



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA INTEGRADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E
RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

USO E MANEJO DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA SOBRE *TERRA PRETA* POR COMUNIDADES TRADICIONAIS NA REGIÃO DO MÉDIO RIO MADEIRA, AMAZONAS, BRASIL

ANDRÉ BRAGA JUNQUEIRA

Manaus - Amazonas
Julho de 2008

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA INTEGRADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E
RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

USO E MANEJO DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA SOBRE *TERRA PRETA* POR COMUNIDADES TRADICIONAIS NA REGIÃO DO MÉDIO RIO MADEIRA, AMAZONAS, BRASIL

ANDRÉ BRAGA JUNQUEIRA

Orientador: Dr. Charles Roland Clement
Co-orientador: Dr. Glenn Harvey Shepard Jr.

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

Manaus - Amazonas
Julho de 2008

J95

Junqueira, André Braga

Uso e manejo da vegetação secundária sobre *Terra Preta* por comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil / André Braga Junqueira.--- Manaus : [s.n.], 2008.

ix, 126 f. : il.

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

Orientador: Charles Roland Clement

Co-orientador: Glenn Harvey Shepard Jr.

Área de concentração: Botânica

1. Florestas secundárias – Amazônia. 2. Solos antrópicos. 3. Etnobotânica. 4. Terra Preta de Índio. I.Título.

CDD 19. ed. 581.5

Sinopse:

Foram comparadas áreas de florestas secundárias sobre solos antrópicos e solos não antrópicos quanto à estrutura da vegetação, composição de espécies e quanto à sua utilização por comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil.

Palavras chave:

Sucessão secundária, solos antrópicos, etnobotânica.

Agradecimentos

Ao CNPq pela bolsa concedida;

Ao programa BECA (Bolsas de Estudo para a Conservação da Amazônia – Instituto Internacional de Educação do Brasil e Fundação Moore) pelo apoio financeiro;

Ao Idea Wild pelo financiamento de equipamentos de campo;

Às secretárias da pós-graduação da Botânica, Neide e Giselle, pela eficiência e solicitude;

Ao Charles Clement, orientador, pela confiança no meu trabalho, pela orientação impecável, e pela amizade que construímos;

Ao Glenn Shepard, co-orientador, por olhar através dos olhos dos caboclos;

Aos avaliadores do plano de dissertação e aos membros da banca da aula de qualificação: Nigel Smith, Laura German, Bruce Nelson, Ari Hidalgo e Henrique Pereira;

Aos avaliadores da dissertação: Lin Chau Ming, Bruce Nelson, Laure Emperaire, Ulysses Albuquerque e William Balée;

À Flávia Costa, Eduardo Venticinque, Ricardo Braga Neto, Gabriela Zuquim, Ana Catarina Jakovac, Daniel Munari, Fábio Röhe, Charles Zartman e Oliver Phillips pela ajuda com as análises estatísticas;

Ao José Ramos, Paulo Assunção, Mike Hopkins, Mário Terra, Mário Fernandez, Ana Catarina Jakovac e Kalle Ruokolainen pela ajuda fundamental para a identificação de plantas;

Aos técnicos do Laboratório Temático de Solos e Plantas (LTSP) pela realização das análises de solo;

Ao Newton Falcão e Wenceslau Teixeira pelo auxílio na interpretação dos resultados de solo;

Ao William Woods, Eduardo Neves, Susanna Hecht e Charles Mann pelas discussões enriquecedoras sobre a Terra Preta;

À Nadja Lepsch Cunha pelo auxílio na obtenção da autorização do CGEN;

Ao João Ipy, Astrogildo Araújo, Raimundo Teixeira de Souza, Getúlio Nascimento e Luiz Carlos Faria da Cruz pelo apoio para a realização de reuniões e obtenção de autorizações junto às comunidades;

Aos ajudantes de campo Raimundo Nonato Soares Barros (Pindu), Silvestre Arcanjo de Souza, José Rodrigues de Souza (Zeca Arcanjo) e Raimundo Furtado Neto (Mila) por terem se embrenhado junto comigo entre espinhos e cabas atrás das plantas das capoeiras;

A todos os moradores das comunidades Água Azul, Barreira do Capanã e Terra Preta do Atininga pelo futebol em sítios arqueológicos e pela partilha do peixe, da farinha, dos saberes;

Ao James Fraser, companheiro de algumas viagens de campo e de muitas skóis nos botecos manicoreenses, pelo olhar antropológico sobre o meu trabalho e pelas conversas que aos poucos vão se tornando ciência;

Ao Glauco Machado e José Luís Camargo por terem contribuído de forma definitiva com o aprimoramento do meu olhar científico sobre o mundo;

Ao Paguá, Maniva, Dito e Timbó, canis tão familiaris que são família;

A todos os amigos da botânica, em especial ao Mário Terra, Mário Fernandez, Fumaça, Pernambuco, Lili, Sejana, Tati, Bel, Welma, Ressi, Fê e Josephina, pela alegria, agonia, e outras emoções compartilhadas ao longo desses dois anos e pouco;

Aos amigos manauaras de coração: Dadão, Marina, Angelita, Carlão, Fumaça, Mário Terra, Letícia, Mário Fernandez, Natacha, Fê, Bel, Welma, Gonçalo, e a todos os outros que aqui não mencionei, pelo bem que vocês fazem para mim, para Manaus e para a Amazônia;

A Nação Acariquara (opa!): Thayná, Saci, Gabi, Mindu e Cata e aos agregados Bogão, Manô, Trupico, Francês, Bia e Ciro. Vocês fazem a Amazônia ficar muito mais bonita;

Aos PousoAlegrenses: Pistol, Du, Keka, Má, Ana, Bréu, João Gabriel, Poia, Briza, Átila, Laura, Felipe, Carol, Beta, Klebão, Bruno, Lena, Lalá, pela amizade que desafia a distância e o tempo;

A todos os (muitos) amigos da bio, em especial ao Gabriel, Pedrão, Gato, Japa, Bem Louco, Pexe, Rosalitos, Guaru e Brutus, pelos tantos encontros, desencontros e reencontros que tivemos e ainda teremos;

Aos Jurênicos: o sonho continua vivo aqui na filial norte;

Ao Sambozo pela overdose de samba e choro nas curtas visitas à terra da garoa;

Ao Lib pelos bons ventos que sopra para qualquer lugar onde eu esteja;

Ao Túlio, Lu, João, Thiago e a toda a família querida pelo apoio incondicional, pela saudade compartilhada e pelo amor de amplo alcance geográfico. Só consigo estar longe porque levo vocês aqui dentro;

Ao João, Nat e Nicole pelo futuro que os aguarda e me inspira;

À Catá pelo cotidiano feliz, pelos feriados decretados, pela vida compartilhada, por sorrir e fazer sorrir, pelo amor de todo dia.

Resumo

Uso e manejo da vegetação secundária sobre *Terra Preta* por comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil

Na Amazônia ocorrem solos antrópicos associados a assentamentos indígenas pré-colombianos chamados de *Terra Preta de Índio* (TPI). Diversos processos ecológicos e culturais associados à TPI permanecem desconhecidos ou muito pouco estudados, entre eles as trajetórias sucessionais da vegetação associada a esses solos e a importância das florestas secundárias que se desenvolvem sobre eles para as populações tradicionais. Esse trabalho teve como objetivo comparar florestas secundárias sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos quanto à estrutura da vegetação, composição de espécies e quanto à utilização por populações tradicionais na região do médio Rio Madeira. Em três comunidades tradicionais no município de Manicoré foram estabelecidas 52 parcelas de 25x10 m sobre florestas secundárias de diversas idades sobre solos antrópicos e não-antrópicos. Em cada parcela foram coletadas amostras de solo e amostrados os indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm e todas as palmeiras com mais de um metro de altura. Dados etnobotânicos sobre a utilização de florestas secundárias foram obtidos através de entrevistas com 62 moradores das três comunidades. As florestas secundárias sobre solos antrópicos são floristicamente distintas de florestas secundárias sobre solos não-antrópicos e possuem maior abundância e riqueza de espécies domesticadas. O valor de uso dessas florestas secundárias é maior do que o valor de uso de florestas secundárias sobre solos não-antrópicos. Foram identificadas espécies indicadoras de solos antrópicos, tanto a partir dos dados de vegetação quanto dos dados etnobotânicos das entrevistas. A longa e intensa associação dos solos antrópicos com a atividade humana levou ao surgimento de florestas secundárias distintas e favoreceu a concentração de espécies úteis e domesticadas nesses ambientes. Isso faz com que os solos antrópicos funcionem como *reservatórios de agrobiodiversidade*. Florestas secundárias sobre solos antrópicos são uma importante fonte de recursos para populações tradicionais e representam ecossistemas únicos, contribuindo para a alta heterogeneidade e biodiversidade que caracterizam a paisagem da Amazônia.

Abstract

Use and management of secondary forests on Terra Preta by traditional communities on the middle Madeira River, Amazonas, Brazil

Throughout Amazonia anthropogenic soils associated with pre-Columbian settlements are called *Terra Preta de Índio* (Indian Dark Earths, TPI). Ecological and cultural processes associated with TPI remain unknown or poorly studied, among them the successional pathways of the vegetation associated with these soils and the importance of secondary forests that grow on them for traditional people. The aims of this study were to compare secondary forests on anthropogenic soils and non-anthropogenic soils with respect to the vegetation structure, species composition, and their use by traditional people on the middle Madeira River, Amazonas, Brazil. Fifty-two 25x10 m plots were established on secondary forests in several stages of regrowth in three traditional communities located in the municipality of Manicoré. In each plot composite soil samples were collected and all woody individuals with diameter at breast height ≥ 5 cm and all palms higher than 1 m were sampled. Ethnobotanical data about the use of secondary forests was obtained through interviews with 62 local residents in the three communities. Secondary forests on anthropogenic soils are floristically distinct from those on non-anthropogenic soils and have a higher density and richness of domesticated species. The use value of these secondary forests is higher than that of secondary forests on non-anthropogenic soils. The indicator species of anthropogenic soils were identified, using data from the vegetation sampling as well as that obtained from the interviews. The long and intense association of anthropogenic soils with human activity has led to the formation of distinct secondary forests and has favored the concentration of useful and domesticated species. Consequently, anthropogenic soils and associated secondary forests may function as *agrobiodiversity reservoirs*. Secondary forests on anthropogenic soils are an important resource for traditional populations and represent unique human-influenced ecosystems that contribute to the high heterogeneity and biodiversity that characterize the Amazonian landscape.

Lista de figuras

Figura 1. Localização da área de estudo no município de Manicoré, AM.....	23
Figura 1.1. Localização da área de estudo no município de Manicoré, AM.....	40
Figura 1.2. Análise de componentes principais (PCA) das variáveis químicas e físicas do solo coletado em 52 parcelas em florestas secundárias sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos em três comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil.	45
Figura 1.3. Número de espécies lenhosas com DAP ≥ 5 cm exclusivas e compartilhadas entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) nas famílias amostradas em parcelas de florestas secundárias	46
Figura 1.4. Regressões entre o número de indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm, riqueza de espécies lenhosas com DAP ≥ 5 cm e área basal da parcela com a idade da floresta secundária em 26 parcelas de solos antrópicos (TP) e 26 parcelas sobre solos não-antrópicos (SNA).	49
Figura 1.5. Análises multidimensionais não-métricas (NMDS) com dois eixos de ordenamento para (A) a comunidade de indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm e (B) a comunidade de palmeiras ≥ 1 m de altura amostrados em parcelas de florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e sobre solos não-antrópicos (SNA).....	51
Figura 1.6. Box-plot mostrando a comparação entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto à riqueza de espécies domesticadas.	52
Figura 1.7. Regressões entre o número de indivíduos de palmeiras com mais de 1 m de altura e a riqueza de espécies de palmeiras com mais de 1 m de altura com a idade da floresta secundária	54
Figura 2.1. Localização da área de estudo no município de Manicoré, AM.....	66
Figura 2.2. Box-plots mostrando a comparação entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto ao número de etnoespécies citadas.	69
Figura 2.3. Número de etnoespécies versus (A) o número de informantes que citaram a etnoespécie e (B) o valor de uso da etnoespécie (VU_s).	70
Figura 2.4. Box-plots mostrando a comparação entre capoeiras de solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto ao valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) da vegetação secundária (n=62).	71
Figura 2.5. Comparação entre capoeiras de solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto à média do valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) e contribuição relativa das categorias de uso para o VU_{ia} total.	71
Figura 2.6. Box-plots mostrando as comparações entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto ao valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) da vegetação secundária dentro das categorias de uso (n=62).	72

