



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS - PPGEFL**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**Composição Florística e Fitossociológica das Florestas da Bacia do Rio Acre e indicação  
de espécies nativas para restauração**

**Tese de Doutorado**

**Luiz Augusto Mesquita de Azevedo**  
**Orientador: Mauro Eloi Nappo**

**Brasília – DF, 22 de fevereiro de 2019**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

“COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGICA DAS FLORESTAS DA BACIA  
DO RIO ACRE E INDICAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO”

**LUIZ AUGUSTO MESQUITA DE AZEVEDO**

TESE DE DOUTORADO ACADÊMICO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.

APROVADA POR:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. MAURO ELOI NAPPO (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);  
(Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. REGINALDO SÉRGIO PEREIRA (Departamento de Engenharia Florestal –  
EFL/UnB);  
(Examinador Interno)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. LEONARDO JOB BIALI (Departamento de Engenharia Florestal –  
EFL/UnB);  
(Examinador Externo)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. MARCUS VINÍCIO NEVES D'OLIVEIRA (Empresa Brasileira de Pesquisa  
Agropecuária – Embrapa);  
(Examinador Externo)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. MÁRCIO LELES ROMARCO DE OLIVEIRA (Universidade Federal dos  
Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM).  
(Examinador Suplente)

Brasília-DF, 22 de fevereiro de 2019.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

AL953c

Azevedo, Luiz Augusto Mesquita de  
Composição Florística e Fitosociológica das Florestas da  
Bacia do Rio Acre e indicação de espécies nativas para a  
restauração / Luiz Augusto Mesquita de Azevedo; orientador  
Mauro Eloi Nappo. -- Brasília, 2019.  
105 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) --  
Universidade de Brasília, 2019.

1. Florestas Ciliares. 2. Índice Fitossociológico e  
Socioeconômico. 3. Área de Preservação Permanente. I. Nappo,  
Mauro Eloi, orient. II. Título.

A Wilde da Purificação e Luiz Azevedo, minhas raízes.

*“..sem nenhuma ilusão nesse cenário de tristeza,  
relembro momentos de real bravura, dos que lutaram com ardor  
em nome do amor à natureza...”*

(estrofe da música “Amor à Natureza”, de Paulinho da Viola, do ano de 1978)

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal do Acre – UFAC, ao Centro de Ciências Biológicas e da Natureza – CCBN, e ao Departamento de Engenharia Florestal que permitiram meu afastamento das atribuições enquanto docente para me dedicar à elaboração desta Tese.

Aos amigos, professores e alunos que participaram do Projeto Ciliar Só Rio Acre, sem os quais não seria possível a elaboração da Tese, em especial ao Prof. Dr. Écio Rodrigues da Silva, que coordenou o projeto.

Ao Prof. Dr. Mauro Eloi Nappo, pela confiança em mim depositada e pela orientação objetiva e esclarecedora, sempre que necessário, durante o transcorrer da pós-graduação.

À Coordenação da Pós-Graduação em Ciências Florestais, aos professores que contribuíram para o aperfeiçoamento dos meus conhecimentos das Ciências Florestais, assim como ao pessoal administrativo da secretaria, sempre disposto a ajudar nos trâmites burocráticos.

Ao Engenheiro Florestal Luís Cláudio de Oliveira, do Centro de Pesquisa Agroflorestal da EMBRAPA/AC, pelas preciosas orientações metodológicas e disponibilidade de tempo para debates.

A todos os colegas da turma de pós-graduação, que ingressaram em 2015, pelo apoio e amizade, em especial os amigos Alexandre, Daniel, Marco Bruno, Renan e Thales, que me acolheram companheiro, diminuindo a distância entre nossas gerações. Agradeço a Mariana Moretti pela paciência, amizade e pela ajuda na elucidação de dúvidas.

Ao Núcleo de Estudos Amazônicos – NEAZ, nas figuras dos amigos Prof. Manoel Andrade e Enaile Landanza, que deram um sentido adicional à importância da vida acadêmica e à possibilidade da universidade ir além de suas fronteiras.

A minha família, pelo crescimento humano, pela compreensão, apoio e amor constantes para que eu pudesse realizar esse estudo: a Vera pelo bem de todas as horas; a Bernardo, Caetano e Isabel, que me mostraram os caminhos da paternidade, a Larissa e Manuela pelas aprendizagens de ser avô. Ainda no círculo familiar, a Celeste, Aurisa, Andreia, Gloria, Sandra, Cazinho que, junto aos demais, estão no nosso entorno, ofertando apoio e ciosos da nossa felicidade.

## RESUMO GERAL

### COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA DAS FLORESTAS DA BACIA DO RIO ACRE E INDICAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS PARA RESTAURAÇÃO

O objetivo da tese foi o de desenvolver um índice de valor de importância das espécies, levando em consideração aspectos fitossociológicos e socioeconômicos e indicar as espécies consideradas como altamente prioritárias para recomposição da Área de Preservação Permanente – APP do rio Acre. No estado do Acre, a região da bacia do rio Acre é de grande importância socioeconômica e ambiental e tem sofrido com o desmatamento nos últimos 20 anos. Tanto os núcleos urbanos, como as vias de acesso de ocupação histórica do território, deixaram um passivo florestal a ser recuperado. Os estudos demonstraram que 48% das florestas ciliares, da APP do rio Acre, já foram desmatadas, sendo o recorte espacial que mais perdeu florestas em termos relativos nos últimos 20 anos, quando comparamos com o desmatamento no *buffer* de 2.000 metros para cada margem do rio Acre, a bacia do rio Acre, e o estado do Acre. Os principais índices de desmatamento foram os das áreas privadas ou sem destinação, que contribuíram com 67% da área total desmatada, até 2017. As florestas ciliares do rio Acre, que ocorrem no *buffer*, apresentaram diferenças em diversidade quando comparamos a Floresta Aberta com Bambu, a Floresta Densa e a Floresta Aberta com Palmeiras. As diferentes regiões altimétricas apresentaram um gradiente que influenciou o tamanho da população e a composição florística. A faixa mais próxima da margem do rio, onde se encontra a APP, apresentou um tamanho de população florestal menor que aquela das faixas mais distantes. Classes de declividade do terreno também formaram gradientes distintos entre os terrenos mais íngremes e mais planos, onde as áreas mais planas apresentaram maior diversidade e mais indivíduos por área. Concluímos que um total de 186 espécies, das 211 levantadas na área de estudo, apresentaram pelo menos um tipo de uso; dessas, 80 espécies, distribuídas em 1.899 indivíduos, foram consideradas como altamente prioritárias, utilizando-se o método de ordenação de Análise Fatorial, e considerando variáveis fitossociológicas e socioeconômicas. Foram identificados o grupo ecológico e as formas de dispersão de semente das 80 espécies altamente prioritárias, tendo ocorrido um equilíbrio entre as espécies iniciais dos processos de sucessão ecológica (pioneiras e secundárias iniciais) e as espécies dos estágios finais (secundárias tardias e clímax), atributo importante para a restauração florestal. A principal forma de dispersão das 80 espécies foi a zoocórica, o que beneficia o repovoamento, pela fauna, nas áreas a serem restauradas. Em relação aos usos identificados para as espécies altamente prioritárias, a maioria teve usos mais diversificados (mais do que quatro usos) sendo a categoria Comercial a que apresentou o maior número de espécies, aspecto que se apresenta positivo quanto ao envolvimento das comunidades na restauração florestal.

Palavras Chave: Áreas de Preservação Permanente, Desmatamento, Florestas Ciliares, Índice Fitossociológico e Socioeconômico.

## **GENERAL ABSTRACT**

### **FLORISTIC AND PHYTOSOCIOLOGICAL COMPOSITION OF RIVER ACRE BASIN FORESTS AND NATIVE SPECIES SELECTED FOR RESTORATION**

The major goal of this thesis was to develop an index of importance value of species taking into account phytosociological and socioeconomic aspects and to point out tree species considered highly priority to the restoration of the Permanent Preservation Area (APP) of Acre River. The basin of Acre River region, in the state of Acre, is of great socioeconomic and environmental importance but has suffered massive deforestation during the last two decades. Urban nuclei as well as access routes of historical territory occupation left behind a forest liability to be dealt with. The study demonstrated that 48% of the riparian forest belonging to the Permanent Preservation Area (APP) of the Acre River was cut down during the last twenty years, the APP being the territorial cutting that has lost most forest in relative terms in the period, when compared with the 2,000 meter-buffer, extending from each bank of the river, with the Acre River basin and with the state of Acre. The main deforestation indexes were that of private areas or of unclaimed land and contributed with 67% of the total deforested area until 2017. The riparian forest on the banks of Acre River, when we consider the buffer, presents a difference in diversity when given the areas of Open Forest with Bamboo, the Dense Forest and the Open Forest with Palms. The different altimetric regions presented a gradient that influenced the size of tree population and the floristic composition. The swath of land closest to the river, where the APP is located, presented a smaller tree population than those swaths farther from the river. Declivity classes also presented distinct gradients between steeper and flatter terrain, as flatter plots showed greater diversity and larger population per area. We concluded that, in a total of 211 species surveyed for the area, 186 species presented at least one kind of use and among them 80 species, with a total of 1,899 tree individuals, were considered of high priority when applied factorial analysis and considered phytosociological and socioeconomic variables. The ecological group and the way seed dispersal occur were identified for these 80 species of high priority with balance between the species that appear at the beginning of the ecological succession process (pioneers and initial secondary) and those of final stages (late secondary and climax), an important result when considering forest restoration. The zoocoric dispersion prevailed among the 80 species what is important for the repopulation of the area. At last, when considering the uses for the high priority species most of them presented diversified uses, the commercial category being that with most species, what is very positive for involving communities with forest restoration.

**Key words:** Permanent Preservation Area, deforestation, riparian forest, Phytosociological and Socioeconomic Index.

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução Geral .....</b>	<b>9</b>
<b>2. Comparação da Evolução do Desmatamento no Estado do Acre, na Bacia, no Buffer das Florestas Aluviais e na Área de Preservação Permanente do rio Acre, no Período de 1997 a 2017.....</b>	<b>13</b>
2.1. <i>Introdução.....</i>	15
2.2. <i>Material e Método.....</i>	16
2.3. <i>Resultados e Discussão.....</i>	22
2.4. <i>Conclusões.....</i>	32
<b>3. Composição Florística, Fitosociologia e Diversidade das Florestas Ciliares Remanescentes que Ocorrem nas Margens do rio Acre .....</b>	<b>34</b>
3.1. <i>Introdução .....</i>	36
3.2. <i>Material e Método.....</i>	38
3.3. <i>Resultados e Discussão.....</i>	47
3.4. <i>Conclusões.....</i>	65
<b>4. Indicação de Espécies Florestais Nativas Para Restauração das Florestas Ciliares do rio Acre.....</b>	<b>66</b>
4.1. <i>Introdução: .....</i>	67
4.2. <i>Material e Método.....</i>	68
4.3. <i>Resultados e Discussão.....</i>	72
4.4. <i>Conclusões.....</i>	84
<b>5. Considerações Finais.....</b>	<b>85</b>
<b>6. Referências bibliográficas.....</b>	<b>86</b>
<b>Apêndice 1 – Modelo de Elevação Digital da Bacia do rio Acre.....</b>	<b>92</b>
<b>Apêndice 2 – Tabela com espécies por família e ocorrência nas fitofisionomias Floresta Densa (FD), Floresta Aberta com Palmeiras (FAP) e Floresta Aberta com Bambu (FAB) .....</b>	<b>93</b>
<b>Apêndice 3a - Riqueza, Diversidade e Equabilidade das UP .....</b>	<b>100</b>
<b>Apêndice 3b – Riqueza, Diversidade e Equabilidade das US.....</b>	<b>101</b>
<b>Apêndice 4a – Contribuição para a variância total de cada fator, após rotação ortogonal pelo método <i>Varimax</i>.....</b>	<b>105</b>
<b>Apêndice 4b – Escores fatoriais rotacionados e contribuição para variâncias únicas de cada variável .....</b>	<b>105</b>

**Apêndice 4c - Medida de Adequação da amostragem, pelo método Kaiser-Meyer-Olkin**  
**105**

## Índice de Figuras

<b>Figura 1</b> – Mapa da bacia do rio Acre com as áreas desmatadas segundo classificação do PRODES/INPE 2017. ....	<b>17</b>
<b>Figura 2</b> – Mapa da área do <i>buffer</i> de 2.000 m com a classificação das áreas desmatadas segundo o PRODES/INPE 2017. ....	<b>18</b>
<b>Figura 3</b> – Mapa de trecho da APP do rio Acre; áreas desmatadas segundo a classificação do PRODES/INPE 2017. ....	<b>18</b>
<b>Figura 4</b> – Aumentos relativos do desmatamento, em diferentes recortes espaciais, em períodos de 5 anos, com base na classificação do PRODES/INPE. ....	<b>24</b>
<b>Figura 5</b> – Mapas da evolução dos <i>Hotspots</i> do desmatamento na bacia do rio Acre entre 1997 – 2017, em períodos de 5 anos. ....	<b>26</b>
<b>Figura 6</b> – Desenho esquemático ilustrativo dos conglomerados, Unidades Primária (UP) e Secundária (US), sem obedecer uma escala. ....	<b>42</b>
<b>Figura 7</b> – Curva Espécie x Área ajustada pelo método Michael-Mentens para as 27 UP. ....	<b>48</b>
<b>Figura 8</b> – Eixos de ordenação NMDS para tamanho da população (abundância) nas fitofisionomias da área de estudo. ....	<b>51</b>
<b>Figura 9</b> – Eixos de ordenação NMDS para composição florística das fitofisionomias da área de estudo. ....	<b>52</b>
<b>Figura 10</b> – Perfis de diversidade para as fitofisionomias de Floresta Densa – FD; Floresta Aberta com Palmeiras – FAP e Floresta Aberta com Bambu – FAB. ....	<b>53</b>
<b>Figura 11</b> – Eixos de ordenação NMDS para o tamanho da população para as regiões altimétricas da área de estudo. ....	<b>54</b>
<b>Figura 12</b> - Eixos de ordenação NMDS para composição florística para as regiões da bacia do rio Acre. ....	<b>55</b>
<b>Figura 13</b> – Perfis de Diversidade para as regiões altimétricas, onde REG 1 = Alto rio Acre; REG 2 = Médio rio Acre; REG 3 = Baixo rio Acre; REG 4 = Foz do rio Acre. .	<b>57</b>
<b>Figura 14</b> – Eixos de ordenação NMDS para tamanho da população (abundância) nas faixas de distância da margem na floresta ciliar do rio Acre. ....	<b>59</b>
<b>Figura 15</b> – Perfis de diversidade para faixas de distância da margem, faixa 1 = 0-250m, faixa 2 = 250-500m, faixa 3 = 500-750m, faixa 4 = 750-1.000m. ....	<b>61</b>
<b>Figura 16</b> – Eixos de ordenação NMDS para tamanho da população (abundância) nas classes de declividade da floresta ciliar do rio Acre. ....	<b>62</b>
<b>Figura 17</b> – Perfis de Diversidade para as classes de declividade, decliv 1 = sem declividade; decliv 2 = baixa declividade; decliv 3 = média declividade; decliv 4 = alta declividade. ....	<b>64</b>
<b>Figura 18</b> – Análise de Correspondência entre as categoria de uso e classes de usos das espécies. Classe I – espécies com seis e sete usos; Classe II – espécies com quatro e cinco usos; Classe III espécies com dois e três usos. ....	<b>83</b>

## Índice de Tabelas

<b>Tabela 1</b> – Mapas das áreas de estudo com <i>shapes</i> , <i>datum</i> , escala e área aproximada.	17
<b>Tabela 2</b> – <i>Shapefiles</i> utilizados para realizar os recortes dos arquivos em estrutura vetorial (bacia, buffer e APP) e das categorias territoriais.	19
<b>Tabela 3</b> – Percentuais das áreas desmatadas, em intervalos de cinco anos, nos diferentes recortes espaciais, tendo como ano base 1997.	22
<b>Tabela 4</b> – Elasticidade do incremento percentual (%) entre os recortes espaciais e respectivos coeficientes de determinação ( $\beta_1/R^2$ ).	24
<b>Tabela 5</b> – Taxa de crescimento relativo e tendência de crescimento absoluto do desmatamento para os recortes espaciais.	25
<b>Tabela 6</b> – Categorias territoriais na bacia do rio Acre, com respectivas áreas totais, áreas desmatadas e percentuais, com base na classificação do PRODES/INPE 2017.	28
<b>Tabela 7</b> - Categorias territoriais no <i>buffer</i> , com respectivas áreas totais, áreas desmatadas e percentuais, com base na classificação do PRODES/INPE 2017.	29
<b>Tabela 8</b> - Categorias territoriais na APP do rio Acre, com respectivas áreas totais, áreas desmatadas e percentuais, com base na classificação do PRODES/INPE 2017.	30
<b>Tabela 9</b> - Elasticidade do incremento de área, em percentual (%), entre os recortes espaciais dentro das categorias territoriais e respectivos coeficientes de determinação ( $\beta_1/R^2$ ).	31
<b>Tabela 10</b> - Taxa de crescimento relativo e tendência de crescimento absoluta para as categorias de ordenamento territorial dentro dos recortes espaciais.	32
<b>Tabela 11</b> – Relação das fitofisionomias florestais, gradientes ambientais e espaciais utilizados para a análise do tamanho da população e composição florística nas unidades amostrais.	43
<b>Tabela 12</b> – Espécies que somaram 50% do total do Índice de Valor de Importância – IVI%, para as fitofisionomias das florestas ciliares do rio Acre.	49
<b>Tabela 13</b> – Resultados numéricos das ordenações quantitativa (abundância) e qualitativa (composição florística) para as Unidades Amostrais Primárias - UP.	50
<b>Tabela 14</b> – Espécies indicadoras para regiões altimétricas da bacia do rio Acre	56
<b>Tabela 15</b> – Resultados numéricos das ordenações quantitativa (abundância) e qualitativa (composição florística) para as Unidades Amostrais Secundárias - US.	58
<b>Tabela 16</b> - Espécies indicadoras para as faixas de distância da margem do rio Acre.	60
<b>Tabela 17</b> – Espécies indicadoras para as classes de declividade.	63
<b>Tabela 18</b> – Valores dos índices de riqueza, dominância, diversidade, uniformidade e equabilidade para as espécies altamente prioritárias e para o total das espécies inventariadas.	73
<b>Tabela 19</b> – Espécies consideradas de alta prioridade, pelo IFSSE, para o uso na restauração florestal, de acordo com fitofisionomia,	75
<b>Tabela 20</b> – Espécies pioneiras altamente prioritárias para a restauração florestal da área de estudo, com informação sobre formas de dispersão das sementes.	79
<b>Tabela 21</b> – Espécies secundárias iniciais, altamente prioritárias para restauração florestal da área de estudo, com informações sobre a forma de dispersão de sementes.	80
<b>Tabela 22</b> - Espécies secundárias tardias altamente prioritárias para restauração florestal da área de estudo, com informações sobre a forma de dispersão de sementes.	81
<b>Tabela 23</b> - Espécies clímax altamente prioritárias, para restauração florestal da área de estudo, com informações sobre a forma de dispersão de sementes.	82
<b>Tabela 24</b> – Tabela de contingência entre quantidade de espécies e categorias de usos.	82

## 1. Introdução Geral

As florestas ciliares têm uma função ambiental relevante reconhecida pela legislação brasileira como Áreas de Preservação Permanente – APPs. Pela definição da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) a APP é considerada como: *área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas* (BRASIL, 2012). A função ambiental de preservar os recursos hídricos é realizada pela floresta ciliar na faixa marginal de um curso d'água natural e intermitente, a partir da borda da calha do leito regular, e, por esse motivo, é considerada como APP. Essa faixa de proteção da vegetação irá variar entre 30 metros até um limite de 500 metros, para cada margem, de acordo com a largura do curso d'água (BRASIL, 2012).

Suprimida a APP pelo desmatamento ilegal, a lei determina que o proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título é obrigado a promover a recomposição da vegetação que poderá ser realizada pela: *i) condução da regeneração natural de espécies nativas; ii) plantio de espécies nativas; iii) plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas; iv) ou, ainda, plantio intercalado com espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% da área total a ser recomposta para áreas de produção familiar e assentamentos.*

A recomposição da vegetação deverá ocorrer obrigatoriamente nas áreas não consolidadas até julho de 2008, e, após essa data estabelecida por lei, todas as áreas consideradas como APP. As exceções antes de 2008 se referem a propriedades de 1 até 4 módulos rurais, onde as áreas a serem recompostas são menores do que aquelas previstas na legislação, beneficiando principalmente os pequenos produtores rurais familiares (BRASIL, 2012).

Com a criação do Cadastro Ambiental Rural – CAR, pela Lei 12.651, de maio de 2011, que obriga o cadastramento do imóvel e o levantamento das áreas de vegetação a serem recompostas, os proprietários ou detentores que não adotarem um Plano de Recuperação Ambiental estarão sujeitos a restrições legais, como, por exemplo, a de acessar o crédito rural (BRASIL, 2012). Portanto, com a nova legislação será mais difícil a não recomposição da vegetação nativa, a partir do momento que todos os imóveis estiverem inscritos no CAR.

Em todas as situações previstas para a recomposição da vegetação há a necessidade da introdução de espécies nativas. Considerando a definição da Resolução nº 429, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que dispõe sobre a metodologia da recuperação das APP, as espécies nativas a serem utilizadas são aquelas que apresentam sua população natural dentro dos limites de sua distribuição geográfica (BRASIL/MMA, 2011a).

Essa regulamentação, ao estabelecer limites geográficos de distribuição, eleva a importância das florestas remanescentes, próximas das áreas degradadas, como depositárias das espécies nativas que devem ser utilizadas em qualquer uma das formas previstas pela legislação.

Apesar da exigência do uso de espécies nativas, não existe na regulamentação federal uma indicação de quais espécies devem ser utilizadas, ou mesmo uma metodologia que indique a forma de escolher as espécies nativas a serem introduzidas nos processos de recomposição da vegetação nas APP. O estado de São Paulo foi o que mais avançou na regulamentação da legislação federal, por meio de resoluções normativas da Secretaria Estadual de Meio Ambiente – SMA, publicadas desde 2001, antes mesmo da promulgação da Lei 12.651/2011. As referidas resoluções normativas definem tanto a quantidade mínima de espécies necessárias, como a quantidade mínima de indivíduos por unidade de área (SÃO PAULO, 2001).

Em consonância com a legislação, o principal objetivo desta tese é desenvolver um índice de valor de importância das espécies, levando em consideração aspectos fitossociológicos e socioeconômicos, e indicar as que foram consideradas como altamente prioritárias para a recomposição da área de preservação permanente – APP do rio Acre.

Contudo, como esta tese está direcionada às florestas ciliares, nossa área de estudo dentro da bacia do rio Acre será uma área superior à estabelecida pela APP, delimitada por um *buffer* de 2.000 metros para cada margem do rio. Nessa faixa de floresta predomina a “Floresta Tropical Aberta Fluvial das Planícies Inundáveis e Terraços com Palmeiras ou Bambus”, classificação dada pelo levantamento realizado pelo Projeto RADAM Brasil (1976), que está embasada pela Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada de um Sistema Universal (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

O estado do Acre, por não possuir ainda uma regulamentação que indique as espécies nativas para a recomposição da vegetação, de que trata a legislação federal, foi também uma motivação adicional para a escolha da área. Assim sendo, a tese poderá

contribuir com as políticas públicas direcionadas para a recomposição da vegetação nativa das florestas ciliares do rio Acre.

A bacia do rio Acre é relevante pela sua posição socioeconômica regional e ambiental, onde se encontram totalmente ou parcialmente inseridos 10 municípios do Acre<sup>1</sup>, incluindo a capital, Rio Branco. A sua superfície corresponde a 23,2% da área do estado, o que equivale a 27.263 km<sup>2</sup>, onde está concentrada 66,6% da população do estado (ACRE, 2012; IBGE, [s.d.])

Na bacia do rio Acre estão ainda localizados 49 assentamentos rurais para produção agrícola familiar, criados pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA (ACRE, 2006). Segundo o Sistema de Informações de Projetos da Reforma Agrária – SIPRA/INCRA, existem cadastradas 15.909 famílias nos assentamentos da bacia<sup>2</sup>.

Do ponto de vista ambiental e da proteção dos recursos hídricos, na bacia do rio Acre se localizam quatro importantes áreas protegidas, sendo duas Terras indígenas - TI e duas Unidades de Conservação - UC federais, que juntas ocupam aproximadamente 36% da área da bacia e protegem as principais nascentes dos tributários do rio Acre, fonte de abastecimento de água da capital e dos municípios que estão às suas margens (ACRE, 2012).

Com a intenção de cumprir com o objetivo de indicar espécies florestais nativas de importância fitossociológica e socioeconômica para a recomposição das florestas ciliares da APP, a tese primeiramente aborda a evolução do desmatamento, no período entre 1997 a 2017.

Dimensionado o desmatamento e sua evolução, foi estudada a estrutura das florestas ciliares remanescentes na área, de onde as espécies florestais nativas inventariadas e identificadas foram priorizadas e indicadas para a recomposição da vegetação. Formações florestais ciliares abrigam grande variação na sua composição florística, estrutura e dinâmica, relacionada com as características disponibilidade de nutrientes no solo, declividade do terreno, fragmentação, clima (DURIGAN; RODRIGUES; SCHIAVINI, 2009; RODRIGUES; NAVE, 2009).

---

<sup>1</sup> Os municípios desde as cabeceiras até a foz do rio: Assis Brasil, Brasiléia, Epitaciolândia, Sena Madureira, Xapuri, Capixaba, Senador Guiomard, Rio Branco, Bujari e Porto Acre; com exceção de Sena Madureira e Bujari os demais estão às margens do rio Acre.

<sup>2</sup> Não foram inseridas as famílias dos assentamentos de Sena Madureira, que tem parte de seu território na bacia do rio Acre.

Os parâmetros utilizados para análise das florestas ciliares remanescentes do rio Acre foram o tamanho da população, por meio da abundância de espécies, a composição florística e os índices de diversidade, nos diferentes atributos fitofisionômicos, ambientais e espaciais. Esses parâmetros foram utilizados para identificar a existência de gradientes ambientais e espaciais relacionados com regiões altimétricas, faixas de distância da margem e declividade do terreno.

Após o diagnóstico do desmatamento e do conhecimento da fitossociologia, composição florística e suas relações na identificação de gradientes ambientais nas florestas ciliares remanescentes, foi proposta a criação de um índice de valor de importância das espécies. O índice é formado por variáveis fitossociológicas e variáveis relacionadas ao uso socioeconômico das espécies.

A inclusão do valor de uso socioeconômico tem sido uma estratégia para o envolvimento de proprietários, possuidores ou ocupantes a qualquer título das áreas a serem recompostas, com a indicação das espécies altamente prioritárias, para que os resultados dos projetos de restauração florestal sejam efetivos (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005).

Adicionalmente às informações sobre o uso das espécies florestais, também foram levantadas informações sobre os grupos ecológicos e forma de dispersão das sementes das espécies priorizadas. Tais informações são relevantes para auxiliar a condução de projetos de recomposição da vegetação nativa por meio da restauração florestal.

A restauração florestal aqui entendida é conceito adaptado do proposto pela Society for Ecological Restoration International (SERI): *a ciência, prática e arte de assistir, manejar e da recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais* (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009a).

## **2. Comparação da Evolução do Desmatamento no Estado do Acre, na Bacia, no Buffer das Florestas Aluviais e na Área de Preservação Permanente do rio Acre, no Período de 1997 a 2017**

### **Resumo**

O objetivo deste capítulo foi o de dimensionar a área desmatada até 2017 e a evolução do desmatamento nos últimos 20 anos (1997-2017), nos recortes espaciais do estado do Acre, bacia, buffer das florestas aluviais e APP do rio Acre e dentro dos recortes espaciais nas categorias territoriais de áreas públicas (Terras Indígenas, Unidades de Conservação e Projetos de Assentamento) e áreas privadas ou sem destinação. A bacia do rio Acre tem grande relevância socioeconômica e ambiental para o estado do Acre ao concentrar 66,6% de toda a população do estado, a ligação por via rodoviária com o Pacífico, a localização de 49 assentamentos para a pequena produção rural familiar e 36% do território em áreas protegidas. Os resultados das comparações entre os percentuais de áreas desmatadas e a evolução do desmatamento entre os recortes espaciais demonstraram que a APP e o *buffer* das florestas aluviais foram as de maior percentual de área desmatada, com 48% e 45%, respectivamente. A evolução do desmatamento dessas áreas próximas à margem do rio Acre também demonstra que este funcionou como um vetor do desmatamento. Os maiores responsáveis por esse padrão foram as áreas privadas ou sem destinação. As famílias dos pequenos produtores rurais, dos Projetos de Assentamento, tiveram um padrão de desmatar quanto mais distantes da margem, enquanto as populações tradicionais da Reserva Extrativista Chico Mendes e as populações indígenas da Terra Indígena Cabeceira do Rio Acre tiveram um padrão de desmatar quanto mais próximas à margem do rio. No caso das populações tradicionais com 47% da APP já desmatada, há indicação do processo de migração das comunidades do interior para a margem do rio. Apesar do grande passivo florestal a ser recuperado na APP, a tendência de desmatamento tem diminuído em todos os recortes espaciais e nas categorias territoriais das áreas privadas e sem destinação, nos projetos de assentamento e nas unidades de conservação. Palavras chave: Amazônia, Áreas Públicas e Privadas, Florestas Ciliares, Vetor do Desmatamento.

### **Abstract**

The goal of this chapter is to quantify the area deforested up to 2017 and the evolution of deforestation over the last 20 years (1997-2017) in the state of Acre, with a closer look at the categories of the Acre River basin, alluvial forests buffer and legally protected riparian forests (APP) along the Acre River as well as the territorial categories of public areas (Indigenous Lands, Conservation Units and Settlement Projects) and private or unincorporated areas. The Acre River Basin has great socioeconomic and environmental relevance for the state of Acre, concentrating 66.6% of the state's total population. It is connected by road with the Pacific, and contains 49 family farm settlement projects and has 36% of its area in protected areas. The results of the comparisons between the percentages of deforested areas and the evolution of deforestation in these categories shows that the APP and buffer of alluvial forests had the highest percentage of deforested areas, with 48% and 45%, respectively. The evolution of deforestation in these areas near the Acre River also shows that it acted as a vector of deforestation, with private or unincorporated areas as the main drivers. Smallholder farmers in settlement projects had a deforestation pattern that increased with distance from the river, while the traditional populations of the Chico Mendes Extractive Reserve and the indigenous populations of the Acre River Headland Indigenous Land had a pattern of greater deforestation closest

to the river. In the case of traditional populations with 47% of APP already deforested, there is an indication of a process of migration from the inland communities to the river bank. Despite the large environmental liabilities in terms of area that needs to be restored in the APP, the rate of deforestation has diminished in all the territorial categories examined.

Key words: Amazon, Public and Private Areas, Riparian Forests, Vector of Deforestation.

## 2.1. Introdução

No início do século XX e durante a segunda guerra mundial (anos 1940), a exploração do látex e da borracha, extraídos da *Hevea brasiliensis* (seringueira), espécie muito abundante em todo o estado e na bacia do rio Acre, foi uma das atividades de grande relevância econômica para o Brasil (ACRE, 2006; TOCANTINS, 1961).

Essa importância impulsionou a ocupação histórica do Acre, que ocorreu majoritariamente pelas vias fluviais, único meio de acesso e escoamento da produção da borracha dos seringais, no final do século XIX (TOCANTINS, 1961).

Em geral, as sedes dos seringais (“barracões”) ficavam nas margens dos principais rios, o que impulsionou o surgimento das atuais cidades, aí incluídas aquelas às margens do rio Acre. (ACRE, 2006; TOCANTINS, 1961).

Somente na década de 1960, com a abertura da rodovia BR-317, que liga a capital, Rio Branco, à fronteira com o Peru, a estrada torna-se um novo meio de ocupação da bacia do rio Acre, causando profundas alterações no território pela introdução da pecuária extensiva e pela implantação de projetos de colonização, através da criação de Projetos de Assentamentos Dirigidos – PAD (ACRE, 2006).

Esse processo de ocupação do território, iniciado com o extrativismo da borracha e, posteriormente, com o avanço da pecuária e das atuais formas de uso dos recursos naturais, acumulou um passivo florestal que deve ser dimensionado, para fins de recomposição da vegetação, principalmente nas áreas apontadas por lei, como é o caso da APP nas áreas não consolidadas, que serão definidas com a conclusão do Cadastro Ambiental Rural – CAR (BRASIL, 2012).

Considerada como área de estudo a bacia do rio Acre, sua relevância ambiental está caracterizada pela presença de quatro importantes áreas protegidas: as Terras Indígenas, TIs Cabeceiras do rio Acre e Mamoadate, a Estação Ecológica, ESEC Rio Acre e a Reserva Extrativista, RESEX Chico Mendes. Para destacar sua relevância socioeconômica, dentro da bacia do rio Acre temos a presença de 49 Projetos de Assentamento, PA, destinados à pequena produção familiar, sendo que oito destes têm parte dos seus limites às margens do rio Acre.

O objetivo deste capítulo foi comparar a evolução, a tendência e o incremento do desmatamento no período de 1997 a 2017, em quatro recortes espaciais distintos: o estado do Acre, a bacia do rio Acre, o *buffer* de 2.000 metros para cada margem do rio Acre e a

APP do rio Acre (100 metros para cada margem), com atenção especial no passivo florestal na APP, que, por obrigação legal, deve ter sua vegetação recomposta.

Dentro de cada recorte espacial, também foram comparados a evolução, a tendência e o incremento do desmatamento, nas áreas públicas e privadas. Essas áreas foram classificadas em quatro categorias de ordenamento territorial: Terras Indígenas – TI, Unidades de Conservação – UC, Projetos de Assentamento – PA; e Áreas Privadas ou sem Destinação – APSD, consideradas como uma única categoria.

