.000	0.200	0.000	0.420	0.303
Média	0.773	0.028	0.203	0.130	0.606	0.353
Mediana	0.810	0.013	0.200	0.147	0.420	0.303
Erro padrão	0.171	0.022	0.066	0.070	0.414	0.219
Desvio padrão	0.296	0.039	0.115	0.122	0.718	0.381
CV	38.36	135.2	56.57	94.14	108.4	107.8
Fragmentos Grandes						
FG1Z	0.860	0.120	0.420	0.440	0.090	0.370
FG2A	0.130	0.217	0.040	0.563	0.060	0.893
FG3M	0.200	0.043	0.060	1.190	0.220	1.540
Média	0.396	0.127	0.173	0.730	0.123	0.921
Mediana	0.200	0.120	0.060	0.560	0.090	0.893
Erro padrão	0.232	0.500	0.123	0.232	0.049	0.326
Desvio padrão	0.402	0.087	0.213	0.402	0.085	0.565
CV	101.5	68.57	123.3	55.18	68.95	61.40

4.3.2 Estrutura diamétrica de *B. excelsa*, *C. cateniformis* e *C. guianensis*

A distribuição diamétrica de *B. excelsa* apresentou MC (maior concentração) de indivíduos nas classes 4, 1 e 3 e nos fragmentos grandes, já nos fragmentos pequenos a MC foi nas classes 1 e 3. Um fragmento grande e dois fragmentos pequenos (FP1) apresentaram distribuição diamétrica exponencial negativa.

Quando comparadas as porcentagens de indivíduos encontrados nas classes diamétricas dos fragmentos grandes com os pequenos, das nove combinações de análises

cinco foram estatisticamente diferentes (FG1Z – FP1Z; FG1Z – FP2P; FG1Z – FP3F; FG2A – FP1Z; FG3M – FP1Z) (Fig. 4.3).

A maior concentração no número de indivíduos de *C. cateniformis* variou tanto nos fragmentos grandes quanto nos pequenos. A distribuição diamétrica segue o modelo exponencial negativo em todos os fragmentos.

Entretanto, quando comparada às porcentagens de indivíduos encontrados nas classes diamétricas dos fragmentos grandes com os pequenos, das nove combinações de análises quatro foram estatisticamente diferentes (FG1Z – FP1Z; FG1Z – FP3F; FG2A – FP2P; FG3M – FP2P) (Fig.4.4).

C. guianensis não apresentou indivíduos no fragmento pequeno (FP3P). Nos demais fragmentos apresentou maior concentração no número de indivíduos na classe 1, exceto o fragmento FP2F e em todos os fragmentos a distribuição diamétrica seguiu o modelo exponencial negativo (Fig. 4.5).

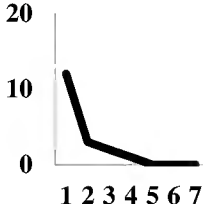
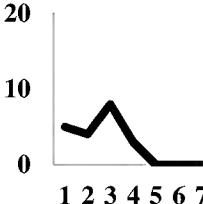
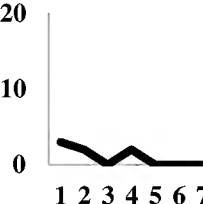
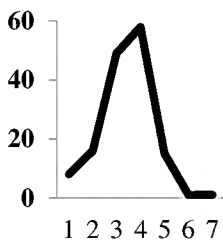
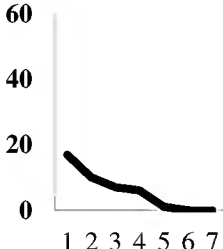
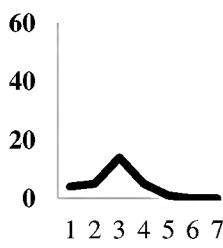
Bertholletia excelsa			
	FP1Z	FP3F	FP2M
	 <p>K-S = 0.249 p = 0.179</p>	 <p>K-S = 0.296 p = 0.048</p>	 <p>K-S = 0.286 p = 0.526</p>
FG1Z  <p>K-S = 0.329 p = 0.000001</p>	<p>p = 0.0001 K-S = 0.601 FG1Z = MC 2 FP1Z = MC 1</p>	<p>p = 0.0122 K-S = 0.3673 FG1Z = MC 4 FP3F = MC 3</p>	<p>p = 0.0434 K-S = 0.4529 FG1Z = MC 4 FP2M = MC 1</p>
FG3M  <p>K-S = 0.145 p = 0.366</p>	<p>p = 0.0159 K-S = 0.3272 FG3M = MC 1 FP1Z = MC 1</p>	<p>p = 0.2412 K-S = 0.2324 FG3M = MC 1 FP3F = MC 3</p>	<p>p = 0.6691 K-S = 0.1709 FG3M = MC 1 FP2M = MC 1</p>
FG2A  <p>K-S = 0.330 p = 0.004</p>	<p>p = 0.0001 K-S = 0.6190 FG2A = MC 3 FP1Z = MC 1</p>	<p>p = 0.1452 K-S = 0.6188 FG2A = MC 3 FP3F = MC 3</p>	<p>p = 0.1373 K-S = 0.3952 FG2A = MC 3 FP2M = MC 1</p>

Figura 4.3 Distribuições diamétricas dos adultos de *Bertholletia excelsa*. Na primeira linha e coluna são apresentadas as distribuições diamétricas em cada fragmento, sendo eixo y densidade - ind/ha-1 e eixo x classe diamétrica. No interior da figura são apresentados os resultados das comparações entre os fragmentos grandes (FG) e pequenos (FP) K-S = teste de Kolmogorov-Smirnov; p = probabilidade; MC = maior concentração de indivíduos observados na classe. Observe que a escala do eixo y para FG são diferentes dos FP.