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL	1
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Florestas secundárias	1
1.1.1. Extensão e agentes formadores	1
1.1.2. Importância ecológica, econômica e etnobotânica.....	2
1.1.3. Agricultura itinerante e manejo da sucessão secundária.....	4
1.2. A Terra Preta de Índio.....	7
1.2.1. Terra Preta: primeiras descrições e hipóteses sobre a origem.....	7
1.2.2. Terra Preta: caracterização com base no conhecimento atual.....	10
1.2.3. O papel da Terra Preta nas teorias sobre a ocupação da Amazônia e o surgimento da agricultura	12
1.2.4. Distribuição e ocorrência da Terra Preta.....	14
1.2.5. Uso atual das manchas de Terra Preta.....	15
1.2.6. A vegetação sobre Terra Preta	16
2. JUSTIFICATIVA	19
3. OBJETIVOS.....	21
3.1. Objetivo geral.....	21
3.2. Objetivos específicos	21
4. MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1. Caracterização da área de estudo	22
4.1.1. O Rio Madeira.....	22
4.1.2. O médio Rio Madeira e o município de Manicoré.....	22
4.1.3. Clima, solos e vegetação	24
4.1.4. Aspectos socioeconômicos	24
4.1.5. Ocorrência de TPI na região	25
4.2. Comunidades estudadas	25
4.2.1. Localização geográfica e extensão das manchas de TPI.....	25
4.2.2. Histórico de ocupação e uso atual da terra.....	26
4.2.3. Aspectos éticos da pesquisa	27
4.3. Amostragem da vegetação secundária.....	29
4.3.1. Diagnóstico inicial	29
4.3.2. Delineamento experimental	29
4.3.3. Análise dos dados.....	30
4.4. Análises de solo	31
4.4.1. Coleta e análises químicas e físicas	31
4.4.2. Análise dos dados.....	31
4.5. Entrevistas.....	32
4.5.1. Tipos de entrevista aplicados	32
4.5.2. Categorias de uso	33
4.5.3. Métodos etnobotânicos quantitativos.....	33
4.5.4. Análise dos dados.....	34
CAPÍTULO 1 - SUCESSÃO SECUNDÁRIA SOBRE SOLOS ANTRÓPICOS NA REGIÃO DO MÉDIO RIO MADEIRA, AMAZONAS, BRASIL: O PAPEL DA TERRA PRETA DE ÍNDIO COMO RESERVATÓRIO DE AGROBIODIVERSIDADE.....	35
1. INTRODUÇÃO	37
2. MATERIAL E MÉTODOS	39
2.1. Área de estudo e população local	39
2.2. Desenho amostral.....	41
2.3. Coleta de dados	42
2.4. Análise dos dados	42
3. RESULTADOS	44
3.1. Solo	44
3.2. Indivíduos lenhosos com DAP \geq 5 cm	46
3.3. Palmeiras no sub-bosque.....	53
4. DISCUSSÃO	55
5. CONCLUSÕES	59

CAPÍTULO 2 - VALOR DE USO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS SOBRE SOLOS ANTRÓPICOS E SOLOS NÃO-ANTRÓPICOS PARA COMUNIDADES TRADICIONAIS NO MÉDIO RIO MADEIRA, AMAZONAS, BRASIL	61
1. INTRODUÇÃO	64
2. MATERIAL E MÉTODOS	65
3. RESULTADOS	69
4. DISCUSSÃO	73
5. CONCLUSÕES	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
ANEXOS	97

INTRODUÇÃO GERAL

1. Introdução

O papel do homem como agente transformador da paisagem na Amazônia pré-colonial foi por muito tempo negligenciado. A idéia de que a Amazônia seria uma floresta relativamente uniforme, primitiva e minimamente impactada por humanos no passado tem dado lugar à visão de que a floresta amazônica atual é um mosaico de paisagens naturais e paisagens domesticadas pela ação humana. Tanto as variações biológicas quanto as culturais que hoje se observam são resultado da história complexa e dinâmica dos sistemas homem-ambiente (Heckenberger *et al.* 2007). Diversos estudos têm mostrado que no passado algumas áreas na Amazônia eram densamente povoadas, altamente produtivas, e com sistemas complexos de organização social. Essas sociedades converteram áreas de floresta primária em paisagens domesticadas, provocando transformações em escala relativamente grande na flora, fauna e nos solos da região amazônica.

A *Terra Preta de Índio* (TPI) é um produto desse processo de domesticação da paisagem. Muitos dos processos ecológicos e culturais associados a esse tipo de solo, no entanto, permanecem incompreendidos. Esse trabalho pretende suprir parte dessa deficiência através do estudo da vegetação secundária sobre TPI e suas formas de utilização e manejo.

1.1. Florestas secundárias

1.1.1. *Extensão e agentes formadores*

Florestas secundárias são florestas que se desenvolvem após distúrbios naturais ou antrópicos em áreas originalmente ocupadas por formações florestais. Mais da metade de todas as florestas do mundo (60%) podem ser consideradas florestas secundárias de origem antrópica, compostas por espécies nativas regenerantes com indícios claros de ação humana ou formadas através da regeneração natural assistida e de manejo intensivo (FAO 2005). A maior parte dessas florestas se concentra nas regiões tropicais, onde sua extensão e

importância têm aumentado constantemente, acompanhando o crescimento demográfico, a migração de populações rurais para centros urbanos seguida do abandono de antigas áreas, e à medida que as florestas primárias são exploradas, fragmentadas, ou convertidas para usos agrícolas (Brown & Lugo 1990; Thomlinson *et al.* 1996; Whitmore 1997; Chazdon & Coe 1999; Smith *et al.* 1999; Gavin 2004). Atualmente, as florestas tropicais secundárias são um dos ecossistemas em maior expansão no planeta (Gavin 2004).

Somente na América do Sul a perda em área de floresta primária é estimada em 3,3 milhões de hectares/ano (-0,53%) (FAO 2005). Na Amazônia, a maior parte do desmatamento se deve à formação de pastagens (Fearnside & Guimarães 1996), e o abandono dessas áreas é um dos principais responsáveis pela formação de florestas secundárias (Uhl *et al.* 1988). A agricultura itinerante (“corte-e-queima”) também é considerada uma importante causa do desmatamento e da formação de florestas secundárias na Amazônia (Serrão *et al.* 1996), mas os distúrbios na floresta provocados pela formação de pastagens são muito maiores e prolongados do que os provocados pela agricultura itinerante (Uhl *et al.* 1988).

1.1.2. *Importância ecológica, econômica e etnobotânica*

As florestas secundárias desempenham diversas funções ecológicas importantes. O crescimento da floresta pode ser considerado uma forma barata e eficaz de reflorestamento, protegendo o solo contra erosão e recuperando a fertilidade do solo (Szott & Palm 1996; Emrich *et al.* 2000). Em paisagens fragmentadas, as florestas secundárias podem funcionar como ilhas de habitat para fauna (Andrade & Rubio-Torgler 1994) e refúgios para a biodiversidade vegetal (Lamb *et al.* 1997).

As trajetórias sucessionais em áreas antropogênicas são extremamente difíceis de se prever, uma vez que dependem da interação entre fatores sítio-específicos e do histórico de uso da terra (Guariguata & Ostertag 2001; Mesquita *et al.* 2001). Porém, de maneira geral, se houverem fontes de propágulos próximas e se o uso da terra antes do abandono não tiver sido muito intenso, o poder regenerativo das florestas neotropicais é alto (Guariguata & Ostertag 2001). Em áreas de utilização “leve”, a biomassa e a riqueza de espécies podem atingir valores próximos aos de florestas maduras em um tempo relativamente curto (Uhl *et al.* 1988; Brown & Lugo 1990; Finegan 1996). Devido a esse alto poder regenerativo, as florestas secundárias são muito eficientes no seqüestro de carbono, compensando parte da emissão de

gases do efeito estufa produzidos pelo desmatamento (Lugo & Brown 1992; Fearnside & Guimarães 1996; Kotto-Same *et al.* 1997; Houghton *et al.* 2000; Grace 2004). De fato, a maioria do potencial de seqüestro de carbono da Amazônia se deve ao acúmulo de biomassa em florestas regenerantes (Brown & Lugo 1992).

Diversos estudos enfatizam a importância das florestas secundárias como fonte de recursos vegetais (e.g. Balée & Gély 1989; Brown & Lugo 1990; Dubois 1990; Finegan 1992; Grenand 1992; Lugo 1992; Salick 1992; Salick *et al.* 1995; Toledo *et al.* 1995). Apesar de ser amplamente aceito que as florestas primárias oferecem uma grande variedade de produtos madeireiros e não-madeireiros (Prance *et al.* 1987; Peters *et al.* 1989; Phillips *et al.* 1994; Prance 1998), a sucessão pode dar origem a florestas secundárias com alto valor utilitário (Chazdon & Coe 1999). Diversos estudos etnobotânicos nos neotrópicos mostram que as florestas secundárias são mais intensamente utilizadas por populações tradicionais do que as florestas primárias (Unruh & Alcorn 1987; Unruh & Flores-Paitán 1987; Grenand 1992; Salick 1992; Hernandez & Benavides 1995; Toledo *et al.* 1995; Voeks 1996; Chazdon & Coe 1999; Toledo & Salick 2006). As florestas secundárias podem ser consideradas vitais para a sobrevivência de comunidades tradicionais devido às importantes funções que cumprem para a nutrição local, saúde alternativa e segurança alimentar e econômica (Gavin 2004).

Muitas espécies arbóreas de crescimento rápido presentes nas florestas secundárias são reconhecidas pelo seu valor madeireiro (Wadsworth 1987; Finegan 1992). A abundância relativa de espécies madeireiras pode ser maior em florestas secundárias do que em florestas maduras (Chazdon & Coe 1999; Toledo *et al.* 1995; Toledo & Salick 2006). A vegetação secundária também fornece uma ampla variedade de produtos não-madeireiros úteis e/ou de valor econômico, incluindo frutos, produtos medicinais, além de serem um importante atrativo para animais de caça (Chambers and Leach 1989; Corlett 1995; Voeks 1996; Coomes *et al.* 2000). Florestas tropicais secundárias podem ser mais favoráveis para o manejo sustentável do que florestas primárias devido à sua alta abundância total e relativa de espécies úteis, maior proximidade de assentamentos humanos, e estrutura etária mais homogênea (Brown & Lugo 1990; Finegan 1992; Weaver 1995; Guariguata 1999). Para as gerações futuras, é provável que essas florestas se tornem a principal fonte de madeira e recursos não-madeireiros nas regiões tropicais (Chazdon & Coe 1999).

1.1.3. Agricultura itinerante e manejo da sucessão secundária

Na Amazônia, extensas áreas de florestas secundárias são formadas não somente ao longo de estradas nas zonas de colonização e fronteiras agrícolas, mas também ao longo da calha principal do rio Amazonas, seus tributários e interflúvios, através da prática da agricultura itinerante, ou agricultura de “corte-e-queima” (Steininger 1996; Alves *et al.* 1997; Tucker *et al.* 1998). A agricultura itinerante é um dos sistemas agrícolas mais antigos e ainda amplamente utilizado por comunidades tradicionais em diversas regiões tropicais (Walker & Homma 1996; Denevan 2001), e pode ser definida como qualquer sistema agrícola contínuo no qual clareiras temporárias são cultivadas por um período mais curto do que são deixadas em “pousio” (período em que as áreas não são cultivadas; Conklin 1961). Nesse sistema as populações cultivam a terra por alguns anos, e depois a deixam converter gradualmente em florestas secundárias através de uma combinação de sucessão natural e manejo tradicional (Posey 1984; Balée & Gély 1989; Balée 1989; Irvine 1989; Gómez-Pompa & Kaus 1990; Alcorn 1995; Toledo & Salick 2006). Uma parte significativa da formação de florestas secundárias na região amazônica se deve à criação de capoeiras por pequenos agricultores que praticam agricultura itinerante: somente na Amazônia brasileira é praticada por mais de 500.000 agricultores, afeta uma área de mais de 10 milhões de hectares e produz 80% dos alimentos da região (Serrão 1995; Serrão *et al.* 1996; Coomes *et al.* 2000).

Diversos estudos sugerem que a agricultura itinerante é complexa e não-destrutiva, causando apenas distúrbios em pequena escala e mimetizando a dinâmica da floresta tropical (e.g. Salick 1989; Smith *et al.* 1999; Coomes *et al.* 2000; Hamlin & Salick 2003). Em muitos casos, uma vez que existe uma quantidade suficiente de floresta secundária, o corte de florestas mais velhas não é mais favorável porque as árvores maiores nessas florestas requerem muito mais trabalho para derrubar e oferecem somente um aumento moderado na fertilidade do solo sob elas (Smith *et al.* 1997) – ou seja, os agricultores preferem utilizar as florestas secundárias mais do que as florestas primárias para as novas roças. Esse não é, no entanto, um padrão que pode ser generalizado, pois, particularmente em áreas sujeitas à utilização intensiva, o tempo de pousio pode não ser suficiente para que sejam restabelecidos os teores de nutrientes do solo, levando ao esgotamento do solo e à busca de áreas de floresta primária para o estabelecimento de novas roças.

A queima da vegetação causa impactos significativos na ciclagem de nutrientes da floresta. A maior parte dos nutrientes da biomassa é volatilizada durante a queima (Fernandez

et al. 1997), 99% da serrapilheira e das raízes superficiais são consumidas pelo fogo (Kaufmann *et al.* 1995), e ocorre uma intensa lixiviação de nutrientes nos primeiros anos após o corte-e-queima (Uhl & Jordan 1984). Além disso, diversos fatores relacionados às práticas agrícolas podem afetar a dinâmica da paisagem em áreas onde a agricultura itinerante é praticada, aumentando consideravelmente seus impactos (Metzger 2002). A “sustentabilidade” da agricultura itinerante está relacionada à sua distribuição no tempo (curto período de distúrbio e longo período de pousio) e não no espaço (Fox *et al.* 1995). A redução no tempo de pousio, portanto, como resposta à crescente demanda por alimentos e à expansão demográfica, parece ser o principal fator determinante da dinâmica da paisagem e principal responsável pela expansão da agricultura itinerante, considerada uma causa importante das mudanças no uso e cobertura da terra nos trópicos, particularmente do desmatamento (Denich 1991; Metzger 2002). Serrão *et al.* (1996) estimam que de 30 a 35 % do desmatamento na Amazônia se deve à prática de agricultura itinerante. No entanto, na Amazônia brasileira, a maior parte das alterações no uso da terra se deve à agricultura industrial e à formação de pastagens, e não à agricultura itinerante (Fearnside & Guimarães 1996).