## **2.2. Material e Método**

### **2.2.1. Área de Estudo**

A análise da evolução do desmatamento considerou diferentes recortes espaciais, e, dentro desses recortes, categorias territoriais, no período de 1997-2017. O início do período em 1997 corresponde ao início da disponibilização da interpretação por classificação digital, assistida por computador, para identificação das áreas desmatadas (PRODES Digital).

No primeiro nível de análise, foram consideradas a evolução do desmatamento no estado do Acre, na bacia do rio Acre, no *buffer*<sup>3</sup> de 2.000 metros para cada margem do rio, e na Área de Preservação Permanente – APP, em períodos de cinco anos. Para fins de ilustração, são apresentados os mapas com a classificação do Sistema de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Brasileira, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - PRODES/INPE, de 2017, nas Figuras de 1 a 3. Na Tabela 1, são apresentadas as bases de dados vetoriais utilizadas para elaboração dos mapas e do dimensionamento do desmatamento. Os dados de desmatamento do estado do Acre foram retirados dos dados oficiais do PRODES/INPE.

No segundo nível de análise, os recortes espaciais da bacia do rio Acre, do *buffer* e da APP, para a análise da evolução do desmatamento em períodos de cinco anos, foram aplicados nas seguintes categorias de ordenamento territoriais: Terra Indígena – TI; Unidade de Conservação – UC (UC de Proteção Integral e de Uso Sustentável); Projeto de Assentamento – PA (sem distinção entre os assentamentos dirigidos, extrativistas, de desenvolvimento sustentável ou florestal); e as áreas que não fazem parte dessas

---

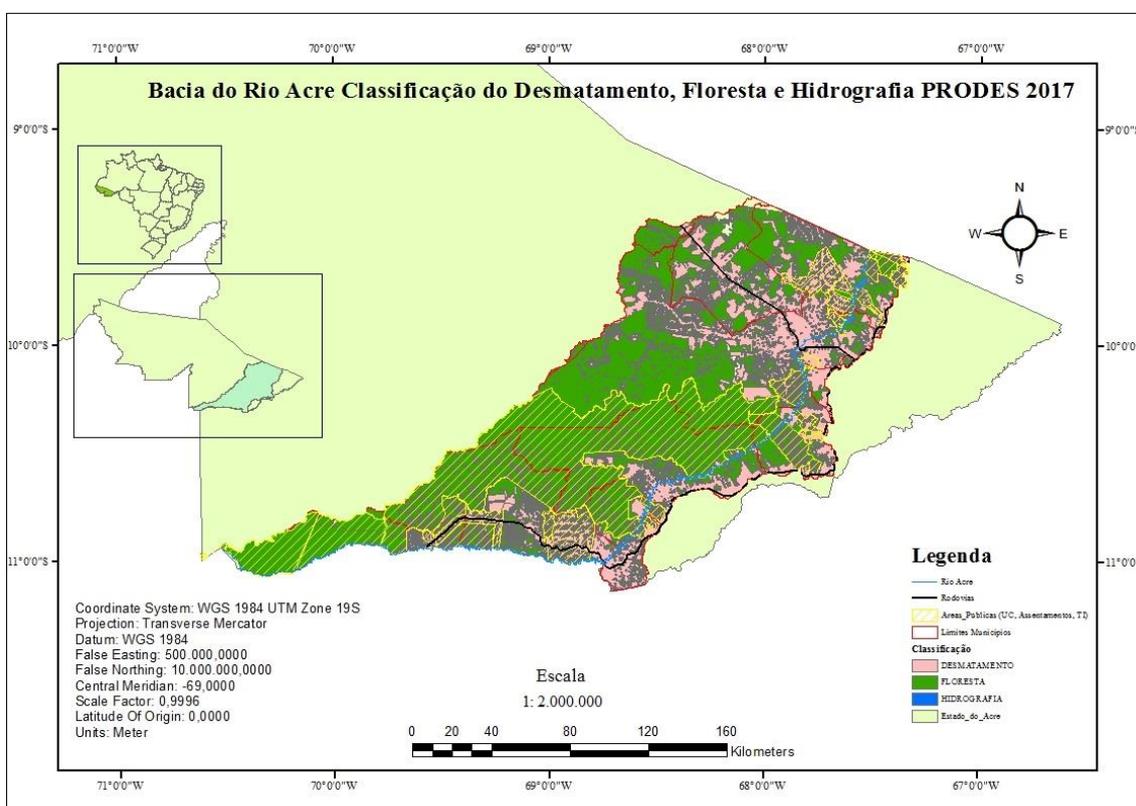
<sup>3</sup> O *buffer* de 2.000 metros para cada lado da margem do rio Acre corresponde à área aproximada da ocorrência das Florestas Aluviais classificadas pelo Projeto RADAM Brasil, e considerada como área de estudo para análise da fitossociologia e composição florística.

categorias foram classificadas como Áreas Privadas ou Sem Destinação – APSD. Nas Figuras 1 e 2 são apresentados os limites dessas áreas.

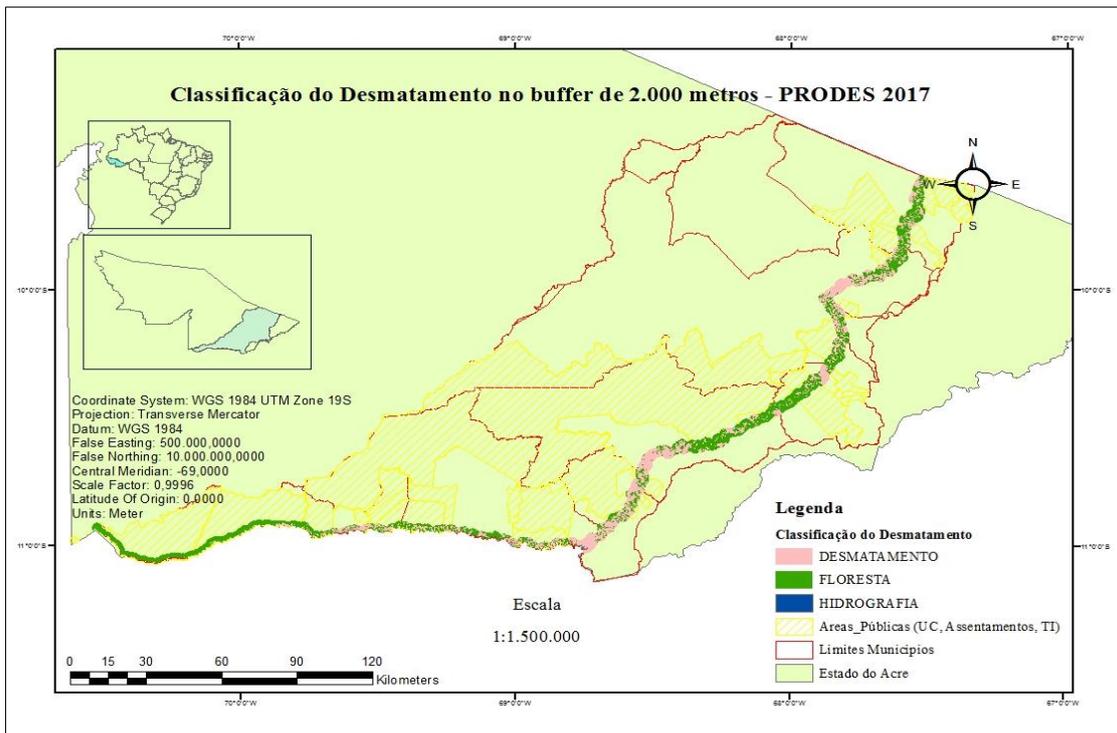
**Tabela 1** – Mapas das áreas de estudo com *shapes*, *datum*, escala e área aproximada.

Mapa	Shape	Datum	Escala	Área (1.000 ha)
<b>Bacia do rio Acre</b>	vetorial	WGS 1984 UTM 19S	1:2.000.000	2.717,1
<b>Buffer</b>	vetorial	WGS 1984 UTM 19S	1:500.000	177,8
<b>Trecho da APP*</b>	vetorial	WGS 1984 UTM 19S	1:50.000	12,6

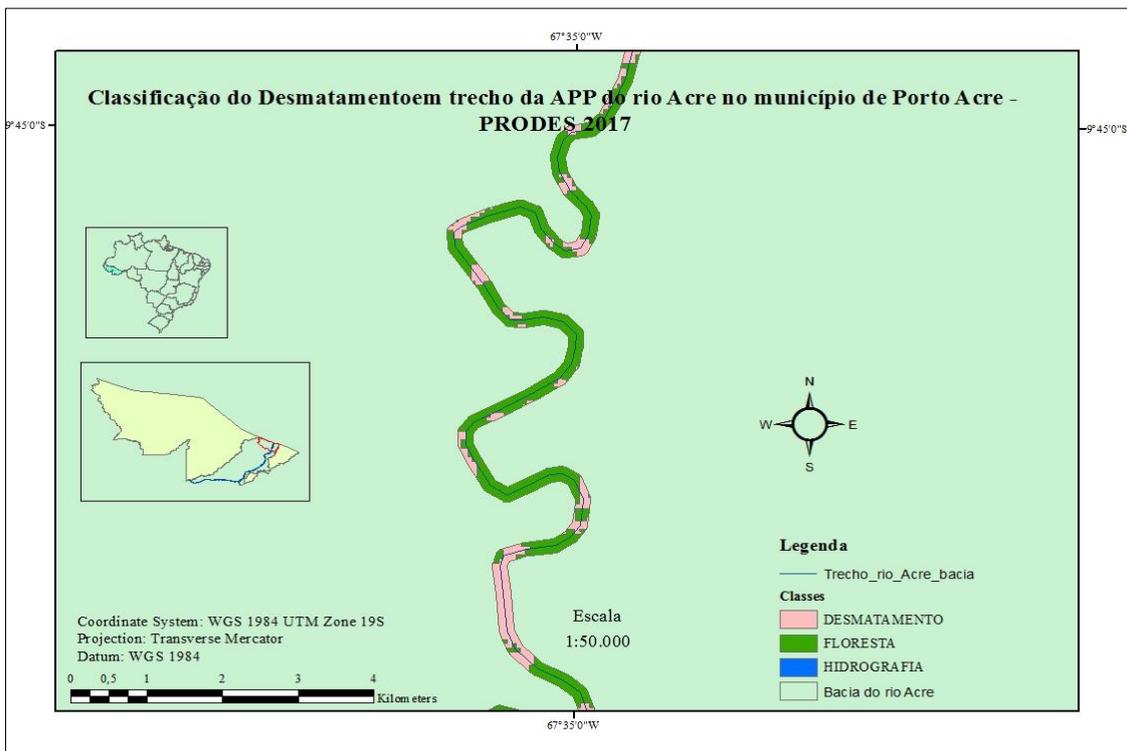
\* Para fins ilustrativos, foi escolhido aleatoriamente um trecho da área da APP do rio Acre, uma vez que a visualização do buffer da APP de todo o rio ficaria difícil, devido à escala.



**Figura 1** – Mapa da bacia do rio Acre com as áreas desmatadas segundo classificação do PRODES/INPE 2017.



**Figura 2** – Mapa da área do *buffer* de 2.000 m com a classificação das áreas desmatadas segundo o PRODES/INPE 2017.



**Figura 3** – Mapa de trecho da APP do rio Acre; áreas desmatadas segundo a classificação do PRODES/INPE 2017.

### 2.2.2. Amostragem

Para dimensionar o incremento do desmatamento entre 1997 e 2017, e analisar sua dinâmica, foram considerados dois níveis de avaliação, o primeiro com os recortes espaciais (estado, bacia, *buffer* e APP) e o segundo com as categorias territoriais dentro dos recortes espaciais (TI, UC, PA e APSD). A Tabela 2 apresenta os formatos e as fontes dos arquivos *shapefile* utilizados para a elaboração dos mapas e cálculo das áreas desmatadas.

**Tabela 2** – *Shapefiles* utilizados para realizar os recortes dos arquivos em estrutura vetorial (bacia, *buffer* e APP) e das categorias territoriais.

Shapefiles	Formato	Fonte	Ano
Municípios	vetorial	IBGE	2018
Bacias Hidrográficas	vetorial	IBGE	2018
Recursos Hídricos	vetorial	IBGE	2018
Rodovias	vetorial	IBGE	2018
Terras Indígenas	vetorial	FUNAI	2018
Unidades de Conservação	vetorial	ICMBio	2018
Assentamentos Rurais e Áreas Privadas ou Sem Destinação	vetorial	INCRA	2018

Para a classificação do desmatamento foram baixados os arquivos vetoriais, na página do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, do Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira – PRODES, para o estado do Acre, dos anos de 2010, onde se inclui a classificação de 1997 até 2010, e os arquivos vetoriais de 2017, onde se inclui a classificação de 2007 até 2017.

Quando os arquivos vetoriais baixados não estavam no Sistema de Referência WGS 1984 UTM 19S, esses foram transformados para permitir o cálculo das áreas, em hectares, do desmatamento, nas feições estado do Acre, bacia, *buffer* e APP (Tabela 2), o que foi realizado com auxílio da tabela de atributos do ArcGis.

As classes do PRODES utilizadas para o cálculo da área foram: desmatamento, floresta, hidrografia, não floresta, resíduos e nuvens. Foi considerada como área desmatada a soma das classes de desmatamento, mais os resíduos<sup>4</sup>. Com os valores

<sup>4</sup> Segundo <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/sisp2spr.pdf>, resíduos é o desmatamento detectado no ano de referência, no ano anterior ou anteriores.

absolutos da área total e desmatada por ano, foi possível calcular os percentuais do desmatamento para cada recorte espacial, o seu incremento e os aumentos relativos.

### **2.2.3. Análises Numéricas**

Foi aplicada uma Análise de Variância - ANOVA *one-way* para avaliar a significância das diferenças entre as áreas desmatadas nos recortes espaciais e dentro dos recortes espaciais, entre os períodos de tempo. Foi aplicado o teste de Tuckey para verificar a ocorrência de diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre os valores relativos, conforme Legendre e Legendre (1998).

Com os dados das séries temporais do desmatamento para os recortes espaciais e categorias de ordenamento territorial foi utilizado o modelo log-log de regressão linear, com o método dos Mínimos Quadrados Ordinários (MQO), para medir a elasticidade ( $p \leq 0,05$ ) e analisar as correspondências entre os incrementos do desmatamento nos diferentes recortes espaciais (estado, bacia, *buffer* e APP) e nas categorias de ordenamento territorial (TI, UC, PA e APSD), de acordo com a Equação 1:

$$Y^* = \alpha + \beta_2 X^* + u_i \text{ (Equação 1)}$$

Sendo:

$Y^* = \ln Y_i$  (logaritmo natural da variável dependente Y, que é a área desmatada na feição Y);

$X^* = \ln X_i$  (logaritmo natural da variável dependente X, que é a área desmatada na feição X);

$u$  = resíduos;

$\alpha$  = parâmetro a ser estimado que é o intercepto no eixo Y;

$\beta^2$  = parâmetro a ser estimado do coeficiente angular, que mede a elasticidade de Y em relação a X, que é a variação percentual de Y correspondente a uma dada variação percentual (pequena) em X. (GUJARATI; PORTER, 2011).

Para a análise da taxa de crescimento e a tendência do desmatamento para os recortes espaciais, e para as categorias territoriais dentro dos recortes espaciais, foi utilizado o modelo semilogarítmico, onde o coeficiente angular  $\beta_2$  mede a variação proporcional ou relativa constante em Y, para uma dada variação absoluta no valor do X, nesse caso o tempo  $t$ , de acordo com a Equação 2:

$$\ln Y_t = \beta_1 + \beta_2 t + ut \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo:

$\ln Y_t$  = logaritmo natural da variável dependente Y, que é a área desmatada na feição Y;

t = ano do desmatamento na feição;

$\beta_1$  = parâmetro a ser estimado que é o intercepto no eixo Y;

$\beta_2$  = parâmetro a ser estimado que é coeficiente angular;

ut = resíduos.

Para o cálculo da taxa de crescimento (r) foi necessário o uso da Equação 3:

$$r = (\text{antiLn}\beta_2) - 1 \quad (\text{Equação 3})$$

Ao multiplicarmos  $r$  por 100, obtivemos a taxa de crescimento percentual, por ano, para cada um dos recortes espaciais e categorias de ordenamento territorial dentro dos recortes espaciais. Foi utilizado o modelo de tendência linear, onde o coeficiente angular  $\beta_2$ , caso positivo, fará a variável Y apresentar uma tendência crescente; em caso negativo, a tendência será decrescente, e o valor do coeficiente representará a variação absoluta da variável Y (área desmatada), para cada feição. A estimativa do modelo para análise da tendência foi dada pela Equação 4:

$$Y_t = \beta_1 + \beta_2 t + ut \quad (\text{Equação 4})$$

Sendo,  $Y_t$  = variável dependente Y, que é a área desmatada na feição Y; t = ano do desmatamento na feição;  $\beta_1$  = parâmetro a ser estimado, que é o intercepto no eixo Y;  $\beta_2$  = parâmetro a ser estimado, que é coeficiente angular; ut = resíduos.

Com os cálculos da taxa de crescimento e da tendência foi possível estimar o crescimento (ou decréscimo) relativo e absoluto do desmatamento, por ano, ao longo da série temporal, para cada recorte espacial e categoria de ordenamento territorial dentro dos recortes espaciais. Valores não significativos representaram a ausência de tendência (GUJARATI; PORTER, 2011).

Para visualizar a dinâmica do desmatamento dentro da bacia do rio Acre, entre 1997 e 2017, e sua proximidade com a área do rio, foi realizada a Análise de *Hotspots*,

ferramenta do ArcGIS, que cria uma nova feição, identificando aglomerações espaciais estatisticamente significantes, denominadas de *hotspots* e *coldspots*. Para isso, são carregados os *Shapefiles* da bacia do rio Acre, com as classificações do desmatamento pelo PRODES/INPE, dos anos de 1997, 2002, 2007, 2012 e 2017. Na caixa de ferramentas do ArcGIS, foi utilizado *Spatial Statistics Tools/Mapping Clusters/Hot Spot Analysis (Getis-Ord-Gi\*)*, entrando com os parâmetros no submenu do *Hot Spot Analysis*, com as configurações padrões. O resultado estatístico, para cada conjunto de polígonos classificados como desmatamento, no conjunto de todos os polígonos, é um *z-score*. Para os escores-*z* positivos estatisticamente significativos, quanto maior o escore-*z*, mais intenso é o agrupamento de valores altos (*hot spot*). Para os escores-*z* negativos estatisticamente significativos, quanto menor o escore-*z*, mais intensa a aglomeração de valores baixos (*coldspots*). Na apresentação dos resultados foram destacados os *hotspots* com 99% de probabilidade.

## 2.3. Resultados e Discussão

### 2.3.1. Evolução do desmatamento no estado, bacia, buffer e APP do rio Acre

Com base nos dados mais recentes do PRODES/INPE, aproximadamente 34,2% da bacia do rio Acre ou o equivalente a 971,7 mil hectares já foram desmatados, percentual superior quando comparado ao do desmatamento no estado (13,7%). Quando considerada a área limitada pelo *buffer* (177,8 mil hectares) e pela APP (12,6 mil hectares), os percentuais de área desmatada foram de 44,8% e 48,0%, respectivamente. Portanto, ao reduzirmos a área de análise, aproximando-a da margem do rio, maiores foram os percentuais de área desmatada em todos os períodos analisados (Tabela 3).

**Tabela 3** – Percentuais das áreas desmatadas, em intervalos de cinco anos, nos diferentes recortes espaciais, tendo como ano base 1997

Anos	Até 1997	Até 2002	Até 2007	Até 2012	Até 2017
<b>Estado</b>	7,7% a	10,3% a	12,1% a	12,6% a	13,7% a
<b>Bacia rio Acre</b>	20,8% b	25,9% b	30,0% b	31,9% b	34,2% b
<b>Buffer 2000</b>	26,1% bc	35,4% bc	40,2% bc	42,2% bc	44,8% bc
<b>APP</b>	29,4% c	41,6% c	46,0% c	46,5% c	48,0% c

Fonte: Com base na classificação do PRODES/INPE. Teste Tuckey para as diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ). Quando as letras minúsculas diferem, os valores são significativamente diferentes.

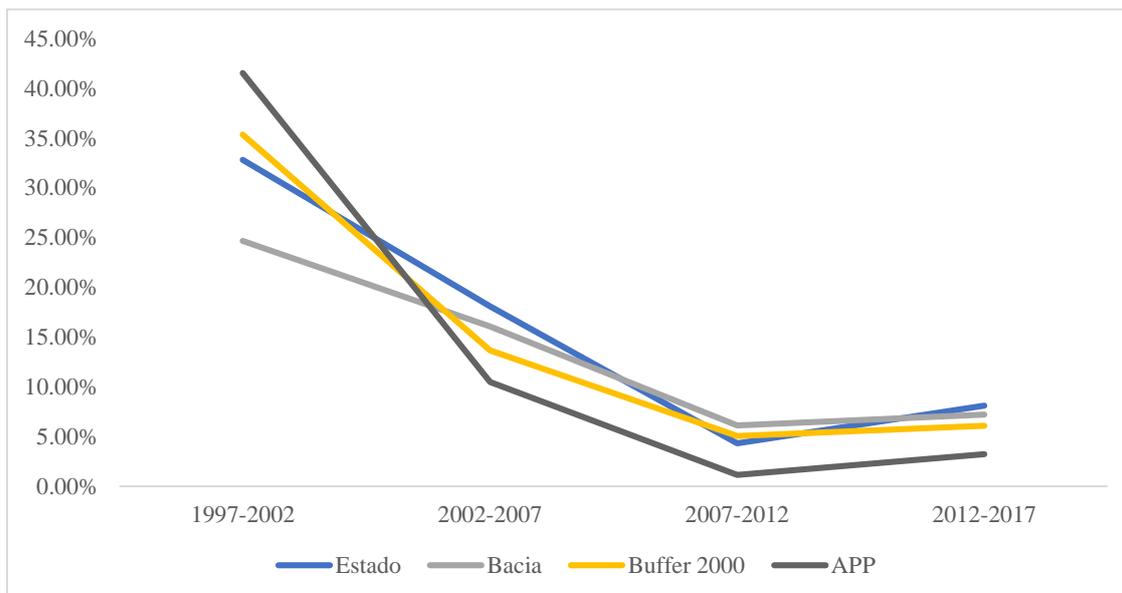
Esse padrão se manteve ao longo dos últimos 20 anos, uma vez que não apresentou diferença significativa entre as médias para cada período de cinco anos, a partir de 1997,

ano em que os dados da classificação do PRODES/INPE começaram a ser disponibilizados. Por outro lado, diferenças significativas foram encontradas entre as médias dos recortes espaciais, onde os percentuais das áreas desmatadas no *buffer* e na APP foram maiores e significativamente diferentes das médias dos recortes espaciais dos percentuais da bacia e do estado. Esse resultado é compatível com o resultado encontrado em áreas de florestas que ocorrem na APP, no leste da Amazônia, onde o desmatamento foi maior que nas áreas adjacentes (NUNES et al., 2015).

As maiores taxas de aumento percentual do desmatamento, em todos os recortes espaciais, ocorreram entre 1997 e 2002, sendo que o maior aumento foi de 41,5% na área da APP. Esse período coincide com o asfaltamento da BR 317, rodovia que acompanha o divisor de águas do rio Acre, e liga o município de Rio Branco, capital do estado, com o município de Assis Brasil, na fronteira com o Peru.

A partir de 2002, com um melhor planejamento governamental da fiscalização e a adoção do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal – PPCDAM, com a participação dos estados da Amazônia Legal, ocorreram aumentos percentuais menores nos dois períodos subsequentes, alcançando os menores valores entre 2008 e 2012, para todos os recortes espaciais, sendo que a APP apresentou o menor aumento percentual, com 1,13% (ACRE, 2010; BRASIL/MMA, 2004, 2011b).

No período mais recente, entre 2013 e 2017, houve aumento percentual em todos os recortes espaciais, com o maior percentual ocorrendo no estado (8,1%), período que está associado à recessão econômica e à carência de investimento com recursos orçamentários públicos, afetando a capacidade do governo de promover a fiscalização. A Figura 4 apresenta o comportamento das taxas relativas de aumento do desmatamento, nos períodos de cinco anos, a partir de 1997.



**Figura 4** – Aumentos relativos do desmatamento, em diferentes recortes espaciais, em períodos de 5 anos, com base na classificação do PRODES/INPE.

A maior elasticidade no incremento da área desmatada ocorreu entre a APP e o estado, cuja relação foi que, para cada 1,0% no incremento de área desmatada no estado, houve um incremento de 2,0% na área desmatada na APP ( $R^2 = 0,70$ ). A Tabela 4 apresenta os resultados da elasticidade para todos os recortes espaciais e demonstra que a pressão do desmatamento sempre foi maior na APP, quando comparado com os demais recortes espaciais.

**Tabela 4** – Elasticidade do incremento percentual (%) entre os recortes espaciais e respectivos coeficientes de determinação ( $\beta_1/R^2$ ).

Localização	Estado	Bacia	Buffer	APP
<b>Estado</b>		1,1451*	1,3354*	1,9603*
<b>Bacia</b>	0,96149		1,1921*	1,7505*
<b>Buffer</b>	0,83019	0,90225		1,4782*
<b>APP</b>	0,7084	0,77031	0,86526	

\* valores significativos para 95% de probabilidade (GUJARATI, 2011).

Dentro do período analisado, o desmatamento tem decrescido em todos os recortes espaciais abordados, com maior decréscimo relativo na APP. A redução média anual na APP foi de 18,2 hectares por ano, sendo, contudo, ilegal desmatar na APP, embora isso continue ocorrendo. Os resultados da taxa de crescimento relativo do desmatamento, no período entre 1997 a 2017, são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5** – Taxa de crescimento relativo e tendência de crescimento absoluto do desmatamento para os recortes espaciais.

<b>Localização</b>	<b>Taxa crescimento (%) a.a.</b>	<b>Área (ha/ano)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Estado do Acre</b>	-7,0%	-4.013,7*	0,41
<b>Bacia do rio Acre</b>	-7,7%	-1.763,4*	0,38
<b>Buffer 2.000 m</b>	-9,6%	-193,9*	0,38
<b>APP do rio Acre</b>	-13,4%	-18,2*	0,30

\* valores significativos com 95% de probabilidade; números negativos indicando uma tendência decrescente (GUJARATI, 2011).

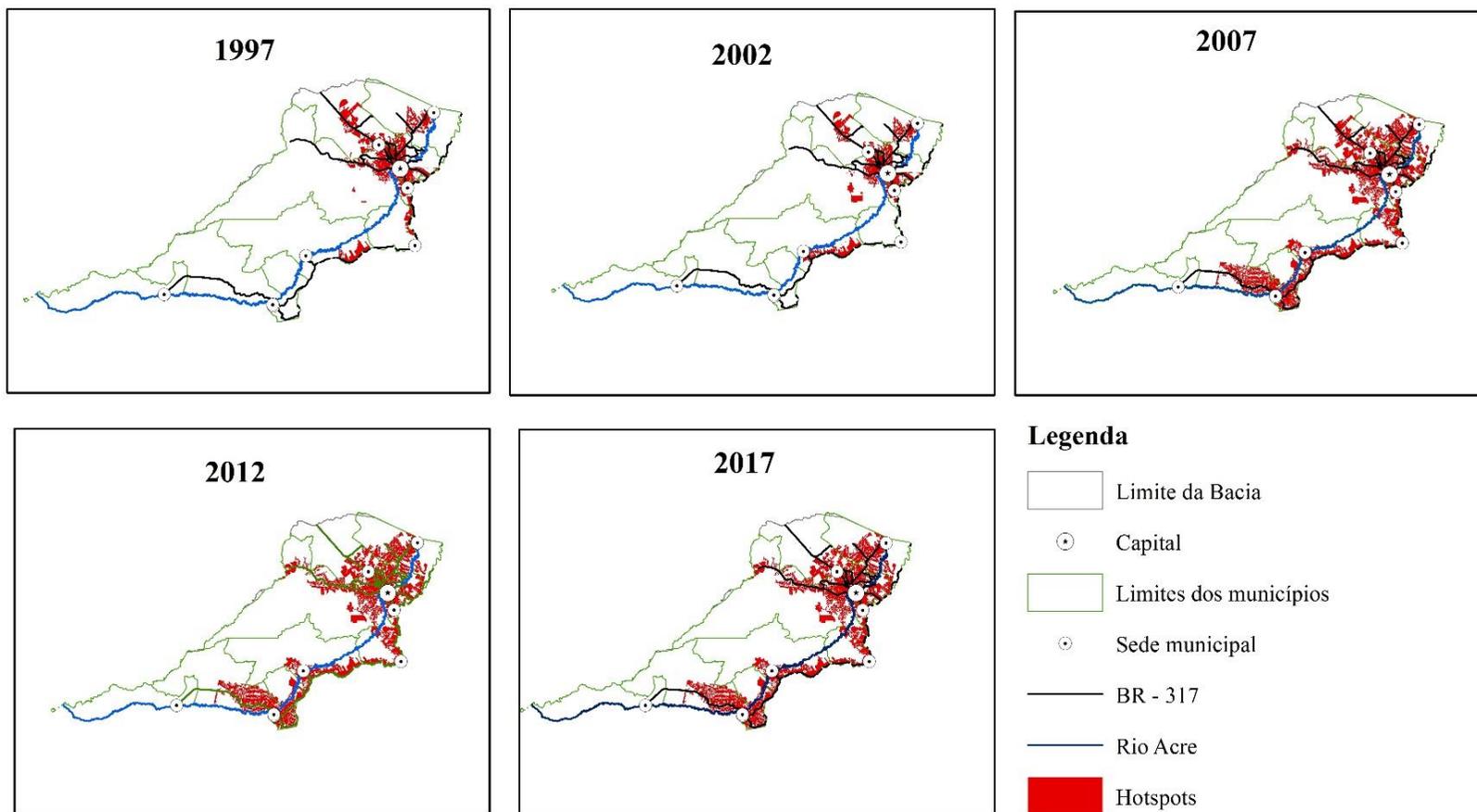
A dinâmica do desmatamento na bacia do rio Acre, considerando-se intervalos de cinco anos, iniciando-se em 1997 até 2017, se deslocou do Norte para Sudoeste da bacia. No ano de 1997, o desmatamento se concentrava próximo à cidade de Rio Branco e teve seu deslocamento para as margens da rodovia BR-317, no sentido de Rio Branco para a fronteira com a Bolívia e o Peru.

O padrão de deslocamento do desmatamento, que tem ocorrido na Amazônia desde a década de 1970, envolve invariavelmente a abertura das estradas para integração da região; a implantação de projetos de colonização; e o financiamento de atividades pecuárias com créditos subsidiados pelos bancos oficiais. Tais fatores são considerados como principais vetores do desmatamento (AHMED et al., 2013; ALVES, 2010). A Figura 5 apresenta o resultado da análise de *hotspots* das aglomerações espaciais do desmatamento.

A natureza dinâmica das causas do desmatamento dificulta uma análise mais objetiva das razões da flutuação encontrada ao longo do tempo, o que tem sido um padrão para toda a Amazônia (EWERS; LAURANCE; SOUZA, 2008; FEARNSSIDE, 2005).

No Acre, o desmatamento nos últimos 20 anos apresentou uma tendência de queda, mesmo considerando os fatores que o estimularam, citando-se o aumento de investimentos públicos, como o que, por exemplo, promoveu o asfaltamento da BR 317 no final da década de 1990; o aumento do crescimento econômico, medido pelo PIB do Acre, e o crescimento populacional urbano (ACRE, 2017).

## Mapas dos Hotspots do desmatamento na Bacia do rio Acre no período de 1997 a 2017



**Escala: 1: 5.000.000**

**Figura 5** – Mapas da evolução dos *Hotspots* do desmatamento na bacia do rio Acre entre 1997 – 2017, em períodos de 5 anos.

### 2.3.2. Comparação da evolução do desmatamento considerando os recortes espaciais dentro das categorias territoriais

A evolução do desmatamento nos recortes espaciais na bacia, *buffer* e APP não apresentou diferenças significativas em relação às categorias territoriais, ou seja, a média percentual do desmatamento nas TI, UC, PA e APSD foram semelhantes na bacia, *buffer* e APP. Porém, a evolução do desmatamento nas TI, UC, PA e APSD apresentaram diferenças significativas entre os percentuais médios. Os percentuais foram decrescentes nessa ordem: PA, APSD, UC e TI (Tabela 6).

Em termos absolutos e relativos, as áreas públicas das TI e UC apresentaram os menores percentuais de desmatamento dentro da bacia do rio Acre. Esse comportamento está de acordo com o que tem ocorrido na Amazônia, onde a inclusão da reivindicação de criação de áreas protegidas se transformou em bandeira de luta de movimentos sociais de populações tradicionais, povos indígenas e de defesa do meio ambiente (CAMPOS; NEPSTAD, 2006; SOARES-FILHO et al., 2006). Ao mesmo tempo, a proximidade dessas áreas protegidas com as frentes de avanço da fronteira agropecuária (pequenas e grandes propriedades), tornaram-nas mais vulneráveis à invasão de terras (PEDLOWSKI et al., 2005).

Em relação à contribuição percentual do total das áreas desmatadas na bacia do rio Acre, as APSD e os PA, com 67,8% da área da bacia, contribuíram com 94,2% do total da área desmatada. Considerando os percentuais de áreas desmatadas dentro de cada categoria, os PA configuram a pior situação, com 61,8% da área desmatada. Entre as áreas protegidas, a RESEX Chico Mendes apresentou o maior índice, com 7,1% da área desmatada (Tabela 6).