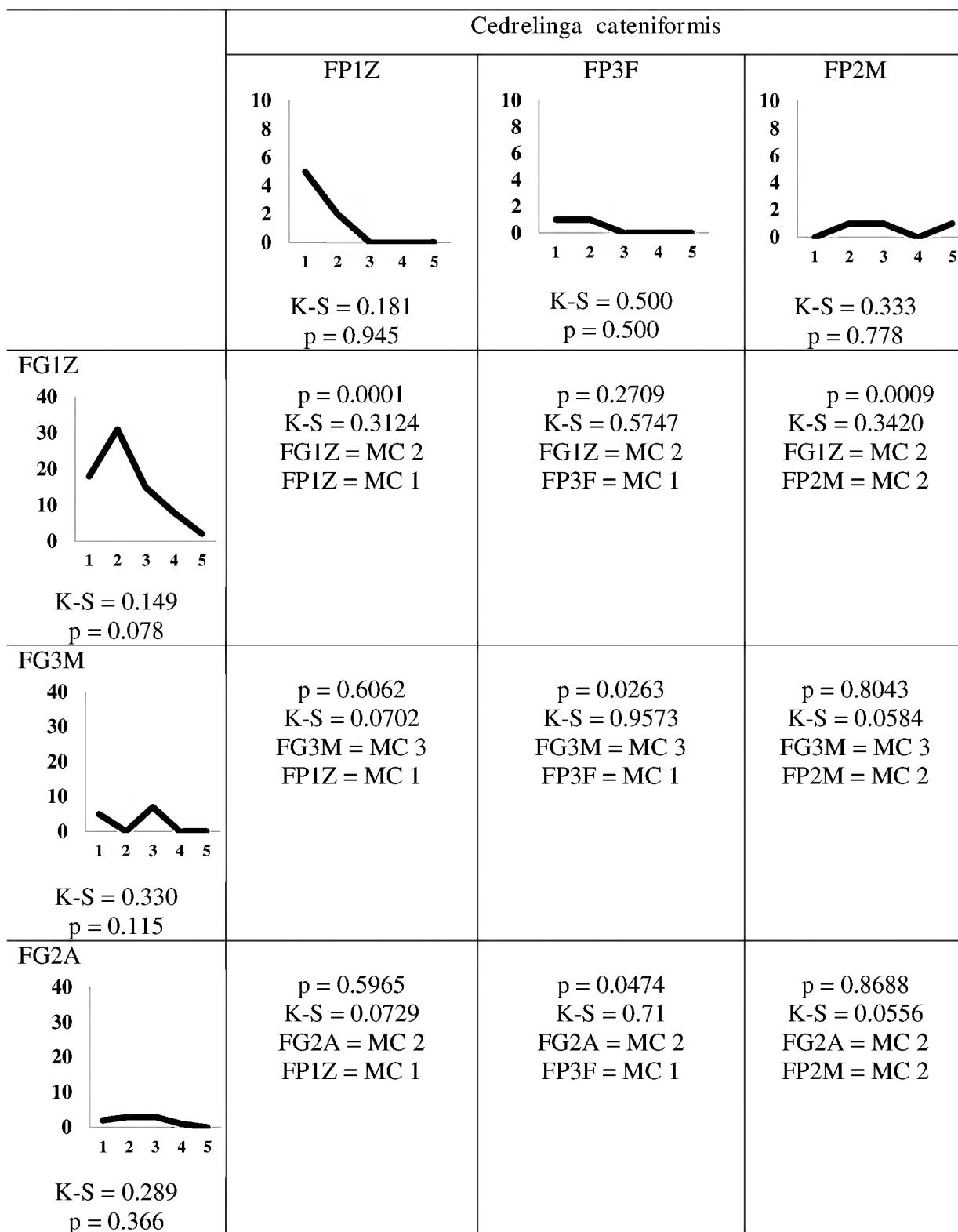


Figura 4.4 Distribuições diamétricas dos adultos de *Cedrelinga cateniformis*. Na primeira linha e coluna são apresentadas as distribuições diamétricas em cada fragmento, sendo eixo y densidade - ind/ha-1 e eixo x classe diamétrica. No interior da figura são apresentados os resultados das comparações entre os fragmentos grandes (FG) e pequenos (FP) K-S = teste de Kolmogorov-Smirnov; p = probabilidade; MC = maior concentração de indivíduos observados na classe. Observe que a escala do eixo y para FG são diferentes dos FP.

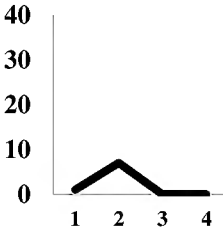
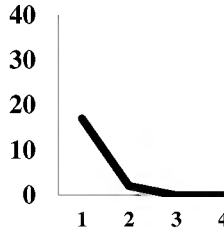
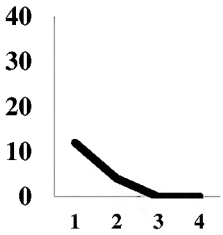
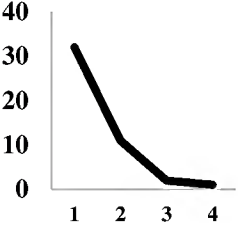
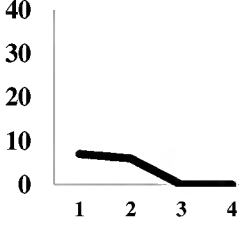
Carapa guianensis			
	FP3P	FP2F	FP1Z
	Não houve indivíduos no FP1	 <p>K-S = 0.432 p = 0.071</p>	 <p>K-S = 0.277 p = 0.089</p>
FG1Z  <p>K-S = 0.305 p = 0.097</p>	Não houve indivíduos no FP3P	<p>p = 0.7604 K-S = 0.0561 FG1Z = MC1 FP2F = MC 2</p>	<p>p = 0.6239 K-S = 0.0600 FG1Z = MC1 FP1Z = MC 1</p>
FG3M  <p>K-S = 0.064 p = 0.995</p>	Não houve indivíduos no FP3P	<p>p = 0.6746 K-S = 0.0553 FG3M = MC 1 FP2F = MC 1</p>	<p>p = 0.8510 K-S = 0.0251 FG3M = MC1 FP1Z = MC 1</p>
FG2A  <p>K-S = 0.296 p = 0.166</p>	Não houve indivíduos no FP3P	<p>p = 0.6376 K-s = 0.0630 FG2A = MC 1 FP2F = MC 1</p>	<p>p = 0.7296 K-s = 0.0395 FG2A = MC 1 FP1Z = MC 1</p>

Figura 4.5 Distribuições diamétricas dos adultos de *Carapa guianensis*. Na primeira linha e coluna são apresentadas as distribuições diamétricas em cada fragmento, sendo eixo y densidade - ind/ha-1 e eixo x classe diamétrica. No interior da figura são apresentados os resultados das comparações entre os fragmentos grandes (FG) e pequenos (FP) K-S = teste de Kolmogorov-Smirnov; p = probabilidade; MC = maior concentração de indivíduos observados na classe. Observe que a escala do eixo y para FG são diferentes dos FP.

4.4 Discussão

4.4.1 Variação na Densidade das espécies

As variações observadas nas densidades das espécies estudadas são comumente encontradas entre as espécies arbóreas das florestas tropicais, pois diferentes fatores bióticos e abióticos atuam sobre os indivíduos tanto ao longo da sua área de distribuição quanto no tempo (Tomimatsu e Ohara, 2010).

Em espécie que apresentam distribuição agrupada, como *B. excelsa*, essa variação pode ser enorme, pois além de serem influenciadas pelos fatores ecológicos, é também influenciada pelos critérios de seleção do local de instalação das unidades amostrais (Wadt et al., 2009). Na área dos Kayapós, no sudeste da Amazônia, a densidade variou entre 0,35 e 2,1 arv/ha nas áreas onde não havia agrupamentos para 4,8 e 5,1 arv/ha nas áreas de agrupamento (Peres e Blaider, 1997) e tem registro de até 13,5 ind/ha em Roraima (Tonini et al., 2014). Essa variação é difícil de explicar, conforme também apontou Salomão (2009).