A sucessão secundária e as práticas tradicionais de agricultura e manejo da vegetação são processos intimamente relacionados, uma vez que as populações tradicionais utilizam intensamente as formações secundárias e podem alterar o curso da sucessão natural (Denevan & Treacy 1987; Irvine 1989; Salick 1992; Chazdon & Coe 1999). Vários grupos étnicos em diferentes regiões da Amazônia utilizam o manejo da regeneração para adicionar valor a áreas de florestas secundárias (Dubois 1990). Através dessas práticas agroflorestais as florestas secundárias se relacionam diretamente com os modos de vida das populações tradicionais (Toledo & Salick 2006).

Por isso, a agricultura itinerante pode ser vista como um primeiro estágio de um sistema agroflorestal mais amplo, em que a estrutura e composição da floresta sofrem intensa modificação tanto através de manejo intencional quanto de manipulação não-intencional (Denevan & Padoch 1987; Irvine 1989; Dubois 1990). O manejo envolve a eliminação de espécies indesejáveis e o favorecimento de espécies desejáveis, o controle da entrada de luz e a fertilização. Efeitos secundários das atividades humanas (manipulação não-intencional) incluem a dispersão involuntária de sementes através de defecação e cuspe, a abertura de clareiras nas áreas das habitações e trilhas, alterações na fertilidade do solo através do acúmulo de dejetos, etc. (Denevan & Padoch 1987). De maneira geral, essas alterações no curso da sucessão natural são formas de controle ambiental para a melhora do habitat de

espécies úteis desejáveis, levando a um aumento na disponibilidade de recursos e de espécies úteis nas áreas de floresta secundária (Irvine 1981; Denevan & Padoch 1987; Unruh & Alcorn 1987; Irvine 1989). O manejo da sucessão permite às populações concentrar recursos próximos às habitações, alterando a sucessão natural em áreas previamente abertas para favorecer espécies úteis e animais de caça, podendo aumentar tanto a abundância como a distribuição das espécies alvo (Irvine 1989).

Nesse ambiente agroflorestal, formado por um mosaico de áreas de vegetação secundária de diversas idades, pomares caseiros e áreas agrícolas, as populações ameríndias cultivaram e domesticaram muitas espécies de plantas. Pelo menos 257 espécies eram cultivadas nas Américas quando Colombo chegou em 1492 (Leon 1992), fruto da experimentação indígena nessas áreas de intensa utilização e manejo. Depois da conquista européia, novas espécies foram introduzidas, plantadas geralmente perto das habitações e em outros ambientes mais manejados, para que pudessem ser mais bem observadas juntamente com as espécies nativas. Por isso essas áreas podem ser consideradas *reservatórios de agrobiodiversidade*, pois detêm uma ampla variedade de recursos genéticos, muitos dos quais são artefatos humanos e dependem da ação humana para sua existência (Clement 1999). Apesar da agricultura itinerante ter o potencial de diminuir a diversidade genética e alterar a arquitetura genética de diversas plantas, como no caso das palmeiras (Clement 1988), a manutenção de indivíduos de gerações anteriores em roças e capoeiras pode ajudar a preservar a diversidade e estrutura genética através da redução do efeito fundador associado com o *turnover* de populações (Cole *et al.* 2007).

Como resultado desse processo complexo que envolve a agricultura itinerante, o manejo da vegetação secundária e a manipulação não-intencional, emergem diversas formas de florestas antropogênicas, com diversos graus de interferência humana. Não existe consenso sobre a extensão geográfica da Amazônia que apresenta evidências de atividade antrópica no passado, mas diversos trabalhos têm mostrado que grande parte do que parece ser floresta tropical inalterada pode ser resultado da ação humana (e.g. Balée 1989; Denevan 2001; Heckenberger *et al.* 2007). Sem dúvida, a intensidade da atividade humana e de seus impactos na paisagem da Amazônia foram muito maiores no passado quando o número de indígenas era muito superior e as populações eram mais dispersas do que hoje (Denevan 2001; Mann 2005).

1.2. A Terra Preta de Índio

A ocupação humana pode provocar modificações em solos através de diversos mecanismos, dando origem aos chamados *solos antrópicos* ou *antrosolos* (Woods 2003). Na Amazônia ocorrem solos antrópicos associados a assentamentos indígenas pré-Colombianos chamados de *Terra Preta*, ou *Terra Preta de Índio* (Smith 1980; McCann *et al.* 2001). A origem desses solos foi tema de um amplo debate entre cientistas de diversas áreas por muitos anos, mas atualmente é amplamente aceito que a TPI tem origem antrópica (Woods 1995; Woods & McCann 1999; Heckenberger *et al.* 1999; Neves *et al.* 2003). A Terra Preta ocorre numa ampla variedade de ambientes e é amplamente distribuída pela Amazônia, sendo há muito tempo valorizada e utilizada pelas populações locais devido à sua alta fertilidade. A extensão dessas manchas de solo é de importância local e regional, e tem sido considerada um modelo para a agricultura sustentável na Amazônia (Glaser *et al.* 2001; Lima *et al.* 2002; Glaser 2007).

1.2.1. *Terra Preta: primeiras descrições e hipóteses sobre a origem*

Quando os Europeus chegaram à Amazônia em meados do séc. XVI, eles a encontraram densamente habitada desde a boca do rio Amazonas até o rio Japurá (Myers *et al.* 2003). Diversos relatos de exploradores e naturalistas que passaram pela região Amazônica desde o século XVI mencionam a existência de grandes agrupamentos humanos, às vezes com estruturas sociais complexas e com milhares de habitantes (Neves 2006).

No entanto, apesar da Terra Preta ser bem conhecida pelos agricultores e muito provavelmente pelos portugueses durante o período colonial, os primeiros relatos publicados que mencionam sua existência datam somente do final do século XIX (Myers *et al.* 2003). Uma das primeiras menções à Terra Preta pode ser atribuída ao geólogo canadense Charles Hartt, que reportou “solos pretos” em barrancos próximos à Santarém e em áreas de terra firme ao longo dos rios Tapajós, Tocantins e Xingu (Hartt 1874, 1885). Hartt observou fragmentos de cerâmica associados a esses solos e levantou a hipótese de que os indígenas teriam sido atraídos para áreas de Terra Preta devido à sua fertilidade natural. Em 1878 os exploradores ingleses Brown & Lidstone descreveram solos pretos repletos de ossos e cerâmica nas margens do Amazonas na região de Óbidos, atribuindo a eles uma origem

artificial, uma vez que à medida que adentravam para a floresta o solo voltava à sua cor normal. Além disso, Brown & Lidstone (1878) comentam sobre sua utilização pelas comunidades locais:

“[...] solos altamente valorizados para agricultura devido à sua fertilidade” (Brown & Lidstone 1878).

Em 1879 um colega de Hartt, Herbert Smith, elaborou ricas descrições de sítios de Terra Preta no baixo Tapajós, no rio Curuá-Una e na Amazônia Central:

“Esta é a rica *terra preta*, a melhor da Amazônia. [...] Espalhados sobre ela, por toda parte, encontramos fragmentos de cerâmica indígena tão abundantes que em alguns lugares eles quase cobrem o chão” (H. Smith 1879: 144-145).

Smith acreditava que a Terra Preta tinha origem cultural, atribuindo sua alta fertilidade ao “... resíduo de mil cozinhas por talvez mil anos, incontáveis coberturas de palha, que eram deixadas no chão apodrecendo enquanto eram repostas por novas (H. Smith 1879: 168)”.

Três décadas depois, na mesma região estudada por Smith, o geólogo alemão Friedrich Katzer realizou as primeiras análises de solo na Terra Preta. Katzer chegou a conclusões similares às de Smith a respeito das propriedades da Terra Preta e suas supostas origens (Woods 2003), concluindo que esta tinha uma origem completamente distinta dos Chernozons da Europa central e que tinha natureza cultural (Katzer 1903).

O primeiro mapeamento de Terra Preta foi realizado pelo antropólogo Curt Nimuendajú entre 1923 e 1936 na região da cidade de Santarém (manuscrito não publicado, mas veja os mapas derivados em Denevan 1996 e Meggers 1996). Nimuendajú associava a Terra Preta com antigas vilas localizadas em barrancos de rios, e aparentemente foi o primeiro a identificar a enorme mancha de Terra Preta sob a cidade de Santarém (Myers *et al.* 2003).

Na década de 40 surgiram novas idéias a respeito da origem da Terra Preta que retomavam a hipótese de Hartt (1885), segundo a qual a Terra Preta teria origem natural (ou *geogênica*). Dentre os primeiros observadores que acreditavam que a Terra Preta era de origem natural se encontra o agrônomo brasileiro Felisberto Camargo (1941), que defendia que a Terra Preta era originada a partir de depósitos de cinzas vulcânicas, uma teoria posteriormente defendida por Hilbert (1968). Estudando a região do platô de Belterra, ao sul de Santarém, Camargo afirmava que a terra preta era somente encontrada nas áreas mais altas do platô capazes de aprisionar as cinzas de algum modo (Smith 1980). O decréscimo nos níveis de fósforo e cálcio à medida que se aprofunda no perfil do solo de terra preta é citado por Camargo como uma evidência de que a formação da Terra Preta se deve à precipitação de

cinzas durante o final do Terciário e início do Quaternário. A presença de artefatos cerâmicos, líticos e ossos é explicada a partir da ocupação posterior dessas áreas por povos pré-colombianos (Smith 1980).

Uma outra hipótese é a origem da TPI a partir de sedimentação em regiões lacustres, proposta pelo arqueólogo Barbosa de Faria em 1944 e posteriormente defendida por Falesi (1972, 1974). De acordo com essa hipótese, as manchas de TPI se formaram quando um grande lago formado durante o soerguimento dos Andes no Terciário rompeu e fluuiu em direção ao Atlântico. À medida que o lago foi drenado, surgiram poças em regiões mais baixas que foram colonizadas por plantas e animais. A decomposição desse material teria dado origem à Terra Preta, o que explicaria seus altos teores de fósforo (Smith 1980).

Cunha Franco (1962) propôs uma outra versão da “teoria das poças”, atribuindo a origem da TPI a um processo recente de sedimentação. Durante a estação chuvosa ocorreria o acúmulo de água em pequenas depressões, o que associado ao depósito de serrapilheira da vegetação do entorno e de biomassa de plantas aquáticas daria origem a um solo escuro e rico. Os indígenas utilizariam as poças para amolecer as raízes de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) antes do preparo da farinha e para o depósito de resíduos, inclusive fragmentos de cerâmica (Cunha Franco 1962).

Em oposição às hipóteses da origem natural da Terra Preta, Ranzani *et al.* (1962) descreveram o horizonte A da Terra Preta como um “*plaggen epipedon*”, ou seja, formado a partir da incorporação intencional no solo de material rico em nutrientes através de práticas de manejo (Kern *et al.* 2004). Ranzani *et al.* (1962) atribuíram a alta fertilidade da Terra Preta ao uso eficiente da terra por habitantes das regiões andinas, através da incorporação de cinzas animais e vegetais no solo. Wim Sombroek (1966) descreveu e mapeou solos de Terra Preta e solos de coloração marrom, com teores intermediários de nutrientes entre a Terra Preta e os solos do entorno – denominados por ele de *terra mulata* - ao sul de Santarém. Sombroek propôs que a Terra Preta teria sido originada a partir do depósito de resíduos das aldeias e que a Terra Mulata provavelmente apresenta suas propriedades específicas devido ao cultivo prolongado (Sombroek 1966).

Desde então, a origem antropogênica da Terra Preta prevaleceu. Durante os anos 60 e 70, diversos sítios de Terra Preta ao longo da bacia amazônica foram mapeados e estudados com relação a parâmetros físicos e químicos, dando suporte à origem antropogênica dos solos de Terra Preta (Glaser *et al.* 2004). Na década de 80 foi amplamente difundida a idéia da Terra Preta como um tipo de “depósito de lixo de cozinha” (*kitchen-midden*) cuja alta

fertilidade seria devida ao depósito de urina e excremento, lixo doméstico, e do resíduo de caça e pesca (Smith 1980; Herrera 1981; Eden *et al.* 1984; Andrade 1986). Diversos autores, seguindo a proposição inicial de Sombroek (1966), também consideram a hipótese do surgimento da Terra Preta e Terra Mulata a partir de práticas agrícolas e/ou formas de melhoramento intencional do solo (e.g. Andrade 1986; Woods & McCann 1999; McCann *et al.* 2001).