Os assentamentos para pequenos produtores rurais da Amazônia têm sido considerados como os que mais contribuem para o desmatamento na região, as pequenas áreas agregadas têm sido maiores dos que as das médias e grandes propriedades privadas (MICHALSKI; METZGER; PERES, 2010). Entre as causas consideradas estão a influência do tamanho da propriedade rural no ciclo de uso da terra (D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006; LORENA; LAMBIN, 2009), ou a melhoria da renda familiar, provida pela produção agrícola correlacionada com o aumento da área desmatada na pequena propriedade (GODOY et al., 2009). No primeiro caso, quanto menor o tamanho das propriedades mais intenso é o ciclo de uso, superando o ciclo de uso das grandes propriedades.

Na bacia do rio Acre, os PA apresentaram uma área desmatada menor do que as APSD (Tabela 6). Contudo, ao considerarmos o percentual desmatado dentro de cada categoria, os PA tiveram um percentual mais elevado, indicando que a dinâmica dentro dos assentamentos da bacia se assemelha à de outras áreas da Amazônia (SANTOS; BRAGA; HOMMA, 2008).

Essa situação fica mais destacada quando comparamos os percentuais dos PA com os da RESEX, sendo áreas com funções sociais semelhantes: a RESEX, com maior área na bacia, tem um percentual significativamente menor de desmatamento que os PA. Além das diferenças de caráter de uso econômico entre ambos, a densidade populacional no PA é maior que nas RESEX, devido ao tamanho da unidade de produção familiar diferenciada.

**Tabela 6** – Categorias territoriais na bacia do rio Acre, com respectivas áreas totais, áreas desmatadas e percentuais, com base na classificação do PRODES/INPE 2017.

Categorias Territoriais	Bacia				
	Área (ha)	Área Total (%)	Área Desmatada (AD)	AD (%)	AD Categ. (%)
<b>Terras Indígenas – TI</b>	67.264,0	2,5	683,0	0,1	1,0
<b>Unidade de Conservação de Proteção Integral - UCPI</b>	68.549,4	2,5	0,00	0,00	0,00
<b>Unidade de Conservação de Uso Sustentável - UCUS</b>	739.196,0	27,2	52.716,2	5,7	7,1
<b>Projetos de Assentamento - PA</b>	479.803,3	17,7	296.287,1	31,9	61,8
<b>Áreas e privadas ou sem destinação - APSD</b>	1.362.253,4	50,1	578.407,5	62,3	42,5
<b>Total</b>	<b>2.717.065,1</b>	<b>100,0</b>	<b>928.093,8</b>	<b>100,0</b>	<b>34,2</b>

AD = Área Desmatada e AD Categ. = Área Desmatada considerando a área da categoria de ordenamento territorial.

Considerando o limite do *buffer*, houve o aumento do percentual de área desmatada na maioria das categorias territoriais, exceto nos PA, onde ocorreu uma pequena redução quando comparado com o que ocorreu na bacia, ou seja, mais distante da margem do rio Acre (Tabela 7).

Valores percentualmente maiores foram encontrados somente nos recortes espaciais das áreas de uso mais restrito (UC e TI), independentemente da destinação do uso da terra definida para cada categoria territorial. Os maiores aumentos percentuais de desmatamento ocorreram principalmente na TI Cabeceira do Rio Acre e na RESEX Chico Mendes (Tabela 7)

Na TI, apesar do aumento relativo do desmatamento ter sido grande, em termos absolutos a área é ainda muito pequena, e esse aumento pode ser explicado pela localização das aldeias e seus roçados mais próximos da margem do rio Acre.

Na categoria UC, a ESEC rio Acre tem cumprido seu papel de proteção integral, uma vez que nela não foi detectado nenhum desmatamento. A RESEX Chico Mendes apresentou um aumento percentual do desmatamento, em relação ao que ocorreu na bacia, indicando que a proximidade das vias de acesso pelo rio tem influenciado esse aumento, o que também pode indicar um deslocamento das famílias, com áreas no interior, para próximo da margem do rio. Destacamos que o *buffer* do rio Acre, dentro da RESEX, nos municípios de Epitaciolândia e Brasiléia, está próximo da rodovia BR-317, local onde tem ocorrido uma maior pressão de desmatamentos nessa UC.

Por outro lado, a redução do percentual de área desmatada nos PA pode ser explicada pelo efeito maior das vias de acesso terrestre, tais como as rodovias e estradas secundárias (ramais), no formato de “espinha de peixe” (ARIMA et al., 2013), em detrimento do acesso pelo rio.

**Tabela 7** - Categorias territoriais no *buffer*, com respectivas áreas totais, áreas desmatadas e percentuais, com base na classificação do PRODES/INPE 2017.

Categorias Territoriais	<i>Buffer</i>				
	Área (ha)	Área Total (%)	Área Desmatada (AD)	AD (%)	AD Categ. (%)
<b>Terras Indígenas - TI</b>	11.274,9	6,3	594,6	0,8	5,3
<b>Unidade de Conservação de Proteção Integral - UCPI</b>	8.760,2	4,9	0,00	0,00	0,00
<b>Unidade de Conservação de Uso Sustentável - UCUS</b>	20.738,0	11,7	7.139,6	9,0	34,4
<b>Projetos de Assentamento - PA</b>	54.592,7	30,7	19.927,4	25,0	36,5
<b>Áreas e privadas ou sem destinação - APSD</b>	82.418,4	46,3	51.995,1	65,2	63,1
<b>Total</b>	<b>177.784,23</b>	<b>100,0</b>	<b>79.656,7</b>	<b>100,0</b>	<b>44,8</b>

AD = Área Desmatada e AD Categ. = Área Desmatada considerando a área da categoria de ordenamento territorial.

O padrão da evolução do desmatamento, quando reduzimos ainda mais a área de análise para os limites da APP, permanece semelhante em termos de contribuição em relação às categorias de ordenamento territorial. As APSD contribuem com a maior área relativa, seguidas dos PA, UC e TI. Os PA foram os que apresentaram uma redução no percentual do desmatamento, quando comparados ao *buffer* e à bacia (Tabela 8).

O fato de 47% da área da APP, dentro da RESEX Chico Mendes, já ter sido desmatada, reforça o entendimento do deslocamento das famílias para próximo das

margens. Esse padrão de desmatamento da APP, dentro da RESEX, se assemelha com o que ocorreu nos PA e APSD, uma vez que não houve diferença significativa entre as médias do percentual de desmatamento. A APP está mais protegida na ESEC Cabeceira do Rio Acre, sem desmatamento identificado, e na TI Cabeceira do Rio Acre, cujos percentuais foram bem inferiores (Tabela 8).

**Tabela 8** - Categorias territoriais na APP do rio Acre, com respectivas áreas totais, áreas desmatadas e percentuais, com base na classificação do PRODES/INPE 2017.

Categorias Territoriais	APP				
	Área (ha)	Área Total (%)	Área Desmatada (AD)	AD (%)	AD Categ. (%)
<b>Terras Indígenas TI</b>	630,3	5,0	62,4	1,0	9,9
<b>Unidade de Conservação de Proteção Integral - UCPI</b>	385,4	3,0	0,00	0,00	0,00
<b>Unidade de Conservação de Uso Sustentável - UCUS</b>	1.543,0	12,2	731,2	12,0	47,4
<b>Projetos de Assentamento - PA</b>	3.433,8	27,2	1.174,5	19,4	34,2
<b>Áreas e privadas ou sem destinação - APSD</b>	6.648,5	52,6	4.097,8	67,6	61,6
<b>Total</b>	<b>12.641,0</b>	<b>100,00</b>	<b>6.065,8</b>	<b>100,00</b>	<b>48,0</b>

AD = Área Desmatada e AD Categ. = Área Desmatada considerando a área da categoria de ordenamento territorial.

Ao se comparar o incremento do desmatamento nas categorias territoriais, em cada recorte espacial, resultou que a elasticidade foi significativa em todas as categorias. O maior incremento ocorreu nas TI entre a bacia e o *buffer*, onde para cada 1,0% de incremento do desmatamento na bacia correspondeu ao crescimento de 2,0% no *buffer*. A menor elasticidade observada também ocorreu na TI, quando comparada ao incremento no *buffer* em relação à APP, cujo valor foi de 0,65% na APP para 1,0% no *buffer*. Esse resultado reforça a hipótese de que os roçados abertos dentro da TI Cabeceira do Rio Acre concentram-se mais distantes da área da APP, chegando até o limite do *buffer* (Tabela 9).

Nas demais categorias territoriais, a elasticidade foi sempre maior na APP, tanto em relação à bacia como ao *buffer*, sendo que a maior diferença ocorreu nas APSD, onde cada 1% desmatado na bacia correspondeu a 1,64% na APP, reforçando a hipótese que na APP ocorre maior pressão de desmatamento independentemente das categorias.

Nas APSD, mesmo com os maiores percentuais de desmatamento mais próximo do rio (*buffer* e APP), a elasticidade ainda é maior para essas áreas, o que pode ser um alerta para o perigo de que a maior pressão nessas áreas comprometa a função protetora das florestas ciliares (SILVA et al., 2017).

**Tabela 9** - Elasticidade do incremento de área, em percentual (%), entre os recortes espaciais dentro das categorias territoriais e respectivos coeficientes de determinação ( $\beta_1/R^2$ ).

<b>Localização</b>	<b>TI Bacia</b>	<b>TI Buffer</b>	<b>TI APP</b>
<b>TI Bacia</b>	-	1,97*	1,28*
<b>TI Buffer</b>	0,99	-	0,65*
<b>TI APP</b>	0,99	0,99	-
<b>Localização</b>	<b>UC Bacia</b>	<b>UC Buffer</b>	<b>UC APP</b>
<b>UC Bacia</b>	-	0,83*	1,12*
<b>UC Buffer</b>	0,63	-	1,20*
<b>UC APP</b>	0,52	0,65	-
<b>Localização</b>	<b>PA Bacia</b>	<b>PA Buffer</b>	<b>PA APP</b>
<b>PA Bacia</b>	-	0,90*	1,48*
<b>PA Buffer</b>	0,76	-	1,52*
<b>PA APP</b>	0,48	0,54	-
<b>Localização</b>	<b>APSD Bacia</b>	<b>APSD Buffer</b>	<b>APSDS APP</b>
<b>APSD Bacia</b>	-	1,27*	1,64*
<b>APSD Buffer</b>	0,86	-	1,34*
<b>APSDS APP</b>	0,70	0,88	-

TI = Terra Indígena; UC = Unidade de Conservação; PA = Projeto de Assentamento; APSD = Áreas Privadas sem Destinação; APP = Área de Preservação Permanente. \* valores significativos, com 95% de probabilidade (GUJARATI; PORTER, 2011)

Taxas significativas de crescimento positivo do desmatamento só ocorreram na TI (Tabela 10). O crescimento pode representar a descontinuidade da classificação pelo PRODES/INPE, onde os valores são muito reduzidos e não conseguem ser captados pelo satélite, ficando acumulados em determinados anos. O crescimento maior observado no *buffer* está de acordo com a hipótese de que os roçados das comunidades se concentraram nessa faixa, mais distantes das margens, onde se localizam as aldeias.

Nos PA e APSD ocorreram taxas de decréscimo significativas (crescimento negativo) em todos os recortes espaciais, com maiores decréscimos na APP, o que, em parte, reflete o melhor planejamento do comando e controle (Tabela 10).

Com taxa de crescimento não significativa, o que representou uma estabilização, na área da bacia dentro da RESEX Chico Mendes o desmatamento acumulado de 7,13% pode ainda ser considerado dentro de limites permitidos no plano de manejo da unidade. Tanto no *buffer* como na APP, o crescimento foi negativo (Tabela 10).

**Tabela 10** - Taxa de crescimento relativo e tendência de crescimento absoluta para as categorias de ordenamento territorial dentro dos recortes espaciais.

<b>Categoria Territorial</b>	<b>Recorte Espacial</b>	<b>Taxa de crescimento (%) a.a.</b>	<b>Área (ha/ano)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>TI</b>	<b>Bacia</b>	11,3*	25,3*	0,51
	<b>Buffer</b>	22,2*	22,9*	0,51
	<b>APP</b>	13,9*	2,2*	0,42
<b>UC</b>	<b>Bacia</b>	0,06 <sup>ns</sup>	-4,8 <sup>ns</sup>	0,00
	<b>Buffer</b>	-7,5*	-18,0*	0,30
	<b>APP</b>	-9,7*	-3,0*	0,35
<b>PA</b>	<b>Bacia</b>	-5,8*	-881,7*	0,30
	<b>Buffer</b>	-6,7*	-49,7*	0,30
	<b>APP</b>	-19,7*	-5,0*	0,45
<b>APSD</b>	<b>Bacia</b>	-9,6*	-1.264,7*	0,50
	<b>Buffer</b>	-15,4*	-120,2*	0,51
	<b>APP</b>	-16,6*	-9,3*	0,46

TI = Terra Indígena; UC = Unidade de Conservação; PA = Projeto de Assentamento; APSD = Áreas Privadas sem Destinação; APP = Área de Preservação Permanente. R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação do modelo de regressão. \* valores significativos; ns – valores não significativos, p<=0,05. Números negativos indicando uma tendência decrescente (GUJARATI; PORTER, 2011).

#### **2.4. Conclusões**

A área desmatada, até 2017, na APP do rio Acre, incluindo as áreas consolidadas, que não são passíveis de restauração florestal, corresponde a 48% da sua área total, o que equivale aproximadamente a 6.065,8 hectares. Desse total, 52,6% são em áreas privadas ou sem destinação e 47,4% em áreas públicas, sendo que, destes, 27,2% são nos assentamentos rurais, 12,2% nas unidades de conservação e 5,0% nas terras indígenas.

O acesso pelo rio Acre funcionou como um vetor do desmatamento nas áreas mais próximas da margem, mesmo após o asfaltamento da rodovia BR-317, uma vez que a área percentual desmatada nessa faixa sempre foi superior aos percentuais apresentados nos demais recortes espaciais analisados (estado, bacia e *buffer*).

O desmatamento migrou do entorno dos centros mais urbanizados, com um maior adensamento de assentamentos rurais e estradas vicinais, para o entorno da rodovia BR-317, asfaltada ao final da década de 1990.

Produtores rurais das áreas privadas são os maiores responsáveis pelo desmatamento da APP do rio Acre.

Pequenos produtores rurais tiveram um padrão de desmatar mais distante das margens, provavelmente por concentrar mais famílias próximas das estradas vicinais do que próximas às margens do rio.

Populações tradicionais na UC/US e populações indígenas na TI tiveram um padrão de desmatar mais próximo da margem do rio.

Mesmo com taxas decrescentes de desmatamento na APP da RESEX Chico Mendes, esta, por ter 47,4% da área da já desmatada, demonstra o efeito da migração das populações locais do interior para as margens do rio Acre.

### **3. Composição Florística, Fitossociologia e Diversidade das Florestas Ciliares Remanescentes que Ocorrem nas Margens do rio Acre**

#### **Resumo**

O conhecimento da estrutura das florestas que protegem as margens dos mananciais hídricos é de extrema relevância para garantir proteção e funcionalidade, enquanto Áreas de Preservação Permanente – APP previstas na legislação. As formações de florestas ciliares ainda são objeto de estudo para sua diferenciação em relação às demais formações florestais dos interflúvios para que a proteção e a restauração florestal dessas áreas sejam mais efetivas. Este capítulo apresenta um estudo da composição florística e fitossociologia de um buffer de 2.000 metros de largura, para cada margem do rio Acre, no seu curso dentro do estado do Acre. Foram levantadas todas as espécies arbóreas e palmeiras com diâmetro, acima do peito, maior ou igual a 20 centímetros, dentro de unidades amostrais, do alto curso até próximo da foz. Um total de 3.498 indivíduos, distribuídos em 211 espécies foram identificados. Desse total 11,8% das espécies concentraram 56,2% de todos os indivíduos. Diferenças em diversidade alfa foram encontradas entre as fitofisionomias de Floresta Aberta com Bambu e as Florestas Aberta com Palmeiras e as Florestas Densas, que não apresentaram diferenças significativas em diversidade. As florestas das quatro regiões altimétricas da área de estudo apresentaram diferenças significativas em tamanho de população e composição florísticas, mas não apresentaram diferenças em diversidade alfa. Entre as quatro faixas de distância da margem ocorreu diferença significativa em tamanho da população somente para a faixa mais próxima da margem, com menor número de indivíduos. Entre as quatro classes de declividade ocorreram diferenças para o tamanho de população e na diversidade alfa nos terrenos mais planos em relação as demais classes, onde esses apresentaram mais indivíduos e maior diversidade. As características apresentadas contribuíram para o estabelecimento de restrições em relação às espécies que deverão ser priorizadas para a restauração florestal da APP do rio Acre.

Palavras chave: Florestas Ciliares, Composição Florística e Fitossociologia, Acre-Brasil, Amazônia Brasileira.

#### **Abstract**

The knowledge of the structure of forests that protect river banks in watersheds is of extreme relevance to guarantee their protection and functionality as Areas of Permanent Preservation - APP as established in the legislation. Riparian forest formations are still under study with regard to their differences in relation to the other forest types of the interfluves so that their protection and restoration can be more effective. This chapter presents a study of the floristic composition and phytosociology of a 2 km wide buffer, for each bank of the Acre River, along its course in the state of Acre. All tree species and palm trees with diameter at breast height equal to or greater than 20 centimeters were collected within sample plots from the upper reaches of the Acre River to near the mouth. A total of 3,498 individuals, distributed among 211 species, were identified. Of this total, 11.8% of the species concentrated 56.2% of all individuals. Differences in alpha diversity were found between the phytophysiognomies of Open Forest with Bamboo and the Open Forests with Palms and Dense Forests, which did not present significant differences in diversity. The forests of the four altimetric regions of the study area presented significant differences in tree density and floristic composition, but did not present differences in alpha diversity. Among the four categories (bands) of distance from the river, there was

a significant difference in tree density only for the band closest to the river bank, with a lower number of individuals. Among the four declivity classes, there were differences in tree density and alpha diversity on the flatter plots, with more individuals and greater diversity. The characteristics presented contributed to the establishment of guidelines regarding the species that should be prioritized for the forest restoration of the Acre River APP.

Key words: Riparian Forests, Floristic Composition and Phytosociology, Acre-Brazil, Brazilian Amazon.

### 3.1. Introdução

Considerando-se a Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada de um Sistema Universal, em termos de classificação de sistema fisionômico-ecológico, as florestas naturais que ocorrem nas margens de rios podem ser caracterizadas como “floresta ciliar”, ou, dentro dessa mesma classificação, como Floresta Ombrófila Densa Aluvial, formação ribeirinha que ocorre ao longo dos cursos d’água, ocupando os terraços antigos das planícies quaternárias (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

Floresta ciliar é um termo amplamente utilizado por profissionais, pesquisadores e estudiosos dessas formações vegetais, mas que ainda não se constituíram como uma fitofisionomia diferenciada. Rodrigues (2009) apresenta uma descrição resumida da evolução da classificação oficial da vegetação, onde predomina o termo “aluvial”, como subdivisão de uma região fitoecológica, para indicar localização nas margens dos rios, dentro da divisão fitofisionômica. Sugere, portanto, que se substitua “aluvial” por “ribeirinha”, por representar melhor a diversidade de condições ecológicas. De modo geral, “floresta ciliar” ou “mata ciliar” difere das demais terminologias por ser uma vegetação ribeirinha que se assemelha com a vegetação do interflúvio.

Além dos aspectos fitofisionômicos, as florestas ciliares têm um papel relevante na interface entre ecossistemas aquáticos e terrestres, cuja delimitação física é de difícil compreensão. Devido ao seu caráter de ecótono, envolve processos geomórficos, sucessionais de comunidade de plantas, formação de habitats e produção de nutrientes para os ecossistemas aquáticos. Tais processos contribuem para a estrutura da cadeia alimentar da fauna aquática e promovem a diversidade biológica nos corpos d’água (FAO, 2013; GREGORY et al., 1991; PUSEY; ARTHINGTON, 2003; USDA FOREST SERVICE, 1991).

Em situação de fragmentação das florestas naturais, as florestas ciliares podem funcionar como corredores ecológicos, desenvolvendo função importante para a proteção da fauna terrestre, mesmo considerando que ainda existem dúvidas sobre sua extensão e largura, para abrigar, principalmente, anfíbios e grandes mamíferos. Estudos desenvolvidos em florestas ciliares indicam sua importância para a avifauna, para pequenos mamíferos e invertebrados, onde a ocorrência de algumas espécies tem similaridade com a das áreas intocadas ou mesmo uma diversidade superior a esses ecossistemas (ARCZAK et al., 2010; LEES; PERES, 2008).

Apesar da relevante função prestada pelas florestas ciliares, essa vegetação ainda é pouco estudada no Brasil e no bioma amazônico. Trabalhos mais recentes, que se concentram nos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado, têm revelado a grande influência florística das formações vegetais dos interflúvios, na constituição dos biomas referidos (IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2004; OLIVEIRA et al., 2016; RODRIGUES, 2009).

No estado do Acre, uma primeira iniciativa do mapeamento e conhecimento da composição florística dessa formação ribeirinha foi conduzida dentro do Projeto RADAM Brasil, com publicação em 1976. Um dos objetivos do mapeamento da vegetação brasileira foi identificar e classificar as diferentes fitofisionomias, incluindo-se as Florestas Tropicais Abertas e Densas Aluviais (BRASIL/DNPM, 1976).

Dentro do escopo do estudo de vegetação da folha SC. 19 RIO BRANCO, que inclui grande parte do território do estado do Acre, foram plotadas oito amostras de 1 (um) hectare, próximas aos municípios de Assis Brasil, Brasiléia, Xapuri, Senador Guiomard, Rio Branco e Porto Acre, que caracterizam a vegetação como a “floresta ciliar” do rio Acre (BRASIL/DNPM, 1976).

O mapeamento do RADAM, realizado por radar, na escala de 1:250.000, com o suporte da amostragem realizada em campo, e produzido o mapa fitoecológico, na escala de 1:1.000.000, identificou três regiões ecológicas nas margens do rio Acre: Comunidades Pioneiras, Floresta Tropical Densa e Floresta Tropical Aberta (BRASIL/DNPM, 1976).

As diferentes fitofisionomias, sob um mesmo clima, foram explicadas pelos gradientes litológicos, pedológicos e bioclimáticos. No caso da região da bacia do rio Acre, ocorre o clima Subtermaxérico Severo, ou seja, aquele que possui período seco definido, com temperaturas que podem chegar a menos de 20°C. As fitofisionomias que dominam a região são Floresta Aberta com Palmeiras; em menor extensão, a Floresta Aberta com Bambu e pequenos agrupamentos de Floresta Densa Uniforme, nas planícies aluviais e terraços, próximos a Porto Acre; e Floresta Densa com árvores Emergentes, nas planícies aluviais e terraços próximos a Senado Guiomard, Capixaba e Xapuri (BRASIL/DNPM, 1976).

Mais recentemente, um grupo de professores (pesquisadores) do curso de graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Acre – UFAC, com apoio do CNPq, conduziu, a partir de 2010, um levantamento específico dessa vegetação, onde foram plotados 27 conglomerados de 1 (um) hectare, ao longo da margem do rio Acre,

para estudar a composição florística do seu estrato arbóreo, que resultou, entre outros estudos, na proposição desta tese de doutoramento (RODRIGUES et al., 2013).

Estudos de composição florística e fitossociologia são a etapa inicial (pesquisa básica) para qualquer projeto que se proponha a promover a preservação, conservação e recuperação de áreas degradadas de vegetação natural. Esses estudos expressam as interações complexas dos processos que a definem, sejam físicos, climáticos, biológicos ou da ação humana (BATISTA et al., 2015; IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2004; RODRIGUES, 2009; TEIXEIRA; RODRIGUES, 2006).

Mesmo com todo o avanço das pesquisas em ecologia e em restauração da vegetação em florestas tropicais, ainda é necessário um grande esforço de pesquisa, especialmente para as florestas ciliares, que aborde aspectos da florística das áreas remanescentes, das adaptações morfológicas e fisiológicas das espécies ocorrentes nessa condição, de ecologia de comunidades, populações e paisagens. (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009b).

O objetivo desse capítulo é, com base na amostragem das populações de espécies florestais, incluindo-se as palmeiras das áreas de ocorrência de florestas remanescentes nas margens do rio Acre: 1. Analisar a fitossociologia e composição florística dessas florestas naturais; 2. Identificar as diferenças na fitossociologia e composição florística que justifiquem a ordenação em agrupamentos fitofisionômicos, espaciais e/ou ambientais; 3. Indicar a necessidade da introdução de conjuntos de espécies nativas distintos, considerando o ordenamento, para a recomposição da vegetação nativa, principalmente, nas APP.

## **3.2. Material e Método**

### **3.2.1. Área de estudo**

A área de estudo compreende as florestas ciliares remanescentes, localizadas nas margens do rio Acre, que tem a extensão aproximada de 450 quilômetros, no estado do Acre, porção ocidental da Amazônia brasileira. Sua localização está entre os paralelos de 9°45'00''Sul e 10°59'30''Sul, e meridianos 67°32'28'' Oeste e 69°43'50'' Oeste. Ao longo de seu curso, o rio atravessa os municípios de Assis Brasil, Brasiléia, Epitaciolândia, Xapuri, Capixaba, Senador Guiomard, Rio Branco e Porto Acre, sendo que suas nascentes estão situadas no território peruano e a foz encontra-se no município de Boca do Acre, no estado do Amazonas, onde deságua no rio Purus.

Foi delimitado um *buffer* de 2.000 metros para cada margem do rio, que corresponde à largura aproximada das florestas consideradas como “alúvias”, pela classificação do Projeto RADAM Brasil (BRASIL/DNPM, 1976), além de abranger uma área suficientemente grande que comportasse as unidades amostrais em conglomerados com comprimento de 1.000 metros, possibilitando mais flexibilidade na sua alocação.

A área de estudo está inserida na unidade geológica conhecida como Formação Solimões (Depósitos Cenozóicos), com sedimentos típicos de planície de inundação, datada do Período Mioceno, com 23,5 a 5 milhões de anos, o que para era geológica é considerado recente. Esse é o período em que ocorreu a fase do dobramento Quéchuá responsável pelo soerguimento da Cordilheira dos Andes (ACRE, 2006; BRASIL/DNPM, 1976).

Como consequência do soerguimento andino, no período Quaternário, alguns rios tiveram seus gradientes elevados, aumentando o processo de sedimentação. Na bacia do rio Acre, unidade geológica surgida a partir da Formação Solimões, o material sedimentar depositado é arenoso, com granulometria fina e média (ACRE, 2006; BRASIL/DNPM, 1976).

Há, portanto, uma similaridade entre as bacias hidrográficas formadas a partir desse fenômeno, cuja diferenciação fica por conta da ocorrência dos diferentes níveis dos terraços fluviais. Esses terraços são denominados, nas margens do rio Acre, Terraços Holocênicos, e são formados por sedimentos aluviais, com cascalhos de fundo de canal, areias quartzosas inconsolidadas de barra em pontal, siltes e argilas de transbordamento (ACRE, 2006; BRASIL/DNPM, 1976).

Categorizada na unidade geomorfológica como Planície Amazônica, o relevo das margens do rio Acre apresenta dois modelos de acumulação, que variam de acordo com a sinuosidade do rio, sendo Planície Fluvial e Terraço Fluvial. A planície corresponde às várzeas e é periodicamente inundada. O terraço apresenta uma ruptura de declive em relação ao leito do rio e às várzeas, sendo entalhado devido às mudanças de condições de escoamento e erosão (ACRE, 2006; BRASIL/DNPM, 1976).

A topografia do rio Acre apresenta elevações que variam entre 300 e 400 metros nas cabeceiras, que se encontram no Peru, e de 300 a 150 metros, desse ponto para jusante. A rede de drenagem da bacia hidrográfica é caracterizada por rios sinuosos e volumosos, escoando suas águas no sentido Sudoeste para Nordeste, tendo um regime hídrico de cheia e vazante, de acordo com a estação do ano, definida pelo período chuvoso (Outubro a Março) e de seca (Abril a Setembro) (ACRE, 2006; BRASIL/DNPM, 1976).

O clima predominante na bacia do rio Acre, segundo a classificação de Köpen, é o Am-tropical chuvoso, com temperatura média anual, no mês mais frio, superior a 18°C, com pequena estação seca. A temperatura média anual está em torno de 24,5°C, sendo que a umidade relativa do ar média mensal está entre 80-90%. A pluviosidade média mensal no trimestre mais chuvoso (Janeiro a Março) varia entre 202 e 288 mm, e no trimestre mais seco (Junho a Agosto) varia de 14 mm à 37mm, com média anual em torno de 1.800 a 2.000 mm (ACRE, 2012; BRASIL/DNPM, 1976).

### **3.2.2. Amostragem da vegetação**

Com auxílio de imagens do satélite LANDSAT 5 – Sensor TM, do ano de 2008, foram classificadas as áreas de três diferentes tipologias florestais na área de estudo, sendo elas Floresta Aberta com Palmeiras - FAP, Floresta Aberta com Bambu - FAB e Floresta Densa – FD, utilizando-se a técnica de classificação não-supervisionada *Isocluster*. Foram utilizadas as imagens Landsat composição colorida RGB 1/2/3, que corresponde às bandas 5/4/3. Foi gerado um arquivo de assinatura espectral para classes de feições identificadas automaticamente pelo classificador *Isocluster*, para posteriormente gerar as classes desejadas FAP, FAB, FD, áreas antrópicas e corpos d'água. Posteriormente, foi gerado o mapa de classificação do uso da terra com o algoritmo do classificador *Maximum Likelihood* (MLC) do ArcGis, utilizando-se as 10 classes espectrais definidas pelo *Isocluster*. Na reclassificação da imagem, para alcançar as cinco classes de interesse, foi utilizada a ferramenta do ArcGis *Spatial Analyst Tool/Reclass/Reclassify*, gerando o mapa com a nova classificação.

Foi adotado, para o inventário das florestas ciliares do rio Acre, o processo de amostragem em dois estágios, que é um processo aleatório restrito, onde o segundo estágio da amostragem ficou restrito ou dependente do primeiro estágio (JARDIM; HOSOKAWA, 1987). As unidades amostrais em forma de conglomerados (Figura 6) foram sorteadas, para cada um dos oito municípios, de acordo com os estratos encontrados na classificação fitofisionômica. O segundo estágio (unidade amostral secundária – US) ficou restrito ao primeiro estágio (unidade amostral primária – UP), o que reduziu os custos da alocação. A intensidade amostral foi de aproximadamente 0,6%, tendo sido testada a suficiência amostral dos conglomerados por meio da plotagem da Curva Espécie  $\times$  Área. Para extrapolar a curva e estabelecer o número máximo de espécies, foi utilizado o modelo da equação de Michaelis-Menten (Equação 5), como proposto por Magurran (2004):

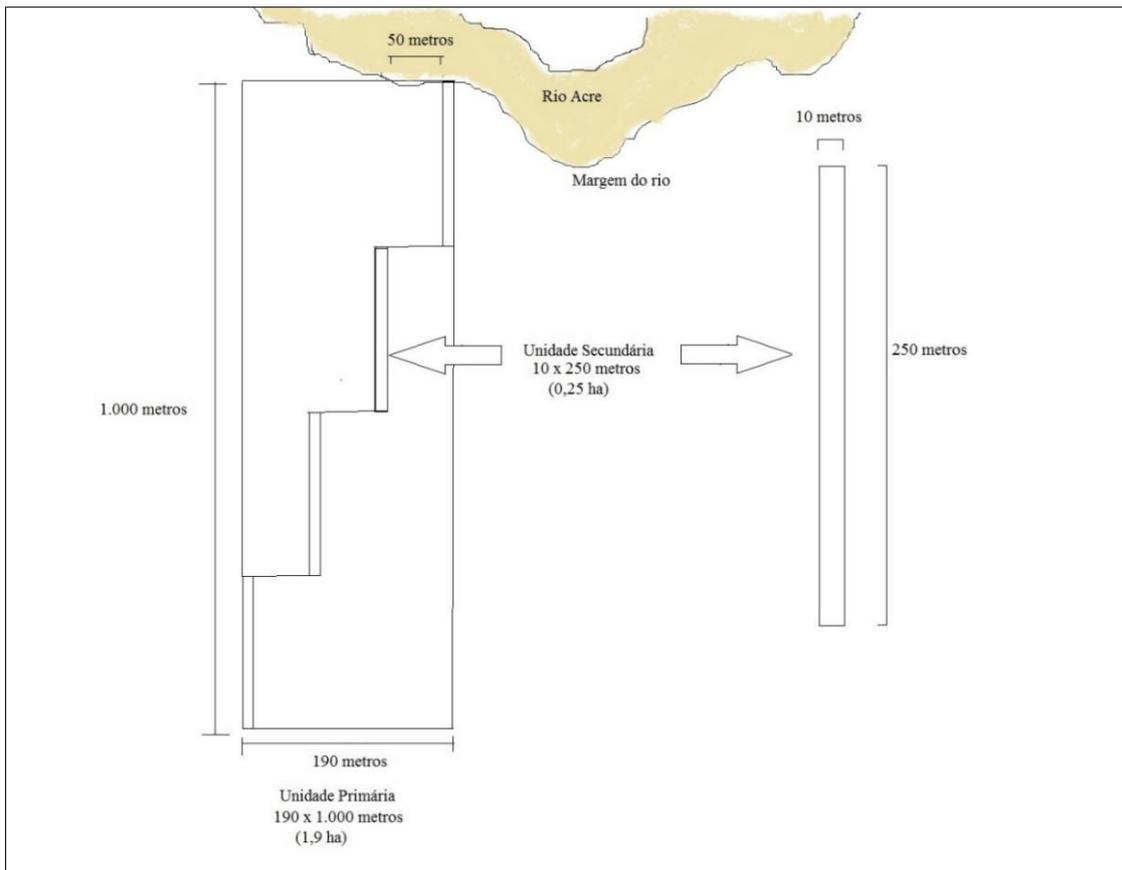
$$S_{(n)} = \frac{S_{max}}{B+n} \text{ (Equação 5)}$$

Onde,  $S_{(n)}$  = o número de espécies observadas em  $n$  amostras;  $S_{max}$  = o número total de espécies na comunidade; e  $B$  = o esforço de amostragem requerido para detectar 50% de  $S_{max}$ .