Além dos critérios de seleção do local de instalação das unidades amostrais, as diferenças entre a forma e tamanho das unidades amostrais, assim como os critérios para a inclusão dos indivíduos, dificultam as comparações entre densidades encontradas em diferentes estudos (Wadt et al., 2005; Tonini et al., 2008). Mesmo considerando esses problemas, pode-se notar que as densidades das árvores adultas encontradas no PAE estão próximas das densidades encontradas por outros autores. A densidade média das árvores adultas de *Bertholletia* no PAE, por exemplo, foi similar àquela encontrada na Floresta Nacional do Tapajós (0.68 árvore/ha com DAP \geq 15 cm, Carvalho, 1981).

A densidade dos indivíduos regenerantes de *Bertholletia*, similar aos adultos, também variou muito, tanto no PAE, quanto em outros locais da Amazônia, tais como no Peru, onde variaram de 0.003 ind/m² em floresta a 0.057 ind/m² em área aberta (Porcher, et al., 2018) e no estado do Acre, onde variaram de 0.032 ind/m² a 0.058 ind/m² (Wadt et al., 2008). Essa variação pode estar relacionada ao período da coleta dos dados, pois a estação seca pode aumentar a taxa de mortalidade desses indivíduos em até 65% (Zuidema e Boot, 2002), e por isso a densidade pode ser menor.

Como a luminosidade é um fator muito importante para o crescimento e sobrevivência dos estágios iniciais, o ambiente onde se localizam as parcelas amostrais (p. ex. em áreas abertas, como as clareiras, ou em áreas de dossel fechado) também influenciam fortemente na densidade (Myers et al., 2000; Cotta et al., 2008; Porcher, et al., 2018). Outros fatores, tais como, ausência dos polinizadores, pragas e doenças, competição, abundância do

dispersor e predador (Wadt et al., 2005; Tonini et al., 2014; Porcher, et al., 2018) também podem ser responsáveis pela variação na densidade dos regenerantes.

A densidade de *C. guianensis* encontrada neste estudo também está dentro da faixa de variação mostrada por outros autores, sendo similar à encontrada em Paragominas-PA (0.4 ind com DAP \geq 45/ha) como mostrado por Francez et al, (2004) e bem inferiores aos encontrados em outras regiões da Amazônia (Dias, 2001; Klimas et al., 2002; Plowden, 2004; Pena 2007; Schwartz et al., 2012).

C. guianensis é uma espécie com ampla distribuição geográfica (Pereira e Tonini, 2012), e possui vantagem competitiva e adaptativa aos diferentes ambientes; todavia, apresenta densidade em terra firme menor do em áreas alagadas (Klimas et al., 2007, 2012).

Diferenças ambientais também influenciam a variação espacial da densidade dos regenerantes da *C. guianensis*, como também observado no estado do Acre, onde a densidade variou de 0.75 ind/m² a 5.86 ind/m² (Klimas et al., 2007). Dois mecanismos diferentes parecem atuar nessa variação: primeiro, é o padrão de espaçamento entre as árvores-matrizes, que em áreas mais secas é maior, ou seja, as árvores-matrizes estão mais distantes entre si, e isso pode diminuir a polinização (Cloutier et al., 2007); segundo, são as flutuações temporais em razão da intensa dispersão e predação das sementes e da alta taxa de mortalidade dos regenerantes que chega a 70% em até seis meses de idade (Forget, 1996; Rigamonte-Azevedo et al., 2009). Contudo, a médio ou longo prazo a densidade média dos regenerantes se mantém estável, como foi constatado no próprio PAE, onde Oliveira et al. (2014) encontrou densidade similar ao atual estudo (0.43 ind/m²).

Explicar a variação encontrada na densidade de *C. cateniformis* (0.20 \pm 0.15 ind/ha) é ainda mais difícil, pois é uma espécie normalmente considerada rara (Valencia et al., 2004; Schulte et al., 2008); e por isso, não está presente na maioria dos estudos que abordam a densidade. Contudo, pode-se perceber que no PAE a densidade também está próxima daquelas levantadas por Schulze et al. (2008), que mostraram densidades entre 0,75 e < 0,01 arv/ha com DAP > 20 cm, na Amazônia brasileira. Na Bolívia, parece que *C. cateniformis* possui maior densidade, pois Brienen e Zuidema (2006) encontraram 0.80 árv./ha com DAP > 50 cm.

4.4.2 Estrutura diamétrica

A maioria das populações de *C. cateniformis* e todas de *C. guianensis* apresentaram distribuição diamétrica do tipo exponencial negativa, o que tem sido relacionado com populações estáveis e auto-regenerativas (Jardim, 2015; Oliveira et al., 2017). Isso pode ser atribuída à vida longa das espécies que possuem características de rápido recrutamento dos regenerantes, porém taxas lentas de crescimento (Condit et al., 1998; Klimas et al., 2007). A mesma distribuição também foi descrita para *C. guianensis* por Klimas et al. (2007) e Tonini et al. (2009).

Por outro lado, *B. excelsa* teve maior número de indivíduos na classe de 100 cm a 200 cm de DAP; resultados similares foram também encontrados em outras áreas (Zuidema e Boot, 2002; Salomão, 2009; Tonini et al., 2014). A baixa densidade nas primeiras classes de DAP pode estar ligada aos fatores que afetam a densidade da regeneração natural, já supracitados e pode justificar a distribuição diamétrica diferente da exponencial negativa, como observada em 50% dos fragmentos estudados (dois fragmentos grandes e um pequeno).

Outro fator que pode influenciar esses resultados, porém controverso, são os efeitos da coleta das sementes, que pode ter importante impacto no recrutamento dos indivíduos das classes mais baixas. Para Peres et al. (2003) somente a ausência de coleta ou a coleta bastante minimizada poderiam manter uma população a longo prazo. Entretanto, outros estudos têm mostrado a estabilidade na distribuição diamétrica de *B. excelsa* sob pressão de coleta, tais como aqueles na área dos indígenas Kayapó no Pará (Ribeiro et al., 2014a e 2014b), na comunidade do Vale do Rio Trombetas, também no Pará (Scoles e Gribel, 2012); e na Bolívia, onde Zuidema e Boot (2002), apresentaram indivíduos nas classes mais baixas.

Esses resultados contraditórios podem estar ligados ao histórico e à intensidade de coleta das sementes no passado, bem como à estrutura das florestas, que podem apresentar diferentes intensidades de luz (Tonini et al., 2008).

Estas variações na curva da distribuição diamétrica são melhores percebidas, quando se observa a porcentagem de indivíduos em cada classe diamétrica. E, novamente, *B. excelsa* foi à espécie com maior diferença estatística entre os fragmentos estudados, o que nos leva a crer que existe diferença na utilização dessa espécie entre os diferentes fragmentos florestais do PAE; adicionalmente, esses resultados também podem estar relacionados à extração da madeira, apesar de ser protegida por lei (Decreto 1.282, de 19/10/1994), mas é uma prática comum na região (Emmi, 1988; Felix, 2008; Salomão, 2009).

Espécies como *B. excelsa* que também apresentou recrutamento descontínuo no estudo de Myers et al. (2000), nem sempre podem ser consideradas populações em desequilíbrio, uma análise das variações das taxas demográficas temporal, deve ser realizado para projetar cenários futuros para as populações (Virillo et al., 2011).