1.2.2. *Terra Preta: caracterização com base no conhecimento atual*

Com o conhecimento pedológico atual sobre Terra Preta, todas as hipóteses geogênicas para a sua formação podem ser descartadas (Glaser *et al.* 2004). Evidências que sustentam a natureza antrópica da Terra Preta incluem: altos níveis de alguns nutrientes característicos de sítios arqueológicos e comumente associados com habitações humanas, principalmente cálcio (Ca) e fósforo (P) (Woods & McCann 1999; German 2003b); co-ocorrência com artefatos líticos e arqueológicos ao longo do horizonte modificado (Sombroek 1966; Smith 1980; Woods & McCann 1999); a ocorrência de manchas de TPI em áreas mais elevadas, afastadas de rios (Smith 1999); a ocorrência de TPI sobre horizontes de latossolos enterrados e a similaridade mineralógica e textural com solos do entorno (Zech *et al.* 1990; Woods & McCann 1999).

Apesar das manchas de Terra Preta serem bastante heterogêneas, algumas propriedades gerais em relação à fertilidade são comuns a todas elas: altos valores de P e Ca totais e disponíveis e baixa disponibilidade de nitrogênio (N) e potássio (K) (Lehmann *et al.* 2003a). Os teores totais e disponíveis de Ca e P geralmente são os que apresentam maior diferença entre Terra Preta e solos adjacentes (Lehmann *et al.* 2003a). A Terra Preta geralmente possui pH mais alto, textura mais grossa (Kern & Kämpf 1989; Costa & Kern 1999), maiores teores de matéria orgânica no solo e diferentes qualidades de matéria orgânica (Sombroek 1966; Glaser *et al.* 2000, 2001). Os teores mais altos de matéria orgânica na Terra Preta aumentam a capacidade de troca catiônica (CTC) potencial, e o pH mais alto aumenta a CTC efetiva e a saturação por bases (Sombroek 1966).

Devido à textura mais grossa, a percolação de água é maior na Terra Preta do que em solos adjacentes, no entanto a lixiviação de nutrientes é muito menor (Lehmann *et al.* 2003b). O “black carbon” (carvão), resultado da combustão incompleta, representa uma parte

importante da matéria orgânica nos solos de Terra Preta, e é considerado um componente fundamental para a retenção de nutrientes na Terra Preta (Zech *et al.* 1990; Glaser *et al.* 2001). A matéria orgânica na forma de carvão é muito estável, e pode persistir por centenas a milhares de anos no ambiente (Zech *et al.* 1990; Glaser *et al.* 2001). A estabilidade da matéria orgânica nos solos de Terra Preta, portanto, é oriunda do acúmulo de material vegetal semi-carbonizado pelas populações ameríndias, e é decisiva para a manutenção de sua fertilidade ao longo do tempo.

Associadas às áreas de Terra Preta é comum encontrar manchas de Terra Mulata. Ambas apresentam altos valores de C orgânico, mas a TP é mais escura, mais rica em P, Ca e outros elementos, e contém artefatos culturais abundantes (cerâmicos e, bem menos abundantes, líticos). A Terra Mulata apresenta coloração cinza escuro ou marrom, com teores de P e Ca pouco ou não maiores do que solos não-antrópogênicos, raros artefatos culturais, e um conteúdo maior de carvão (Sombroek 1966; McCann *et al.* 2001; Kampf *et al.* 2003).

As diferenças entre a Terra Preta e a Terra Mulata sugerem que esses solos têm gêneses distintas (McCann *et al.* 2001; Neves *et al.* 2003; Kämpf *et al.* 2003). As características da Terra Preta dão suporte à sua formação a partir de resíduos domésticos, dentro do modelo “kitchen-midden” (Smith 1980; Kern 1988), enquanto que as propriedades da Terra Mulata sugerem práticas de manejo de solo de longo prazo, sob alguma forma de agricultura intensiva (Ranzani *et al.* 1962; Woods & McCann 1999; McCann *et al.* 2001; Kämpf *et al.* 2003).

No entanto, os processos específicos e as atividades humanas que deram origem aos altos teores de matéria orgânica e de nutrientes nesses solos antrópicos ainda permanecem incertos e são tema de um amplo debate entre cientistas de diversas áreas (Woods *et al.* 2000; Petersen *et al.* 2001; Meggers 2001; Neves *et al.* 2003; Woods 2003; Lehmann *et al.* 2003a). A idéia de que formas de agricultura intensiva podem ter levado à formação de solos antrópicos na Amazônia tem sido cada vez mais difundida, no entanto a *intencionalidade* na formação desses solos ainda é questionada.

A maioria das manchas de Terra Preta na Amazônia tem entre 500 e 2500 anos de idade (Neves *et al.* 2003). Os sítios de Terra Preta da chamada fase Massangana estudados por Miller (1992) na região do rio Jamari (bacia do rio Madeira) possuem ocupações pré-cerâmica datadas entre 4800 e 2600 anos antes do presente. Miller interpretou essas ocupações como registros de grupos agrícolas semi-sedentários, no entanto são necessários mais estudos para comprovar essa hipótese (Neves *et al.* 2003).

Durante os séculos seguintes à chegada dos europeus, as populações ameríndias na Amazônia foram drasticamente reduzidas devido a doenças, escravidão, guerras, etc. (Denevan 1992). Por isso, a formação de Terra Preta certamente diminuiu dramaticamente após o contato com os europeus (Neves *et al.* 2003), mas existem evidências claras de que a Terra Preta ainda está sendo criada, embora em escala menor (Fraser *et al.* 2008).

Portanto, apesar de hoje a origem antrópica da Terra Preta já não ser mais contestada, ainda permanecem muitas dúvidas a respeito dos processos específicos de formação desses solos. É preciso manter em mente que o nome genérico *Terra Preta* designa solos antrópicos muito heterogêneos que podem ter sido formados em contextos ecológicos e culturais muito distintos, e por isso podem também ser diversos os processos que deram origem a eles. O estudo das formas de manejo do solo e da vegetação praticadas pelas populações tradicionais atuais e de seus efeitos nas características do solo pode ajudar a esclarecer os processos de formação da Terra Preta pelos povos pré-colombianos.

1.2.3. *O papel da Terra Preta nas teorias sobre a ocupação da Amazônia e o surgimento da agricultura*

Devido à sua estreita associação com a atividade humana, a Terra Preta tem sido utilizada para dar suporte a diversas teorias a respeito de padrões de ocupação pré-colonial, densidade populacional e desenvolvimento cultural na Amazônia (e.g. Meggers 1971; Smith 1980; Eden *et al.* 1984; Roosevelt 1987; Kern & Kämpf 1989; Denevan 1996; Heckenberger *et al.* 1999). Por muito tempo, o pensamento de cientistas de diversas áreas do conhecimento foi norteado pela teoria do *determinismo ambiental*, segundo a qual limitações ambientais teriam impedido a existência de grandes grupos na Amazônia (Myers 1992). Diversos autores, em particular a arqueóloga Betty Meggers e seus seguidores, consideravam que a baixa fertilidade dos solos de terra firme da Amazônia teria impedido o crescimento e o sedentarismo das populações ameríndias (Meggers 1971). Devido à baixa densidade populacional e ao semi-nomadismo, essas populações teriam exercido pouca influência sobre os ecossistemas amazônicos, e a ocorrência de grandes manchas de Terra Preta em alguns lugares na Amazônia seria devida à ocupação sucessiva dos mesmos locais por pequenas comunidades (Meggers 1991).

Somente nas últimas décadas essa visão foi contestada por uma série de evidências etnohistóricas e arqueológicas que mostram que diversas áreas eram densamente povoadas, altamente produtivas e habitadas por sociedades relativamente complexas (Roosevelt 1989; Heckenberger *et al.* 1999, 2003). Nesse contexto, a Terra Preta tem sido usada como uma das principais evidências para sustentar o argumento de que grandes áreas da Amazônia foram modificadas por populações ameríndias no passado, dando origem a diversos tipos de paisagens domesticadas (Denevan 1998; Miller & Nair 2006). De fato, a Terra Preta foi um argumento proeminente em duas publicações clássicas que criticam a idéia da floresta tropical Amazônica como primitiva e selvagem (Balée 1989; Denevan 1992).

A Terra Preta também está inserida no debate sobre o surgimento e expansão da agricultura na Amazônia. Parece haver uma forte correlação entre a formação da Terra Preta e algum grau de sedentarismo associado com a produção agrícola. O aparecimento difundido da agricultura intensiva na Amazônia cerca de 2500 a 2000 anos atrás, e o simultâneo desenvolvimento da vida sedentária foram importantes catalisadores para a formação inicial da Terra Preta (Neves *et al.* 2003). As razões para isso podem ter sido: (1) a agricultura permanente requer melhoramento do solo e a Terra Preta pode ser em parte resultado do manejo intencional do solo; e (2) uma vez que a agricultura estava estabelecida na Amazônia, surgiram padrões econômicos e de habitação que se mantiveram até o começo da colonização européia (Petersen *et al.* 2001; Neves *et al.* 2003).

A agricultura de corte e queima, como a conhecemos hoje, não seria capaz de sustentar a alta densidade populacional da Amazônia pré-colombiana (Neves *et al.* 2003). O sistema de corte e queima depende da abertura constante de novas áreas dentro da floresta, o que seria uma tarefa difícil utilizando apenas machados de pedra (Denevan 1992). Por necessidade, os agricultores devem ter explorado diversas possibilidades para evitar o corte freqüente de árvores grandes na maioria dos ambientes florestais (Neves *et al.* 2003). A agricultura pré-colombiana na Amazônia deve ter sido caracterizada, entre outros fatores, por roças intensivas localizadas em áreas naturalmente alteradas ou em áreas de vegetação secundária (Denevan 1992). O uso agrícola intensivo ou mesmo formas de manejo intencional de solos são considerados importantes fatores para o surgimento de solos antrópicos (Woods & McCann 1999; McCann *et al.* 2001). O sistema de corte e queima praticado hoje não favorece aumentos significativos e duradouros na fertilidade do solo, e, portanto, deve ser resultado das profundas modificações no sistema de agricultura pré-colombiana iniciadas com a introdução de ferramentas de metal (Denevan 1992).

1.2.4. Distribuição e ocorrência da Terra Preta

A distribuição da TPI na região Amazônica é considerável, estando presente em praticamente todas as eco-regiões e tipos de paisagens (Kern *et al.* 2003). Sombroek *et al.* (2003) estima que a Terra Preta cubra 0,1-0,3% ou 6.000-18.000 km² do total da bacia Amazônica. No entanto, a extensão geográfica total permanece desconhecida (Erickson 2003). Levantamentos detalhados da ocorrência de TPI são restritos a pequenas áreas e muitas lacunas observadas em alguns mapas se devem à escassez de dados de campo.

Manchas de Terra Preta são freqüentes, especialmente na Amazônia brasileira (Sombroek *et al.* 2002), mas existem ocorrências na Colômbia, Peru, Venezuela e nas Guianas (Eden *et al.* 1984; Andrade 1986). Um grande número de manchas é registrado ao longo do rio Amazonas e alguns de seus grandes tributários de água branca (e.g. Madeira, Purus, etc.), mas a Terra Preta ocorre também em menor quantidade em rios de água preta e clara (e.g., Negro, Trombetas, Uatumã, Tapajós, Caxiuana, etc.) e em áreas de interflúvio, próximas a igarapés. A região da Amazônia central concentra o maior número de manchas conhecidas (e.g., Nimuendajú 1952; Denevan 1996; Heckenberger *et al.* 1999). No sudoeste do Amazonas e nordeste de Rondônia, Sombroek *et al.* (2002) estimaram a ocorrência de sítios de Terra Preta a cada 5 km ao longo dos igarapés.

Normalmente as manchas de Terra Preta estão localizadas em áreas de terra firme, próximas a fontes de água e em posições topográficas que favorecem uma visão ampla do entorno (Kern *et al.* 2003). Além da heterogeneidade física e química existente entre as manchas de Terra Preta, o tamanho e a profundidade também são muito variáveis: embora 80% das manchas de Terra Preta conhecidas tenham menos de 2 hectares (Kern *et al.* 2003), alguns sítios bastante estudados se estendem por uma área de algumas dezenas ou centenas de hectares (e.g. Santarém ~500 ha; Açutuba ~90 ha; Altamira ~90 ha; Smith 1980; Heckenberger *et al.* 1999; Erickson 2003). Os sítios localizados às margens de grandes rios tendem a ser maiores do que os localizados em interflúvios ao longo de igarapés (Smith 1980; Kern *et al.* 2003). A profundidade das manchas geralmente varia entre 30-60 cm (Kern *et al.* 2003), mas diversos sítios com camadas de Terra Preta com 1 m ou mais de espessura já foram reportados (e.g. Sombroek 1966; Cunha Franco 1962; Falesi 1970; Smith 1980).

1.2.5. *Uso atual das manchas de Terra Preta*

A Terra Preta, juntamente com os solos aluviais (várzea), são os solos mais produtivos da Amazônia para a agricultura (Hiraoka *et al.* 2003). Atualmente muitas das áreas com TPI são intensivamente cultivadas e preferencialmente procuradas para uso agrícola por comunidades tradicionais (Lima *et al.* 2002; Sombroek *et al.* 2002).