Foram plotadas 27 UP, contendo quatro US, com formato de transectos de 10 x 250 metros. A primeira US de cada conglomerado foi plotada o mais próximo possível da margem do rio. Foram medidos os Diâmetros a Altura do Peito – DAP (1,30 metros acima do solo) maiores ou iguais a 20 centímetros e identificadas as espécies arbóreas com ajuda de um parabolânico.

A alocação das unidades amostrais no campo seguiu o seguinte procedimento: do vértice um, de frente para o rio, formando um ângulo de 90°, à esquerda, foi medida a largura de 10 metros, paralelamente à margem do rio. Do seu vértice dois, de frente para o rio, formando um ângulo de 180° à esquerda, mediu-se o seu comprimento de 250 metros até o vértice 3, perpendicularmente ao eixo do rio. Do seu vértice três, de frente para o rio, formando-se um ângulo de 90°, à direita, mediu-se novamente sua largura, com 10 metros, até o vértice quatro. Do seu vértice quatro, de frente para o rio, mediu-se o seu comprimento, de 250 metros, até o vértice 1, perpendicularmente ao eixo do rio, fechando-se a US. Do vértice três, da primeira US, de frente para o rio, num ângulo de 90° a esquerda, mediu-se uma distância de 50 metros até o vértice um, da segunda US, repetindo-se os procedimentos para o seu fechamento e das demais US (Figura 6).

Nas US, as espécies arbóreas e as palmeiras foram identificadas pelo nome comum e científico, tendo sido medido o Diâmetro à Altura do Peito – DAP, maior ou igual a 20 cm, para posterior cálculo da área basal. Foram coletadas amostras férteis (com floração) e não férteis (sem floração) das árvores e palmeiras desconhecidas, que foram depositadas no herbário do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre – PZ/UFAC. A grafia dos binômios e a abreviação do nome das autoridades seguem a do banco de dados do Flora do Brasil em Construção - Jardim Botânico do Rio de Janeiro (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>) e a classificação de espécies segue o sistema APG III (2009).



**Figura 6** – Desenho esquemático ilustrativo dos conglomerados, Unidades Primária (UP) e Secundária (US), sem obedecer uma escala.

### 3.2.3. Análises numéricas

Para caracterizar a fitossociologia e a composição florística das florestas naturais da área de estudo, foram calculadas a densidade absoluta (DA) e relativa (DR); a frequência absoluta (FA) e relativa (FR); a dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR) e o Índice de Valor de Importância Relativo (IVI%), de acordo com o proposto por Mueller-Dubois; ElleMBERG (1974).

Para identificar a existência de diferenças entre as fitofisionomias florestais e a existência de gradientes ambientais, na área de estudo, foram utilizadas variáveis qualitativas de composição florística e quantitativas do tamanho da população (abundância), e diversidade  $\alpha$  (alfa).

As fitofisionomias identificadas pela classificação das imagens de satélite foram semelhantes às do Projeto RADAM Brasil (1976): Floresta Densa - FD, Floresta Aberta com Palmeiras – FAP; e Floresta Aberta com Bambu – FAB.

Os parâmetros para identificar a existência de gradientes ambientais foram as regiões altimétricas, separadas por classes de altitude, do modelo de elevação digital, obtidos pelo ASTER Global DEM (<https://gdex.cr.usgs.gov/gdex/>) da área de estudo, de

maneira a incluir as áreas dos municípios (Apêndice 1). As faixas de distância da margem obedeceram aos comprimentos das US. As classes de declividade do terreno obedeceram à avaliação da equipe, durante o levantamento de campo para cada US. Os parâmetros utilizados e o número de amostras são apresentados na Tabela 11.

**Tabela 11**– Relação das fitofisionomias florestais, gradientes ambientais e espaciais utilizados para a análise do tamanho da população e composição florística nas unidades amostrais.

<b>Fitofisionomias Florestais</b>	<b>Siglas utilizadas</b>	<b>Quantidade de UP plotadas</b>
<b>Floresta Densa</b>	FD	11
<b>Floresta Aberta com Palmeiras</b>	FAP	10
<b>Floresta Aberta com Bambu</b>	FAB	6
<b>Regiões altimétricas da área de estudo</b>	<b>Sigla utilizada</b>	<b>Quantidade de US plotadas</b>
<b>Alto rio Acre: 296 – 417 metros</b>	REG 1	8
<b>Médio rio Acre: 215 – 296 metros</b>	REG 2	7
<b>Baixo rio Acre: 174 – 215 metros</b>	REG 3	6
<b>Foz do rio Acre: 93 – 174 metros</b>	REG 4	6
<b>Faixas de distância da margem do rio</b>	<b>Sigla utilizada</b>	<b>Quantidade de US plotadas</b>
<b>0 a 250 metros</b>	FX 1	27
<b>250 a 500 metros</b>	FX 2	25
<b>500 a 750 metros</b>	FX 3	19
<b>750 a 1.000 metros</b>	FX 4	18
<b>Classes de Declividade</b>	<b>Sigla utilizada</b>	<b>Quantidade de US plotadas</b>
<b>Sem declividade</b>	DEC 1	32
<b>Baixa declividade</b>	DEC 2	27
<b>Média declividade</b>	DEC 3	14
<b>Alta declividade</b>	DEC 4	16

O método de ordenação não-paramétrico, Escalonamento Multidimensional Não-métrico (*Non-metric Multidimensional Scaling – NMDS*), foi o escolhido para analisar as diferenças que justificassem a formação dos agrupamentos. O método tende a linearizar a relação entre as distâncias medidas no espaço ambiental e nos espaços entre espécies, mesmo que essas distâncias originais assumam uma relação não-linear entre as variáveis

(LEGENDRE; LEGENDRE, 2004; MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002; VALETIN, 2012).

O NMDS busca o menor *stress* no relacionamento entre as distâncias das dimensões originais de uma matriz de similaridade para uma nova dimensão reduzida. Desse modo, quanto maior adequação às novas dimensões reduzidas, menor será o “*stress*”. Segundo MCCune; Grace; Urban (2002), para comunidades ecológicas, a escolha das dimensões para análise deve ter soluções de *stress* entre 10 e 20, numa escala que varia de 0 a 100.

Quando o *stress* supera esse limite, pode indicar a presença de “*outliers*” (com um ou dois valores extremamente elevados), a dominância de uma espécie excessivamente abundante, ou numerosos valores nulos (MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002; VALETIN, 2012). Nesse caso, novas dimensões devem ser incorporadas à análise, tornando-a mais difícil de interpretação. Para maior facilidade de análise, foi adotada a redução das dimensões originais para no máximo dois eixos ( $k=2$ ).

Como a significância dos eixos das novas dimensões foi testada pelo teste de Monte Carlo, com 249 permutações, e obtido o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) das distâncias da ordenação pelas distâncias originais, observando-se a estabilização do *stress* após as interações realizadas, caso o *stress* tenha sido superior a 20, um novo eixo foi incluído, contudo, foram utilizados os dois eixos, que juntos contribuiriam com o maior coeficiente de determinação acumulado (MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002).

A escolha das coordenadas iniciais dos eixos, para medir as distâncias entre as unidades amostrais, ocorreu após 999 permutações aleatórias. MCCune; Grace; Urban (2002), foi escolhido o índice de Sorensen (Bray-Curtis) para as medidas de similaridade da distância, por ser o mais adequado para dados de comunidades ecológicas, tanto para a análise quantitativa (abundância), como qualitativa (presença/ausência).

Para testar a significância dos agrupamentos originais, após a ordenação, foi aplicada a Análise de Variância Multivariada Não-paramétrica (PerMANOVA), utilizando-se como parâmetro o mesmo índice de similaridade utilizado na ordenação NMDS (ANDERSON, 2006).

Para confirmar os padrões que foram evidenciados no NMDS, foi aplicado o método de Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (*Multi-response Permutation Procedures - MRPP*), que promove um teste não-paramétrico multivariado para medir a diferença entre dois ou mais grupos de entidades, tendo como vantagem não

necessitar do pressuposto da normalidade multivariada (MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002).

O MRPP também utiliza como parâmetro a matriz de distâncias, com base no índice de similaridade de Sorensen (Bray-Curtis). O procedimento calcula a média ponderada das distâncias entre agrupamentos formados com as amostras, cuja soma é denominada de “ $\delta$ ” (delta). A probabilidade do “ $\delta$ ” observado ser menor que o esperado representa o grau de separação entre os grupos. Nesse caso, o teste estatístico (T) representa a probabilidade da diferença entre os grupos ser aleatória, sendo que, quanto mais negativo for o teste, maior será a separação entre os grupos.

O MRPP também permite avaliar a homogeneidade dentro dos grupos, ou se a diferença dentro dos grupos formados é aleatória. A homogeneidade é calculada pela estatística “A”, que é dada pela Equação 6:

$$A = 1 - \frac{\delta_{observado}}{\delta_{esperado}} \text{ (Equação 6)}$$

Onde:  $\delta$  = soma das médias ponderadas das distâncias. Quando  $A = 1$  representa a máxima homogeneidade, por outro lado se  $A = 0$  a heterogeneidade dentro dos grupos é igual à esperada. Em comunidades ecológicas heterogêneas, os valores de “A” são comumente menores do que 0,1. Valores negativos de “A” representam que as diferenças dentro dos grupos são devidas ao acaso (MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002).

Confirmada a existência dos agrupamentos pelo MRPP, foi aplicada a Análise de Espécies Indicadoras (*Inidicator Species Analysis* – ISA), que consiste em detectar e descrever o valor de diversas espécies como indicadoras das condições ambientais, combinando informações da abundância e frequência das espécies em uma determinada área e a ocorrência de uma espécie nos grupos.

O método produz um Valor Indicador (VI) para cada espécie, em cada grupo, variando de 0 (zero), espécie não indicadora, até 100 (cem), indicadora perfeita. Um percentual maior de espécies indicadoras, em relação ao total de espécies, pode promover maior visibilidade das diferenças entre os agrupamentos (MAINGI; MARSH, 2006). As espécies consideradas indicadoras nos agrupamentos foram inseridas no conjunto de espécies para construção do índice Fitossociológico e Socioeconômico – IFSSE, para priorização das espécies indicadas na recomposição

da vegetação da área de estudo, mesmo que não tenha sido identificado algum uso para a espécie.

Para testar se o Valor de Importância Máximo da espécie ( $VI_{máx.}$ ) aleatório iguala ou excede aquele obtido dos dados originais, foi utilizado o teste de Monte Carlo, com nível de significância de 95% ( $p \leq 0,05$ ), após 4.999 permutações (DUFRENE; LEGENDRE, 1997; VALETIN, 2012). Todos os procedimentos do NMDS, MRPP e ISA foram realizados por meio do programa PC-ORD 6.0.

A segunda abordagem, para identificar a existência de diferenças entre fitofisionomias ou a existência de gradientes ambientais, foi a comparação da riqueza e da diversidade entre os agrupamentos propostos. Para tanto, foi utilizado o método de rarefação individual, para riqueza ( $S_r$ ), equabilidade ( $E_r$ ) e heterogeneidade ( $H'_r$ ) (ANDERSON, 2006).

A riqueza de espécies com rarefação ( $S_r$ ) é o número de espécie rarefeitas encontrado nas unidades amostrais. A heterogeneidade é o Índice Shannon com rarefação (Equação 7).

$$H'_r = - \sum \frac{n_i}{n} \text{Ln} \frac{n_i}{n} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde:

$H'_r$  = índice de Shannon;

$n$  = número total de indivíduos;

$n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ;

$\text{Ln}$  = logaritmo natural.

A Equabilidade rarefeita ( $E_r$ ) é dada pela divisão ( $H'_r$ ) pelo logaritmo do número de espécies rarefeitas ( $S_r$ ).

A comparação entre as diversidades foi realizada por meio do teste da PerMANOVA, utilizando-se as distâncias do índice de similaridade de Sorensen (Bray-Curtis).

Adicionalmente, para dar uma maior robustez à comparação, foi plotada a curva de Perfis de Diversidade, utilizando-se o exponencial do índice de Renyi, que são casos específicos da entropia generalizada, que envolve um conjunto de diversidades (Equação 8).

$$H_a = \frac{1}{1-a} \text{Ln} \sum_{i=1}^q p_i^a \quad (\text{Equação 8})$$

Sendo:

$H_a$  = entropia generalizada;

( $a \geq 0, a \neq 1$ );

$q$  = número de espécies;

$p$  = frequência relativa ou proporção de espécies  $i$ .

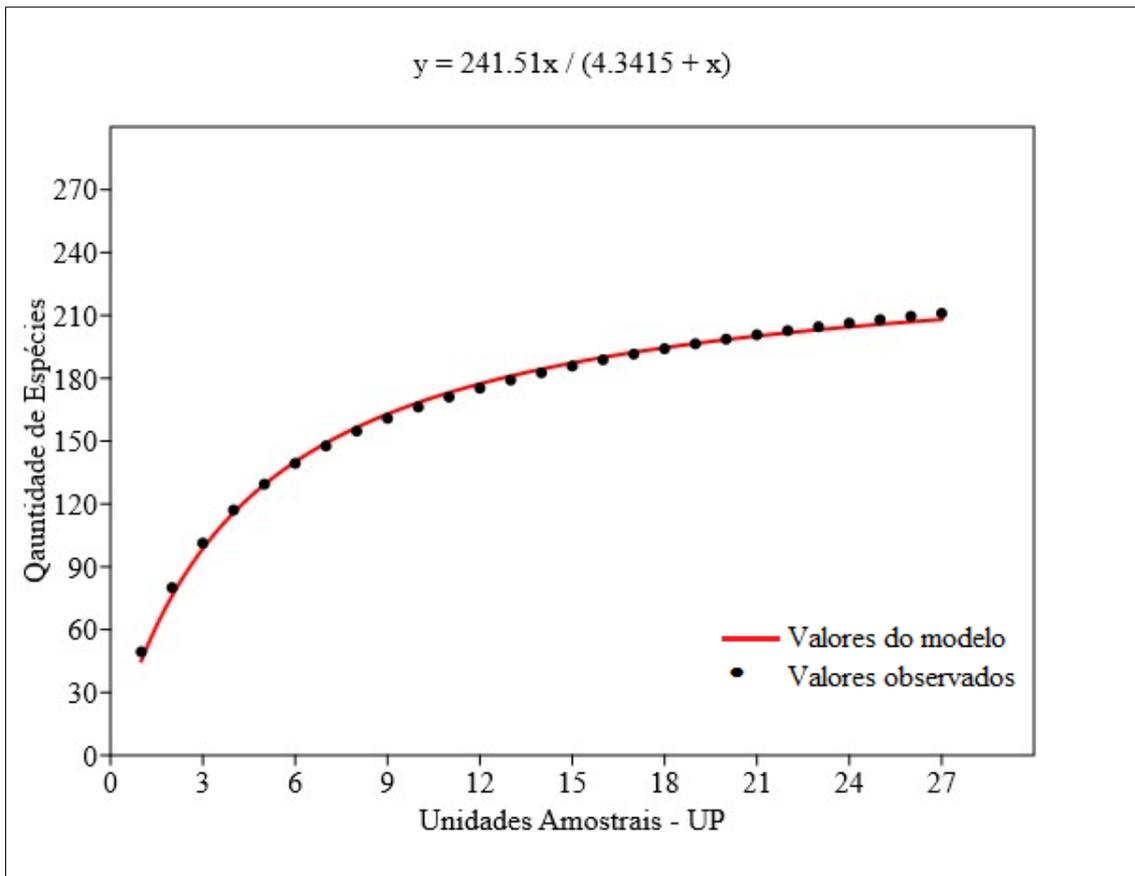
Nas três primeiras ordens de entropia dadas pelo parâmetro “ $a$ ”, quando  $a = 0$ , o número de espécies é o índice de riqueza  $S$ ; quando  $a$  se aproxima de 1, o índice de diversidade é igual ao índice de Shannon; e quando  $a = 2$ ; o índice de diversidade é igual ao índice de Simpson.

Quando as curvas da função do perfil de diversidade se entrelaçam, indicam que as diversidades das amostras não podem ser comparadas (TÓTHMÉRÉSZ, 1995). Todos os procedimentos relacionados aos índices de diversidade, PerMANOVA e curvas de Perfis de Diversidade, foram gerados por intermédio do programa PAST 3.0.

### **3.3. Resultados e Discussão**

A amostragem das florestas ciliares do rio Acre levantou 3.498 indivíduos, com DAP  $\geq 20$  cm, pertencentes a 211 espécies, representadas em 46 famílias. As famílias com maior representação foram Arecaceae (palmeiras), com 33,5% de todos os indivíduos; Moraceae, com 8,3%; Mimosaceae, com 6,5%, Euphorbioaceae, com 5,2%; Malvaceae, com 4,9%; e Urticaceae com 3,7%. No Apêndice 2, encontra-se a lista completa dos indivíduos, agrupados por família e espécie.

A Figura 7 apresenta o resultado da curva Espécie  $\times$  Área, cuja característica assintótica tendeu a se estabilizar, tendo sido ajustada pelo método de Michael-Menten. O modelo do ajuste considerou que, para 27 unidades amostrais, um total de 208 espécies serão encontradas, portanto, inferior às 211 espécies encontrados na amostragem, o que representa uma boa adequação da quantidade de amostras realizadas.



**Figura 7** – Curva Espécie x Área ajustada pelo método Michael-Mentens para as 27 UP.

No que diz respeito à estrutura horizontal das florestas ciliares, 28 espécies contribuíram com 50% do índice de Valor de Importância - IVI% (Tabela 12), com 56,2% do total de indivíduos, ou seja, 11,8% das espécies concentraram a maior parte dos indivíduos, o que é esperado em conjuntos de espécies de comunidades biológicas (LEGENDRE; LEGENDRE, 2004; MAGURRAN, 2004; TER STEEGE et al., 2013). As espécies raras, que apresentaram no máximo três indivíduos (MAGURRAN, 2004), somaram 59 espécies, contribuindo com apenas 3,7% do IVI% .

Em estudo de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, em área de preservação permanente (APP), na Amazônia Oriental, que incluiu somente espécies arbóreas com DAP igual ou maior do que 20 cm, a abundância e a composição florística foram bastante similares ao encontrado na área de estudo, porém, em termos da fitossociologia, as principais famílias e espécies encontradas com maior IVI% foram diferentes (PINHEIRO et al., 2007).

**Tabela 12** – Espécies que somaram 50% do total do Índice de Valor de Importância – IVI%, para as fitofisionomias das florestas ciliares do rio Acre.

Nome Científico	Nome Vulgar	Família	IVI%			
			Geral	FD	FAP	FAB
<i>Attalea phalerata</i>	Ouricuri	Arecaceae	6,22	4,96	6,97	7,12
<i>Euterpe precatoria</i>	Açaí solteiro	Arecaceae	5,86	5,60	6,97	7,96
<i>Astrocaryum murumuru</i>	Murmurú	Arecaceae	3,48	4,04	3,29	2,63
<i>Oenocarpus bacaba</i>	Abacaba	Arecaceae	2,73	3,85	2,00	1,96
<i>Attalea butyracea</i>	Jaci	Arecaceae	2,58	2,38	2,50	3,16
<i>Cecropia ficifolia</i>	Embaúba branca	Urticacea	2,19	1,05	2,69	3,58
<i>Sapium marmieri</i>	Burra leiteira	Euphorbiaceae	1,89	1,71	1,66	2,79
<i>Pseudolmedia macrophylla</i>	Pama amarela	Moraceae	1,77	1,39	2,11	1,75
<i>Hevea brasiliensis</i>	Seringueira	Euphorbiaceae	1,76	2,60	1,05	1,51
<i>Socratea exorrhiza</i>	Pachiubinha	Arecaceae	1,68	1,87	1,78	0,99
<i>Perebea sp1.</i>	Inharé amarelo	Moraceae	1,54	1,64	1,42	1,55
<i>Ceiba pentandra</i>	Samaúma rosa	Malvaceae	1,52	1,48	0,89	3,01
<i>Spondias mombin</i>	Cajá	Anacardiaceae	1,47	1,91	0,67	2,36
<i>Hura crepitans.</i>	Açacu	Euphorbiaceae	1,28	1,00	1,63	1,08
<i>Inga cf. capitata</i>	Ingá ferro	Fabaceae	1,27	0,87	1,49	1,59
<i>Inga chartacea</i>	Ingá seca	Fabaceae	1,11	1,12	0,86	1,65
<i>Unonopsis sp.</i>	Envira preta	Annonaceae	1,11	1,14	1,24	0,71
<i>Gallesia integrifolia</i>	Pau alho	Phytolaccacea	1,07	0,89	1,32	0,86
<i>Rollinia mucosa.</i>	Ata braba	Annonaceae	1,01	0,65	1,50	0,63
<i>Siparuna sp.</i>	Aquariquara boliviana	Monimiaceae	1,00	1,23	0,70	1,17
<i>Drypetes variabilis</i>	Angelca	Putranjivaceae	0,99	1,34	0,67	0,93
<i>Ormosia elata</i>	Mulungu de capoeira	Fabaceae	0,98	0,79	1,34	0,54
<i>Guarea sp.</i>	Jitó	Meliaceae	0,98	0,88	1,17	0,70
<i>Sterculia chicomendesii</i>	Xixá	Malvaceae	0,95	1,14	0,74	1,04
<i>Terminalia sp.</i>	Mirindiba branca	Combretaceae	0,95	0,85	0,93	1,21
<i>Apeiba membranacea</i>	Pente de macaco	Malvaceae	0,95	0,68	1,34	0,62
<i>Aspidosperma sp.</i>	Carapanaúba preta	Apocynaceae	0,92	0,98	0,82	1,03
<i>Castilla ulei</i>	Caucho	Moraceae	0,91	1,46	0,57	0,45
<b>Total</b>			<b>50,2</b>	<b>49,5</b>	<b>50,3</b>	<b>54,6</b>

FD = Floresta Densa; FAP = Floresta Aberta com Palmeiras; FAB = Floresta Aberta com Bambu.

### 3.3.1. Ordenação NMDS considerando as UP

A Tabela 13 apresenta os resultados para a ordenação NMDS, para os novos eixos com ( $k=2$ ) dimensões, em relação às 27 Unidades Amostrais Primárias – UP.

**Tabela 13<sup>5</sup>** – Resultados numéricos das ordenações quantitativa (abundância) e qualitativa (composição florística) para as Unidades Amostrais Primárias - UP.

NMDS quantitativo	<i>Stress</i> (médio) nos dados reais*	<i>Stress</i> (médio) nos dados aleatorizados	<i>p</i>	<i>R</i> <sup>2</sup>	<i>R</i> <sup>2</sup> Acumulado
<b>Eixo 1</b>	46,948	52,417	0,0040	0,310	0,310
<b>Eixo 2</b>	21,552	27,866	0,0040	0,439	0,749
NMDS qualitativo	<i>Stress</i> (médio) nos dados reais*	<i>Stress</i> (médio) nos dados aleatorizados	<i>p</i>	<i>R</i> <sup>2</sup>	<i>R</i> <sup>2</sup> Acumulado
<b>Eixo 1</b>	44,955	52,106	0,0040	0,492	0,492
<b>Eixo 2</b>	22,186	30,508	0,0040	0,283	0,775

Onde, *p* = proporção de simulações com *stress* menor ou igual ao *stress* dos dados reais; *R*<sup>2</sup> = coeficiente de determinação das correlações entre as distâncias florísticas da ordenação e as distâncias no espaço *n*-dimensional original. \* *Stress* mínimo considerando os dois eixos foi: NMDS quantitativa = 19,595; NMDS qualitativo = 20,753.

O *R*<sup>2</sup> acumulado foi de 0,75 para o tamanho da população e de 0,78 para a composição florística, sendo que o *stress* mínimo foi de 19,6 e 20,8 para o tamanho da população e composição florística respectivamente, resultados considerados satisfatórios para a formação de agrupamentos significativos, sendo que o *stress* observado, com a redução das dimensões originais para as novas dimensões (Eixos 1 e 2), foi menor do que o *stress* aleatorizado, indicando que os agrupamentos formados não foram aleatórios.

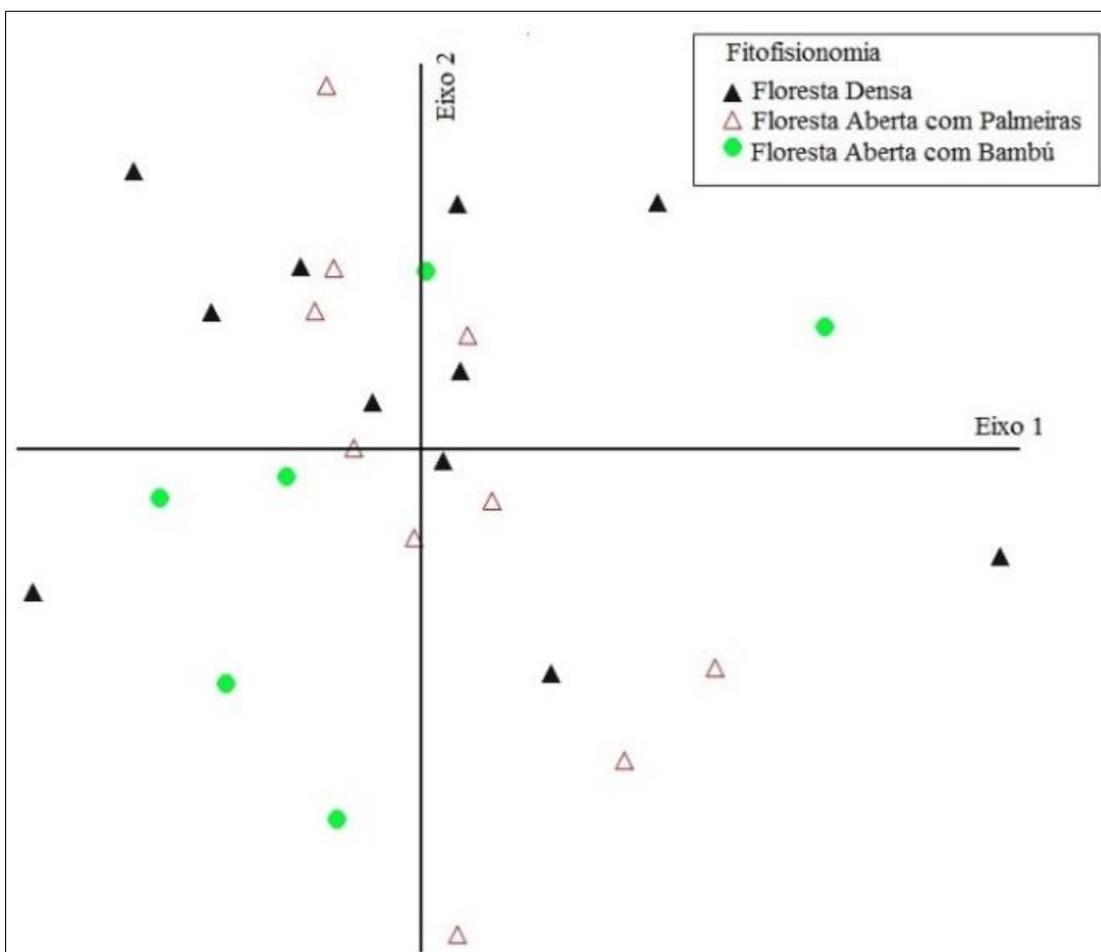
#### 3.3.1.1. *Análise do tamanho da população e composição florística para as fitofisionomias florestais*

Considerando o tamanho da população, o gráfico da ordenação NMDS (Figura 8) indicou que não foi possível distinguir um padrão claro de agrupamento entre as UP, com a redução das dimensões, que correspondessem aos agrupamentos originais das fitofisionomias. A FAB, cujas amostras obtiveram a maioria dos valores negativos para os eixos 1 e 2, foi a que apresentou agrupamento mais visível graficamente, o que não ocorreu com as demais fitofisionomias, que aparecem sobrepostas.

A análise da MRPP ( $A = - 0,0002$  e  $p = 0,472$ ) indica que a heterogeneidade observada foi maior que a esperada, ao acaso, dentro dos grupos, indicando inconsistência nos grupos. O espaço ocupado entre os agrupamentos se sobrepõe, o que demonstra que

<sup>5</sup> Tabela baseada em (MEWS, 2014)

as fitofisionomias agrupadas, nas dimensões reduzidas, não apresentam diferença no tamanho de população. O resultado da PerMANOVA reforçou a ausência de diferença entre os agrupamentos originais, para as fitofisionomias, em tamanho de população ( $F = 1,006, p = 0,4513$ ).



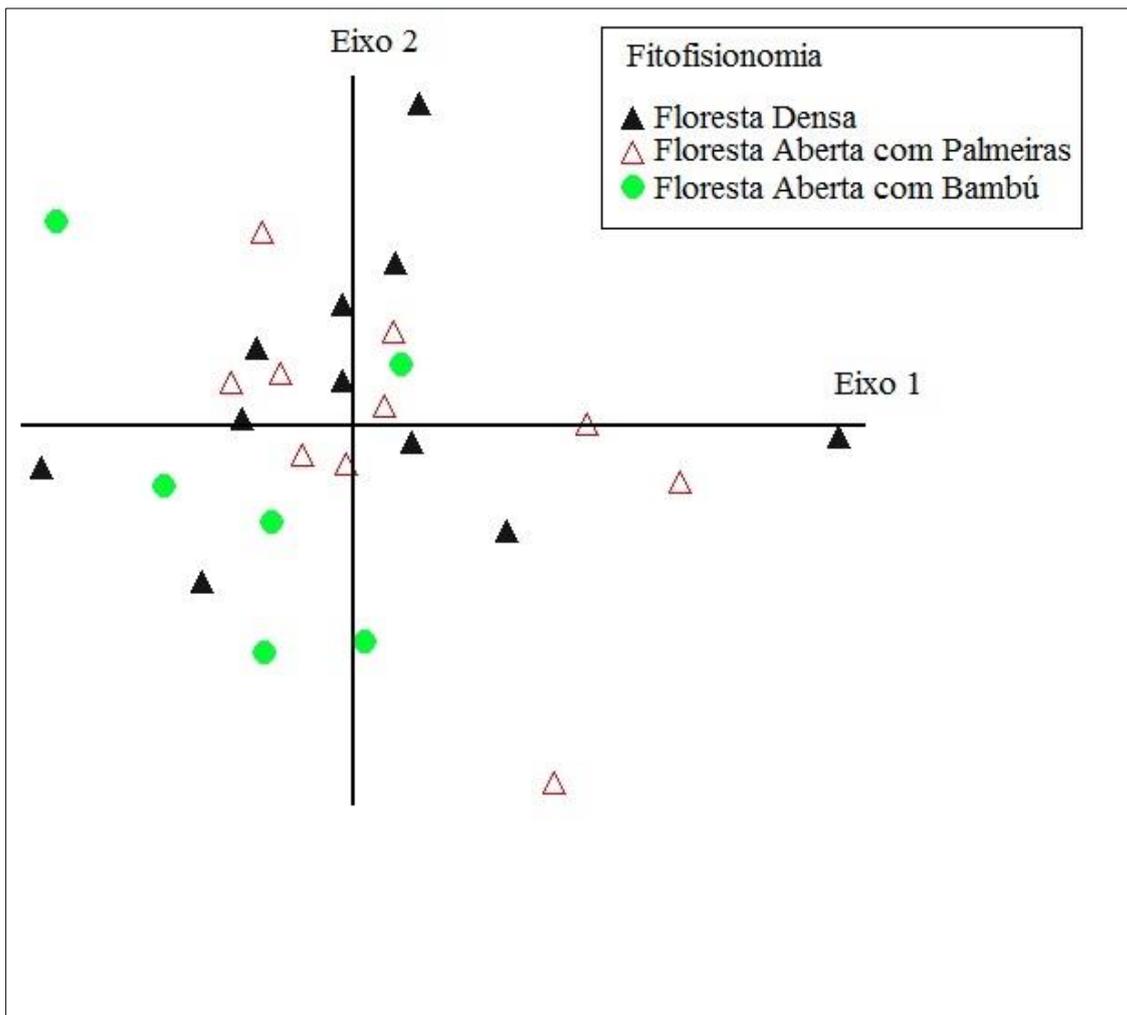
**Figura 8** – Eixos de ordenação NMDS para tamanho da população (abundância) nas fitofisionomias da área de estudo.

Em relação à composição florística, o gráfico da ordenação NMDS (Figura 9) indicou que também não foi possível distinguir um padrão claro de agrupamento entre as UP, que se apresentaram de forma mais difusa que no caso do tamanho da população. Nesse caso, a FAB também apresentou a maior parte das UP com valores negativos para os eixos 1 e 2, apresentando agrupamento mais visível graficamente, o que não ocorreu com as demais fitofisionomias, que aparecem sobrepostas.

A análise do MRP ( $A = 0,0022$  e  $p = 0,369$ ) indica que a heterogeneidade observada dentro dos grupos foi igual à esperada, o que demonstra uma inconsistência dos grupos. Já os agrupamentos formados na redução das dimensões também ocuparam

o mesmo espaço, o que reforça a ausência de diferença em composição florística entre os grupos. O resultado da PerMANOVA reforçou a ausência de diferença entre os agrupamentos originais, em composição florística ( $F = 1,032$ ,  $p = 0,4073$ ).

Como não ocorreram diferenças significativas para o tamanho da população e para a composição florística entre os agrupamentos, optou-se por não apresentar o resultado do ISA, uma vez que sua intenção é destacar as diferenças, quando essas ocorrem.