4.4.3 Influência do tamanho dos fragmentos sobre a densidade e distribuição diamétrica das espécies

A similaridade da densidade e distribuição diamétrica encontrada nos fragmentos grandes e pequenos, nos adultos, das três espécies, e nos regenerantes de *B. excelsa* e *C. guianensis* sugere que as estruturas das populações sejam similares àquelas antes da fragmentação. Isso ocorre quando os fragmentos conservam um tamanho suficiente para manter a dinâmica populacional.

Quando há uma matriz terrestre, com uma paisagem diversificada, porém mantendo uma boa quantidade de habitat original, possibilita que as populações preservem suas estruturas, independente do tamanho dos fragmentos como aponta a hipótese da quantidade de habitat (Farhig et al., 2013).

Isso amortece os efeitos da fragmentação, pois possibilita a troca de propágulos e consequente movimentação das espécies e a estabilidade dos sistemas predador-presa, além de possibilitar o fluxo gênico e dispersão das sementes, devido a conectividade funcional dentro da paisagem (Holzschuh et al., 2010; Saura et al., 2014; Farhig et al., 2017). Esses mecanismos podem estar ocorrendo nos fragmentos do PAE.

Os efeitos atenuados da fragmentação foram encontrados em vários grupos de organismos e em diversas partes do mundo, tais como: com diversidade de borboletas (*butterfly assemblages*) em tokyo - Japão (Soga e Koike, 2012), diversidade de Aranhas no sul da Judéia, Israel (Gavish et al., 2012), riquezas de espécies vegetais (Santos et al., 2010, Farhig et al., 2013), riqueza de espécies de plantas tolerantes e intermediárias em São Paulo - Brasil (Jurinitz, 2010). Entretanto, os efeitos positivos da fragmentação devem ser analisados com cautela, especialmente deveriam considerar: (1) o efeito do isolamento que é determinante em processo da permeabilidade da matriz; (2) as diferentes metodologias utilizadas, pois elas podem levar a resultados distintos e tendenciosos; e, (3) os níveis de abordagem, geralmente as medidas de riquezas ignoram a identidade das espécies (Haddad et al., 2017; Bueno et al., 2018).

Apesar da mesma metodologia e estudo específico sobre a estrutura populacional de cada espécie, como sugerem as cautelas supracitadas, os resultados foram distintos para a densidade dos regenerantes de *C. cateniformis* que foi menor nos fragmentos pequenos que nos grandes, enquanto que a densidade dos regenerantes de *B. excelsa* e *C. guianensis* não foram diferentes.

Essa diferença de comportamento entre as espécies também sugere que os efeitos da fragmentação não podem ser generalizados; cada espécie possui uma reação certamente ligada às suas amplitudes de tolerância ao habitat (Lees e Peres, 2008), assim como aos processos ecológicos (p. exemplo, dispersão e predação).

Além disso, deve ser considerado as mudanças ambiental que promove alterações nos gradientes físicos, como na intensidade de luz, redução da umidade e alterações no microclima (Leimu et al., 2010).

Tais alterações no ambiente devem ser monitoradas, pois podem ser suficientes para extinguir localmente algumas populações, em especial as espécies raras que estão mais propícias aos efeitos negativos da fragmentação (Laurance e Vasconcelos, 2009; Bueno et al., 2018), pois essas espécies necessitam de uma grande área para sobreviver e conter o efeito demográfico aleatório, que influenciam nas taxas de nascimento e mortalidade (Shafer, 1981).

4.4.4 Implicações para o extrativismo

As três espécies estudadas apresentaram uma densidade similar à encontrada em outras regiões, sendo que *B. excelsa* foi à única espécie que apresentou maiores diferenças na distribuição diamétrica entre os fragmentos estudados. A estrutura populacional de espécies exploradas, e de vida longa, é mais sensível às pequenas mudanças em determinadas classes de tamanho do que à própria reprodução (Zuidema e Boot, 2002). Para essas espécies tem sido recomendada a análise da viabilidade populacional, incluindo taxas demográficas importantes tais como: germinação, mortalidade, recrutamento (Wadt et al., 2005), além de se avaliar o efeito da coleta das sementes, para projetar o manejo.

A utilização da espécie *C. cateniformis* no PAE não tem registro científico, contudo durante as visitas e conversas com os agroextrativistas foi relatado sua exploração para a venda da madeira. Mesmo seguindo a regulamentação brasileira fixada para a exploração madeireira de impacto reduzido, as populações das espécies de baixa densidade declinam, a menos que as intensidades de colheita sejam adaptadas à ecologia das espécies e tratamentos silviculturais sejam adotados (Schulze et al., 2008). Sem um plano de manejo adequado,

como ocorre no PAE, a densidade dos regenerantes de *C. cateniformis* pode estar sob influência dessa exploração; conseqüentemente, a sustentabilidade da espécie fica comprometida a curto ou longo prazo.

Diferente de *C. cateniformis*, algumas pesquisas com *C. guianensis* no PAE já foram realizadas (Schwartz et al., 2008; Oliveira et al., 2009, 2014), o que possibilitou comparações entre os resultados da densidade e estrutura populacional que apresentaram similaridade. *C. guianensis* foi a única espécie que não apresentou diferença estatística entre os fragmentos, isso pode indicar uma intensidade de uso similar em todos os fragmentos; contudo, tais resultados não garantem que a estrutura populacional esteja em equilíbrio em longo prazo. Ainda assim, é necessário fazer o monitoramento da coleta das sementes, bem como a extração da madeira estar assegurada dentro de um plano de manejo.

Os resultados deste estudo sugerem que em áreas estabelecidas para o agroextrativismo os fragmentos pequenos são importantes na conservação das espécies assim como os fragmentos grandes, mesmo diante da pressão antrópica pela a qual passa a área. Contudo, é importante garantir a qualidade estrutural e ambiental dos fragmentos para a conservação das espécies; nesse sentido é importante ampliar os estudos para outros tamanhos de fragmento florestais e em outros assentamentos rurais da região, visto que eles são uma realidade na Amazônia. Da mesma forma, é necessário avançar nos estudos populacionais para entender como o uso das espécies florestais, mesmo com planos de manejo, influenciam na sua estrutura e espacialização das árvores ao longo do tempo.