Diversos fatores podem determinar a frequência e modo de utilização das manchas de TPI, como a história cultural e tradições das comunidades locais, padrões de ocupação, disponibilidade de trabalho (Zimmerer 1991) e densidade populacional da região, regras de governança da terra, abundância, tamanho, padrão de distribuição e fertilidade das manchas e facilidade de acesso ao mercado (Clement *et al.* 2003; Major *et al.* 2005b). German (2001) estudou algumas comunidades em que a TPI foi ignorada por diversas razões, demonstrando uma exceção à regra de uso preferencial.

Em geral, o conteúdo significativamente maior de matéria orgânica e fósforo (P), altos valores de CTC e pH, e níveis mais baixos de alumínio (Al) (Kern & Kämpf 1989; Lehmann *et al.* 2003a) permitem usos agrícolas mais intensivos em solos de TPI do que em solos adjacentes (Major *et al.* 2005a). Onde existe fácil acesso ao mercado, os solos de Terra Preta podem ser manejados para produção permanente (Hiraoka *et al.* 2003), incluindo operações mecanizadas. Em áreas mais remotas, a agricultura de subsistência é praticada nesses solos e uma ampla variedade de cultivares é produzida, especialmente espécies hortícolas, milho e frutíferas (Major *et al.* 2005b). A produção de cultivares de alto valor (e.g., hortalças) é possível na TPI sem a quantidade de insumos externos necessários nos solos do entorno (Major *et al.* 2005a).

As roças sobre TPI também são cultivadas através do sistema de corte-e-queima verificado nas roças agrícolas sobre outros tipos de solo (Clement *et al.* 2008), porém estudos antropológicos e etnobiológicos apontam para diferenças de práticas agrícolas e de manejo entre TPI e solos comuns por agricultores tradicionais (German 2003a; German 2003b; Hiraoka *et al.* 2003). Uma das principais diferenças é a duração do ciclo cultivo/pousio, sendo que em TPI o tempo de pousio pode ser muito menor do que em áreas de solo comum – 1 a 3 anos em TPI versus 10 a 20 anos em latossolos (German 2003b; Fraser *et al.* 2008). Em geral o tempo de cultivo também é maior em TPI do que em latossolos – áreas de TPI podem ser utilizadas por mais vezes consecutivas antes de apresentarem uma redução significativa nos nutrientes do solo que inviabilize seu cultivo.

A TPI oferece diversas vantagens para o cultivo de mandioca: maior retenção de umidade, fator importante na época da seca; maior tempo de cultivo antes do abandono, devido à maior capacidade de retenção de nutrientes e menor tempo de pousio, devido ao rápido restabelecimento nos teores de nutrientes (Hiraoka *et al.* 2003). German (2001) e Hiraoka *et al.* (2003) observaram que, apesar dessas vantagens, a maioria dos agricultores tradicionais evita plantar mandioca em Terra Preta. Isso seria devido a três fatores principais: (1) na Terra Preta a mandioca apresenta um grande desenvolvimento da parte aérea, mas não dos tubérculos, que podem apresentar desenvolvimento inferior a latossolos; (2) o controle de ervas daninhas na Terra Preta envolve maior esforço; (3) maior risco de apodrecimento devido à umidade do solo (German 2001; Hiraoka *et al.* 2003).

No entanto, o recente estudo de Fraser *et al.* (2008) mostra evidências de que esse não é um padrão que pode ser generalizado. Estudando áreas de Terra Preta sob cultivo no baixo Rio Negro e no médio Rio Madeira, os autores encontraram que a mandioca é a cultura mais frequentemente plantada na Terra Preta, e que os agricultores reconhecem determinadas variedades mais propícias ao plantio na Terra Preta, com maior produtividade e rapidez no crescimento quando comparadas com solos não-antrópicos (Fraser *et al.* 2008).

O entendimento empírico dos solos e de outras variáveis ambientais e econômicas levou as populações tradicionais a desenvolverem diferentes formas de manejo dos solos de Terra Preta (Hiraoka *et al.* 2003). A heterogeneidade nas formas de utilização atual da Terra Preta, assim como a imensa diversidade cultural e biológica da paisagem Amazônica atual, resultam da ação conjunta e sobreposta de diversos fatores históricos e ambientais (Heckenberger *et al.* 2007; Fraser *et al.* 2008).

1.2.6. A vegetação sobre Terra Preta

Estudos sobre a vegetação que se desenvolve sobre Terra Preta são escassos. Devido ao seu uso agrícola atual por comunidades tradicionais e sua associação com áreas de habitação, a grande maioria dos estudos sobre a vegetação sobre Terra Preta se restringe a pomares caseiros e a roças em uso ou em pousio.

Major *et al.* (2005b) estudaram a dinâmica das ervas daninhas em áreas de Terra Preta e mostraram que, em estágios iniciais de sucessão, áreas de TPI apresentam uma maior porcentagem de cobertura do solo, maior riqueza de espécies e uma maior proporção relativa

de plantas anuais e leguminosas quando comparadas com solos adjacentes. No entanto, a intensidade do cultivo, o período de pousio, a espécie cultivada e o manejo de ervas daninhas exercem grande influência nas potenciais espécies colonizadoras e nas que germinam a partir do banco de sementes, e podem variar muito entre diferentes áreas de Terra Preta (Major 2004).

Quando abandonadas, as roças sobre TPI são colonizadas por um grupo característico de ervas daninhas de comportamento agressivo, incluindo várias espécies tipicamente associadas com ambientes perturbados pelo homem (Major *et al.* 2005b). Esses resultados vão de acordo com uma percepção recorrente de agricultores de Terra Preta de que a manutenção das roças sobre Terra Preta é mais trabalhosa devido à maior infestação por ervas daninhas. Isso pode ser explicado por diversos fatores, entre eles (1) o menor tempo de pousio associado ao sistema de corte-e-queima em Terra Preta, que aumenta a chance da permanência de sementes de ervas daninhas no banco de sementes, e (2) a maior fertilidade do solo leva a um maior investimento em reprodução, tanto sexuada como vegetativa, o que resulta em maiores bancos de sementes e, portanto, maior pressão de ervas daninhas em Terra Preta (Major *et al.* 2003 e referências inseridas).

Alguns estudos recentes examinaram a etnobotânica de pomares caseiros sobre Terra Preta (e.g., German 2001; Major *et al.* 2005b; Klüppel 2006). Apesar da grande heterogeneidade entre locais, em geral os pomares sobre Terra Preta apresentam uma maior contribuição de espécies exóticas do que solos não-antrópicos adjacentes. Isso sustenta a importância dos pomares sobre Terra Preta para experimentação e para a domesticação de plantas - a Terra Preta sempre serviu como um laboratório genético e agrônomico, pois é própria dos pomares caseiros onde a experimentação indígena e cabocla é mais evidente (Clement *et al.* 2003; Hiraoka *et al.* 2003).

Além disso, a TPI pode funcionar como reservatório genético de plantas nativas da Amazônia e de exóticas climatizadas (Clement *et al.* 2003). Diversas classes de plantas (raízes, frutas, hortaliças, medicinais, ervas daninhas) em diferentes graus de domesticação parecem ser mais bem adaptadas aos solos antrópicos do que aos solos adjacentes (Clement *et al.* 2003; German 2003a; Hiraoka *et al.* 2003; Major *et al.* 2005a; Clement *et al.* 2008). Essas plantas podem permanecer na forma de tubérculos ou sementes dormentes por um longo período, até que sejam atingidas as condições favoráveis para o seu brotamento ou germinação (Clement *et al.* 2003). Essas plantas podem ocorrer em estágios iniciais de sucessão, germinando espontaneamente quando a capoeira é cortada para um novo ciclo

agrícola (German 2003a). Em áreas onde as TPI são raramente ou nunca cultivadas, plantas cultivadas ou manejadas por populações que habitaram essas áreas no passado podem permanecer por um longo período, incluindo árvores de vida longa como a castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) ou espécies de sub-bosque adaptadas à sombra, [e.g. cupuaçu *Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum.; Clement *et al.* 2003].

Áreas de TPI em vários estágios de sucessão são reconhecidas por agricultores tradicionais por meio de espécies vegetais indicadoras, mesmo sob densa cobertura florestal (Moran 1981; Sombroek *et al.* 2002; German 2003a). Dentre as espécies consideradas indicadoras de TPI pelos moradores se encontram diversas palmeiras [e.g., caiaué *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés, murumuru *Astrocaryum murumuru* Mart., babaçu *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng.], árvores frutíferas [e.g., cacau *Theobroma cacao* L., cupuaçu *Theobroma grandiflorum* (Willd. ex Spreng.) K. Schum., taperebá *Spondias mombin* L., castanha-do-Brasil *Bertholletia excelsa* Bonpl.), entre outras (samaúma *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn., limorana *Chomelia anisomeris* Müll. Arg., etc.)] (Balée 1989; Woods & McCann 1999; German 2001; German 2003a; Clement *et al.* 2003). No entanto, devido à ampla distribuição geográfica da TPI, as espécies reconhecidas como indicadoras devem também variar conforme as ecoregiões, paisagens e fitofisionomias em que estão inseridas. Além da composição de espécies, os agricultores reconhecem características estruturais típicas da vegetação secundária sobre TPI, como o dossel mais baixo e sub-bosque mais denso (Woods & McCann 1999), diâmetro médio menor das árvores adultas e uma maior abundância de cipós e plantas com espinhos (German 2003a).

Essas observações sobre a sucessão secundária em TPI, no entanto, são derivadas somente de abordagens qualitativas e etnográficas. Apesar de serem um recurso válido, o entendimento dos processos ecológicos sobre TPI requer um aprofundamento através de estudos botânicos, etnobotânicos e ecológicos. Existem diversos indícios de que a sucessão secundária em TPI ocorre por vias e estratégias diferentes (Clement *et al.* 2008) levando à formação de fitofisionomias com diferente estrutura e composição florística. No entanto, estudos sobre florestas secundárias sobre Terra Preta são praticamente inexistentes. O único levantamento em florestas secundárias sobre Terra Preta foi realizado por Almeida *et al.* (2008, em prep.) na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará. Os autores compararam uma área de 1 ha de floresta secundária antiga sobre Terra Preta, cujo manejo ocorreu entre 720-300 anos atrás (Kern 1996), com uma área de floresta madura sobre latossolo amarelo, que aparentemente nunca havia sido derrubada. Não houve diferença na densidade de indivíduos

entre os sítios estudados, mas a riqueza de espécies foi maior na área de latossolo (131 espécies contra 79 espécies no sítio de Terra Preta). Apenas seis espécies foram compartilhadas entre os dois ambientes. Os autores concluem que o manejo praticado pelos antigos moradores da área de Terra Preta levou à substituição de muitas espécies originais da floresta e produziu, ao longo do tempo, uma assembléia de espécies com diversidade mais baixa devido ao menor número de espécies localmente raras (Almeida *et al.* 2008, em prep.).

Ainda que escassos, os dados etnográficos e ecológicos relacionados à vegetação sobre Terra Preta sugerem a existência de processos ecológicos específicos associados a esses solos. A sucessão secundária aparentemente ocorre de maneira distinta em Terra Preta do que em solos do entorno, mas essa ainda é uma hipótese que carece de uma investigação mais aprofundada.

2. Justificativa

Nesse contexto, o presente trabalho pretende contribuir para o entendimento de processos ecológicos e culturais associados à Terra Preta que permanecem desconhecidos ou muito pouco estudados. Através da comparação entre TPI com solos não-antrópicos adjacentes, propõe-se o estudo aprofundado da vegetação secundária sobre Terra Preta em diferentes estágios de sucessão e das formas de uso e manejo dessa vegetação por populações tradicionais. Com isso, será possível evidenciar e quantificar possíveis diferenças entre a vegetação secundária sobre TPI e sobre solos adjacentes, identificar possíveis espécies indicadoras de TPI com base em dados ecológicos e no conhecimento tradicional, e avaliar a importância dessa vegetação para as comunidades tradicionais que a utilizam.

Existe uma enorme necessidade de compreender e refinar o conhecimento sobre os processos ecológicos envolvidos na sucessão secundária, de modo que estes possam ser adequadamente considerados no manejo de florestas secundárias (Guariguata & Ostertag 2001). A comparação entre a vegetação secundária sobre TPI e solos não antrópicos quanto à composição florística e estrutura da vegetação permite uma avaliação da ação conjunta de fatores ambientais e culturais na sucessão secundária. A grande e crescente extensão das florestas secundárias nos trópicos, bem como sua importância ecológica e social, evidenciam a necessidade de estudos sobre a influência humana em seus processos de formação e diversificação. O conhecimento dos mecanismos através dos quais as populações humanas

alteram a paisagem e das conseqüências desse processo é de grande relevância para o desenvolvimento de estratégias de uso e manejo sustentável dos recursos naturais na Amazônia em maior escala. Além disso, o conhecimento sobre a utilização de espécies em áreas de regeneração irá aumentar a consciência sobre a necessidade de conservação e manejo dessas áreas (Chazdon & Coe 1999).

A análise da composição de espécies da vegetação secundária sobre TPI pode testar a hipótese de que esses solos funcionam como reservatórios genéticos de plantas nativas da Amazônia e exóticas domesticadas (Clement *et al.* 2003). Isso pode evidenciar o papel desses solos para a manutenção da agrobiodiversidade amazônica e direcionar ações a essas áreas visando à conservação *in situ* de recursos genéticos.