**Figura 9** – Eixos de ordenação NMDS para composição florística das fitofisionomias da área de estudo.

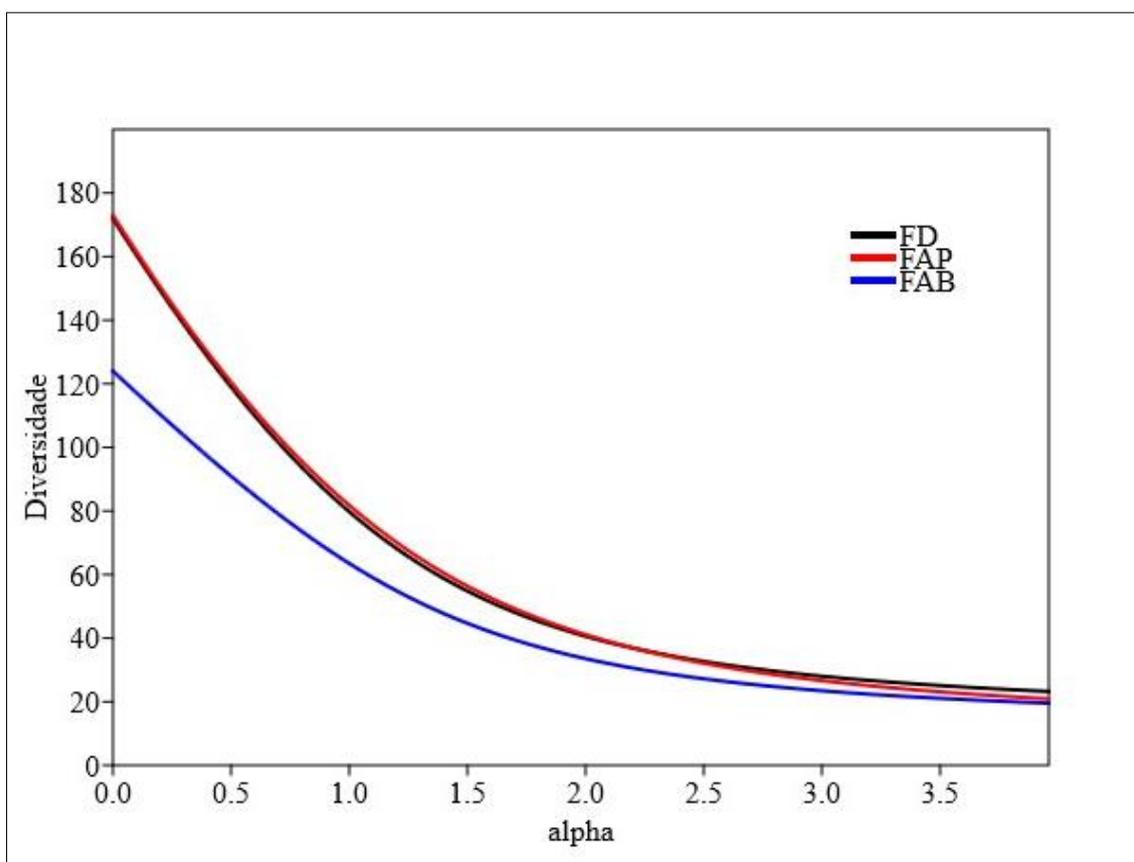
Florestas ciliares, em áreas da Mata Atlântica, têm mostrado altos valores de dissimilaridades numa mesma região, o que dificulta a formação de agrupamentos. Essas dissimilaridades são atribuídas aos fatores ambientais bióticos e abióticos e fatores humanos sobre o histórico de uso (KALLIOLA et al., 1991; MAINGI; MARSH, 2006; OLIVEIRA et al., 2016; TEIXEIRA; RODRIGUES, 2006). Contudo, como a área da abrangência desse estudo vai além do que pode ser considerado como floresta ciliar, a

alta heterogeneidade encontrada deve ser confirmada com a análise das faixas de distância da margem.

### 3.3.1.2. Análise da diversidade para as fitofisionomias florestais

A medida de diversidade alfa, obtida após a rarefação, para as fitofisionomias, não apresentou diferenças significativas pela PerMANOVA ( $F = 0,9889$ ;  $p = 0,328$ ). Contudo, as curvas dos Perfis de Diversidade (Figura 10) demonstraram haver uma diferença entre a FAB e as demais fitofisionomias.

Considerando que as curvas de perfis de diversidade dão maior robustez aos resultados, por envolver uma família de índices de diversidade, e que a escolha de um único índice pode estar enviesada (MAGURRAN, 2004; TÓTHMÉRÉSZ, 1995), podemos então assumir que a fitofisionomia da Floresta Aberta com Bambu se diferenciou da Floresta Densa e da Floresta Aberta com Palmeiras, apresentando menor riqueza e diversidade de espécies arbóreas.



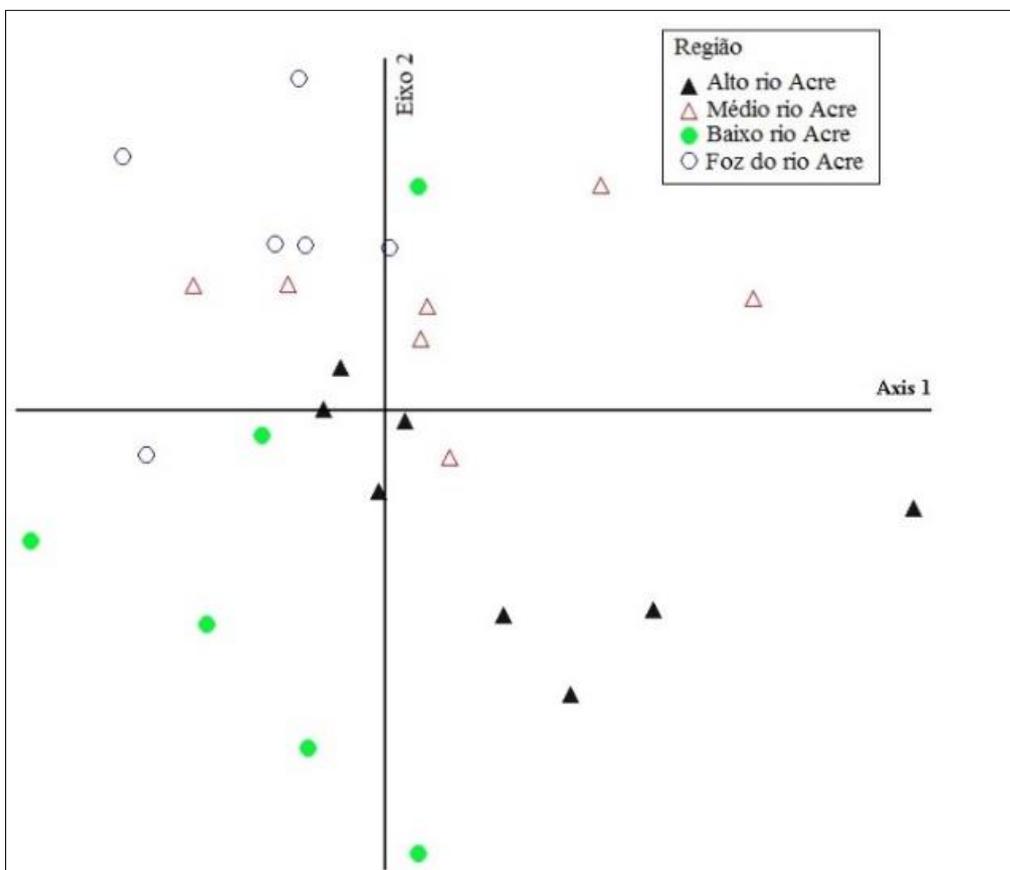
**Figura 10** – Perfis de diversidade para as fitofisionomias de Floresta Densa – FD; Floresta Aberta com Palmeiras – FAP e Floresta Aberta com Bambu – FAB.

### 3.3.1.3. Análise do tamanho da população e composição florística para as regiões altimétricas

Considerando o tamanho da população, o gráfico da ordenação NMDS (Figura 11) indicou que foi possível distinguir um padrão de agrupamento entre as UP, com a redução das dimensões, que correspondeu aos agrupamentos originais das regiões altimétricas. Ocorreu uma concentração das UP, da região do Médio rio Acre, no quadrante de valores positivos, nos Eixos 1 e 2, assim como a região do Alto rio Acre, no quadrante de valores positivos, no Eixo 1 e negativos no Eixo 2, a região da Foz do rio Acre, no quadrante com valores negativos no Eixo 1, e positivos, no Eixo 2, e a região do Baixo rio Acre, no quadrante de valores negativos, dos Eixos 1 e 2.

A análise da MRPP ( $A = 0,04$  e  $p = 0,00006$ ) indica que a heterogeneidade observada dentro dos grupos foi menor que a esperada aleatoriamente, dando consistência aos agrupamentos formados. Os agrupamentos não ocuparam o mesmo espaço na redução das dimensões, indicando uma diferença que não foi devida ao acaso.

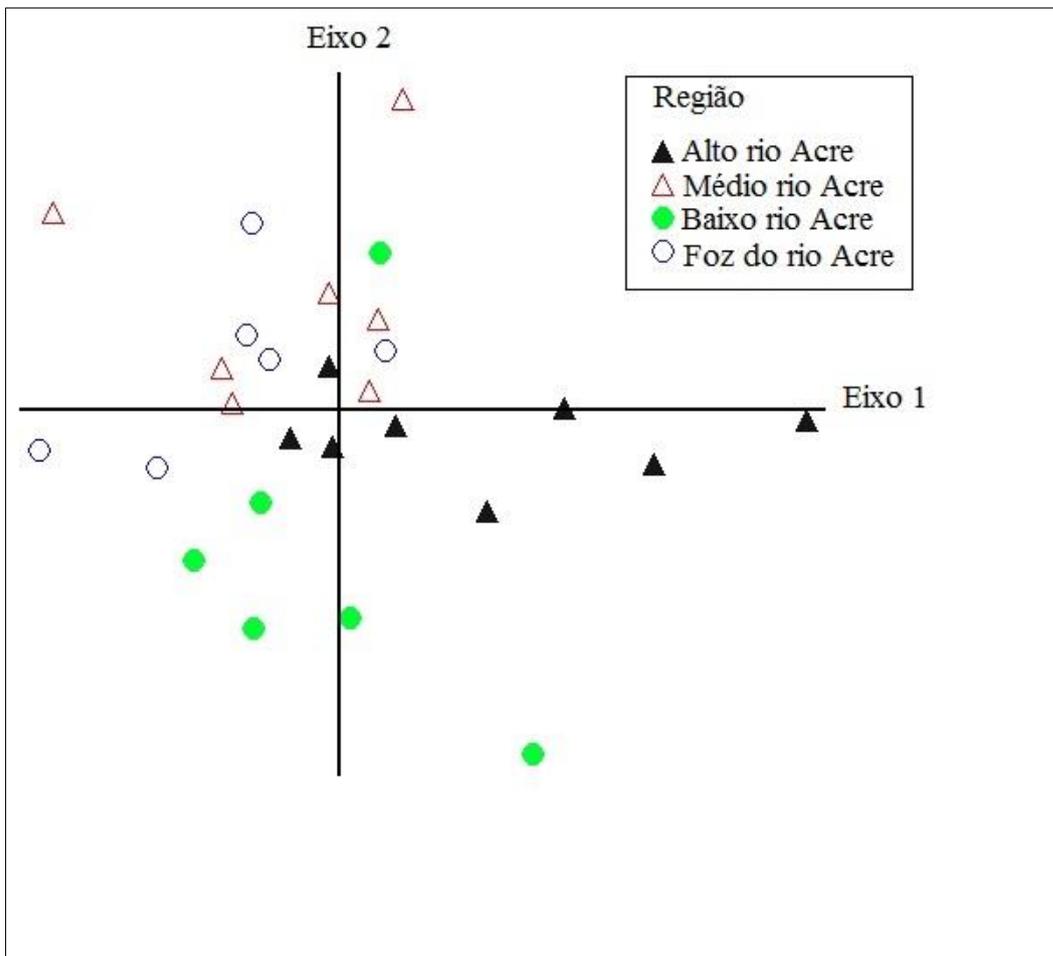
O resultado da PerMANOVA reforçou a existência de diferença significativa entre os agrupamentos originais, no tamanho da população ( $F = 1,87$ ,  $p = 0,0001$ ).



**Figura 11** – Eixos de ordenação NMDS para o tamanho da população para as regiões altimétricas da área de estudo.

Em relação à composição florística, o gráfico da ordenação NMDS (Figura 12) indicou que também foi possível distinguir um padrão de agrupamento entre as UP, que correspondeu aos agrupamentos originais das regiões altimétricas. Ocorreu uma concentração das UP, da região do Alto rio Acre, no quadrante com valores positivos, no Eixo 1, e negativos, no Eixo 2, assim como uma maior concentração das UP, da região do Baixo rio Acre, no quadrante com valores negativos, nos Eixos 1 e 2. Para as UP do Médio rio Acre e Foz do rio Acre, os agrupamentos ficaram sobrepostos.

Na análise do MRPP, a heterogeneidade observada dentro dos grupos foi menor que a esperada aleatoriamente, indicando uma consistência dos grupos, e os agrupamentos não ocuparam o mesmo espaço nas dimensões reduzidas ( $A = 0,0582$  e  $p = 0,000007$ ). O resultado da PerMANOVA reforçou a existência de diferenças entre os agrupamentos originais, formados pela composição florística, entre as regiões altimétricas ( $F = 2,108$  e  $p = 0,0001$ ).



**Figura 12** - Eixos de ordenação NMDS para composição florística para as regiões da bacia do rio Acre.

Tendo em vista as diferenças apresentadas entre as regiões altimétricas, em termos de tamanho de população e composição florística, o valor do ISA é apresentado na Tabela 14. Um total de 21 espécies apresentaram um  $VI_{máx}$ , com  $p \leq 0,05$ . Com um total de 12 espécies indicadoras, a região da Foz do rio Acre (Grupo 4) se diferenciou das demais, principalmente das regiões do Alto rio Acre (Grupo 1) e Baixo rio Acre (Grupo 3), que apresentaram um número menor de espécies com  $VI_{máx}$ .

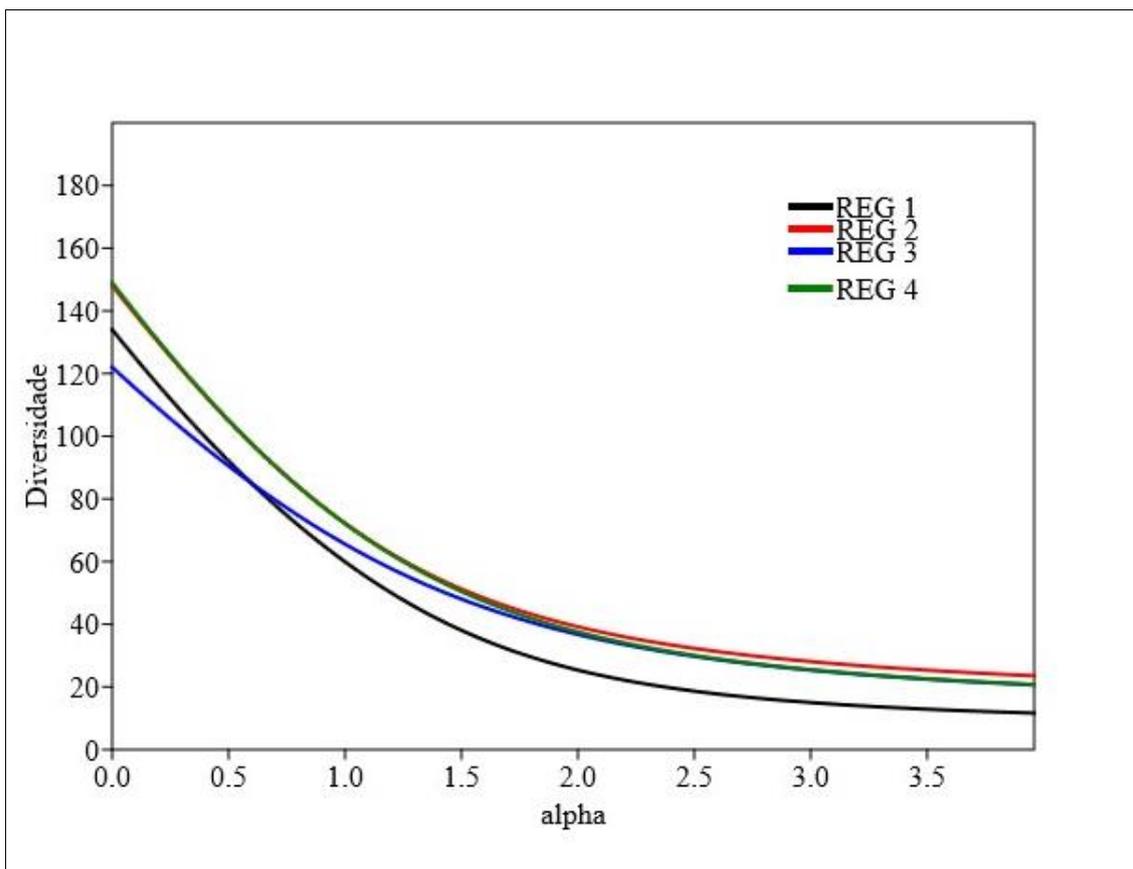
**Tabela 14** – Espécies indicadoras para regiões altimétricas da bacia do rio Acre

Nome Científico	Nome vulgar	Grupo VI máx.	Valor ISA	p *
<i>Cordia alliodora</i>	Freijó	1	43,3	0,0312
<i>Guazuma sp.</i>	Mutamba	1	73,0	0,0002
<i>Hura crepitans</i>	Açacu	2	56,8	0,0060
<i>Macrobium acaciaefolium</i>	Araparizeiro	2	42,9	0,0218
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	Bajinha	2	37,8	0,0420
<i>Brosimum acutifolium</i>	Mururé	2	55,4	0,0030
<i>Couratari macrosperma</i>	Tauari amarelo	2	50,8	0,0086
<i>Eschweilera sp1.</i>	Castanharana	3	43,2	0,0190
<i>Triplaris sp.</i>	Tachi do baixo	3	40,0	0,0220
<i>Tetragastris altissima</i>	Breu vermelho	4	49,1	0,0312
<i>Eschweilera pedicellata</i>	Buranji	4	42,9	0,0246
<i>Aspidosperma sp.</i>	Carapanaúba preta	4	50,2	0,0338
<i>Licania apetala</i>	Caripé vermelho	4	66,7	0,0024
<i>Chelyocarpus chuco</i>	Carnaubinha	4	66,1	0,0022
<i>Bertholletia excelsa</i>	Castanha do Brasil	4	46,7	0,0114
<i>Qualea tesmannii</i>	Catuaba	4	38,9	0,0432
<i>Onychopetalum periquino</i>	Envira caju	4	43,5	0,0180
<i>Clarisia racemosa</i>	Guariúba	4	45,9	0,0184
<i>Inga chartacea</i>	Ingá seca	4	49,1	0,0232
<i>Eschweilera sp2.</i>	Ripeiro vermelho	4	41,2	0,0294
<i>Dialium guianensis</i>	Tamarina	4	40,5	0,0360

Alto rio Acre (1), Médio rio Acre (2), Baixo rio Acre (3) e Foz do rio Acre (4). p\* = probabilidade no nível de significância de 95% de que os valores encontrados do  $VI_{max}$  sejam iguais ou maiores aos obtidos após as permutações.

#### 3.3.1.4. Análise da diversidade para as regiões altimétricas

A medida da diversidade alfa, obtida após a rarefação, não apresentou diferenças significativas entre as regiões altimétricas, pela PerMANOVA ( $F = 1,186$ ;  $p = 0,3318$ ). O resultado foi corroborado pela curva dos Perfis de Diversidade (Figura 13), que não podem ser comparados, uma vez que as curvas se interceptam. Esse resultado sugere que não existe um gradiente ambiental bem definido entre regiões altimétricas, que influencie diferenças na diversidade.



**Figura 13** – Perfis de Diversidade para as regiões altimétricas, onde REG 1 = Alto rio Acre; REG 2 = Médio rio Acre; REG 3 = Baixo rio Acre; REG 4 = Foz do rio Acre.

Os arranjos das UP, considerando as fitofisionomias florestais e regiões altimétricas, apresentaram resultados diferenciados, dadas as variáveis tamanho de população, composição florística e diversidade. O arranjo para as fitofisionomias apresentou uma heterogeneidade dentro dos próprios grupos, que foi aleatória, o que pode indicar que as diferenças de diversidade são afetadas por alguma outra variável não mensurada, uma vez que a diversidade é mais eficaz para distinguir gradientes ambientais (MAGURRAN, 2004).

### **3.3.2. Ordenação NMDS considerando as US**

Os resultados para ordenação NMDS, para os novos eixos, para  $k=2$  dimensões, em relação às 89 US, com a intenção de revelar a formação de agrupamentos associados às faixas de distância da margem e às classes de declividades, apresentaram um  $R^2$  acumulado das distâncias dos eixos originais, explicadas pelos novos eixos, em duas dimensões, de 0,59 para o tamanho da população e 0,58 para a composição florística. O

método se tornou menos efetivo com o aumento do número de amostras, sem o aumento de indivíduos e espécies.

O *stress* mínimo alcançado foi de 28,6, para ordenação dos eixos, para tamanho da população, e 27,4, para a ordenação dos eixos, para a composição florística, indicando que somente os dois eixos não foram suficientes para explicar as similaridades entre agrupamentos das US, tanto para tamanho da população, como para composição florística.

Considerando que a inclusão de  $k=3$  dimensões reduziu o *stress* mínimo para 21,3, com um  $R^2$  acumulado = 0,667 para o tamanho da população; e reduziu o *stress* mínimo para 22,7, com um  $R^2$  acumulado = 0,613, para composição florística, optou-se pela apresentação dos resultados da ordenação, considerando somente o tamanho da população, que obteve o menor *stress*, escolhendo-se os dois eixos que acumularam o maior  $R^2$  (Tabela 15).

**Tabela 15** – Resultados numéricos das ordenações quantitativa (abundância) e qualitativa (composição florística) para as Unidades Amostrais Secundárias - US.

NMDS quantitativo	<i>Stress</i> (médio) nos dados reais*	<i>Stress</i> (médio) nos dados aleatorizados	<i>p</i>	$R^2$	$R^2$ acumulado
<b>Eixo 1</b>	46,948	52,417	0,0040	0,310	0,310
<b>Eixo 2</b>	21,552	27,866	0,0040	0,228	0,667
NMDS qualitativo	<i>Stress</i> (médio) nos dados reais*	<i>Stress</i> (médio) nos dados aleatorizados	<i>p</i>	$R^2$	$R^2$ acumulado
<b>Eixo 1</b>	44,955	52,106	0,0040	0,492	0,492
<b>Eixo 2</b>	22,186	30,508	0,0040	0,121	0,613

*p* = proporção de simulações com *stress* menor ou igual ao *stress* dos dados reais;  $R^2$  = coeficiente de determinação das correlações entre as distâncias florísticas da ordenação e as distâncias no espaço *n*-dimensional original. \* *Stress* mínimo NMDS quantitativa considerando os dois eixos foi = 21,335; NMDS qualitativo = 22,663.

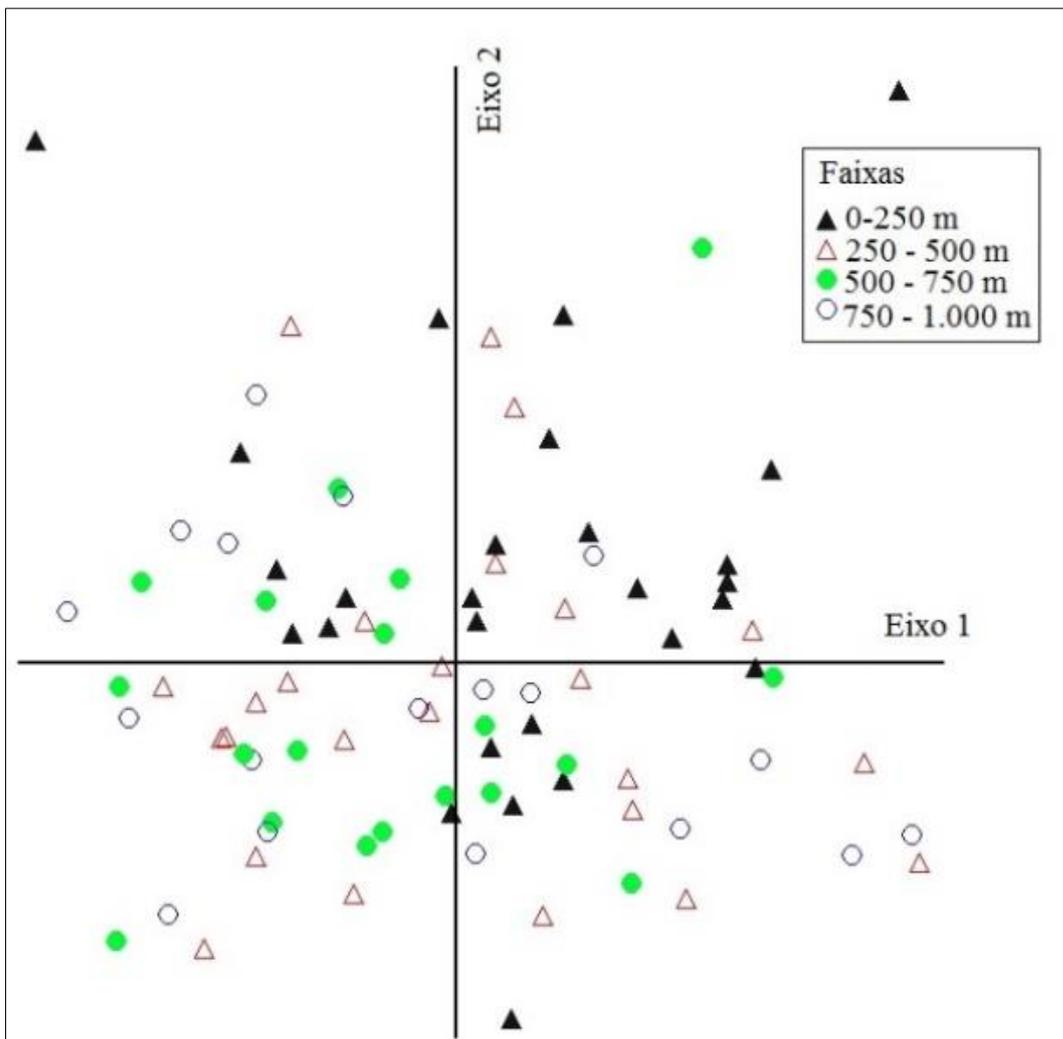
### 3.3.2.1. Análise do tamanho da população para as faixas de distância da margem

Considerando o tamanho da população, o gráfico da ordenação NMDS (Figura 14) indicou que não foi possível distinguir um padrão claro de agrupamento entre as US, com a redução das dimensões, que correspondesse aos agrupamentos originais das faixas de distância da margem.

A análise da MRPP ( $A = 0,002235$  e  $p = 0,179$ ) indica que a heterogeneidade observada foi igual à esperada pelo acaso, dentro dos grupos, indicando inconsistência na formação dos grupos. O espaço ocupado entre os agrupamentos se sobrepôs, o que demonstra que as faixas de distância da margem, agrupadas nas dimensões reduzidas, não apresentam diferença no tamanho de população. Contudo, na análise emparelhada dos

grupos, pela MRPP, houve diferença significativa entre o agrupamento da faixa 1 (0-250 m), em relação ao agrupamento da faixa 3 (500-750 m), e ao agrupamento da faixa 4 (750-1.000 m). O agrupamento da faixa 2 (250-500 m) também apresentou diferença significativa em relação às faixas 3 e 4. Isso sugere que ocorram apenas duas faixas, que se diferenciam em tamanho de população, sendo as duas faixas mais próximas da margem (1 e 2), com um tamanho de população menor do que as faixas mais afastadas (3 e 4).

O resultado da PerMANOVA reforçou a ausência de diferença entre os agrupamentos originais, para as faixas de distância da margem, em tamanho de população ( $F = 1,149$ ;  $p = 0,152$ ). As diferenças significativas ocorreram na comparação emparelhada, onde tamanho da população na faixa 1 (0-250 m) foi diferente daqueles encontrados entre a faixa 3 (500-750 m) e a faixa 4 (750-1.000), reforçando existência de apenas dois agrupamentos de faixas de distância da margem.



**Figura 14** – Eixos de ordenação NMDS para tamanho da população (abundância) nas faixas de distância da margem na floresta ciliar do rio Acre.

Os valores do ISA, para as faixas de distância da área de estudo apresentadas na Tabela 16, não colaboraram para distinguir diferenças entre as faixas. Um total de 12 espécies apresentaram um  $VI_{máx.}$ , com  $p \leq 0,05$ . Nesse caso, o agrupamento da faixa 4 (750-1.000 m) foi o que mais se diferenciou das demais, com sete espécies com  $VI_{máx.}$ . Contudo, a espécie *Cecropia ficifolia*, com o maior  $VI_{máx.}$ , é uma espécie característica de ambientes da margem dos rios.

**Tabela 16** - Espécies indicadoras para as faixas de distância da margem do rio Acre.

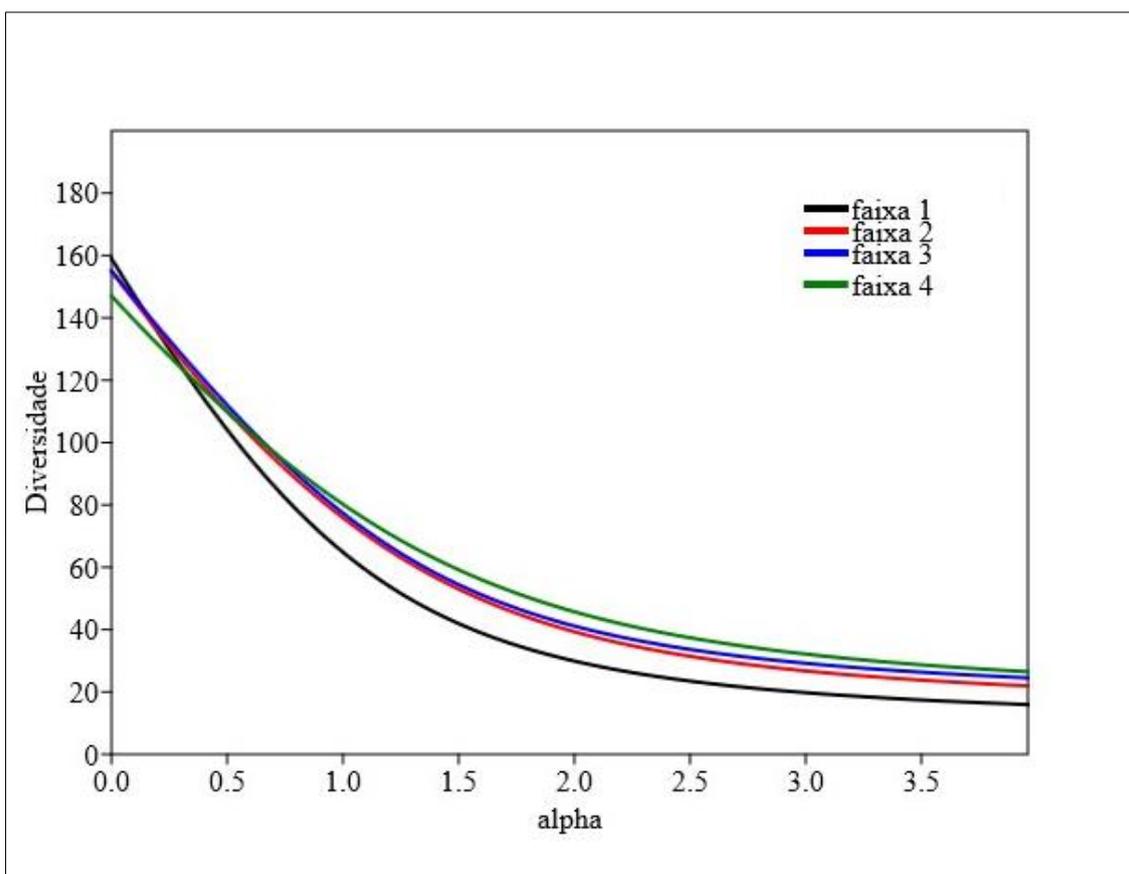
Nome Científico	Nome vulgar	Grupo com $VI_{máx}$	Valor ISA	p *
<i>Cecropia ficifolia</i>	Embaúba branca	1	24,2	0,015
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Limãozinho	1	16,5	0,020
<i>Inga chartacea</i>	Ingá seca	3	20	0,049
<i>Perebea sp2.</i>	Pama mão-de-gato	3	17,5	0,018
<i>Ceiba aff. insignis</i>	Samaúma barriguda	3	14,6	0,041
<i>Pouteria spl</i>	Abiurana amarela	4	16,7	0,006
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	Abiurana peluda	4	16,7	0,008
<i>Siparuna sp.</i>	Aquariquara boliviana	4	21,2	0,043
<i>Inga grandis</i>	Ingá vermelho	4	18,2	0,036
<i>Eschweilera coriacea</i>	Matamatá	4	20,7	0,023
<i>Swartzia jorori</i>	Pau sangue	4	19,2	0,050
<i>Tachigali myrmecophila</i>	Tachi preto	4	13,6	0,022

Faixas: 0-250 m (1), 250-500 m (2), 500-750 m (3), 750-1.000 m (4). p\* = probabilidade no nível de significância de 95% de que os valores encontrados do  $VI_{max}$  sejam iguais ou maiores aos obtidos após as permutações.

### 3.3.2.2. Análise da diversidade para as faixas de distância da margem

A medida de diversidade alfa, obtida após a rarefação, para as faixas de distância da margem, não apresentou diferenças significativas pela PerMANOVA ( $F = 0,485$ ;  $p = 0,7812$ ). Da mesma forma, as curvas dos Perfis de Diversidade (Figura 15) não apresentaram diferenças significativas entre os índices de diversidade.