4.5 Referência bibliográfica

- Alencar, J. D. C., Almeida, R. A. D., Fernandes, N. P., 1979. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 9 (1), 163-199. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921979091163>
- Brienen, R. J., Zuidema, P. A., 2006. The use of tree rings in tropical forest management: Projecting timber yields of four Bolivian tree species. *Forest Ecology and Management*, 226 (1-3), 256-267. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.038>
- Bueno, A. S., Dantas, S. M., Henriques, L. M. P., Peres, C. A., 2018. Ecological traits modulate bird species responses to forest fragmentation in an Amazonian anthropogenic archipelago. *Diversity and Distributions*, 24 (3), 387-402. <https://doi.org/10.1111/ddi.12689>
- Campos, A. M., da Luz Freitas, J., dos Santos, E. S., & Lima, R. B. (2013). Fenologia reprodutiva de *Bertholletia excelsa* Bonpl. em floresta de terra firme em Mazagão, Amapá. *Biota Amazônia*, 3 (1), 1-8. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n1p1-8>
- Carvalho, J. O. P., 1981. Distribuição diamétrica de espécies comerciais e potenciais em floresta tropical úmida natural na Amazônia. Embrapa Amazônia Oriental-Séries anteriores (INFOTECA-E), 23.
- Cloutier, D., Kanashiro, M., Ciampi, A. Y., Schoen, D. J., 2007. Impact of selective logging on inbreeding and gene dispersal in an Amazonian tree population of *Carapa guianensis* Aubl. *Molecular ecology*, 16 (4), 797-809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.03193.x>
- Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S. P., Foster, R. B., 1998. Predicting Population Trends from Size Distributions: A Direct Test in a Tropical Tree Community. *The American Naturalist*, 152 (4), 495-509. <https://doi.org/10.1086/286186>
- Cotta, J. N., Kainer, K. A., Wadt, L. H., Staudhammer, C. L., 2008. Shifting cultivation effects on Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) regeneration. *Forest Ecology and Management*, 256 (1-2), 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.026>

- Costa, L.G.S., Miranda, I.S., Grimaldi, M., Silva Jr, M.L., Mitja, D., Lima, T.T.S., 2012. Biomass in different types of land use in the Brazil's "arc of deforestation". *For. Ecol. Manag.* 278, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.007>
- Dias, A. S., 2001. Consideraciones sociales y silviculturales para el manejo forestal diversificado en una comunidad ribereña en la "floresta nacional do tapajós", Amazônia brasileña. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (Disertación). Turrialba, Costa Rica. 125 pp.
- Do Vale, I., Miranda, I. S., Mitja, D., Santos, A. M., Lima, T. T. S., Costa, L. G. S., 2018. Successional processes in agricultural mosaics in the eastern Amazon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 51-60. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.004>
- Emmi, M. F., 1988. A oligarquia do Tocantins eo domínio dos castanhais. *Belém: Centro de Filosofia e Ciências Humanas/NAEA/UFPA.*, 6 (1) 157-163. <https://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-4883625101&partnerID=10&rel=R3.0.0>
- Ewers, R. M., Didham, R. K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, 81 (1), 117-142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40 (9), 1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig, L., 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fearnside, P., 2017. Deforestation of the Brazilian Amazon. Printed from the Oxford Research Encyclopedia, environmental science. Oxford University Press USA. DOI: 10.1093/acrefore/9780199389414.013.102
- Felix, G. A., 2008. O caminho do mundo: mobilidade espacial e condição camponesa numa Região da Amazônia Oriental, (Vol. 44). Editora da Universidade Federal Fluminense.

- Fernandes, N. C. L.; Valle, M. L. A.; Calderon, C. M. A., 2018. Physical and Anatomical Characteristics of *Cedrela odorata* L. and *Cedrelinga cateniformis* Ducke. **Floresta e Ambiente**, 25 (1). <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.100814>
- Ferraz, I. D. K., Camargo, J. L. C., Sampaio, P. D. T. B., 2002. Sementes e plântulas de andiroba (*Carapa guianensis* Aubl. e *Carapa procera* DC): aspectos botânicos, ecológicos e tecnológicos. *Acta Amazônica* (Brasil), 32 (4), 647-661.
- Forget, P. M., 1996. Removal of seeds of *Carapa procera* (Meliaceae) by rodents and their fate in rainforest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 12 (6), 751-761. <https://doi.org/10.1017/S0266467400009998>
- Francez, L. M. B., Carvalho, J. O. P., Quanz, B., Pinheiro, K. A. O., Hirai, E. H., 2004. Ecologia e usos de *Carapa guianensis* Aubl. Disponível em <<http://www.adaltd.com.br/evento/museugoeldi/resumoshtm/resumos/R0347-1.htm>>.
- Klimas, C. A.; Lacerda, C. M. B.; Boufleuer, N. T.; Brown, I. F.; Kageyama, P. Y., 2002. Mapeamento de espécies comuns como subsídio para implementação de plano de manejo: estudo de caso no seringal Caquetá. Porto Acre – Acre. In: ENCONTRO NACIONAL DE BIÓLOGOS, 4., Anais... Ouro Preto.
- Klimas, C. A., Kainer, K. A., Wadt, L. H., 2007. Population structure of *Carapa guianensis* in two forest types in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 250 (3), 256-265. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.05.025>
- Klimas, C. A., Cropper Jr, W. P., Kainer, K. A., de Oliveira Wadt, L. H., 2012. Viability of combined timber and non-timber harvests for one species: a *Carapa guianensis* case study. *Ecological Modelling*, 246, 147-156a. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.07.022>
- Klimas, C. A., Kainer, K. A., de Oliveira Wadt, L. H., 2012. The economic value of sustainable seed and timber harvests of multi-use species: an example using *Carapa guianensis*. *Forest Ecology and Management*, 268, 81-91b. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.03.006>
- Klimas, C. A., Kainer, K. A., Wadt, L. H., Staudhammer, C. L., Rigamonte-Azevedo, V., Correia, M. F., da Silva Lima, L. M., 2012. Control of *Carapa guianensis* phenology and seed production at multiple scales: a five-year study exploring the influences of tree

- attributes, habitat heterogeneity and climate cues. *Journal of Tropical Ecology*, 28 (1), 105-118c. <https://doi.org/10.1017/S0266467411000630>
- Gavish, Y., Ziv, Y., Rosenzweig, M. L., 2012. Decoupling fragmentation from habitat loss for spiders in patchy agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 26(1), 150-159. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01799.x>
- Gibson, L., Lynam, A. J., Bradshaw, C. J., He, F., Bickford, D. P., Woodruff, D. S., Laurance, W. F., 2013. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science*, 341 (6153), 1508-1510. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1240495>
- Guariguata, M. R., Cronkleton, P., Duchelle, A. E., Zuidema, P. A., 2017. Revisiting the ‘cornerstone of Amazonian conservation’: a socioecological assessment of Brazil nut exploitation. *Biodiversity and Conservation*, 26 (9), 2007-2027. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1355-3>
- Guedes, M. C., Neves, E. D. S., Rodrigues, E. G., Paiva, P., Costa, J. B. P., Freitas, M. F.; Lemos, L. M., (2014). Castanha na roça: expansão da produção e renovação dos castanhais em áreas de agricultura itinerante no Amapá, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, 9 (2), 381-398.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Cook, W. M., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, 1 (2), 1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Haddad, N. M., Gonzalez, A., Brudvig, L. A., Burt, M. A., Levey, D. J., Damschen, E. I., 2017. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. *Ecography*, 40 (1), 48-55. <https://doi.org/10.1111/ecog.02535>
- Haila, Y., 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications*, 12 (2), 321-334. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0321:ACGOFR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0321:ACGOFR]2.0.CO;2)
- Herrero-Jáuregui, C., García-Fernández, C., Sist, P. L., Casado, M. A., 2009. Conflict of use for multi-purpose tree species in the state of Pará, eastern Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 18 (4), 1019-1044. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9456-7>

- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79 (2), 491-500. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x>
- Homma, A. H. O., Menezes, A. J. E. A., 2005. O histórico do sistema extrativo e a extração de óleo de andiroba cultivado no município de Tomé-Açu, estado do Pará. In Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 43., 2005, Ribeirão Preto. Instituições, eficiência, gestão e contratos no sistema agroindustrial: anais. Ribeirão Preto: SOBER.
- Jardim, F. C. S. Natural regeneration in tropical forests, 2015. *Revista de Ciências Agrárias*, 58 (1), 105-113. <http://dx.doi.org/10.4322/rca.1676>
- Jurinitz, C. F., Oliveira, A. A., Bruna, E. M., 2013. Abiotic and Biotic Influence on Early-Stage Survival in Two Shade-Tolerant Tree Species in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica*, 45 (6), 728-736. <https://doi.org/10.1111/btp.12058>
- Jurinitz, Cristiane Follmann. **Ecologia das populações de duas espécies arbóreas em fragmentos florestais no Planalto Atlântico Paulista**. 2010. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=ecologia+das+popula%C3%A7%C3%B5es+de+duas+especies+arboreas+em+fragmentos+florestais&btnG=
- Laurance, W. F., & Vasconcelos, H. L., 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *13 (3)*, 434-451. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03>
- Leimu, R., Vergeer, P., Angeloni, F., Ouborg, N., 2010. Habitat fragmentation, climate change, and inbreeding in plants. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195 (1), 84-98. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05450.x>
- Lees, A. C., Peres, C. A., 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal conservation*, 11 (2), 128-137. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00162.x>
- Levis, C., Costa, F. R., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C. R., Junqueira, A. B., Castilho, C. V., 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on

- Amazonian forest composition. *Science*, 355 (6328), 925-931.
<https://doi.org/10.1126/science.aal0157>
- Lombard, L., Bogale, M., Montenegro, F., Wingfield, B. D., Wingfield, M. J., 2008. A new bark canker disease of the tropical hardwood tree *Cedrelinga cateniformis* in Ecuador. *Fungal Diversity*, 31, 73-81.
- Luna, F. M. S., 2004. Ethnobotany of the communities of the upper Rio Nangaritzza. *Lyonia*, 7 (2), 105-122.
- Maués, M. M., 2002. Reproductive phenology and pollination of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl. Lecythidaceae) in Eastern Amazonia. *Pollinating Bees: The Conservation Link Between Agriculture and Nature*, 245 - 254.
- Maués, M. M., 2008. Fenologia de Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. *Manejo Sustentável de Produtos Florestais Não-madeireiros na Amazônia*, 67.
- Müller, C. H., Rodrigues, I. A., Müller, A. A., Müller, N. R. M., 1980. Castanha-do-brasil: resultados de pesquisas. Belém: EMBRAPA-CPATU; Miscelânea n. 2.
- Myers, G. P., Newton, A. C., Melgarejo, O., 2000. The influence of canopy gap size on natural regeneration of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) in Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 127 (1-3), 119-128. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00124-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00124-3)
- Nascimento, R. G. M., do Amaral Machado, S., Figueiredo Filho, A., Higuchi, N., 2012. Modelo de projeção por classe diamétrica para florestas nativas: enfoque na função probabilística de Weibull. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32 (70), 209. <https://doi.org/10.4336/2012.pfb.32.70.93>
- Oliveira, M. G., Araujo, C. S., Santos, G. C., 2009. Construindo Caminhos Para a Valorização das Sementes de Andiroba (*Carapa guianensis*, Aublet) a partir da Integração Entre o Saber Local e a Pesquisa-formação-desenvolvimento, no Sudeste do Pará. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4 (2).
- Oliveira, M. O., Jardim, F. C. S., Araujo, C. S., 2014. Fruto da floresta: impacto da coleta de sementes de andiroba (*Carapa guianensis*) na sustentabilidade das espécies no sudeste do Pará. *Edit. Novas edições acadêmicas (Saarbrücken)*, pg 77.

- Oliveira, L. C. L. Q., da Silva Jardim, F. C., Macedo, J, 2017. Classificação ecológica de espécies arbóreas por meio da análise da distribuição diamétrica. *Revista Espacios*. 38 (42), 3.
- Pena, J. W. P., 2007. Frutificação, produção e sementes de *Carapa guianensis* Aublet (Meliaceae) na Amazônia oriental brasileira. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, Pará, pg 60.
- Peres, C. A., Baider, C., 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 13 (4), 595-616. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010749>
- Peres, C. A., Baider, C., Zuidema, P. A., Wadt, L. H., Kainer, K. A., Gomes-Silva, D. A., Gribel, R., 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science*, 302 (5653), 2112-2114. <https://doi.org/10.1126/science.1091698>
- Pereira, M. R. N., Tonini, H., 2012. Fenologia da andiroba (*Carapa guianensis*, Aubl., Meliaceae) no sul do estado de Roraima. *Ciência Florestal*, 22 (1), 47-58. <http://dx.doi.org/10.5902/198050985078>
- Pires, A. S., Fernandez, F. A., & Barros, C. S., 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos, RiMa, 582, 231-260.
- Plowden, C., 2004. The ecology and harvest of andiroba seeds for oil production in the Brazilian Amazon. *Conservation and Society*, 251-272. <https://www.jstor.org/stable/26396628>
- Poorter, L., 1999. Growth responses of 15 rain-forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Functional ecology*, 13 (3), 396-410. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1999.00332.x>
- Porcher, V., Thomas, E., Gomringer, R. C., Lozano, R. B., 2018. Fire-and distance-dependent recruitment of the Brazil nut in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 427, 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.052>

- Portela, R. D. C. Q., e Santos, F. A. M. D., 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. *Brazilian Journal of Botany*, 30, (2) 271-280.
- R. Development Core Team. A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2017.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142 (6), 1141-1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ribeiro, M. B. N., Jerozolinski, A., de Robert, P., & Magnusson, W. E., 2014. Brazil nut stock and harvesting at different spatial scales in southeastern Amazonia. *Forest ecology and management*, 319, 67-74a. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.005>
- Ribeiro, M. B. N., Jerozolinski, A., de Robert, P., Salles, N. V., Kayapó, B., Pimentel, T. P., & Magnusson, W. E., 2014. Anthropogenic landscape in southeastern Amazonia: contemporary impacts of low-intensity harvesting and dispersal of Brazil nuts by the Kayapó Indigenous people. *PloS one*, 9 (7), 102187b. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102187>
- Rigamonte-Azevedo, V., KLIMAS, C., CORREA, M., & WADT, L. Dinâmica da regeneração de *Carapa guianensis* Aublet (Andiroba) no período de um ano na reserva florestal da Embrapa Acre. In Embrapa Acre-Resumo em anais de congresso (ALICE). In: congresso de ecologia do brasil, 9.; congresso latino americano de ecologia, 3., 2009, São Lourenço. *Ecologia e o futuro da biosfera: anais eletrônicos*. São Paulo: SEB: Instituto de Biociências, 2009. Disponível em: http://www.seb-ecologia.org.br/2009/trabalhos_clae_terrestre.html
- Ruxton, G. D., 2006. The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann–Whitney U test. *Behavioral Ecology*, 17 (4), 688-690. <https://doi.org/10.1093/beheco/ark016>
- Salomão, R. de P., 1991. Estrutura e densidade de *Bertholletia excelsa* H. & B. ("Castanheira") nas regiões de Carajás e Marabá, Estado do Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica*, 7 (1), 47-68.