O aumento dos impactos provocados pela agricultura itinerante está diretamente relacionado à diminuição no período de pousio, resultado da expansão demográfica e do aumento da demanda por alimentos. Há, portanto, uma necessidade urgente de desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis a longo prazo para a Amazônia, que atendam às demandas da sociedade sem a necessidade constante de abertura de novas áreas. O estudo das formas de uso e manejo da vegetação secundária sobre TPI por comunidades tradicionais pode contribuir nesse sentido, uma vez que os sistemas de produção sobre TPI têm sido cada vez mais reconhecidos como uma importante fonte de conhecimento que pode servir de base para o desenvolvimento de sistemas de manejo agrícola sustentáveis, bem como para a preservação de florestas primárias (Madari *et al.* 2004). O conhecimento tradicional sobre o manejo de recursos vegetais é, ainda hoje, um dos legados mais importantes para a formulação de modelos de uso sustentável dos recursos naturais da região amazônica (Almeida *et al.* 2008). O planejamento de ações de conservação também deve levar em consideração o papel do homem na dinâmica dos ecossistemas, e para isso os processos através dos quais o homem interfere na paisagem devem ser muito bem compreendidos.

3. Objetivos

3.1. Objetivo geral

Comparar a vegetação secundária sobre TPI e sobre solos não-antrópicos quanto à estrutura da vegetação, composição florística e sua utilização por comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira.

3.2. Objetivos específicos

- Identificar botanicamente espécies amostradas em parcelas de florestas secundárias sobre TPI e sobre solos adjacentes, registrando também os nomes locais de cada espécie e sua respectiva forma de utilização e/ou práticas de manejo relacionadas, quando houver;
- Caracterizar o solo das parcelas amostradas quanto à composição química e granulométrica;
- Comparar florestas secundárias sobre TPI e sobre solos não-antrópicos adjacentes quanto à estrutura da vegetação e composição florística;
- Comparar florestas secundárias sobre TPI e sobre solos não-antrópicos quanto ao valor de uso, calculado a partir de entrevistas com moradores de comunidades tradicionais;
- Identificar possíveis espécies indicadoras de TPI;
- Avaliar o papel das florestas secundárias sobre TPI como reservatórios de agrobiodiversidade.

4. Material e métodos

4.1. Caracterização da área de estudo

4.1.1. O Rio Madeira

O Rio Madeira é o maior tributário do Rio Amazonas, com uma extensão de cerca de 3350 km e contribuindo com cerca de 15% da descarga do Amazonas (Goulding *et al.* 2003). O Madeira é um rio de água branca com elevada carga sedimentar, e sua bacia cobre uma área de cerca de 20% de toda a bacia Amazônica (1,38 milhões de km²; Goulding *et al.* 2003).

A bacia do Madeira é geograficamente complexa. Suas cabeceiras e alguns tributários têm origem nos Andes, enquanto que diversos de seus afluentes do lado leste drenam áreas geologicamente antigas no Escudo Brasileiro e, portanto, têm águas claras (Rapp Py-Daniel 2007). O rio Madeira apresenta ainda tributários de menor porte com águas pretas (Goulding *et al.* 2003). Essa heterogeneidade paisagística garante uma alta diversidade de ambientes terrestres e aquáticos. A bacia do rio Madeira, no entanto, é uma das regiões pouco estudadas da Amazônia (Rapp Py-Daniel 2007).

Áreas alagáveis cobrem cerca de 60.000 km² ao longo da bacia do Madeira, no entanto no território brasileiro a planície de inundação é relativamente estreita, cobrindo aproximadamente 2.000 km² (Goulding *et al.* 2003). A variação no nível do rio é heterogênea, sendo muito mais pronunciada à jusante das cachoeiras da região de Porto Velho, Rondônia. Uma das maiores variações no nível dos rios na bacia amazônica acontece entre Porto Velho e Manicoré, com média de 10,8-12,4 m, o que provoca uma marcada sazonalidade no trecho médio e inferior do rio (Goulding *et al.* 2003; Rapp Py-Daniel 2007).

4.1.2. O médio Rio Madeira e o município de Manicoré

A área de estudo está localizada na região do médio Rio Madeira, no município de Manicoré (Figura 1). O município ocupa uma área de 48.282,48 km² (IBGE 2001), e faz divisa ao sul com o estado de Rondônia.

O sul do estado do Amazonas, onde está inserido o médio Madeira, é a região que concentra as maiores taxas de desmatamento, sendo responsável por aproximadamente 35% do desmatamento do estado (Silva & Pereira 2005). Manicoré possui a quinta mais alta taxa de desmatamento do estado, com 1.294,9 km² desmatados até 2005 (2,66 % da área do município) (INPE 2005). Isso se deve principalmente à proximidade do município de centros urbanos localizados na região do chamado “arco do desmatamento”, como Humaitá, Apuí e Porto Velho, e à sua localização geográfica entre a BR-319 e a BR-230 (Transamazônica). Atualmente, a região do médio Madeira é reconhecida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) como uma área de importância biológica extremamente alta e de alta prioridade de ação, de acordo com o mapa de *Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira* (MMA 2007).

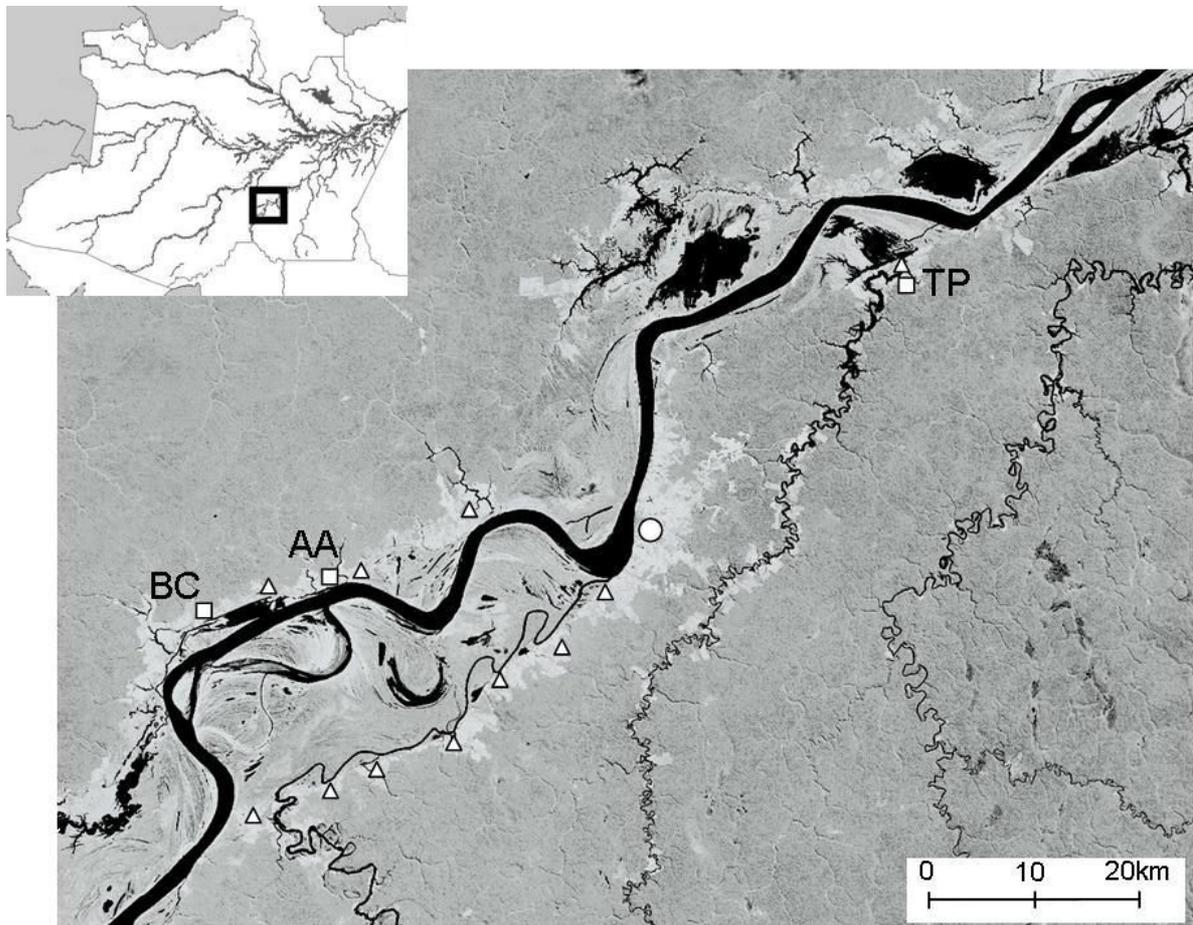


Figura 1. Localização da área de estudo. Os quadrados brancos na imagem maior indicam as três comunidades estudadas, o círculo branco indica a sede do município de Manicoré e os triângulos brancos indicam áreas de solos antrópicos identificadas durante a realização desse estudo e por Fraser *et al.* (2008). AA – Água Azul; BC – Barreira do Capanã; TP – Terra Preta do Atininga. Imagem do satélite LANDSAT.

4.1.3. *Clima, solos e vegetação*

O clima da região é do tipo tropical quente e super úmido, transição para tropical quente e úmido, com temperatura média de 27,6° C e precipitação anual média de 2.523 mm (Af de Köppen). Ocorre uma estação seca de junho a setembro, e entre outubro e maio ocorre a estação chuvosa (IBGE 2002). O pico da cheia do Rio Madeira ocorre entre março e abril, e o nível mínimo na vazante ocorre entre setembro e outubro (Goulding *et al.* 2003). Os solos predominantes são os latossolos amarelos e latossolos vermelho-amarelos, mas também ocorrem manchas de argissolos vermelho-amarelos e espodossolos ferrocárbicos. Ao longo do Rio Madeira ocorre uma faixa de gleissolos háplicos típicos das várzeas de rios de água branca (IBGE 2001).

A vegetação da região é composta predominantemente por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, e ocorrem em menor proporção a Floresta Ombrófila Densa Submontana e, ao longo dos rios principais, as florestas Ombrófila Aberta Aluvial e Ombrófila Densa Aluvial (IBGE 2004). Devido à heterogeneidade paisagística da região, ocorrem também manchas de fitofisionomias como campinas, cerrados, buritizais, tabocais, etc. (Rapp Py-Daniel 2007). No município de Manicoré, a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas representa aproximadamente 65,4% da vegetação natural existente (Silva & Pereira 2005).

4.1.4. *Aspectos socioeconômicos*

O Rio Madeira é um dos rios mais povoados da Amazônia. Em território brasileiro, destacam-se às suas margens cidades de algumas dezenas de milhares de habitantes como Autazes, Borba, Novo Aripuanã, Manicoré e Porto Velho, capital do estado de Rondônia, com cerca de 370 mil habitantes (IBGE 2007). Grande parte da população também está distribuída em centenas de comunidades ribeirinhas, caboclas e indígenas, com um longo histórico de ocupação da região (Fraser *et al.* 2008).

O município de Manicoré tem a população estimada em cerca de 43 mil habitantes, sendo que destes cerca de 60 % habitam a zona rural (IBGE 2007). A economia do município se baseia nas atividades agropecuária e extrativista, principalmente na produção de mandioca, melancia e banana; dentre os produtos do extrativismo destacam-se o açaí, castanha, borracha

e madeira (IBGE 2001). Estima-se que na zona rural do município existam cerca de 200 comunidades ribeirinhas (SEMA – Manicoré, com. pess.).

4.1.5. Ocorrência de TPI na região

A região possui um grande número de sítios arqueológicos em TPI, tanto ao longo do Rio Madeira quanto de seus afluentes (Simões & Lopes 1987; Sombroek *et al.* 2002; Kern *et al.* 2003; Fraser *et al.* 2008). Durante a realização do presente estudo e do de Fraser *et al.* (2008), foram identificadas diversas manchas de Terra Preta localizadas em comunidades ribeirinhas ao longo do Rio Madeira e dos afluentes Manicoré, Atininga e Maturá (Figura 1).

4.2. Comunidades estudadas

4.2.1. Localização geográfica e extensão das manchas de TPI

Foram estudadas entre os anos de 2007 e 2008 três comunidades localizadas sobre manchas de TPI: *Água Azul*, *Barreira do Capanã* e *Terra Preta do Atininga* (Figura 1). A comunidade *Água Azul* (5° 49' 57'' S; 61° 33' 56'' W) está localizada na margem esquerda do Rio Madeira, cerca de 35 km à montante da cidade de Manicoré. *Água Azul* se encontra sobre um barranco de cerca de 25 m de altura em relação ao nível médio do rio, que separa a planície de inundação (várzea) da terra firme. Vivem na comunidade 42 famílias (~207 habitantes), ao longo de uma faixa de dois quilômetros paralela ao rio. A mancha de solo antrópico sobre a qual parte da comunidade está localizada tem cerca de 15 hectares, sendo que na margem do rio o solo antrópico é mais escuro, com artefatos cerâmicos abundantes (*Terra Preta stricto sensu*), e à medida que se distancia do rio o solo fica mais claro e com raros artefatos cerâmicos (*Terra Mulata*).