O agrupamento em faixas de distância da margem, como proposto, sugere que as diferenças em tamanho de população ocorrem mais próximas da margem, região que está sujeita a eventos ambientais que podem reduzir o número de indivíduos, tais como inundações e erosão, contudo, o menor número de indivíduos não afetou a diversidade. Como a diversidade é uma relação entre número de espécies e número de indivíduos, é possível que o número de espécies próximas à margem do rio seja menor do que nas regiões mais distantes.



**Figura 15** – Perfis de diversidade para faixas de distância da margem, faixa 1 = 0-250m, faixa 2 = 250-500m, faixa 3 = 500-750m, faixa 4 = 750-1.000m.

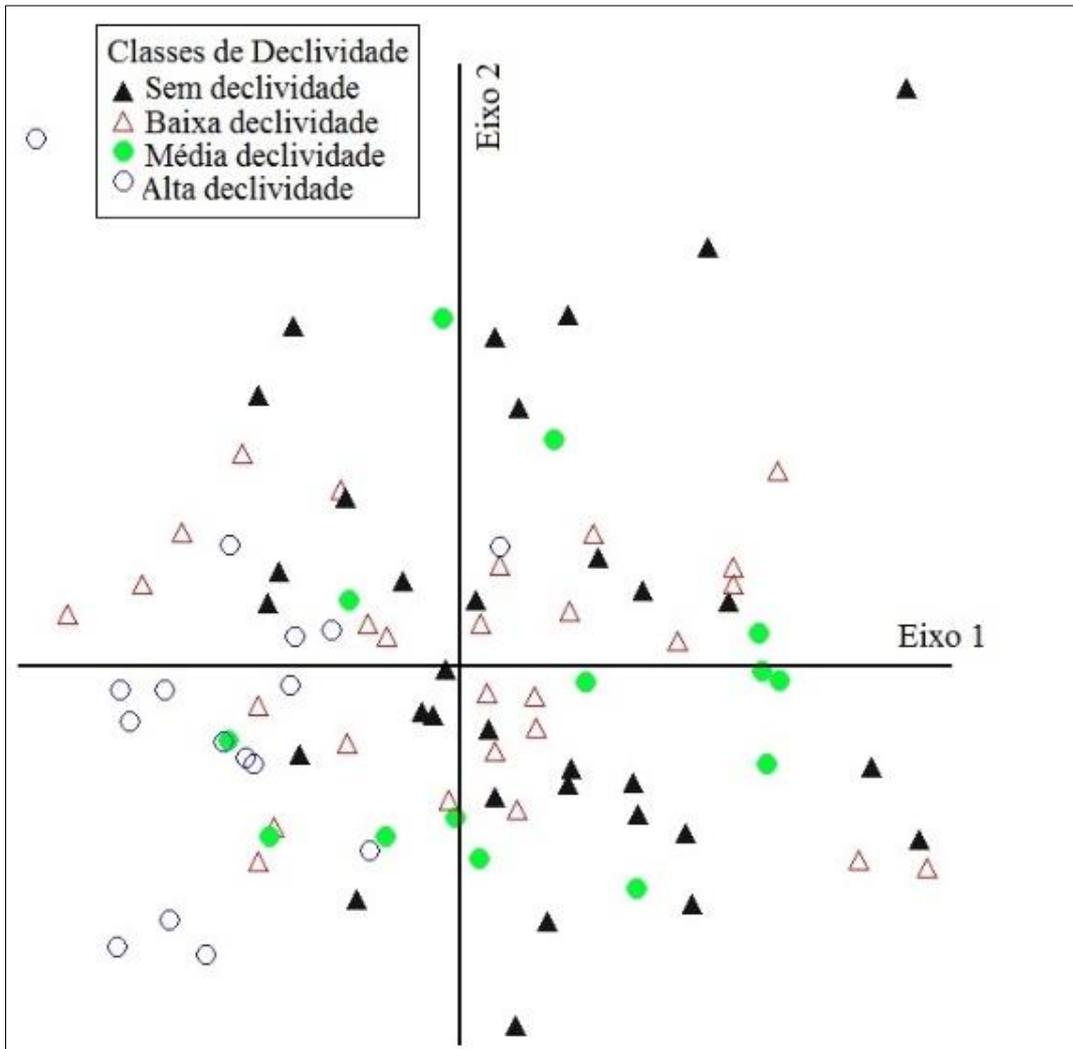
### 3.3.2.3. Análise do tamanho da população para as classes de declividade

Considerando o tamanho da população, o gráfico da ordenação NMDS (Figura 16) indicou que não foi possível distinguir um padrão claro de agrupamento entre as US, com a redução das dimensões, que correspondesse aos agrupamentos originais das classes de declividade. A classe “alta declividade”, cujas amostras obtiveram a maioria dos valores negativos, para os eixos 1 e 2, foi a que apresentou agrupamento mais visível graficamente, o que não ocorreu com as demais classes de declividade, que aparecem sobrepostas.

A análise da MRPP ( $A = 0,0174$  e  $p = 0,00000052$ ) indica que a heterogeneidade observada foi igual à esperada, pelo acaso, dentro dos grupos, indicando inconsistência na formação dos grupos. O espaço ocupado entre os agrupamentos se sobrepôs, o que demonstra que as classes de declividade, agrupadas nas dimensões reduzidas, não apresentam diferença no tamanho de população. Contudo, na comparação emparelhada, o agrupamento da classe “alta declividade” apresentou diferença significativa dos demais

agrupamentos. As diferenças significativas ocorreram na comparação emparelhada, onde a classe “sem declividade” difere das classes “média declividade” e “alta declividade”, reforçando existência de apenas dois agrupamentos de classes de declividade.

Entretanto, o resultado da PerMANOVA apresentou diferença significativa entre os agrupamentos originais, para as classes de declividade em tamanho de população ( $F = 1,986; p = 0,0001$ ).



**Figura 16** – Eixos de ordenação NMDS para tamanho da população (abundância) nas classes de declividade da floresta ciliar do rio Acre.

Os valores do ISA para as classes de declividade, apresentados na Tabela 17, por sua vez, indicam uma diferença entre as classes de declividade. Entre as 29 espécies que apresentaram um  $VI_{máx}$ , com  $p \leq 0,05$ , a classe “alta declividade” apresentou o maior número de espécies indicadoras, seguida da classe “média declividade”.

**Tabela 17** – Espécies indicadoras para as classes de declividade.

Nome Científico	Nome vulgar	Grupo	ISA	p *
<i>Minuartia guianensis</i>	Aquariquara branca	1	22,3	0,0074
<i>Inga disticha</i>	Ingá peluda	2	18,1	0,0358
<i>Gallesia integrifolia</i>	Pau alho	2	21,8	0,0156
<i>s.i.9</i>	Carapanaúba branca	3	14,3	0,0244
<i>Pouteria sp1</i>	Abiurana amarela	3	11,7	0,0346
<i>Garcinia macrophilla</i>	Bacuri do liso	3	13,5	0,0466
<i>Aspidosperma sp.</i>	Carapanaúba preta	3	22,9	0,0164
<i>Theobroma sp1</i>	Cupuaçu brabo	3	14,3	0,026
<i>Cecropia ficifolia</i>	Embaúba branca	3	20,9	0,0496
<i>Handroanthus sp.</i>	Ipê roxo	3	23,9	0,0072
<i>Heisteria ovata</i>	Itaubarana	3	7,5	0,2595
<i>Oenocarpus bacaba</i>	Abacaba	4	24,8	0,0186
<i>Euterpe precatória</i>	Açaí solteiro	4	29,7	0,0228
<i>Tetragastris altíssima</i>	Breu vermelho	4	20,3	0,0156
<i>Cariniana rubra</i>	Cachimbeiro	4	15,7	0,0268
<i>Licania apetala</i>	Caripé vermelho	4	17,7	0,013
<i>Chelyocarpus chuco</i>	Carnaubinha	4	26,5	0,002
<i>Bertholletia excelsa</i>	Castanha do Brasil	4	21,8	0,0042
<i>Qualea tesmannii</i>	Catuaba	4	15,7	0,0248
<i>Vochysia sp.</i>	Cedrinho	4	16,1	0,0178
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro rosa	4	16,4	0,036
<i>Clarisia racemosa</i>	Guariúba	4	23,4	0,004
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Ipê amarelo	4	27,2	0,0018
<i>Attalea butyracea</i>	Jaci	4	29,3	0,008
<i>Oenocarpus bataua</i>	Patoá	4	21,6	0,0104
<i>Martiodendron elatum</i>	Pororoca	4	18,8	0,0086
<i>Eschweilera albiflora</i>	Ripeiro da vargem	4	12,5	0,0478
<i>Eschweilera sp2</i>	Ripeiro vermelho	4	21,8	0,0044
<i>Dialium guianensis</i>	Tamarina	4	19,8	0,0236

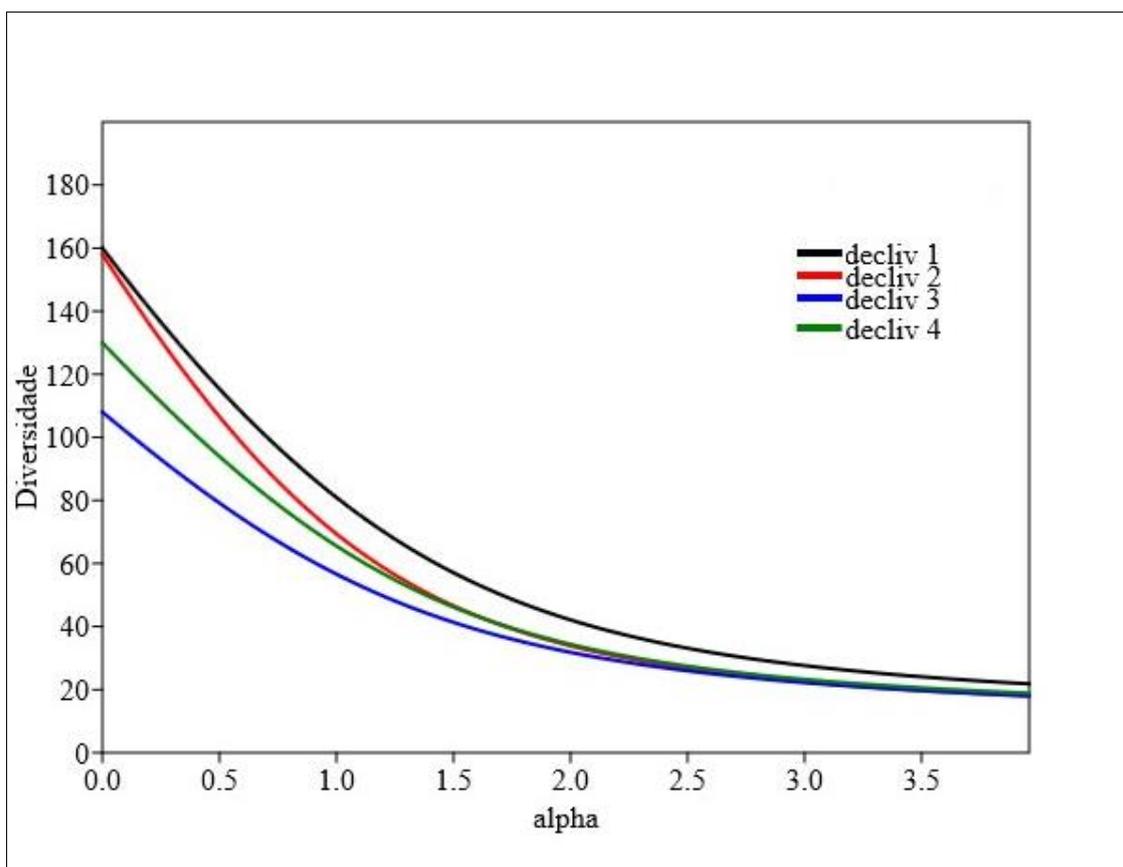
Classes sem declividade (1), baixa declividade (2), média declividade (3), alta declividade (4). p\* = probabilidade no nível de significância de 95% de que os valores encontrados do Vmax sejam iguais ou maiores aos obtidos após as permutações

#### 3.3.2.4. Análise da diversidade para as classes de declividade

Em relação às classes de declividade, o resultado da PerMANOVA ( $F = 0,485$ ;  $p = 0,7812$ ) não indicou diferença significativa entre a diversidade alfa dos agrupamentos. Entretanto, nos resultados da análise emparelhada dos grupos originais, as classes de declividade 1 e 4 apresentaram diferença significativa em termos de diversidade alfa ( $F$

= 5,237,  $p = 0,0232$ ), reforçando a existência de apenas dois gradientes de declividade na área de estudo.

A curva dos Perfis de Diversidade reforçou a diferença na diversidade da classe “sem declividade” (Figura 17), que apresentou uma maior diversidade do que as demais classes, indicando que os ambientes planos são mais propícios para uma maior concentração de espécies e conseqüentemente uma maior competição por recursos.



**Figura 17** – Perfis de Diversidade para as classes de declividade, decliv 1 = sem declividade; decliv 2 = baixa declividade; decliv 3 = média declividade; decliv 4 = alta declividade.

Nas classes de declividade encontradas nas US ocorreram agrupamentos consistentes na análise do tamanho da população, diferenças que são mais acentuadas entre os terrenos mais planos e os de maior declive. O ambiente plano apresentou uma diversidade alfa maior do que os demais, contudo, essa declividade não foi associada a áreas que sofrem períodos de alagação, que têm apresentado uma menor diversidade, em florestas ciliares na Amazônia (KALLIOLA et al., 1991).

Os arranjos dos agrupamentos das US, considerando as faixas de distância da margem e as classes de declividade, foram afetados pelo aumento do número das

amostras, sem aumento no número das espécies e de indivíduos, o que refletiu na adequação do método NMDS. Esse procedimento promoveu um aumento do *stress*, que pode ter aumentado a dominância de algumas espécies ou número de espécies raras por unidade amostral.

Ao restringir a análise ao tamanho da população, para ambos os casos, ainda assim os resultados foram diferenciados, para os arranjos das unidades amostrais em faixas e classes de declividade, tendo sido mais sensível no caso da declividade, indicando que não existem faixas uniformes de distância da margem e que os agrupamentos se distribuem de forma mais aleatória.

### 3.4. Conclusões

Existe uma alta heterogeneidade nas florestas ciliares do rio Acre, em termos de tamanho da população e composição florística, que são diferentes entre grupos de unidades amostrais nas UP (separadas pelas regiões altimétricas) e US (separadas em faixas de distância da margem e classes de declividade do terreno).

Existem gradientes ambientais que diferenciam a fitofisionomia de Floresta Aberta de Bambu das demais. Assim como diferenciam gradientes “sem declividade” e “alta declividade”.

A indicação de espécies florestais para restauração florestal da APP (florestas ciliares) deve considerar as combinações entre as diretrizes para:

**Fitofisionomias:** uma diversidade que não seja inferior à encontrada na Floresta Aberta com Bambu (com menor diversidade).

**Nas regiões altimétricas:** limite mínimo de indivíduos e as espécies diferentes para cada região.

**Nas faixas de distância da margem:** limite de indivíduos mínimo para a APP, por estar dentro da faixa (0-250 m).

**Nas classes de declividade do terreno:** limite mínimo de indivíduos considerando apenas duas classes – “sem declividade” e “com declividade”. Diversidade que não seja inferior à encontrada nas áreas com maior declividade.

#### **4. Indicação de Espécies Florestais Nativas Para Restauração das Florestas Ciliares do rio Acre.**

##### **Resumo:**

O objetivo desse capítulo foi o propor metodologia para indicar espécies florestais nativas que ocorrem nas florestas ciliares do rio Acre, com base nos aspectos fitossociológicos e socioeconômicos das espécies, para apontar aquelas altamente prioritárias para a restauração florestal, principalmente da sua Área de Preservação Permanente – APP. A metodologia criou um índice fitossociológico e socioeconômico – IFSSE, com base na Análise Fatorial, onde as variáveis originais, no espaço ordenado pelas suas correlações, indicam sua importância na contribuição da variação total. Ao juntar variáveis fitossociológicas e socioeconômicas das espécies, o índice elevou a prioridade de espécies com maior quantidade de usos conhecidos, por meio de levantamento da literatura especializada. O modelo se mostrou adequado quando testado pelo método de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), com um valor de 0,8. De um total de 211 espécies florestais inventariadas na área de estudo, 80 espécies foram consideradas como altamente prioritárias, envolvendo, de forma equilibrada, diferentes grupos ecológicos e formas de dispersão de sementes. A indicação das espécies para restauração florestal obedeceu a atributos ambientais e espaciais previamente identificados, chamando atenção para espécies que podem ser exclusivas de um ambiente ou espaço geográfico.

Palavras chave: Análise Fatorial, índice de valor fitossociológico e socioeconômico.

##### **Abstract:**

The goal of this chapter was to propose a methodology to screen native forest species that occur in the riparian forests of the Acre River, based on their phytosociological and socioeconomic aspects, in order to identify those that are a high priority for forest restoration, principally in the Permanent Preservation Areas - APP. This methodology involves a phytosociological and socioeconomic index - IFSSE, based on Factorial Analysis, where the original variables, in the space ordered by their correlations, indicate their importance in their contribution to the total variation. By combining phytosociological and socioeconomic variables of the species, the index elevated the priority of species with a greater number of known uses, as indicated by a survey of the specialized literature. The model was found to be adequate when tested by the Kaiser-Meyer-Olkin method (KMO), with a value of 0.8. Of a total of 211 forest species inventoried in the study area, 80 species were considered as high priority, balancing different ecological groups and forms of seed dispersal. The indication of species for forest restoration followed previously identified environmental and spatial attributes, and calls attention to species that may be unique to an environment or geographic space.

Key words: Factorial Analysis, index of phytosociological and socioeconomic value.

#### **4.1. Introdução:**

A obrigatoriedade, prevista na legislação federal, do uso de espécies nativas na recomposição da vegetação em APP, entre outras situações, como a recuperação da Reserva Legal – RL da propriedade, e áreas degradadas em Unidades de Conservação, traz a necessidade de se estabelecerem critérios para definir uma lista de espécies.

O termo utilizado na legislação federal brasileira, “recomposição”, é tratado na literatura mais especializada como recuperação de áreas degradadas. Dentro do escopo da recuperação de áreas degradadas, a restauração florestal é uma das técnicas existentes (RODRIGUES; GANDOLFI, 2009), usando os conhecimentos científicos relacionados aos fatores bióticos e abióticos, que promovem as interações ecológicas, entre as espécies, em comunidades florestais (NUNEZ-MIR et al., 2015).

Florestas tropicais, que sofreram distúrbios, têm processos de transformação prolongados. Frequentemente, reagem de forma particular a esses processos, onde a nova formação vegetal, no estágio tardio que se sucede, assemelha-se à estrutura original, no que diz respeito à riqueza de espécies, a composição de formas de vida e à composição de espécies (CHAZDON, 2008).

Portanto, a escolha das espécies, a serem utilizadas em projetos de restauração florestal, deve considerar parâmetros ecológicos, devido à alta heterogeneidade florística associada à diversidade de ambientes, que interfere na sucessão ecológica e no padrão de abundância da comunidade (RODRIGUES et al., 2009).

A existência de uma matriz própria de espécies, espécies ingressantes definidas pelas formações adjacentes, conjunto particular de espécies em destaque, variações estruturais e histórico de perturbações dotado de previsibilidade são características encontradas em estudos realizados para a restauração das florestas ciliares. As espécies, contudo, pertencem ao mesmo domínio morfoclimático, com área limitada por condições geográficas, climáticas e edáficas específicas (DURIGAN; RODRIGUES; SCHIAVINI, 2009).

Segundo Kageiama e Gandara (2009), a restauração florestal, quando é realizada com o máximo de diversidade de espécies nativas, ajuda na regeneração, uma vez que as espécies que evoluíram no local têm mais probabilidade de terem seus polinizadores, dispersores e predadores naturais próximos.

Adicionalmente aos aspectos fitossociológicos e de ecologia das espécies, os projetos de restauração florestal devem considerar aspectos socioeconômicos. O sucesso

da restauração florestal reside no envolvimento das comunidades locais, participando da sua implantação, principalmente no que diz respeito à escolha das espécies nativas que possuam valor para essas comunidades (LAMB, D. et ali. 2006).

No que diz respeito à avaliação do sucesso da restauração, poucas são as publicações que incluem o atributo socioeconômico como indicador, aspecto essencial para entender a totalidade dos custos/ benefícios da restauração, que também possam apoiar análises de quantificação/ valoração dos serviços ambientais (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013).

Na Amazônia brasileira, as pesquisas em restauração florestal ainda são escassas. Salomão et al. (2012) propõem a identificação de espécies-chave, que influenciam a ocorrência das demais espécies associadas, definidas por meio de um índice fitossociológico e socioeconômico. Do Vale et al. (2014) utilizaram um indicador de valor de importância das espécies e a disponibilidade de informações silviculturais, para indicar espécies para restauração de florestas ciliares de um curso d'água, na região do nordeste paraense.

Diante dos aspectos relevantes levantados sobre a restauração de florestas ciliares, este Capítulo propõe a criação de um índice fitossociológico e socioeconômico – IFSSE, com base no desenvolvido por Salomão (2012), que inclui variáveis fitossociológicas quantitativas e qualitativas, assim como variáveis qualitativas relacionadas às informações sobre os usos socioeconômicos das espécies.

As espécies a serem priorizadas, com ajuda do IFSSE, deverão considerar as características fitofisionômicas, ambientais e espaciais, cujas diferenças encontradas justifiquem a combinação de espécies, tamanho da população e níveis de diversidade.

## **4.2. Material e Método**

### ***4.2.1. Análises numéricas***

A criação do Índice de Valor de Importância Fitossociológico e Socioeconômico - IFSSE, para indicar as espécies prioritárias a compor um protocolo para a restauração florestal da APP e das áreas de passivo florestal, das margens do rio Acre, teve como princípio a inclusão de atributos fitossociológicos e atributos de usos socioeconômicos. O índice foi desenvolvido com base no índice proposto por Salomão et al. (2012), utilizando-se os escores fatoriais de variáveis quantitativas e qualitativas.

No total, 13 variáveis, entre quantitativas e qualitativas, compuseram a matriz original. As variáveis quantitativas escolhidas para o modelo, que estavam relacionadas à fitossociologia das espécies arbóreas e palmeiras, foram Densidade Relativa - DR, Frequência Relativa - FR e Dominância Relativa – DoR, que apresentaram, pelo menos, um uso dentro das categorias propostas ou foram consideradas como espécies indicadoras, na análise do ISA (Item 3). Para essas variáveis, foi testada a normalidade, utilizando-se o logaritmo natural (Ln) para sua transformação.

Como variáveis qualitativas fitossociológicas foram criadas variáveis *dummy*, com valores binários (0 e 1) para Densidade Relativa *dummy* – DRd, Frequência Relativa *dummy* - FRd e a Dominância Relativa *dummy* – DoRd. O valor “1” foi atribuído às espécies que, juntas, constituíram 50% do total do valor da variável, e o valor “0” para as demais.

Para as variáveis qualitativas relacionadas aos usos das espécies, consideradas como variáveis socioeconômicas, foram criadas sete categorias de uso, onde cada espécie pode ser incluída em mais de uma categoria, sendo: 1. Restauração, 2. Objetos, 3. Alimentação Humana, 4. Medicinal, 5. Energia, 6. Alimentação da Fauna e 7. Comercial. Todos os usos atribuídos às espécies foram levantados pela pesquisa de sítios especializados, na internet, tais como <https://scholar.google.com/> e <http://tropical.theferns.info/>, com base no nome científico da espécie.

A categoria “Restauração” incluiu as espécies identificadas como utilizadas para a recomposição da vegetação, arborização urbana e plantios econômicos, que possuem protocolos para a produção de sementes e mudas ou já foram testadas com técnicas de restauração florestal.

A categoria “Objetos” incluiu as espécies que são utilizadas para a construção civil (casas, benfeitorias na propriedade, infraestrutura rural), móveis, construção de canoas e barcos, utensílios domésticos, ferramentas, e para fins de produção de artesanatos diversos.

A categoria “Alimentação Humana” incluiu as espécies que são utilizadas como fonte de alimento e que, eventualmente, são comercializadas para geração de renda, na maioria dos casos pela coleta dos frutos, ou, como no caso das palmeiras, para extração de palmito.

A categoria “Medicinal” incluiu as espécies que são utilizadas e que fazem parte do conhecimento tradicional para o tratamento de enfermidades, pelas comunidades, ou que possuem princípios ativos que são de interesse para a indústria farmacêutica.

A categoria “Energia” incluiu as espécies que são utilizadas, principalmente, para cocção de alimentos (lenha).

A categoria “Alimentação da Fauna” incluiu as espécies que servem de alimento para a fauna (mamíferos, aves, anfíbios e peixes), base da fonte proteica das comunidades locais, ou para outros usos (domesticação).

A categoria “Comercial” são as espécies que possuem valor comercial ou potencial de comercialização, em seu estado bruto, incluindo óleos vegetais, látex, fibras, resinas e a madeira.

Os usos levantados foram de fontes secundárias pesquisadas na literatura e na internet, por meio de sítios especializados. Quando disponíveis, foram coletadas informações sobre estágio sucessional, segundo a classificação de Budowski (1965). A forma de dispersão de sementes foi classificada em anemocórica (vento), autocórica (gravidade) e zoocórica (fauna).

As variáveis qualitativas de uso socioeconômico foram transformadas em variáveis binárias (*dummy*), onde o valor “1” representa a espécie cujo uso foi identificado, dentro das categorias, e o valor “0”, quando não foi identificado o uso.

Para o cálculo do IFSSE, foi utilizada a Análise Fatorial, que consiste em analisar a estrutura das inter-relações entre as variáveis, definir as dimensões comuns e reduzir a nuvem de dados em fatores comuns, indicando o grau em que cada variável explica esse fator, sem perda da informação.

A Análise Fatorial pressupõe a linearidade entre as variáveis e inicia com o cálculo da matriz de correlações ( $n \times p$ ), com “ $n$ ” espécies e “ $p$ ” variáveis, onde cada variável contribui igualmente com o total da variância.

Os autovalores ( $\lambda$ ) da matriz de correlações são calculados, onde o valor de cada  $\lambda$  representa a quantidade de variação representada por cada eixo (fator). Para cada  $\lambda$ , existe um vetor “ $y$ ” de comprimento “ $p$ ” conhecido como autovetor. Cada autovetor contém o coeficiente de uma equação linear, de um dado eixo (fator), que é a contribuição de cada variável para determinar o eixo (fator). Os escores fatoriais são o produto da matriz original ( $n \times p$ ) pela matriz de autovetores ( $p \times p$ ). Como a estrutura inicial, para determinar a matriz de cargas fatoriais, não é definitiva, uma vez que pode não ser ortogonal, foi realizada a rotação dos eixos (fatores), por meio do método *varimax* de rotação ortogonal, que é o mais utilizado para variáveis ecológicas e minimiza a soma do

quadrado dos produtos das colunas da matriz de cargas fatoriais, maximizando a variação em cada coluna (LEGENDRE; LEGENDRE, 2004).

Após a rotação ortogonal dos eixos, cada fator pode ser representado por uma combinação linear, das variáveis originais com os coeficientes, representando os autovetores, produzindo uma equação linear (Equação 9) para cada dimensão ou fator (MCCUNE; GRACE; URBAN, 2002):

$$F_{ij} = b_1x_{1j} + b_2x_{2j} + \dots + b_{ij}x_{ij}; (i = 1,2, \dots, n; j = 1,2, \dots, p) \text{ (Equação 9)}$$

Sendo  $b_{ij}$  os coeficientes para os  $n$  escores fatoriais comuns;  $x_{ij}$  são as  $n$  observações das  $p$  variáveis e  $F_{ij}$  são os escores fatoriais para cada espécie.

Para a escolha dos fatores, foi aplicada a técnica da raiz latente, que pressupõe que, qualquer fator individual, para ser extraído, deve explicar a variância de, pelo menos, uma variável, para que seja mantido para a interpretação. Somente os fatores que tiveram autovalores (raiz latente) maiores ou iguais a um foram considerados significantes (MINGOTI, 2005).

Os  $F_{ij}$  foram padronizados ( $FP$ ), para se obterem os valores positivos e variarem entre 0 e 1, permitindo a hierarquização das espécies (Equação 10):

$$FP = \frac{(F_i - F_{min})}{(F_i - F_{max})} \text{ (Equação 10)}$$

Sendo,  $FP$  = escore fatorial padronizado;  $F_i$  = escore fatorial da espécie  $i$ ;  $F_{min}$  = escore fatorial mínimo; e  $F_{max}$  = escore fatorial máximo (SALOMÃO; SANTANA; BRIENZA JR, 2013).

O IFSSE foi calculado como uma combinação linear dos escores fatoriais padronizados ( $FP$ ) e a proporção da variação explicada por cada fator, em relação à variação explicada pelos fatores comuns (Equação 11):

$$IFSSE = \left( \sum_{j=1}^q \frac{\lambda_j}{\sum \lambda_j} FP \right) \text{ (Equação 11)}$$

Para identificar as espécies com maior prioridade, foram criadas três classes, formadas pela amplitude do IFSSE, sendo: altamente prioritária, prioritária e pouco prioritária; onde as espécies da primeira classe são as indicadas para a restauração florestal das florestas ciliares do rio Acre.

Para aferir a adequação do modelo à amostra de dados, foi aplicado o teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), que compara a correlação entre as variáveis, onde os valores podem variar entre 0 e 1. Nos valores acima de 0,7, as variáveis são correlacionadas (adequação mediana), e o valor “1” representa uma adequação perfeita. Todos os procedimentos da Análise Fatorial e do teste KMO foram processados com auxílio do software STATA 12.0, Special Edition.

Devido à importância da identificação dos grupos ecológicos das espécies, para auxiliar a condução da restauração florestal das áreas degradadas (KAGEIAMA; GANDARA, 2009), as informações foram levantadas junto com a forma de dispersão da espécie. A divisão em grupos ecológicos foi baseada nos estágios de sucessão vegetal, considerando quatro grupos, com características distintas em relação aos aspectos fisionômicos das comunidades, sendo esses: espécies pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax (BUDOWSKI, 1965).

Para identificar as categorias de uso que tiveram uma maior frequência de espécies, foi criada uma tabela de contingência e realizada uma Análise de Correspondência, entre as categorias de uso e três classes de usos: espécies que possuem de seis a sete usos (máximo uso); espécies que possuem de quatro a cinco usos (médio uso) e espécies com três a quatro usos (mínimo uso).

### **4.3. Resultados e Discussão**

Somente dois fatores foram significantes para a criação do IFSSE, uma vez que juntos explicaram 84,3% do total da variação (Apêndice 4a), sendo que o fator fitossociológico, relacionado às variáveis DR, FR, DoR, DR *dummy*, FR *dummy* e DoR *dummy*, teve a maior contribuição na variância total. O fator socioeconômico relacionado às variáveis restauração, objetos, alimentação humana, energia, medicinal, alimentação da fauna e comercial, teve a segunda maior contribuição à variância total (Apêndice 4b). O teste KMO apresentou um valor de 0,80, o que significa que o modelo foi considerado adequado e as variáveis apresentaram uma correlação significativa (Apêndice 4c).

Das 211 espécies arbóreas inventariadas na área de estudo, 186 apresentaram, pelo menos, um tipo de uso entre as categorias propostas, ou foram consideradas como espécie

indicadora (ISA), dentro dos atributos ambientais (região altimétrica, faixa de ocorrência, classe de declividade).

Das 186 espécies incluídas na análise fatorial, 80 espécies foram consideradas altamente prioritárias. Tomando-se as 80 espécies priorizadas pelo IFSSE, na fase inicial da restauração florestal, os índices de riqueza, dominância, diversidade, uniformidade e equabilidade, em relação a cada fitofisionomia, e no total, apresentaram uma redução da uniformidade e da equabilidade, indicando uma maior dominância por poucas espécies e uma redução das espécies mais raras (Tabela 18). Uma maior redução no índice de Shannon pode significar uma variação nas espécies raras, considerando que esse índice é mais sensível a essas espécies (MAGURRAN, 2004).

**Tabela 18** – Valores dos índices de riqueza, dominância, diversidade, uniformidade e equabilidade para as espécies altamente prioritárias e para o total das espécies inventariadas.

<b>Índices</b>	<b>Espécies altamente prioritárias</b>	<b>FD</b>	<b>FAP</b>	<b>FAB</b>	<b>Total</b>
<b>Nº de Espécies (S)</b>	80	172	173	124	211
<b>Dominância (D)</b>	0,06	0,03	0,03	0,03	0,02
<b>Simpson (1-D)</b>	0,94	0,98	0,98	0,98	0,98
<b>Shannon (H)</b>	3,43	4,44	4,46	4,15	4,47
<b>Uniformidade (E)</b>	0,39	0,49	0,50	0,51	0,41
<b>Equabilidade (J)</b>	0,78	0,86	0,87	0,86	0,84

A proporção entre o total de espécies de alta prioridade, em relação às espécies que não tiveram restrição de indicação para as regiões altimétricas, foi a que teve o menor valor, em relação ao que ocorreu nas faixas de distância da margem e nas classes de declividade (Tabela 19).

Considerando os atributos ambientais e espaciais que caracterizam a área de estudo, 38 espécies de alta prioridade não tiveram restrições para as regiões altimétricas; 59 espécies não tiveram restrições para as faixas de distância da margem; e 68 espécies não tiveram restrições para classes de declividade (Tabela 19).

Por outro lado, 16 espécies foram consideradas exclusivas das classes de maior declividade; cinco espécies foram exclusivas, considerando faixas de distância maiores; e apenas três espécies exclusivas da região de maior altitude (Tabela 19).

Um maior número de espécies não exclusivas, entre as faixas de distância da margem, está de acordo com o que tem ocorrido nas florestas ciliares: a composição

florística não apresenta diferenças significativas em relação às florestas dos interflúvios (GREGORY et al., 1991).