- Salomão, R. de P., 2009. Densidade, estrutura e distribuição espacial de castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* H. & B.) em dois platôs de floresta ombrófila densa na Amazônia setentrional brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, 4 (1), 11-25.
- Salomão, R. P., 2014. A castanheira: história natural e importância socioeconômica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, 9 (2) 259-266.
- Santo-Silva, E. E., Withey, K. D., Almeida, W. R., Mendes, G., Lopes, A. V., Tabarelli, M., 2015. Seedling assemblages and the alternative successional pathways experienced by Atlantic forest fragments. *Plant Ecology & Diversity*, 8 (4), 483-492. <https://doi.org/10.1080/17550874.2015.1048486>
- Santos, A. M., Whittaker, R. J., Triantis, K. A., Borges, P. A., Jones, O. R., Quicke, D. L., & Hortal, J., 2010. Are species–area relationships from entire archipelagos congruent with those of their constituent islands? *Global Ecology and Biogeography*, 19 (4), 527-540. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00536.x>
- Santos, M. N., Cunha, H. F. A., Lira-Guedes, A. C., Gomes, S. C. P., Guedes, M. C., 2014. Saberes tradicionais em uma unidade de conservação localizada em ambiente periurbano de várzea: etnobiologia da andirobeira (*Carapa guianensis* Aublet). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 1 (1), 93-108.
- Saura, S., Bodin, Ö., Fortin, M. J., 2014. Editor's Choice: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51 (1), 171-182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>
- Scariot, A., 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 32 (4), 662-669. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00513.x>
- Schwartz, G., do Nascimento, N. A., & de Menezes, A. J. E. A., 2008. Estrutura populacional de espécies de interesse florestal não-madeireiro no Sudeste do Pará, Brasil. *Amazônia: ciência & desenvolvimento*, Belém, PA, 4 (7) 117-128, 2008.
- Schwartz, G., Peña-Claros, M., Lopes, J. C., Mohren, G. M., Kanashiro, M., 2012. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. *Forest ecology and management*, 274, 116-125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.028>

- Schwartz, G., Lopes, J. C., Kanashiro, M., Mohren, G. M., Peña-Claros, M., 2014. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. *Biotropica*, 46 (2), 148-156. <https://doi.org/10.1111/btp.12096>
- Schulze, M., Grogan, J., Landis, R. M., & Vidal, E., 2008. How rare is too rare to harvest? management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest ecology and management*, 256 (7), 1443-1457. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.051>
- Scoles, R., Gribel, R., 2012. The regeneration of Brazil nut trees in relation to nut harvest intensity in the Trombetas River valley of Northern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 265, 71-81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.027>
- Scoles, R., Canto, M. S., Almeida, R. G., Vieira, D. P., 2016. Sobrevivência e frutificação de *Bertholletia excelsa* Bonpl. em áreas desmatadas em Oriximiná, Pará. *Flor. Amb*, 23, 555-564. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.132015>
- Scolforo, J. R. S. *Biometria florestal: modelos de crescimento e produção florestal*. Lavras: UFLA/FAEPE, 2006. 393p.
- Shaffer, M. L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31 (2), 131-134.
- Shanley, P; Medina, G., 2005. *Frutíferas e plantas úteis na vida Amazônica*. Belém: Cifor, Imazon.
- Shepard, G. H., & Ramirez, H., 2011. “Made in Brazil”: human dispersal of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) in ancient Amazonia. *Economic Botany*, 65(1), 44-65. <https://doi.org/10.1007/s12231-011-9151-6>
- Silva, E. N., de Santana, A. C., da Silva, I. M., de Oliveira, C. M., 2010. Aspectos socioeconômicos da produção extrativista de óleos de andiroba e de copaíba na floresta nacional do Tapajós, Estado do Pará. *Revista de Ciências grárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 53(1), 12-23.
- Soga, M., Koike, S., 2012. Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological research*, 27 (2), 265-271. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0896-2>

- Sousa, T. R., Costa, F. R. C., Bentos, T. V., Leal Filho, N., Mesquita, R. C. G., Ribeiro, I. O., 2017. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *Forest ecology and management*, 393, 105-112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.020>
- Tomimatsu, H., Ohara, M., 2010. Demographic response of plant populations to habitat fragmentation and temporal environmental variability. *Oecologia*, 162 (4), 903-911. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1505-8>
- Tonini, H., da Costa, P., Kamiski, P. E., 2009. Estrutura, distribuição espacial e produção de sementes de andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) no sul do estado de Roraima. *Ciência Florestal*, 19 (3), 247-255. <http://dx.doi.org/10.5902/19805098879>
- Tonini, H., Lopes, C. E. V., Borges, R. A., Kaminski, P. E., ALVES, M. D. S., Fagundes, P. D. O., 2014. Fenologia, estrutura e produção de sementes em castanhais nativos de Roraima e características socioeconômicas dos extrativistas. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi Ciências Naturais*, 9, (2) 399-414, 2014.
- Tonini, H., da Costa, P., Kaminski, P. E., 2008. Estrutura e produção de duas populações nativas de castanheira-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* O Berg) em Roraima. *Floresta*, 38 (3). <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v38i3.12410>
- Turner, I. M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of applied Ecology*, 200-209. <http://dx.doi.org/10.2307/2404743>
- Valencia, R., Foster, R. B., Villa, G., Condit, R., Svenning, J. C., Hernández, C., Balslev, H., 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology*, 92 (2), 214-229. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00876.x>
- Virillo, C. B., Martins, F. R., Tamashiro, J. Y., & Santos, F. A. M. D., 2011. Is size structure a good measure of future trends of plant populations? An empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). *Acta Botanica Brasilica*, 25 (3), 593-600. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000300012>
- Zuidema, P. A., Boot, R. G., 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population

dynamics. *Journal of Tropical Ecology*, 18 (1), 1-31.
<https://doi.org/10.1017/S0266467402002018>

Wadt, L. H., Kainer, K. A., & Gomes-Silva, D. A., 2005. Population structure and nut yield of a *Bertholletia excelsa* stand in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 211 (3), 371-384. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.061>

Wadt, L. H., Kainer, K. A., & Gomes-Silva, D. A., 2005. Population structure and nut yield of a *Bertholletia excelsa* stand in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 211(3), 371-384. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.061>