A comunidade *Barreira do Capanã* (5° 50' 51'' S; 61° 40' 11'' W) está localizada cerca de 50 km à montante da cidade de Manicoré. *Barreira do Capanã* também está localizada sobre um barranco de frente para a várzea, no entanto uma mudança de curso no Rio Madeira há cerca de 30 anos isolou o *Lago da Barreira*, que hoje separa a comunidade da margem esquerda do curso atual do rio por cerca de dois quilômetros (Figura 1). Vivem na

comunidade 38 famílias (~190 habitantes). Existem duas manchas de solo antrópico na comunidade: uma com cerca de dez hectares e outra com cerca de 40 hectares. Assim como na comunidade Água Azul, ambas as manchas de solo antrópico são compostas por *Terra Preta* e *Terra Mulata*, sendo que a *Terra Preta* sempre ocorre mais próxima à margem do Rio Madeira.

A comunidade Terra Preta do Atininga (5° 38' 19" S; 61° 3' 6" W) está localizada na margem direita do Rio Atininga, afluente da margem direita do Rio Madeira, a cerca de sete quilômetros de sua foz. A foz do Rio Atininga está a cerca de 50 km a jusante da cidade de Manicoré. Vivem na comunidade 36 famílias (~180 habitantes). Ocorrem duas manchas de solo antrópico na comunidade, uma com cerca de quinze hectares ao longo da margem do Rio Atininga e outra de cerca de dez hectares na margem do igarapé Terra Preta, a cerca de 1,7 km da margem do Rio Atininga. Ambas são compostas por Terra Preta e Terra Mulata.

4.2.2. *Histórico de ocupação e uso atual da terra*

Assim como diversas regiões do baixo Amazonas, o Rio Madeira foi repovoado durante o ciclo da borracha, e as relações sociais e de parentesco que hoje se observam são resultado das grandes transformações econômicas e sociais que ocorreram neste período (Fraser *et al.* 2008). Essas transformações foram fundamentais na construção da identidade dos *caboclos*, definidos por Parker (1989) como “resultado da miscigenação entre indígenas com colonizadores portugueses e, em menor grau, com nordestinos de descendência africana”. De fato, a grande parte da população que hoje habita o Rio Madeira resulta do contato entre os imigrantes que chegaram ao final do século XIX com indígenas que já habitavam a região, em diversos graus de miscigenação.

As três comunidades estudadas existem há cerca de 100-120 anos e possuem diferentes histórias de ocupação (veja Fraser *et al.* 2008). Compartilham, no entanto, um surgimento relacionado às relações sociais e econômicas criadas em torno da exploração da borracha no início do século XX. Hoje o extrativismo é uma atividade econômica importante (principalmente a extração de castanha, borracha e madeira), mas a agricultura é a principal atividade econômica e de subsistência. A agricultura é praticada na várzea (exceto na comunidade Terra Preta do Atininga, que é afastada da várzea do Rio Madeira), e na terra firme, tanto em solos não-antrópicos quanto na TPI. O principal cultivo é a mandioca, tanto

em termos de subsistência quanto econômicos (Fraser *et al.* 2008), e esta é cultivada amplamente na várzea e na terra firme. Na TPI o principal cultivo também é a mandioca, porém geralmente em sistemas mais intensivos do que em solos não-antrópicos (J. A. Fraser, com. pess.). Alguns cultivos mais exigentes em nutrientes são plantados em TPI, mas em pequena escala: banana (*Musa* spp.) é o mais frequente, mas também são comuns milho (*Zea mays* L.), melancia [*Citrullus lanatus* (Thunb.) Mansf.], tabaco (*Nicotiana tabacum* L.), e jerimum (*Cucurbita* spp.). Áreas de TPI também são bastante utilizadas em sistemas agroflorestais (sítios) com uma alta concentração de espécies arbóreas úteis [e.g., castanha (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), abacate (*Persea americana* Mill.), açaí (*Euterpe precatoria* Mart. e *Euterpe oleracea* Mart., cacau (*Theobroma cacao* L., etc.]

Diversas áreas das comunidades são recobertas por vegetação secundária em diversos estágios de regeneração, tanto sobre TPI quanto sobre solos não-antrópicos. Áreas de floresta madura raramente são abertas para o cultivo, sendo muito mais freqüente a derrubada de florestas secundárias. A forma de uso das áreas de TPI varia bastante: em alguns casos, a mesma área é cultivada por diversos ciclos sucessivos, sem pousio; em outros, o tempo de pousio é menor do que em solos não-antrópicos; em outros, a duração da fase de cultivo e pousio é semelhante à de solos não-antrópicos.

4.2.3. Aspectos éticos da pesquisa

Devido ao envolvimento de comunidades tradicionais e ao acesso ao Conhecimento Tradicional Associado¹ (CTA), alguns aspectos éticos foram observados durante a execução da pesquisa. Em cada comunidade, foram contatados inicialmente os representantes locais, aos quais foi apresentado o projeto de pesquisa e, posteriormente, solicitada uma reunião para a apresentação da proposta do Termo de Anuência Prévia (TAP), conforme a Medida Provisória nº 2.186-16, de 23 de Agosto de 2001 e a Resolução do Ministério do Meio Ambiente (MMA) nº 5, de 26 de Junho de 2003. Durante a reunião, foram apresentados os diversos aspectos do projeto de pesquisa (objetivos, metodologia, financiamento, pesquisadores envolvidos, resultados esperados, etc), esclarecendo os moradores sobre a legislação vigente em relação ao CTA e, em particular, sobre o direito da comunidade de

¹ O Conhecimento Tradicional Associado (CTA) é definido pela Medida Provisória nº 2.186-16 de 23 de Agosto de 2001 como “informação ou prática individual ou coletiva de comunidade indígena ou de comunidade local, com valor real ou potencial, associada ao patrimônio genético”.

negar o acesso ao CTA em qualquer fase do processo de obtenção do TAP. Estando as comunidades de acordo com a realização da pesquisa, os TAPs foram assinados e enviados para avaliação do Conselho de Gestão do Patrimônio Genético (CGEN), juntamente com o restante da documentação exigida, sob número de processo 02000.001202/207-89. O acesso ao CTA foi autorizado pelo CGEN pela Autorização nº 024/2007.

Durante o processo de obtenção dos TAPs ficou acordado com as comunidades que, ao final do trabalho, todos os resultados serão apresentados às comunidades envolvidas, incluindo textos, fotos e mapas produzidos a partir das informações obtidas durante a realização da pesquisa. A divulgação dos resultados deverá ser feita em linguagem acessível e de maneira que permita a sua utilização pelas comunidades envolvidas conforme estas julgarem conveniente.

Conforme disposto no Artigo 2º da Deliberação no. 212, de 6 de Dezembro de 2007, cabe informar que os Conhecimentos Tradicionais Associados acessados durante a execução deste trabalho são de origem das três comunidades estudadas (Água Azul, Barreira do Capanã e Terra Preta do Atininga), e que o acesso às informações disponibilizadas para as finalidades de bioprospecção e desenvolvimento tecnológico dependem de Anuência Prévia específica, Contrato de Utilização do Patrimônio Genético e de Repartição de Benefícios junto às comunidades envolvidas e de autorização do Conselho de Gestão do Patrimônio Genético (CGEN).

O projeto de pesquisa foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisas com Seres Humanos do INPA (CEP-INPA), sob número de protocolo 079/2006. Conforme exigido pelo CEP-INPA, todas as pessoas entrevistadas durante a execução da pesquisa assinaram um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE), que reconhece os direitos de propriedade intelectual das comunidades sobre as informações fornecidas, garante o sigilo da identidade dos envolvidos e reafirma a voluntariedade de participação, os métodos e objetivos da pesquisa.

Toda a documentação apresentada ao CGEN e ao CEP, incluindo cópias das autorizações obtidas junto a essas instituições, dos TAPs e dos TCLEs, encontra-se na Coordenação de Pesquisas de Ciências Agrônomicas (CPCA) do INPA, sob responsabilidade do pesquisador Charles Roland Clement.

4.3. Amostragem da vegetação secundária

4.3.1. Diagnóstico inicial

Em cada uma das comunidades foram selecionados informantes-chave através da técnica de “bola-de-neve” (Bernard 2002), que detivessem bom conhecimento sobre a vegetação e os solos da região, com os quais foram percorridas trilhas ao longo de áreas agrícolas, florestas secundárias, florestas primárias e outras áreas de uso da comunidade. Durante esse processo os informantes foram estimulados a identificar com a nomenclatura local diferentes fitofisionomias e tipos de solo. Essa técnica, chamada caminhada por transecto, entrevista de campo, etc., é útil para a realização de levantamentos etnobotânicos iniciais (Alexiades 1996; Cunningham 2001). Foram registradas com GPS coordenadas geográficas das trilhas e de áreas de transição entre fitofisionomias ou solos diferentes.

4.3.2. Delineamento experimental

Com base no diagnóstico inicial, foram identificadas áreas de vegetação secundária sobre solos antrópicos (*Terra Preta* e *Terra Mulata*) e sobre solos não-antrópicos adjacentes nas quais foram estabelecidas parcelas de 25x10 m (250 m²) para amostragem da vegetação. Apesar dessa distinção *a priori* entre solos antrópicos / solos não-antrópicos ter sido realizada com base na classificação local dos tipos de solo e na observação no campo de características associadas a solos antrópicos (e.g., cacos de cerâmica, coloração escura), a delimitação dos tratamentos utilizados nas análises estatísticas (solos antrópicos – TP, e solos não-antrópicos - SNA) foi feita *a posteriori*, levando também em consideração os resultados das análises de solo das parcelas (ver item 3.4.2. e Capítulo 1). As parcelas foram estabelecidas buscando amostrar áreas de vegetação secundária sobre solos antrópicos e não-antrópicos em diversos estágios de regeneração e buscando também representar o máximo possível da(s) área(s) classificada(s) localmente como solo(s) antrópico(s) (*Terra Preta*). Nas comunidades Água Azul e Terra Preta do Atininga foram estabelecidas 16 parcelas em cada (0,4 ha no total em cada comunidade) e na comunidade Barreira do Capanã foram estabelecidas 20 parcelas (0,5

ha). No total, foram estabelecidas 52 parcelas (1,3 ha), sendo 26 em TP (que somam 0,65 ha) e 26 em SNA (0,65 ha; segundo a delimitação *a posteriori* dos tratamentos TP e SNA).

Nas parcelas foram amostrados todos os indivíduos lenhosos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, incluindo lianas, e todos os indivíduos de palmeiras com altura superior a um metro e com DAP menor do que 5 cm. Os indivíduos lenhosos amostrados tiveram o DAP mensurado e foram coletados para posterior identificação botânica. As exsiccatas férteis foram depositadas no herbário INPA (Manaus – AM).

A amostragem de cada parcela foi acompanhada por um informante-chave em cada comunidade, que forneceu o(s) nome(s) popular(es) e a(s) forma(s) de uso de cada planta coletada, quando houvessem. Foram registrados com o auxílio do informante-chave e de outros informantes locais o histórico de uso de cada parcela e o tempo de regeneração após o abandono.

4.3.3. *Análise dos dados*

A estrutura da comunidade vegetal foi comparada entre os tratamentos TP e SNA através de análises de covariância (ANCOVA), utilizando como variáveis dependentes densidade de indivíduos, riqueza e área basal, e como covariável o tempo de regeneração (idade estimada da floresta secundária). Para controlar o efeito da densidade de indivíduos na riqueza de espécies (Denslow 1995), a riqueza foi estimada em cada parcela para o menor número de indivíduos encontrados entre as parcelas através de curvas de rarefação. As ANCOVA foram realizadas com o programa SYSTAT 10.2 (SYSTAT Software Inc. 2002) e as rarefações foram realizadas utilizando o software EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001).

Os dados de composição florística foram ordenados através da análise multivariada NMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*), utilizando o software PC-ORD (McCune & Mefford 1999). Para reduzir a influência da densidade de indivíduos na formação dos grupos, os dados foram transformados dividindo a abundância de cada espécie na parcela pela soma das abundâncias de todas as espécies na parcela. Para o cálculo da matriz de dissimilaridade biológica foi utilizada a distância de Bray-Curtis, que leva em consideração tanto a presença/ausência da espécie na unidade amostral quanto a sua abundância relativa (Bray & Curtis 1957).

Para identificar espécies indicadoras de TP e SNA, foi realizada uma análise de espécies indicadoras (Dufrene & Legendre 1997), utilizando o software PC-ORD (McCune & Mefford 1999). A análise de espécies indicadoras combina informações de concentração da abundância de espécies em um determinado grupo e a fidelidade de ocorrência de uma espécie em um determinado grupo. A análise gera Valores de Indicação (VI) de cada espécie em cada grupo (tratamentos), que tiveram sua significância estatística testada através da técnica de Monte Carlo, com 10.000 aleatorizações.

Para a avaliação do papel dos solos antrópicos como *reservatórios de agrobiodiversidade*, foram identificadas espécies domesticadas presentes nas parcelas segundo a classificação de Clement (1999). Os tratamentos foram comparados entre si quanto à densidade de indivíduos e riqueza de espécies domesticadas nas parcelas através de análises de variância (ANOVA), realizadas com o programa SYSTAT 10.2 (SYSTAT Software Inc. 2002).