O fato da classe de declividade ter o maior número de espécies exclusivas, reforça as diferenças em tamanho da população encontrada, e aponta um maior cuidado na escolha das espécies para recomposição dessas áreas.

Com o auxílio da Tabela 19, é possível realizar as combinações espaciais para indicação das espécies de recomposição da vegetação, de acordo com a região, faixa de distância da margem e declividade.

**Tabela 19** – Espécies consideradas de alta prioridade, pelo IFSSE, para o uso na restauração florestal, de acordo com fitofisionomia, região altimétrica, faixa de distância da margem e classe de declividade, onde valor = 1 ocorrência; valor 0 = não ocorrência.

Nome Científico	Nome Comum	IFSSE	Fitofisionomia			Região Altimétrica			Faixas de Distância da Margem		Declividade do Terreno	
			FD	FAP	FAB	REG 1	REG 2&4	REG 3	FX 1&2	FX 3&4	DECL 1&2	DECL 3&4
1. <i>Oenocarpus bacaba</i> .	Abacaba	0,88	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2. <i>Genipa americana</i> .	Jenipapo	0,85	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
3. <i>Hymenaea courbaril</i> .	Jatobá	0,84	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0
4. <i>Dipteryx odorata</i> .	Cumarú-ferro	0,84	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
5. <i>Platonia insignis</i> .	Bacuri-de-anta	0,84	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0
6. <i>Tapirira guianensis</i> .	Pau-pombo	0,84	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
7. <i>Sapindus saponaria</i> .	Saboneteira	0,83	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
8. <i>Mauritia flexuosa</i>	Buriti	0,83	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0
9. <i>Couropita guianensis</i> .	Engana-macaco	0,82	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
10. <i>Bertholletia excelsa</i>	Castanha-do- Brasil	0,82	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
11. <i>Licania apetala var. apetala</i>	Caripé-vermelho	0,82	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1
12. <i>Myroxylon balsamum</i>	Bálsamo	0,82	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
13. <i>Spondias mombin var. mombin</i>	Cajá	0,81	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
14. <i>Cariniana rubra</i>	Cachimbeiro	0,80	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
15. <i>Parkia pendula</i> .	Angelim-saia	0,80	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
16. <i>Garcinia macrophylla</i> .	Bacuri-liso	0,80	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1
17. <i>Oenocarpus bataua</i>	Patoá	0,80	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
18. <i>Goupia glabra</i> .	Cupiúba	0,79	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1
19. <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> .	Bajinha	0,79	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1

(continua)

(continuação da Tabela 19)

Nome Científico	Nome Comum	IFSSE	Fitofisionomia			Região Altimétrica			Faixa de Distância da Margem		Declividade do Terreno	
			FD	FAP	FAB	REG 1	REG 2&4	REG 3	FX 1&2	FX 3&4	DECL 1&2	DECL 3&4
20. <i>Himatanthus sucuuba</i>	Sucuúba	0,78	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
21. <i>Theobroma sylvestris</i> .	Cacau-do-baixo	0,78	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
22. <i>Copaifera paupera</i>	Copaíba-preta	0,77	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
23. <i>Anacardium giganteum</i>	Cajuí	0,77	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1
24. <i>Schizolobium parahyba var. amazonicum</i>	Paricá	0,77	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
25. <i>Astrocaryum murumuru</i>	Murmurú	0,77	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
26. <i>Cordia alliodora</i>	Freijó	0,77	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
27. <i>Ficus coerulescens</i>	Gameleira	0,77	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0
28. <i>Ochroma pyramidale</i>	Algodoeiro	0,77	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
29. <i>Hymenea parvifolia</i>	Jutaí	0,77	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
30. <i>Attalea phalerata</i>	Ouricuri	0,76	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
31. <i>Hura crepitans</i>	Açacu	0,75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
32. <i>Ormosia elata</i>	Mulungu-de-capoeira	0,75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
33. <i>Coccoloba mollis</i>	Cuaçu	0,75	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0
34. <i>Mezilaurus itauba</i>	Itaúba-do-campo	0,74	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1
35. <i>Eschweilera pedicellata</i>	Buranji	0,74	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1
36. <i>Tetragastris altissima</i>	Breu-vermelho	0,74	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
37. <i>Jacaranda copaia</i> .	Marupá-amarelo	0,72	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
38. <i>Iriartea deltoidea</i>	Pachiubão	0,72	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
39. <i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	0,71	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1

(continua)

(continuação da Tabela 19)

Nome Científico	Nome Comum	IFSSE	Fitofisionomia			Região Altimétrica			Faixa de Distância da Margem		Declividade do Terreno	
			FD	FAP	FAB	REG 1	REG 2&4	REG 3	FX 1&2	FX 3&4	DECL 1&2	DECL 3&4
40. <i>Dialium guianensis</i>	Tamarina	0,71	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
41. <i>Eschweilera coriacea</i>	Matamatá	0,71	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
42. <i>Colubrina glandulosa</i>	Capoeiro	0,70	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1
43. <i>Cedrela odorata</i>	Cedro-rosa	0,70	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
44. <i>Protium paniculatum</i>	Breu-de-resina	0,70	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
45. <i>Plathymenia reticulata</i>	Amarelinho	0,70	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0
46. <i>Gustavia augusta</i>	Castanha-fedorenta	0,69	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1
47. <i>Garcinia sp.</i>	Bacurizinho	0,69	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1
48. <i>Copaifera reticulata</i>	Copaíba-branca	0,69	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1
49. <i>Castilla ulei</i>	Caucho	0,68	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50. <i>Otoba parvifolia.</i>	Ucuúba-vermelha	0,68	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
51. <i>Bactris gasipaes var. chichagui</i>	Pupunha-braba	0,68	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
52. <i>Theobroma sp1</i>	Cupu-brabo	0,68	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1
53. <i>Enterolobium schomburgkii</i>	Fava-orelhinha	0,67	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
54. <i>Miquartia guianensis.</i>	Aquariquara- branca	0,67	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
55. <i>Gallesia integrifolia</i>	Pau-alho	0,67	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
56. <i>Parkia nitida</i>	Angico-pé-de arara	0,67	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
57. <i>Rollinia mucosa.</i>	Ata-braba	0,66	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
58. <i>Maclura tinctoria</i>	Tatajuba	0,66	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
59. <i>Cecropia sciadophylla</i>	Embaúba-vermelha	0,66	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1

(continua)

(continuação da Tabela 19)

Nome Científico	Nome Comum	IFSSE	Fitofisionomia			Região altimétrica			Faixa de Distância da Margem		Declividade do Terreno	
			FD	FAP	FAB	REG 1	REG 2&4	REG 3	FX 1&2	FX 3&4	DECL 1&2	DECL 3&4
60. <i>Drypetes variabilis</i>	Angelca	0,66	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
61. <i>Guazuma crinita.</i>	Mutamba	0,66	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
62. <i>Calycophyllum spruceanum</i>	Mulateiro	0,65	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
63. <i>Casearia gossypiosperma</i>	Laranjinha	0,65	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
64. <i>Terminalia oblonga</i>	Mirindiba-amarela	0,65	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
65. <i>Pouteria nemorosa</i>	Maparajuba	0,65	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
66. <i>Onychopetalum periquino</i>	Envira-caju	0,65	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
67. <i>Amburana acreana</i>	Cerejeira	0,64	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
68. <i>Jacaratia digitata</i>	Mamuí	0,64	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
69. <i>Virola elongata.</i>	Ucuúba	0,63	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
70. <i>Micropholis gardneriana</i>	Curupicha	0,63	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1
71. <i>Tachigali myrmecophila</i>	Tachi-preto	0,63	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1
72. <i>Alexa grandiflora</i>	Melancieiro	0,63	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1
73. <i>Attalea butyracea</i>	Jaci	0,62	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
74. <i>Pouteria sp3</i>	Abiu-rosa	0,61	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
75. <i>Cedrelinga cateniformes.</i>	Cedro-Mara	0,61	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
76. <i>Acacia polyphylla</i>	Espinheiro-preto	0,60	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
77. <i>Attalea insignis</i>	Catolé	0,60	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0
78. <i>Inga sp.</i>	Ingá-amarelo	0,59	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
79. <i>Ceiba pentandra</i>	Samaúma-rosa	0,59	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
80. <i>.Euterpe precatória</i>	Açaí-solteiro	0,58	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

FD = Floresta Densa; FAP = Floresta Aberta com Palmeiras; FAB = Floresta Aberta com Bambu; Região do Alto rio Acre = 1; Regiões agrupadas do Médio e Foz do rio Acre = 2 e 4; Região do Baixo rio Acre = 3; Faixas de distância agrupadas 0-250m e 250-500m = 1 e 2; Faixas de distância agrupadas 500-750m e 750-1.000m = 3 e 4; Classes de declividade agrupadas “sem declividade” e “baixa declividade” = 1 e 2; Classes de declividade agrupadas “média declividade” e “alta declividade” = 3 e 4.

Dentre as 80 espécies consideradas como de alta prioridade, 69 (33% do total) tiveram seu grupo ecológico identificado e 46 (22 % do total) tiveram a forma de dispersão identificada.

As espécies pioneiras são consideradas as mais importantes para o início da sucessão vegetal, por seu crescimento rápido e intolerância à sombra (BUDOWSKI, 1965). Em projetos de restauração florestal, por meio do reflorestamento ou condução da regeneração natural, devem ser aquelas inicialmente introduzidas (KAGEIAMA; GANDARA, 2009).

**Tabela 20** – Espécies pioneiras altamente prioritárias para a restauração florestal da área de estudo, com informação sobre formas de dispersão das sementes.

<i>Nome Científico</i>	<i>Nome Comum</i>	<i>Dispersão</i>
1. <i>Calycophyllum spruceanum</i>	Mulateiro	Anemocórica
2. <i>Coccoloba mollis</i>	Cuaçu	Anemocórica
3. <i>Colubrina glandulosa</i>	Capoeiro	Zoocórica
4. <i>Ficus coerulescens</i>	Gameleira	Zoocórica
5. <i>Gallesia integrifolia</i>	Pau alho	Autocórica
6. <i>Hura crepitans</i>	Açacu	Anemocórica
7. <i>Inga sp.</i>	Ingá-amarelo	Zoocórica
8. <i>Jacaranda copaia</i>	Marupá-amarelo	Anemocórica
9. <i>Licania apetala</i>	Caripé-vermelho	Zoocórica
10. <i>Maclura tinctoria</i>	Tatajuba	Zoocórica
11. <i>Mauritia flexuosa</i>	Buriti	Zoocórica
12. <i>Ochroma pyramidale</i>	Algodoeiro	Anemocórica
13. <i>Plathymenia reticulata</i>	Amarelinho	Anemocórica
14. <i>Sapindus saponaria</i>	Saboneteira	Anemocórica
15. <i>Schizolobium parahyba var. amazonicum</i>	Paricá	Anemocórica
16. <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	Bajinha	Zoocórica
17. <i>Bactris gasipaes var. chichagui</i>	Pupunha-braba	Sem informação
18. <i>Cecropia sciadophylla</i>	Embaúba-vermelha	Sem informação
19. <i>Couroupita guianensis</i>	Engana-macaco	Sem informação
20. <i>Genipa americana</i>	Jenipapo	Sem informação
21. <i>Guazuma crinita</i>	Mutamba	Sem informação
22. <i>Micropholis gardneriana</i>	Curupicha	Sem informação
23. <i>Ormosia elata</i>	Mulungu-de-capoeira	Sem informação
24. <i>Otoba parvifolia</i>	Ucuúba-vermelha	Sem informação
25. <i>Tapirira guianensis</i>	Pau-pombo	Sem informação

As espécies pioneiras totalizaram 25 espécies, correspondendo a 31,3% das altamente prioritárias. Desse total, há informação sobre a forma de dispersão de 16 espécies, sendo oito anemocóricas, sete zoocóricas e uma autocórica; não foi encontrada informação sobre a dispersão de nove espécies (Tabela 20).

As espécies secundárias iniciais são aquelas com crescimento rápido, intolerantes à sombra, mas que tem uma permanência maior, com o crescimento do dossel (BUDOWSKI, 1965). Assim como as pioneiras, podem ser introduzidas no início da recomposição da vegetação. As espécies secundárias iniciais totalizaram 11 espécies, correspondendo a 13,8% do total das altamente prioritárias. Desse total, há informação sobre a dispersão de sementes de sete espécies, sendo que todas são zoocóricas; não foi encontrada informação sobre a dispersão de quatro espécies (Tabela 21).

**Tabela 21** – Espécies secundárias iniciais, altamente prioritárias para restauração florestal da área de estudo, com informações sobre a forma de dispersão de sementes.

Nome Científico	Nome Comum	Dispersão
1. <i>Anacardium giganteum</i>	Cajuí	Zoocórica
2. <i>Attalea butyracea</i>	Jaci	Zoocórica
3. <i>Attalea phalerata</i>	Ouricuri	Zoocórica
4. <i>Enterolobium schomburgkii</i>	Fava-orelhinha	Zoocórica
5. <i>Oenocarpus bacaba</i>	Abacaba	Zoocórica
6. <i>Parkia nitida</i> Miq.	Angico-pé-de-arara	Zoocórica
7. <i>Parkia pendula</i>	Angelim-saia	Zoocórica
8. <i>Acacia polyphylla</i>	Espinheiro-preto	Sem informação
9. <i>Cordia alliodora</i>	Freijó	Sem informação
10. <i>Platonia insignis</i>	Bacuri-de-anta	Sem informação
11. <i>Tetragastris altissima</i>	Breu-vermelho	Sem informação

As espécies secundárias tardias, cuja distribuição é mais ampla e que sucedem as pioneiras e secundárias iniciais, onde as espécies dominantes têm um crescimento mais rápido e as não dominantes um crescimento mais lento, sendo tolerantes à sombra na fase juvenil e intolerantes nos estágios sucessionais mais avançados (BUDOWSKI, 1965), perfizeram um total de 21 espécies, correspondendo a 26,3% do total de altamente prioritárias.

Desse total, há informação sobre a forma de dispersão de sementes de 13 espécies, sendo que dez são zoocóricas, duas anemocóricas e uma autocórica; não foi encontrada informação sobre a dispersão de oito espécies (Tabela 22).

**Tabela 22** - Espécies secundárias tardias altamente prioritárias para restauração florestal da área de estudo, com informações sobre a forma de dispersão de sementes.

<b>Nome Científico</b>	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão</b>
1. <i>Astrocaryum murumuru</i> .	Murmurú	Zoocórica
2. <i>Cariniana rubra</i>	Cachimbeiro	Zoocórica
3. <i>Cedrela odorata</i>	Cedro-rosa	Anemocórica
4. <i>Ceiba pentandra</i> .	Samaúma rosa	Anemocórica
5. <i>Dialium guianensis</i> .	Tamarina	Zoocórica
6. <i>Dipteryx odorata</i> .	Cumarú-ferro	Zoocórica
7. <i>Euterpe precatória</i>	Açaí-solteiro	Zoocórica
8. <i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	Zoocórica
9. <i>Hymenaea parvifolia</i>	Jutaí	Zoocórica
10. <i>Spondias mombin</i> var. <i>mombin</i>	Cajá	Zoocórica
11. <i>Theobroma</i> sp1	Cupu-brabo	Zoocórica
12. <i>Theobroma sylvestris</i>	Cacau-do-baixo	Zoocórica
13. <i>Virola elongata</i> .	Ucuúba	Autocórica
14. <i>Alexa grandiflora</i>	Melancieiro	Sem informação
15. <i>Casearia gossypiosperma</i>	Laranjinha	Sem informação
16. <i>Eschweilera pedicellata</i>	Buranji	Sem informação
17. <i>Goupia glabra</i>	Cupiúba	Sem informação
18. <i>Mezilaurus itauba</i>	Itaúba-do-campo	Sem informação
19. <i>Oenocarpus bataua</i>	Patoá	Sem informação
20. <i>Rollinia mucosa</i>	Ata-braba	Sem informação
21. <i>Tachigali myrmecophila</i>	Tachi-preto	Sem informação

As espécies clímax são aquelas com crescimento mais lento e tolerantes à sombra, que dominam o dossel nos estágios sucessionais (BUDOWSKI, 1965). As espécies clímax devem ser introduzidas, nos projetos de recomposição da vegetação, somente após o crescimento das espécies pioneiras e secundárias iniciais, quando essas sombrearem a área a ser restaurada. As espécies clímax totalizaram 12 altamente prioritárias, ou 15% do total de altamente prioritárias. Dessas, há informação sobre a maneira da dispersão de sementes a respeito de dez espécies, sendo cinco anemocóricas, quatro zoocóricas e uma autocórica; não foi encontrada informação sobre dispersão para duas espécies (Tabela 23).

Entre as 28 espécies arbóreas, que juntas perfizeram 50% do IVI, um total de 12 espécies foram consideradas como de alta prioridade para a recomposição da vegetação, indicando que a inclusão de fatores socioeconômicos, no índice proposto, promoveu uma mudança entre as espécies de maior importância, assim como ampliou o leque de opções de espécies, considerando apenas as espécies de alta prioridade.

**Tabela 23** - Espécies clímax altamente prioritárias, para restauração florestal da área de estudo, com informações sobre a forma de dispersão de sementes.

<i>Nome Científico</i>	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão</b>
1. <i>Amburana acreana</i>	Cerejeira	Anemocórica
2. <i>Bertholletia excelsa</i>	Castanha do Brasil	Zoocórica
3. <i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	Autocórica
4. <i>Copaifera paupera</i>	Copaíba preta	Zoocórica
5. <i>Copaifera reticulata</i>	Copaíba branca	Zoocórica
6. <i>Eschweilera coriacea</i>	Matamatá	Anemocórica
7. <i>Garcinia macrophylla</i>	Bacuri liso	Anemocórica
8. <i>Minuartia guianensis</i>	Aquariquara branca	Anemocórica
9. <i>Myroxylon balsamum</i>	Bálsamo	Anemocórica
10. <i>Protium paniculatum</i>	Breu de resina	Zoocórica
11. <i>Gustavia augusta</i>	Castanha-fedorenta	Sem informação
12. <i>Himatanthus sucuuba</i>	Sucuúba	Sem informação

Em termos de uso, entre as 80 espécies de alta prioridade, a quantidade de usos variou, de pelo menos dois usos, até o máximo de sete usos por espécie. As espécies entre quatro e cinco usos foram as que somaram 50% do total, sendo que a categoria de uso “Comercial”, com 71 espécies de alta prioridade, foi a que apresentou a maior quantidade. A categoria “Energia”, por outro lado, com 28 espécies, foi a de menor quantidade. A Tabela 24 apresenta a análise de contingência, entre classes de abundância de espécies, por uso, onde a Classe I são as espécies com o máximo de usos (seis a sete usos), a Classe II são as espécies com médio uso (quatro a cinco usos) e a Classe III as espécies com mínimo uso (dois a três usos).

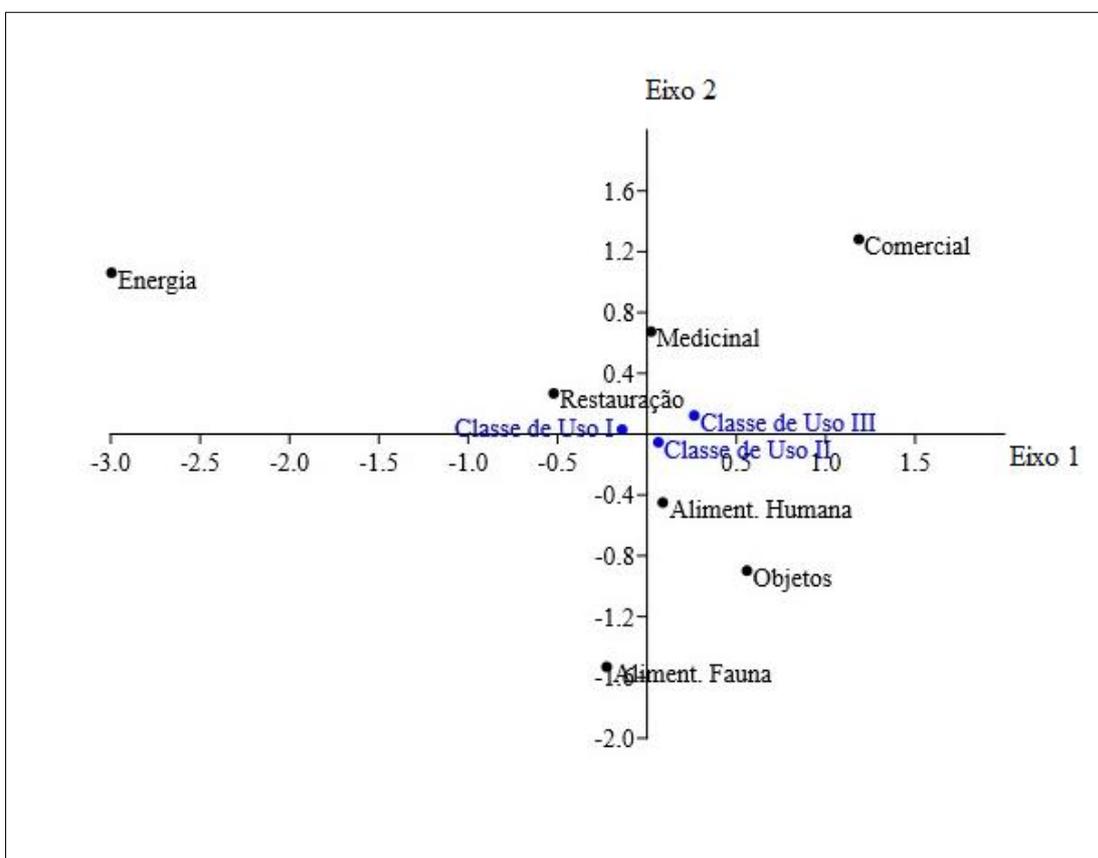
**Tabela 24** – Tabela de contingência entre quantidade de espécies e categorias de usos.

Categorias de Uso	<b>Classe I</b>	<b>Classe II</b>	<b>Classe III</b>	<b>Total</b>
Restauração	24	24	5	<b>53</b>
Objetos	24	33	7	<b>64</b>
Alimentação Humana	20	24	5	<b>49</b>
Alimentação de Fauna	26	32	5	<b>63</b>
Medicinal	26	28	7	<b>61</b>
Energia	17	10	1	<b>28</b>
Comercial	26	34	11	<b>71</b>

A Figura 18 apresenta os resultados da Análise de Correspondência entre abundância de espécies, nas classes de uso, por categoria de usos, indicando que as espécies que possuem menos usos (Classe III) tiveram uma maior correspondência com os usos para fins comerciais, ou seja, as espécies altamente prioritárias, com poucos usos, estão mais presentes nas categorias que apresentam o maior número de espécies. De

forma oposta, espécies com maior quantidade de usos (Classe I) tiveram uma maior correspondência com os usos para fins energéticos, ou seja, como essa classe possui mais espécies com todos ou quase todos os usos, elas estarão presentes na categoria com poucas espécies. A Classe II, com a maioria das espécies, teve correspondência, com os usos, com quantidade de espécies intermediárias, como objetos.

O uso para fins de alimentação de fauna, por sua vez, não teve uma correspondência clara com nenhuma classe, por ter valores negativos no eixo 1; a correspondência foi maior com a Classe I, mas também em parte com a Classe II, com valores negativos no eixo 2. Restauração, Alimentação Humana e Uso Medicinal, com valores mais próximos da origem, estão respectivamente com maior correspondência com as Classes I, II e III.



**Figura 18** – Análise de Correspondência entre as categoria de uso e classes de usos das espécies. Classe I – espécies com seis e sete usos; Classe II – espécies com quatro e cinco usos; Classe III espécies com dois e três usos.

#### **4.4. Conclusões**

A grande vantagem do índice proposto foi a diversidade das espécies priorizadas, de diferentes grupos ecológicos e formas de dispersão de sementes, dando a possibilidade da manutenção de índices de riqueza e diversidade compatíveis com aqueles encontrados nas florestas remanescentes.

Houve um equilíbrio entre a quantidade de espécies consideradas nos estágios iniciais de sucessão (pioneiras e secundárias iniciais), com 52% do total, e de espécies dos estágios finais (secundárias tardias e clímax), com 48%.

Com 60 % das espécies altamente prioritárias, com dispersão de sementes de forma zoocórica, a restauração favorecerá o repovoamento pela fauna local.

Entre as 80 espécies, as classes de médio uso e de máximo uso concentraram a maioria das espécies, o que se torna um incentivo adicional, para a adoção das espécies indicadas junto aos detentores e ocupantes das áreas, que deverão promover a restauração das regiões degradadas.

## 5. Considerações Finais

Aproximadamente, metade das florestas ciliares da APP do rio Acre já foi convertida em outros usos, o que compromete sua função de proteção dos recursos hídricos. Esse é um problema antigo e remonta à época da ocupação histórica do território da bacia do rio Acre, fato que não redime o poder público, proprietários e ocupantes dessas áreas pelo não cumprimento da legislação.

As áreas das florestas ciliares remanescentes do rio Acre possuem uma riqueza de espécies e uma diversidade compatíveis com as áreas não ciliares, que ocorrem nos interflúvios, caracterizadas por apresentarem poucas espécies, com uma grande quantidade de indivíduos, e muitas espécies, com poucos indivíduos.

Diversos estágios sucessionais estão presentes dentro dessas florestas remanescentes, o que as transforma em reservas de propágulos e matrizes disponíveis das espécies, que tem sua distribuição dentro da área geográfica a ser recomposta.

Esta tese é um passo para o conhecimento da fitossociologia, composição florística e diversidade das florestas ciliares do rio Acre, aspecto primordial para qualquer projeto que se proponha a restaurar o passivo florestal encontrado.

Com o intuito de colaborar com a exigência da legislação em utilizar espécies vegetais nativas, em quaisquer das formas previstas para a recomposição da vegetação, foi desenvolvida uma metodologia, que se beneficia das florestas remanescentes, para indicar espécies consideradas altamente prioritárias para a restauração florestal.

A contribuição adicional à indicação das espécies florestais foi a de estabelecer um valor socioeconômico, para aquelas espécies que apresentam algum tipo de uso, aspecto considerado relevante para o envolvimento dos detentores ou ocupantes das áreas a serem restauradas.

A grande maioria das espécies florestais, levantadas nesse estudo, apresentou, pelo menos, um tipo de uso registrado na literatura especializada. Entre a maior parte das espécies indicadas, foram identificados de quatro a cinco usos distintos para a mesma espécie.

A inclusão do valor socioeconômico, como elemento da escolha da espécie, pode transformar uma penalidade dada ao detentor ou ocupante, obrigado a promover a restauração, em uma atividade de valorização da sua propriedade ou área ocupada, sem perder a função ecológica atribuída à espécie.

## 6. Referências bibliográficas

ACRE. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre fase II escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA-AC, 2006.

ACRE. **Plano estadual de prevenção e controle dos desmatamentos do Acre**. Rio Branco: SEMA-AC, 2010.

ACRE. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Rio Branco: SEMA-AC, 2012.

ACRE. **Acre em números 2017**. Disponível em:

<<http://www.ac.gov.br/wps/wcm/connect/4bb6ed00414180378291f31a15eb5101/acre-em-numeros-2017>>. Acesso em: 9 dez. 2017.

AHMED, S. E. et al. Temporal patterns of road network development in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 13, n. 5, p. 927–937, 2013.

ALVES, D. S. Space–time dynamics of deforestation in Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, n. July 2012, p. 37–41, 2010.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, n. 2001, p. 32–46, 2006.

ARCZAK, L. A. B. M. et al. Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna ? An assessment using meta-analysis. **Ecological Applications**, v. 20, n. 1, p. 126–134, 2010.

ARIMA, E. Y. et al. Spontaneous Colonization and Forest Fragmentation in the Central Amazon Basin. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 103, n. 6, p. 1485–1501, 2013.

BATISTA, A. P. B. et al. Caracterização estrutural em uma floresta de terra firme no estado do Amapá, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 81, p. 21, 2015.

BRASIL/DNPM. **Projeto RADAM BRASIL Programa de integração nacional: levantamento de recursos naturais, VOLUME 12**. Rio de Janeiro: MME/DNPM, 1976.

BRASIL/MMA. **PLANO DE AÇÃO PARA A PREVENÇÃO E CONTROLE DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA LEGAL 1ª fase (2004-2008)**. Brasília: MMA, 2004.

BRASIL/MMA. **Resolução nº 429 do Conselho Nacional do Meio Ambiente** Brasil, 2011a.

BRASIL/MMA. **PLANO DE AÇÃO PARA A PREVENÇÃO E O CONTROLE DO DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA LEGAL 2ª fase (2009-2011)**. Brasil: MMA, 2011b.

BRASIL. **Lei 12.651 de 25 de maio de 2012** Brasil, 2012.

- BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialbas**, v. 15, p. 40–42, 1965.
- CAMPOS, M. T.; NEPSTAD, D. C. Smallholders, the Amazon's new conservationists. **Conservation Biology**, v. 20, n. 5, p. 1553–1556, 2006.
- CHAZDON, R. L. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). . **Tropical Forest Community Ecology**. [s.l.] Wiley-Blackwell, 2008. p. 384–408.
- D'ANTONA, Á. O.; VANWEY, L. K.; HAYASHI, C. M. Property size and land cover change in the Brazilian Amazon. **Population and Environment**, v. 27, n. 5–6, p. 373–396, 2006.
- DO VALE, I.; COSTA, L. G. DA S.; MIRANDA, I. S. Espécies indicadas para a recomposição da floresta ciliar da sub-bacia do rio Peixe-Boi, Pará. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 573–582, 2014.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species Assemblages and Indicator Species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.
- DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, RICARDO RIBEIRO; LEITÃO FILHO, H. DE F. (Ed.). . **Matas ciliares conservação e recuperação**. 2ª ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 159–168.
- EWERS, R. M.; LAURANCE, W. F.; SOUZA, C. M. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 4, p. 303–310, 2008.
- FAO. **Forest and water international momentum and action**. Rome: FAO, 2013.
- FEARNSIDE, P. Deforestation in Brazilian Amazonia : History , Rates and Consequences Deforestation in Brazilian Amazonia : History , Rates and Consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 728–733, 2005.
- GODOY, R. et al. The relation between forest clearance and household income among native Amazonians: Results from the Tsimane' Amazonian panel study, Bolivia. **Ecological Economics**, v. 68, n. 6, p. 1864–1871, 2009.
- GREGORY, S. V et al. An ecosystem perspective of riparian zones focus on links between land and water. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540–551, 1991.
- GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. **Econometria básica**. 5 ed. ed. Porto Alegre, 2011.
- IBGE. **Estimativa da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2016**. Disponível em: <[ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2016/estimativa\\_dou\\_2016\\_20160913.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2016/estimativa_dou_2016_20160913.pdf)>.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 275–299, 2004.

JARDIM, F.; HOSOKAWA, R. Estrutura da floresta equatorial úmida da Estação Experimental do INPA. **Acta Amazonica**, v. 16/17, p. 411–508, 1987.

KAGEIAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, RICARDO R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. (Ed.). **Matas ciliares conservação e recuperação**. 2ª ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 249–269.

KALLIOLA, R. et al. New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains. **Journal of Ecology**, v. 79, p. 877–901, 1991.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. R REVIEW Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. n. December, p. 1628–1632, 2005.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439–449, 2008.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. **Numerical Ecology Second English Edition**, v. 40, n. 6, p. 9823, 2004.

LORENA, R. B.; LAMBIN, E. F. The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. **Applied Geography**, v. 29, n. 2, p. 171–181, 2009.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. [s.l.] Blackwell Science Ltd., 2004.

MAINGI, J. K.; MARSH, S. E. Composition, structure, and regeneration patterns in a gallery forest along the Tana River near Bura, Kenya. **Forest Ecology and Management**, v. 236, n. 2–3, p. 211–228, 2006.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B.; URBAN, D. L. Analysis of Ecological Communities. **MjM Software Design**, p. 300, 2002.

MEWS, H. A. **O Cerrado sentido restrito sobre dois substratos no Brasil Central: padrões da flora lenhosa e correlações com variáveis geodafoclimáticas**. [s.l.] Universidade de Brasília - UnB, 2014.

MICHALSKI, F.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Rural property size drives patterns of upland and riparian forest retention in a tropical deforestation frontier. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 4, p. 705–712, 2010.

MINGOTI, S. A. **análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

- NUNES, S. S. et al. A 22 year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 42, n. 3, p. 193–203, 2015.
- NUNEZ-MIR, G. C. et al. Evaluating the evolution of forest restoration research in a changing world: a “big literature” review. **New Forests**, 2015.
- OLIVEIRA, J. C. et al. Floristic and structural status of forests in permanent preservation areas of Moju river basin , Amazon region. **Brasilian Journal of Biology**, p. 1–16, 2016.
- PEDLOWSKI, M. A. et al. Conservation units: A new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 2, p. 149–155, 2005.
- PINHEIRO, K. A. O. et al. Fitossociologia De Uma Área De Preservação Permanente No Leste Da Amazônia: Indicação De Espécies Para Recuperação De Áreas Alteradas. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 175–187, 2007.
- PRATA, S. S. et al. Floristic gradient of the northeast Paraense secondary forests. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 3, p. 523–534, 2010.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish : a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, p. 1–16, 2003.
- RODRIGUES, E. et al. **Ciliar Só-Rio Acre mata ciliar no rio Acre**. Rio Branco: CNPq/UFAC, 2013.
- RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares? uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: EDUSP (Ed.). . **Matas ciliares conservação e recuperação**. São Paulo: [s.n.]. p. 91–107.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009a.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. [s.l: s.n.].
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, RICARDO RIBEIRO; LEITÃO FILHO, H. DE F. (Ed.). . **Matas ciliares conservação e recuperação**. 2<sup>a</sup> ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 235–248.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, RICARDO RIBEIRO; LEITÃO FILHO, H. DE F. (Ed.). **Matas ciliares conservação e recuperação**. 2ª ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 45–72.