Wadt, L. D. O., Kainer, K. A., Staudhammer, C. L., Serrano, R. O. P., 2008. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biological Conservation*, 141 (1), 332-346.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.007>

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta tese apresentou diferentes perspectivas sobre a sustentabilidade de um Projeto de Assentamento Agroextrativistas. No Capítulo 2, a hipótese **H1** foi rejeitada. Essa hipótese preconizava que todos os indicadores são igualmente importantes para a caracterização dos agroecossistemas. Contudo nem todos os indicadores possuem o mesmo peso para a caracterização dos agroecossistemas. Os indicadores sociais ligados à educação mostraram o quanto é importante a política pública voltada para a educação das comunidades rurais, já a dimensão econômica tem suas limitações principalmente na falta de linhas de crédito adequadas para a realidade das comunidades. No caso do PAE, as linhas de créditos não favoreciam as escolhas dos agricultores, que foram voltadas para a diversificação da produção. Nos indicadores ambientais foi possível perceber a grande importância do desmatamento, que se contrapõe à proposta de um assentamento agroextrativista, que deveria em essência ser um projeto voltado para a conservação das espécies.

A hipótese **H2** foi aceita. Essa hipótese preconizava que a sustentabilidade dos agroecossistemas está relacionada ao seu tempo de ocupação. Porém, como estamos tratando de sistemas complexos, os indicadores como a diversidade existente no sistema de produção (diversidade de atividades produtivas; diversidade de espécies manejadas; vontade de diversificar etc.) devem ser integrados ao tempo de ocupação/exploração da propriedade familiar.

No capítulo 3, a hipótese **H3** foi aceita, ou seja, existe correlação entre as métricas da paisagem e a estrutura da vegetação em diferentes escalas. As métricas da paisagem foram ferramentas úteis para ajudar na caracterização dos fragmentos florestais e apresentou correlação com a estrutura da vegetação nas diferentes escalas.

No capítulo 4, a hipótese **H4** foi aceita parcialmente, ou seja, a densidade e a distribuição diamétrica das espécies são similares independentes do tamanho dos fragmentos para as espécies *B. excelsa* e *C. guianensis*; para essas espécies os fragmentos pequenos são tão importantes na conservação das espécies assim como os fragmentos grandes. Contudo para *C. cateniformis* os resultados foram diferentes. A espécie necessita de grandes áreas para sobreviver e isso parece ser uma norma geral para as espécies raras.

A integração destes resultados mostra que como os agroecossistema apresentam diferentes níveis de sustentabilidade, de forma que se apresenta também como um mosaico dentro do PAE; e, uma vez que a análise da paisagem e a estrutura das espécies florestais mostraram que é importante considerar diferentes escalas, o planejamentos para o

desenvolvimento do PAE Praia Alta Piranha também deveriam ser direcionados para uma escala maior, para além dos agroecossistemas, assumindo uma escala de paisagem, ou seja, um plano que aborda todo o assentamento e não apenas suas partes.

5.1 Recomendações

A validação da análise exposta neste artigo aponta uma perspectiva concreta de estabelecer comparações entre agroecossistemas dentro e entre comunidades e projetos de assentamentos familiares, seja na Amazônia ou em outras regiões. Ao determinar um grupo de indicadores com maior potencial de correlação com o estado de sustentabilidade multidimensional (proposto pelo MESMIS), possibilita-se filtrar com maior eficiência tais indicadores e, conseqüentemente, ganha-se eficiência nas avaliações de agroecossistemas familiares.

Um grande desafio que ainda se coloca é ampliar esta validação de indicadores para outras realidades mais representativas do espaço rural amazônico. Desta forma, se consolidará uma metodologia capaz de avaliar, comparar e identificar experiências potencialmente sustentáveis de lógicas familiares de produção, no espaço amazônico. No mesmo sentido, ainda são necessários estudos específicos envolvendo os índices de sustentabilidade voltados para entender a importância das dimensões (ambiental, social e técnico-econômico) sejam elas em uma escala local e/ou macro.

É de fundamental importância relativizar o indicador “tempo de ocupação” em relação aos demais indicadores avaliados, pois esse indicador depende dos projetos de vida, do nível de conhecimento técnico, da capacidade de investimento familiar e da força de trabalho na propriedade. Assim, analisar o tempo separado dos demais indicadores podem conceber leituras e cenários equivocados, neste sentido recomenda-se que as análises sejam mais amplas, com dados temporais, com registro das alterações ao longo de um gradiente temporal.

A sustentabilidade das florestas do PAE Praia Alta Piranha, analisadas em diferentes escalas da paisagem mostra uma variação nas respostas muito grande, o que indica a necessidade de aumentar o número de amostras, tanto para os estudos de paisagem (capítulo 3) como para os estudos de ecologia de população (capítulo 4). A necessidade de aumentar o número de amostras é um ponto de discussão importante, pois como o estudo foi desenvolvido em um mosaico agrícola, conceitualmente já definido como uma área

heterogênia. Porém, até que nível de variação pode ser aceita nessas situações de heterogeneidade?

Os resultados apresentados também indicam a necessidade da elaboração de um plano de manejo florestal no qual alguns elementos deveriam ser contemplados, tais como:

- Utilizar a escala espacial e das métricas da paisagem como ferramentas de análises para garantir a sustentabilidade das áreas;

- A nível de espécies tem sido recomendado a análise da viabilidade populacional, como: germinação, mortalidade, recrutamento. Também garantir estudos da intensidade e espacialização da extração, tanto da madeira como das sementes;

- Por grupos de espécies, assim como as tolerantes apresentaram forte influência com a paisagem, *C. cateniformis* que é uma espécie rara apresentou fragilidade na sua sustentabilidade, nesta perspectiva são importantes os tratamentos silviculturais adequados para esses grupos ecológicos.

Sem um plano de manejo adequado, como ocorre no PAE, a densidade dos regenerantes de *C. cateniformis* pode estar sob influência dessa exploração; consequentemente, a sustentabilidade da espécie fica comprometida a curto ou longo prazo.

Como já apresentado no capítulo 4 os resultados deste estudo sugerem que em áreas estabelecidas para o agroextrativismo os fragmentos pequenos são importantes na conservação das espécies assim como os fragmentos grandes, mesmo diante da pressão antrópica pela a qual passa a área. Contudo, é importante garantir a qualidade estrutural e ambiental dos fragmentos para a conservação das espécies; nesse sentido é importante ampliar os estudos para outros tamanhos de fragmento florestais e em outros assentamentos rurais da região, visto que eles são uma realidade na Amazônia. Da mesma forma, é necessário avançar nos estudos populacionais para entender como o uso das espécies florestais, mesmo com planos de manejo, influenciam na sua estrutura e espacialização das árvores ao longo do tempo.

Por fim, os diferentes aspectos da sustentabilidade aqui apresentados são ferramentas que podem auxiliar em políticas públicas, sejam se apropriando dos melhores indicadores de sustentabilidade para os agroecossistemas como para a elaboração de um plano de manejo para assentamentos.