SALOMÃO, R. P. **Seleção e aptidão de espécies arbóreas para a recuperação de áreas degradadas por mineração**. [s.l.] Universidade Federal Rural da Amazônia, 2012.

SALOMÃO, R. P.; SANTANA, A. C.; BRIENZA JR, S. Seleção de espécies da Floresta Ombrófila Densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 139–151, 2013.

SANTOS, J. C. DOS; BRAGA, M. J.; HOMMA, A. K. O. **Determinantes de desmatamento em pólos de produção agropecuária no estado do Acre, Amazônia brasileira**. XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. **Anais...**Rio Branco: SOBER, 2008

SÃO PAULO, G. D. E. DE. **Resolução SMA nº 21, de 21 de novembro de 2001**, 2001.

SILVA, R. L. DA et al. Degradation impacts on riparian forests of the lower Mearim river, eastern periphery of Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 402, p. 92–101, 2017.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520–523, 2006.

TEIXEIRA, A. P.; RODRIGUES, R. R. Análise florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 803–813, 2006.

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

TOCANTINS, L. **A formação histórica do Acre**. Rio de Janeiro: Editora Conquistas, 1961.

TÓTHMÉRÉSZ, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetation Science**, v. 6, n. 2, p. 283–290, 1995.

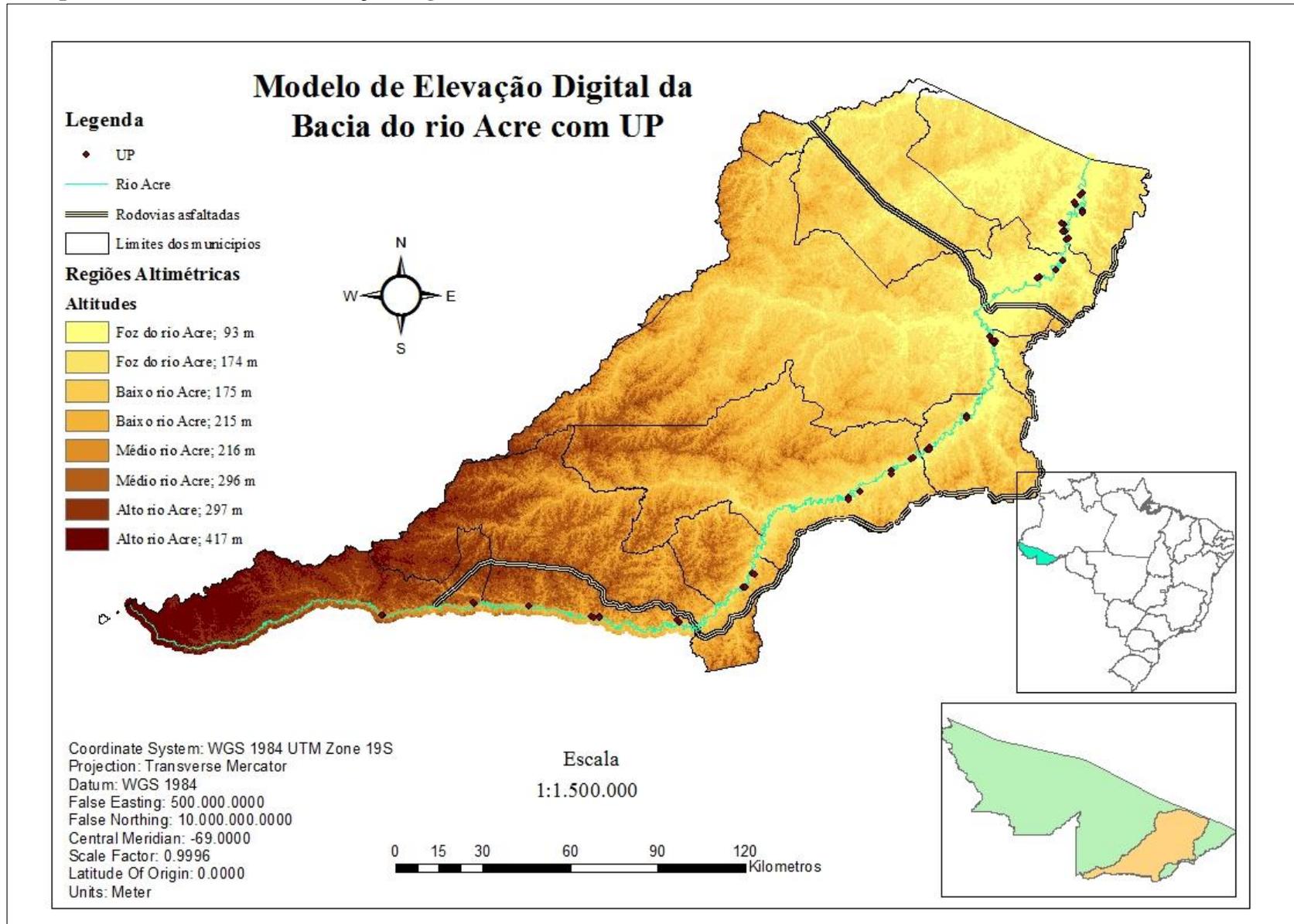
USDA FOREST SERVICE. **Riparian forest buffers function and desing for protection and enhacement of water resources**. Radnor, Pennsylvania: USDA/Forest Service, 1991.

VALETIN, J. L. **Ecologia numérica**. 2ª edição ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2012.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal**. Rio de Janeiro: FIBGE, 1991.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.

## Apêndice 1 – Modelo de Elevação Digital da Bacia do rio Acre.



**Apêndice 2 – Tabela com espécies por família e ocorrência nas fitofisionomias Floresta Densa (FD), Floresta Aberta com Palmeiras (FAP) e Floresta Aberta com Bambu (FAB)**

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>		
<b><u>Anacardiaceae</u></b>			
<u>Anacardium giganteum</u> Hancock.	<u>FD</u>		
<u>Astronium lecontei</u> Ducke.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Spondias testudinis</u> Mitchell & Daly	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Spondias mombin</u> L. var. <u>mombin</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Tapirira guianensis</u> Aubl.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Annonaceae</u></b>			
<u>Duguetia</u> sp.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Duguetia spixiana</u> Mart.		<u>FAP</u>	
<u>Ephedranthus amazonicus</u> R.E.Fr.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Onychopetalum periquino</u> (Rusby) D.M.Johnson & N.A. Murray	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Porcelia ponderosa</u> (Rusby) Rusby			
<u>Rollinia mucosa</u> (Jacq.) Baill.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>sem identificação 12</u>		<u>FAP</u>	
<u>Xylopia benthamii</u> R.E.Fr.		<u>FAP</u>	
<b><u>Apocynaceae</u></b>			
<u>Aspidosperma auriculatum</u> Markgr.	<u>FD</u>		
<u>Aspidosperma macrocarpon</u> Mart.		<u>FAP</u>	
<u>Aspidosperma parvifolium</u> A. DC.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Aspidosperma</u> sp.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Couma</u> sp.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Himatanthus succuba</u> (Spruce.) Woodson.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>sem identificação 08</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Tabernaemontana heterophylla</u> Vahl	<u>FD</u>		
<b><u>Araliaceae</u></b>			
<u>Schefflera morototoni</u> (Aubl.) Maguire, Steyerl & Frodin	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Areaceae</u></b>			
<u>Astrocaryum aculeatum</u> G. F. W			
<u>Astrocaryum murumuru</u> Mart.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Attalea butyracea</u> (Mutis ex. L. f) Wees Boer	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Attalea insignis</u> (Mart.) Drude	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Attalea maripa</u> (Aubl.) Mart.	<u>FD</u>		
<u>Attalea phalerata</u> Mart. Ex Spreng.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Bactris gasipaes</u> var. <u>chichagui</u> (H. Karst.) A.J.Hend			<u>FAB</u>
<u>Bactris monticola</u> Barb. Rod.			
<u>Chelyocarpus chuco</u> (Mart.) H.E.Moore		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Euterpe precatoria</u> M.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Iriartea deltoidea</u> Ruiz et Pav.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Mauritia flexuosa</u> L. f.		<u>FAP</u>	
<u>Oenocarpus bacaba</u> M.		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Oenocarpus bataua</u> Mart.	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>		
<b><u>Areaceae</u></b> (continuação)			
<u>Phytelephas macrocarpa Ruiz et Pav.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Socratea exorrhiza Mart.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Bignoniaceae</u></b>			
<u>Handroanthus serratifolius (Vahl.) S.O. Grose</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Handroanthus sp.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Jacaranda copaia (Aubl.) D. Don.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<b><u>Bixaceae</u></b>			
<u>Bixa urucurana Willd.</u>	<u>FD</u>		
<b><u>Boraginaceae</u></b>			
<u>Cordia alliodora (R. F.) Chaw.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Cordia sp.</u>		<u>FAP</u>	
<b><u>Burseraceae</u></b>			
<u>Protium paniculatum Engl.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Protium sp.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Tetragastris altissima (Aubl.) Swart.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Tetragastris panamensis (Engl.) Kuntze</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Caesalpinaceae</u></b>			
<u>Bauhinia acreana Harms</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Copaifera paupera (Herzog) Dwyer</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Copaifera sp.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Dialium guianensis (Aubl.) Sandw.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Hymenea courbaril L.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Hymenea oblongifolia Hub.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Macrobium acaciaefolium Benth.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Schizolobium parahyba var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Tachigali myrmecophila (Ducke) Ducke</u>	<u>FD</u>		
<b><u>Cannabaceae</u></b>			
<u>Celtis sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<b><u>Caricaceae</u></b>			
<u>Jacaratia digitata (Poepp. &amp; Endl.) Solms</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Chrysobalanaceae</u></b>			
<u>Hirtella sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Licania apetala Fritsch.</u>	<u>FD</u>		
<b><u>Clusiaceae</u></b>			
<u>Garcinia macrophylla Mart.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Garcinia madruno (Kunth.) Hammel.</u>			<u>FAB</u>
<u>Garcinia sp.</u>	<u>FD</u>		
<u>Platonia insignis Mart.</u>			<u>FAB</u>
<b><u>Combretaceae</u></b>			
<u>Terminalia oblonga (Ruiz. &amp; Pav.) Steud.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Terminalia sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>	
<b><u>Euphorbiaceae</u></b>		
<u>Actinostemon amazonicus Pax &amp; K. Hoffm.</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Caryodendron amazonicus Ducke</u>	<u>FD</u>	
<u>Hevea brasiliensis Muell. Arg.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<u>Hura crepitans L.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<u>Sapium glandulosum (L.) Morong</u>		<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<u>Sapium marmieri Hub.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<b><u>Fabaceae</u></b>		
<u>Acacia polyphylla DC.</u>		<u>FAP</u>
<u>Acacia sp.</u>	<u>FD</u>	
<u>Alexa grandiflora Ducke.</u>	<u>FD</u>	<u>FAB</u>
<u>Amburana acreana (Ducke) A.C.Sm.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Ampelocera edentula Kuhl.</u>	<u>FD</u>	
<u>Clitoria sp.</u>		<u>FAP</u>
<u>Dipteryx odorata (Aubl.) Willd.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Dipteryx sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Hymenolobium sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<b><u>Fabaceae (continuação)</u></b>		
<u>Martiodendron elatum (Ducke) Gleason</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Myroxylon balsamum Harms.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Ormosia elata Rudd</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<u>Ormosia sp.</u>		
<u>Plathymenia reticulada Benth.</u>	<u>FD</u>	
<u>Poeppigia procera Presl.</u>		<u>FAP</u>
<u>Pterocarpus rohrii Vahl.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<u>sem identificação 12</u>		
<u>Vatairea fusca (Ducke) Ducke sericea Ducke.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<b><u>Flacourtiaceae</u></b>		
<u>Banara nitida Spruce ex Benth.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Casearia gossypiospermum Briq.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>
<u>Laetia procera (Poepp.) Eichl.</u>	<u>FD</u>	
<b><u>Goupiaceae</u></b>		
<u>Goupia glabra Aubl.</u>		<u>FAP</u>
<b><u>Humiriaceae</u></b>		
<u>Sacoglottis cydonoides Cuatrec.</u>	<u>FD</u>	
<b><u>Lauraceae</u></b>		
<u>Aniba riparia (Nees) Mez</u>		<u>FAB</u>
<u>Aniba williamsii O.C.Schmidt</u>	<u>FD</u>	<u>FAB</u>
<u>Mezilaurus itauba (Meissn.) Taub.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Nectandra sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>
<u>Ocotea sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u> <u>FAB</u>

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>		
<b><u>Lecythidaceae</u></b>			
<u>Bertholletia excelsa H. B. K.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Cariniana rubra Gardner ex Miers</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Couratari macrosperma A.C.Sm.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Couroupita guianensis Aubl.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Eschweilera albiflora (DC.) Miers</u>	<u>FD</u>		
<u>Eschweilera coriacea (D.C) S.A.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Eschweilera pedicellata (Rich.) S.A. Mori</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Eschweilera sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Eschweilera sp2.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Gustavia augusta L.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Malpighiaceae</u></b>			
<u>Byrsonima basiloba A. Juss.</u>	<u>FD</u>		
<u>Byrsonima crispa A. Juss.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Byrsonima sp</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<b><u>Malvaceae</u></b>			
<u>Ceiba aff. insignis (Kunth) P.E.Gibbs &amp; Semir</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Ceiba pentandra (L.) Gaertn.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Ceiba samauma (Mart.) K. Schum.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Eriotheca globosa (Aubl.) Robin.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Guazuma sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Matisia cf. cordata</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Ochroma pyramidale Urb.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Sterculia chicomendesii E.L.Taylor</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Theobroma sp1</u>			<u>FAB</u>
<u>Theobroma sp2</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Theobroma sylvestris Mart.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<b><u>Meliaceae</u></b>			
<u>Carapa guianensis Aubl.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Cedrela odorata L.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Guarea sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Trichilia poeppigii C.Dc.</u>			<u>FAB</u>
<b><u>Mimosaceae</u></b>			
<u>Acacia polyphylla DC.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Albizia sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Calliandra sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Cedrelinga cateniformes (Ducke.) Ducke.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Enterolobium schomburgkii Benth.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Inga cf. capitata Desv.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Inga chartacea Poepp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Inga disticha Benth.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Inga grandis T.D.Penn.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Inga nobilis Willd.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Inga sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Inga thibaudina DC.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>		
<b><u>Mimosaceae</u></b> (continuação)			
<u>Inga velutina Willd.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Macrosamanea cf. pubiramea (Steud.) Barneby &amp; J.W.Grimes</u>	<u>FD</u>		
<u>Parkia nitida Miq.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Parkia pendula Benth. ex Walp.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Parkia sp1.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Piptadenia sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Stryphnodendron guianensis (Aubl.) Benth.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Zygia latifolia var. controversa Barneby &amp; J.W.Grimes sp.</u>		<u>FAP</u>	
<b><u>Monimiaceae</u></b>			
<u>Siparuna sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Moraceae</u></b>			
<u>Brosimum acutifolium Hub.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Brosimum lactescens (S.Moore) C.C.Berg</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Brosimum uleanum Mildbr.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Castilla ulei Warburg</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Clarisia racemosa Ruiz et Pav.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Ficus coerulescens (Rusby) Rossberg</u>		<u>FAP</u>	
<u>Ficus frondosa S. Moore</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Ficus sp1.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Ficus sp3.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Ficus sp4.</u>	<u>FD</u>		
<u>Ficus sp5.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Maclura tinctoria (L.) D. Don ex Steud.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Naucleopsis sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Perebea sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Perebea sp1</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Perebea sp3</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Pseudolmedia macrophylla Trécul</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Myristicaceae</u></b>			
<u>Otoba parvifolia A. C. Sm.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Virola elongata (Benth.) Warb.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<b><u>Myrtaceae</u></b>			
<u>Eugenia sp.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Nyctaginaceae</u></b>			
<u>Neea sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Olacaceae</u></b>			
<u>Aptandra tubicina (Poepp.) Benth. ex Miers</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Heisteria ovata Benth.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Miquartia guianensis Aubl.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Phytolaccaceae</u></b>			
<u>Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>		
<b><u>Polygonaceae</u></b>			
<u>Coccoloba mollis Casar.</u>	<u>FD</u>		
<u>Triplaris sp.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Putranjivaceae</u></b>			
<u>Drypetes variabilis Vitt.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Rhamaneceae</u></b>			
<u>Colubrina glandulosa Perkins</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<b><u>Rubiaceae</u></b>			
<u>Calycophyllum spruceanum Benth.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Genipa americana L.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Simira rubescens (Benth.) Bremk ex Steyerm.</u>			<u>FAB</u>
<u>Stenostomum acreanum (K.Krause) Achille &amp; Delprete</u>		<u>FAP</u>	
<b><u>Rutaceae</u></b>			
<u>Metrodorea flavida K. Krause.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Zanthoxylum rhoifolium Lam.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Sapindaceae</u></b>			
<u>Sapindus saponaria L.</u>	<u>FD</u>		
<b><u>Sapotaceae</u></b>			
<u>Ecclinusa ramiflora Mart.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Manilkara surinamensis (Miq.) Dub.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Micropholis cylindrocarpa (Poepp. &amp; Endl.) Pierre</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Micropholis sp.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Micropholis sp1.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Pouteria nemorosa Baehni</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Pouteria sp.</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Pouteria sp1.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Pouteria sp3.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>sem identificação 09</u>		<u>FAP</u>	
<b><u>Simaroubaceae</u></b>			
<u>Simarouba amara Aubl.</u>		<u>FAP</u>	
<b><u>Tiliaceae</u></b>			
<u>Apeiba membranacea Spruce ex Benth.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Ulmaceae</u></b>			
<u>Celtis schippii Trel. Ex Standl.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Urticaceae</u></b>			
<u>Cecropia ficifolia Snethl.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Cecropia sciadophylla Mart.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Pourouma minor Benoist sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>Urera caracasana (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.</u>	<u>FD</u>		<u>FAB</u>
<b><u>Violaceae</u></b>			
<u>Leonia glycyarpa Ruiz.</u>		<u>FAP</u>	
<u>Rinoreaocarpus ulei (Melch.) Ducke</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>

<u>Família/Espécies</u>	<u>Fitofisionomia</u>		
<b><u>Vochysiaceae</u></b>			
<u>Qualea tesmannii Milldb.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>Vochysia sp.</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<b><u>Sem identificação</u></b>			
<u>sem identificação 01</u>			
<u>sem identificação 02</u>	<u>FD</u>		
<u>sem identificação 03</u>		<u>FAP</u>	
<u>sem identificação 04</u>			
<u>sem identificação 05</u>		<u>FAP</u>	
<u>sem identificação 06</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>sem identificação 07</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>sem identificação 10</u>		<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>sem identificação 11</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	
<u>sem identificação 13</u>	<u>FD</u>	<u>FAP</u>	<u>FAB</u>
<u>sem identificação 14</u>	<u>FD</u>		

**Apêndice 3a - Riqueza, Diversidade e Equabilidade das UP**

<b>Localidade</b>	<b>UP</b>	<b>Região</b>	<b>Fitofisionomia</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>Equabilidade</b>
<b>Assis Brasil</b>	AB1	Alto rio Acre	Floresta Densa	19	2,209	0,481
<b>Assis Brasil</b>	AB2	Alto rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	34	3,107	0,6278
<b>Brasiléia</b>	BR1	Alto rio Acre	Floresta Densa	38	3,183	0,6
<b>Brasiléia</b>	BR2	Alto rio Acre	Floresta Densa	59	3,508	0,5514
<b>Brasiléia</b>	BR3	Alto rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	22	2,667	0,6149
<b>Brasiléia</b>	BR4	Alto rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	55	3,418	0,5309
<b>Epitaciolândia</b>	EP1	Alto rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	55	3,518	0,5881
<b>Epitaciolândia</b>	EP2	Alto rio Acre	Floresta Densa	51	3,329	0,5177
<b>Capixaba</b>	CA1	Médio Rio Acre	Floresta Densa	49	3,281	0,5187
<b>Capixaba</b>	CA2	Médio Rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	51	3,445	0,5919
<b>Capixaba</b>	CA3	Médio Rio Acre	Floresta Aberta com Bambu	19	2,715	0,7527
<b>Xapuri</b>	CHA1	Médio Rio Acre	Floresta Densa	56	3,429	0,5256
<b>Xapuri</b>	CHA2	Médio Rio Acre	Floresta Densa	27	2,963	0,6848
<b>Xapuri</b>	CHA3	Médio Rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	68	3,545	0,4895
<b>Xapuri</b>	CHA4	Médio Rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	60	3,765	0,6892
<b>Senador Guomard</b>	QU1	Baixo rio Acre	Floresta Densa	49	3,317	0,5405
<b>Senador Guomard</b>	QU2	Baixo rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	15	2,438	0,6945
<b>Senador Guomard</b>	QU3	Baixo rio Acre	Floresta Aberta com Bambu	29	2,937	0,6082
<b>Rio Branco</b>	RB1	Baixo rio Acre	Floresta Densa	39	3,36	0,7139
<b>Rio Branco</b>	RB2	Baixo rio Acre	Floresta Aberta com Bambu	25	3,052	0,806
<b>Rio Branco</b>	RB3	Baixo rio Acre	Floresta Aberta com Bambu	53	3,318	0,4998
<b>Porto Acre</b>	PA1	Foz do rio Acre	Floresta Densa	62	3,679	0,6228
<b>Porto Acre</b>	PA2	Foz do rio Acre	Floresta Densa	38	3,119	0,5778

<b>Localidade</b>	<b>UP</b>	<b>Região</b>	<b>Fitofisionomia</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>Equabilidade</b>
<b>Porto Acre</b>	PA3	Foz do rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	63	3,734	0,6383
<b>Porto Acre</b>	PA4	Foz do rio Acre	Floresta Aberta com Palmeira	64	3,444	0,4782
<b>Porto Acre</b>	PA5	Foz do rio Acre	Floresta Aberta com Bambu	37	3,201	0,629
<b>Porto Acre</b>	PA6	Foz do rio Acre	Floresta Aberta com Bambu	51	3,398	0,5646

### **Apendice 3b – Riqueza, Diversidade e Equabilidade das US**

<b>Localidade</b>	<b>US</b>	<b>Faixa</b>	<b>Declividade</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>Equabilidade</b>
<b>Assis Basil</b>	AB11	0-250m	sem declividade	7	1,039	0,5319
<b>Assis Basil</b>	AB21	0-250m	sem declividade	18	2,529	0,8661
<b>Brasiléia</b>	BR11	0-250m	sem declividade	26	2,769	0,839
<b>Brasiléia</b>	BR21	0-250m	baixa declividade	29	2,996	0,8769
<b>Brasiléia</b>	BR31	0-250m	baixa declividade	22	2,663	0,847
<b>Brasiléia</b>	BR41	0-250m	média declividade	12	2,15	0,8593
<b>Epitaciolandia</b>	EP21	0-250m	sem declividade	10	2,133	0,8838
<b>Epitaciolandia</b>	EP11	0-250m	sem declividade	15	2,097	0,7569
<b>Xapuri</b>	CHA11	0-250m	baixa declividade	24	2,783	0,8703
<b>Xapuri</b>	CHA21	0-250m	média declividade	13	2,135	0,8071
<b>Xapuri</b>	CHA31	0-250m	baixa declividade	16	2,033	0,7334
<b>Xapuri</b>	CHA41	0-250m	sem declividade	21	2,87	0,9338
<b>Capixaba</b>	CA11	0-250m	baixa declividade	17	2,677	0,9253
<b>Capixaba</b>	CA21	0-250m	baixa declividade	15	2,133	0,7741
<b>Capixaba</b>	CA31	0-250m	média declividade	19	2,714	0,9052
<b>Senador Guimard</b>	QU11	0-250m	baixa declividade	9	1,842	0,8048
<b>Senador Guimard</b>	QU21	0-250m	baixa declividade	13	1,897	0,719
<b>Senador Guimard</b>	QU31	0-250m	baixa declividade	14	2,382	0,8763
<b>Rio Branco</b>	RB11	0-250m	baixa declividade	10	2,101	0,9007
<b>Rio Branco</b>	RB21	0-250m	baixa declividade	15	2,369	0,8466
<b>Rio Branco</b>	RB31	0-250m	sem declividade	22	2,935	0,9394

<b>Localidade</b>	<b>US</b>	<b>Faixa</b>	<b>Declividade</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>Equabilidade</b>
<b>Porto Acre</b>	PA11	0-250m	alta declividade	15	2,216	0,8037
<b>Porto Acre</b>	PA31	0-250m	média declividade	22	2,813	0,9029
<b>Porto Acre</b>	PA41	0-250m	alta declividade	19	2,582	0,8623
<b>Porto Acre</b>	PA51	0-250m	média declividade	6	1,511	0,8013
<b>Porto Acre</b>	PA61	0-250m	média declividade	19	2,664	0,8887
<b>Assis Basil</b>	AB12	250-500m	sem declividade	12	2,081	0,8385
<b>Assis Basil</b>	AB22	250-500m	sem declividade	14	2,198	0,8063
<b>Brasiléia</b>	BR12	250-500m	sem declividade	19	2,643	0,8893
<b>Brasiléia</b>	BR22	250-500m	sem declividade	29	2,994	0,8773
<b>Brasiléia</b>	BR42	250-500m	média declividade	23	2,891	0,9053
<b>Epitaciolandia</b>	EP12	250-500m	sem declividade	15	2,131	0,7737
<b>Epitaciolandia</b>	EP22	250-500m	sem declividade	21	2,784	0,9119
<b>Xapuri</b>	CHA12	250-500m	baixa declividade	17	2,137	0,7316
<b>Xapuri</b>	CHA22	250-500m	sem declividade	15	2,533	0,9348
<b>Xapuri</b>	CHA32	250-500m	baixa declividade	27	2,851	0,8487
<b>Xapuri</b>	CHA42	250-500m	sem declividade	9	1,957	0,8735
<b>Capixaba</b>	CA12	250-500m	baixa declividade	27	3,059	0,9207
<b>Capixaba</b>	CA22	250-500m	média declividade	31	2,96	0,8478
<b>Senador Guiomard</b>	QU12	250-500m	sem declividade	15	2,213	0,8067
<b>Senador Guiomard</b>	QU22	250-500m	sem declividade	20	2,751	0,9128
<b>Senador Guiomard</b>	QU32	250-500m	baixa declividade	2	0,4506	0,65
<b>Rio Branco</b>	RB12	250-500m	baixa declividade	11	2,219	0,9024
<b>Rio Branco</b>	RB22	250-500m	baixa declividade	21	2,568	0,8204
<b>Rio Branco</b>	RB32	250-500m	sem declividade	3	1,011	0,8962
<b>Porto Acre</b>	PA12	250-500m	alta declividade	25	2,97	0,9095
<b>Porto Acre</b>	PA22	250-500m	alta declividade	18	2,728	0,9232
<b>Porto Acre</b>	PA32	250-500m	alta declividade	20	2,893	0,9501
<b>Porto Acre</b>	PA42	250-500m	alta declividade	27	2,92	0,8711
<b>Porto Acre</b>	PA52	250-500m	média declividade	10	1,8	0,7658
<b>Porto Acre</b>	PA62	250-500m	baixa declividade	5	0,9836	0,5902
<b>Assis Basil</b>	AB23	500-750m	sem declividade	9	1,925	0,8432
<b>Brasiléia</b>	BR23	500-750m	sem declividade	17	2,581	0,8992

<b>Localidade</b>	<b>US</b>	<b>Faixa</b>	<b>Declividade</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>Equabilidade</b>
<b>Brasília</b>	BR43	500-750m	média declividade	13	1,966	0,7462
<b>Epitaciolândia</b>	EP23	500-750m	sem declividade	20	2,716	0,8893
<b>Epitaciolândia</b>	EP13	500-750m	sem declividade	22	2,898	0,9313
<b>Xapuri</b>	CHA13	500-750m	baixa declividade	23	2,968	0,9415
<b>Xapuri</b>	CHA33	500-750m	baixa declividade	30	2,972	0,8583
<b>Xapuri</b>	CHA43	500-750m	sem declividade	25	2,986	0,9188
<b>Capixaba</b>	CA13	500-750m	baixa declividade	16	2,259	0,7892
<b>Capixaba</b>	CA23	500-750m	média declividade	12	2,299	0,8951
<b>Senador Guimard</b>	QU13	500-750m	sem declividade	16	2,362	0,8402
<b>Rio Branco</b>	RB13	500-750m	baixa declividade	10	2,087	0,9007
<b>Rio Branco</b>	RB23	500-750m	baixa declividade	9	1,721	0,7475
<b>Porto Acre</b>	PA13	500-750m	alta declividade	22	2,858	0,9164
<b>Porto Acre</b>	PA23	500-750m	alta declividade	12	2,233	0,8985
<b>Porto Acre</b>	PA33	500-750m	alta declividade	15	2,558	0,927
<b>Porto Acre</b>	PA43	500-750m	alta declividade	22	2,537	0,8091
<b>Porto Acre</b>	PA53	500-750m	média declividade	10	2,16	0,9153
<b>Porto Acre</b>	PA63	500-750m	sem declividade	21	2,545	0,8237
<b>Brasília</b>	BR24	750-1.000m	sem declividade	2	0,5623	0,8113
<b>Brasília</b>	BR44	750-1.000m	baixa declividade	24	3,015	0,9381
<b>Epitaciolândia</b>	EP24	750-1.000m	sem declividade	19	2,652	0,8972
<b>Epitaciolândia</b>	EP14	750-1.000m	alta declividade	11	2,229	0,9259
<b>Xapuri</b>	CHA14	750-1.000m	baixa declividade	3	0,8676	0,7897
<b>Xapuri</b>	CHA34	750-1.000m	baixa declividade	29	2,851	0,8383
<b>Xapuri</b>	CHA44	750-1.000m	sem declividade	28	3,062	0,9141
<b>Capixaba</b>	CA14	750-1.000m	baixa declividade	11	1,885	0,7449
<b>Capixaba</b>	CA24	750-1.000m	média declividade	12	2,323	0,9163
<b>Senador Guimard</b>	QU14	750-1.000m	sem declividade	21	2,782	0,8986

<b>Localidade</b>	<b>US</b>	<b>Faixa</b>	<b>Declividade</b>	<b>S</b>	<b>H'</b>	<b>Equabilidade</b>
<b>Rio Branco</b>	RB14	750- 1.000m	sem declividade	13	2,414	0,9155
<b>Rio Branco</b>	RB24	750- 1.000m	baixa declividade	21	2,641	0,8603
<b>Porto Acre</b>	PA14	750- 1.000m	alta declividade	27	3,038	0,9114
<b>Porto Acre</b>	PA24	750- 1.000m	alta declividade	19	2,395	0,7905
<b>Porto Acre</b>	PA34	750- 1.000m	alta declividade	16	2,248	0,7876
<b>Porto Acre</b>	PA44	750- 1.000m	alta declividade	21	2,701	0,8716
<b>Porto Acre</b>	PA54	750- 1.000m	média declividade	17	2,664	0,9196
<b>Porto Acre</b>	PA64	750- 1.000m	sem declividade	21	2,848	0,9268

**Apêndice 4a – Contribuição para a variância total de cada fator, após rotação ortogonal pelo método Varimax.**

Fator	Variância	Diferença	Proporção	Acumulado
Fator 1	4,46360	3,54130	0,6985	0,6985
Fator 2	0,92230	0,22048	0,1443	<b>0,8429</b>
Fator 3	0,70182	0,22703	0,1098	0,9527
Fator 4	0,47479	0,14325	0,0743	1,0270
Fator 5	0,33153	0,06038	0,0519	1,0789
Fator 6	0,27115	0,22062	0,0424	1,1213
Fator 7	0,05053	-	0,0079	1,1292

**Apêndice 4b – Escores fatoriais rotacionados e contribuição para variâncias únicas de cada variável**

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5	Fator 6	Fator 7	Unicidade
DR	<b>0,9468</b>	-0,0164	0,0159	-0,0411	-0,1470	-0,0647	0,0095	0,0754
FR	<b>0,9286</b>	0,0129	0,0801	0,0948	0,2109	-0,0348	0,0435	0,0746
DoR	<b>0,9254</b>	0,0344	0,0235	-0,0311	-0,1794	-0,1330	-0,0309	0,0901
DR dummy	<b>0,7868</b>	0,1117	0,0157	-0,0180	0,1483	0,3526	0,0711	0,2165
FR dummy	<b>0,7334</b>	0,0521	0,0576	0,0840	0,4298	0,1186	-0,0017	0,2501
DoR dummy	<b>0,7967</b>	0,0246	0,0094	-0,0210	0,1004	0,3135	-0,1160	0,2424
Restauração	-0,0293	<b>0,2431</b>	0,0300	0,4085	0,0318	-0,0115	-0,0546	0,7682
Objetos	0,0086	<b>0,5859</b>	0,1043	0,0569	0,0143	0,0300	0,0334	0,6403
Alimentação humana	0,0582	<b>0,1132</b>	0,5452	0,1476	-0,0138	-0,0659	-0,0158	0,6600
Energia	0,0432	<b>0,1003</b>	0,0560	0,3918	0,0657	-0,0235	0,0146	0,8263
Medicinal	0,0695	<b>0,4177</b>	0,2469	0,3222	0,0904	0,0248	0,1283	0,6307
Alimentação fauna	0,1633	<b>0,1312</b>	0,5574	-0,0600	0,0496	0,0690	0,0147	0,6343
Comercial	0,1382	<b>0,5366</b>	0,0842	0,0502	-0,0052	0,0091	-0,0885	0,6754

**Apêndice 4c - Medida de Adequação da amostragem, pelo método Kaiser-Meyer-Olkin**

Variável	KMO
DR	0,8139
FR	0,8431
DoR	0,8021
DR dummy	0,8508
FR dummy	0,8243
DoR dummy	0,8787
Restauração	0,6078
Objetos	0,6058
Alimentação humana	0,5841
Energia	0,6658
Medicinal	0,6693
Alimentação fauna	0,6501
Comercial	0,6514
<b>Geral</b>	<b>0,8033</b>