4.4. Análises de solo

4.4.1. Coleta e análises químicas e físicas

Em cada parcela foi obtida uma amostra composta de solo, composta por cinco subamostras, coletadas de 0 a 20 cm de profundidade descontando a camada de serrapilheira e raízes superficiais. As amostras foram secas ao ar, destorroadas, peneiradas numa peneira com malha de dois milímetros de abertura e homogeneizadas. Posteriormente, foram encaminhadas ao Laboratório Temático de Solos e Plantas do INPA (LTSP), onde foram realizadas análises físicas (argila total, silte total e areia total) e químicas: pH (H₂O), pH (KCl), P disponível, K, Ca, Mg, Al, H + Al, Zn, Mn e Fe (EMBRAPA 1999).

4.4.2. Análise dos dados

Os resultados das análises químicas e granulométricas de solo foram analisados através de uma análise multivariada de componentes principais (PCA) biplot com o programa XLStat (Addinsoft 2007). Os dados expressos em porcentagem (teor de areia, silte e argila)

foram transformados pela função arco-seno da raiz quadrada da porcentagem dividida por 100 (Sokal & Rohlf 1981). As PCA foram feitas separadamente para cada comunidade. Essa análise teve como objetivo identificar se as parcelas estabelecidas em áreas identificadas pelos moradores locais como TP e SNA se agrupavam entre si quanto às variáveis de solo analisadas. A partir dos gráficos das PCA, que aparentaram mostrar uma boa separação dos solos TP e SNA, da observação de características no campo indicativas de solos antrópicos (e.g. cacos de cerâmica, coloração escura) e da análise de alguns elementos do solo cujos teores geralmente contrastam entre solos antrópicos e solos não-antrópicos na Amazônia (Ca, P, pH, Al; Lehmann *et al.* 2003a), foram delimitados os dois tratamentos (TP e SNA) que serviram de base para as demais análises estatísticas.

4.5. Entrevistas

4.5.1. Tipos de entrevista aplicados

A obtenção de informações culturais foi feita através de entrevistas com informantes locais, focadas em diferentes aspectos do uso e manejo de plantas sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos. Nas comunidades Barreira do Capanã e Terra Preta do Atininga foram entrevistados 20 informantes em cada uma, e na comunidade Água Azul foram entrevistados 22 informantes, procurando entrevistar pessoas de ambos os sexos e da mais ampla faixa etária possível. No total foram entrevistados 62 informantes, sendo 12 mulheres e 50 homens. Para assegurar a independência entre as entrevistas os informantes foram entrevistados individualmente, sempre que possível (Galeano 2000).

As entrevistas foram divididas em duas etapas: uma etapa semi-estruturada e outra estruturada (Alexiades 1996). As entrevistas semi-estruturadas, apesar de flexíveis, se baseiam numa lista de perguntas ou tópicos a serem abordados (Bernard 1988). Nesse caso, a etapa semi-estruturada das entrevistas consistiu na obtenção de informações sobre a história de vida dos informantes, sua experiência com agricultura e/ou extrativismo, e formas de utilização e manejo das áreas de solos antrópicos.

A etapa estruturada das entrevistas foi realizada através da aplicação da técnica de *listagem livre*, que consiste em estimular o informante a fornecer uma lista de elementos de um determinado domínio cultural, a partir de uma pergunta aberta (Borgatti 1998). Nesse

estudo, a listagem livre foi utilizada para se obter listas de nomes de plantas que ocorressem nas áreas de solos antrópicos e não antrópicos, e suas respectivas formas de uso.

4.5.2. *Categorias de uso*

Os usos citados nas entrevistas foram divididos em nove categorias de uso: lenha, construção, medicinal, tecnologia, alimento, caça/pesca “de espera”, caça oportunista, comercial, e “bicho de casa” (para um detalhamento das formas de uso enquadradas em cada categoria, ver Anexo 1). A divisão de usos em categorias é relativamente comum em estudos etnobotânicos (e.g. Prance *et al.* 1987; Pinedo-Vasquez *et al.* 1990; Phillips & Gentry 1993a, b; Galeano 2000; Rocha 2004). Essas categorias não necessariamente refletem categorizações locais das formas de uso de plantas (Prance *et al.* 1987), são apenas construções artificiais para conveniência analítica (Rocha 2004).

4.5.3. *Métodos etnobotânicos quantitativos*

A etnobotânica quantitativa é definida por Phillips (1993a) como “a aplicação direta de técnicas quantitativas para a análise de dados sobre usos atuais de plantas”. A utilização de métodos quantitativos permite comparações estatísticas e testes de hipóteses a partir de dados obtidos em entrevistas. No entanto, a utilização desses métodos não substitui a análise dos dados qualitativos, e seu emprego deve sempre ser realizado de maneira cautelosa.

Os dados obtidos nas listagens livres foram utilizados no cálculo de um índice baseado no *consenso de informantes*, que é o grau de concordância entre os informantes entrevistados em relação ao uso de determinada planta (Phillips 1996; Albuquerque *et al.* 2006). O índice utilizado foi o Índice de Valor de Uso (VU), adaptado de Phillips & Gentry (1993a, b) e Rossato *et al.* (1999):

$$VU_{is} = U_{is}$$

onde VU_{is} é o valor de uso da espécie s para o informante i e U_{is} é o número de usos mencionados pelo informante i para a espécie s durante a entrevista. O valor de uso total para uma determinada espécie (VU_s), portanto, é calculado pela fórmula:

$$VU_s = \Sigma VU_{is} / n$$

onde n é o número total de informantes.

Para comparar TP e SNA quanto à utilização da vegetação secundária, foi calculado o valor de uso de cada ambiente a (TP e SNA) para cada informante i (VU_{ia}) através da somatória do valor de uso das etnoespécies citadas pelo informante i em cada ambiente a .

4.5.4. *Análise dos dados*

O número de etnoespécies citadas por informante e os valores de VU_{ia} foram comparados entre TP e SNA através de testes “ t ” pareados pelo informante. Para avaliar o grau de associação de cada etnoespécie à TP ou SNA, foi utilizada uma adaptação da Análise de Espécies Indicadoras de Dufrene & Legendre (1997). Essa análise, desenvolvida originalmente para a análise de comunidades biológicas, combina informação da concentração da abundância de espécies em um grupo particular e da fidelidade de ocorrência da espécie num determinado grupo. Os grupos são definidos *a priori*. Para adaptar esse método aos dados obtidos nas entrevistas, foi avaliada a concentração da abundância de citações de determinada etnoespécie em TP ou SNA e a fidelidade das etnoespécies citadas a cada um desses ambientes. Os valores de indicação gerados para cada etnoespécie foram testados estatisticamente através da técnica de Monte Carlo, com 1000 permutações.

CAPÍTULO 1

SUCESSÃO SECUNDÁRIA SOBRE SOLOS ANTRÓPICOS NA REGIÃO DO MÉDIO RIO MADEIRA, AMAZONAS, BRASIL: O PAPEL DA *TERRA PRETA DE ÍNDIO* COMO RESERVATÓRIO DE AGROBIODIVERSIDADE

Formatação de acordo com as normas para apresentação da dissertação em formato de artigo.
Versão em português de artigo a ser submetido à revista *Biodiversity and Conservation* –
Elsevier.

Resumo

Sucessão secundária sobre solos antrópicos na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil: o papel da *Terra Preta de Índio* como reservatório de agrobiodiversidade

Na Amazônia ocorrem solos antrópicos associados a assentamentos indígenas pré-colombianos chamados de *Terra Preta de Índio* (TPI). Existem indícios de que a sucessão secundária sobre TPI ocorre por vias e estratégias diferentes, e de que esses solos funcionariam como *reservatórios de agrobiodiversidade* através da manutenção de espécies nativas domesticadas e exóticas climatizadas. Os objetivos desse estudo foram comparar florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e não-antrópicos (SNA) quanto à estrutura da vegetação e composição de espécies, identificar espécies indicadoras de solos antrópicos, e avaliar a importância da TPI como reservatório de agrobiodiversidade. Em três comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil, foram amostrados os indivíduos lenhosos com $DAP \geq 5$ cm e as palmeiras com mais de 1 m de altura em 52 parcelas de 25x10 m (1,3 ha) de florestas secundárias de diversas idades sobre solos antrópicos e não-antrópicos. Em cada parcela foram obtidas amostras compostas de solo. TP apresentou uma composição florística distinta de SNA tanto para os indivíduos lenhosos quanto para as palmeiras do sub-bosque. TP apresentou maior densidade (169 indivíduos; $p = 0,052$) e riqueza (25 espécies; $p = 0,006$) de espécies domesticadas em relação à SNA (113 indivíduos, 14 espécies). Foram identificadas seis espécies indicadoras de TP e três de SNA, sendo que três das espécies indicadoras de TP e uma das espécies indicadoras de SNA estão entre as 20 espécies com maior valor de uso para as comunidades estudadas. As diferentes condições edáficas dos solos antrópicos, juntamente com a longa e estreita associação desses solos com a atividade humana resultou na formação de florestas secundárias com uma composição de espécies distinta e favoreceu a concentração de espécies domesticadas nesses ambientes. Solos antrópicos podem funcionar como reservatórios de agrobiodiversidade, e contribuem para a alta heterogeneidade e biodiversidade características da paisagem da Amazônia.

Abstract

Secondary succession on anthropogenic soils on the middle Madeira River, Amazonas, Brazil: the role of *Terra Preta de Índio* (Indian Dark Earths) as agrobiodiversity reservoirs

Throughout Amazonia anthropogenic soils associated with pre-columbian settlements are called *Terra Preta de Índio* (Indian Dark Earths, TPI). There are indications that secondary succession on TPI occurs through different pathways and strategies, and that these soils could act as *agrobiodiversity reservoirs*, through the maintenance of domesticated native and acclimatized exotic species. The aims of this study were to compare secondary forests on anthropogenic soils and non-anthropogenic soils with respect to vegetation structure and floristic composition, to identify anthropogenic soils' indicator species, and to evaluate the importance of these soils as agrobiodiversity reservoirs. Woody individuals with DBH \geq 5 cm and palms higher than 1 m were sampled in fifty-two 25x10 m plots in secondary forests at different successional stages near three traditional communities along the middle Madeira River, Amazonas, Brazil. Composite soil samples were obtained from each plot. TP has a distinct floristic composition, which was shown both for the woody individuals and the understory palms. TP showed higher density (169 individuals; $p= 0,052$) and richness (25 species; $p=0,006$) of domesticated species when compared with SNA (113 individuals, 14 species). There were six TP and three SNA indicator species, and three of the TP indicator species and one of SNA indicator species are among the 20 species with the highest use value for the communities studied. The different edaphic conditions from the anthropogenic soils, together with the long and strict association of these soils with human activity has led to the formation of secondary forests with a distinct species composition, and has favored the concentration of domesticated species. Anthropogenic soils may act as agrobiodiversity reservoirs and contribute to the characteristic high heterogeneity and biodiversity of the Amazonian landscape.

1. Introdução

Na Amazônia ocorrem solos antrópicos associados a assentamentos indígenas pré-colombianos chamados de *Terra Preta* ou *Terra Preta de Índio* (TPI; Smith 1980; McCann *et al.* 2001). A TPI é amplamente distribuída na Amazônia, e ocorre em manchas que variam de poucos até algumas dezenas ou centenas de hectares. Manchas de TPI são especialmente freqüentes na Amazônia brasileira (Sombroek *et al.* 2002), mas existem ocorrências na Colômbia, Peru, Venezuela e nas Guianas (Eden *et al.* 1984; Andrade 1986), bem como em outras partes das Américas e do mundo. A maioria das manchas de TPI na Amazônia tem entre 500 e 2500 anos de idade (Neves *et al.* 2003) e, juntamente com os solos aluviais (várzea), são os solos mais produtivos da Amazônia para a agricultura (Hiraoka *et al.* 2003). Atualmente muitas áreas de TPI são intensivamente cultivadas e preferencialmente procuradas para uso agrícola por comunidades tradicionais (Lima *et al.* 2002; Sombroek *et al.* 2002).

Existem indícios de que a sucessão secundária sobre TPI ocorre por vias e estratégias diferentes (Clement *et al.* 2008). Major *et al.* (2005a) estudaram a dinâmica das ervas daninhas em áreas de Terra Preta e mostraram que, em estágios iniciais de sucessão, áreas de TPI apresentam uma maior porcentagem de cobertura do solo, maior riqueza de espécies e uma maior proporção relativa de plantas anuais e leguminosas quando comparadas com solos adjacentes não-antrópicos. Quando abandonadas, as roças sobre TPI são colonizadas por um grupo característico de ervas daninhas de comportamento agressivo, incluindo várias espécies tipicamente associadas com ambientes perturbados pelo homem (Major *et al.* 2005a).

Áreas de TPI em vários estágios de sucessão são reconhecidas por agricultores tradicionais por meio de espécies vegetais indicadoras, mesmo sob densa cobertura florestal (Moran 1981; Sombroek *et al.* 2002; German 2003a). Além da composição de espécies, os agricultores reconhecem características estruturais típicas da vegetação secundária sobre TPI, como o dossel mais baixo e sub-bosque mais denso (Woods & McCann 1999), diâmetro médio menor das árvores adultas e uma maior abundância de cipós e plantas com espinhos (German 2003a), quando comparadas com a vegetação secundária sobre solos não-antrópicos adjacentes. Essas observações, no entanto, são derivadas somente de abordagens qualitativas e etnográficas, e carecem de investigações mais aprofundadas para serem validadas.

A sucessão secundária é influenciada pela estocasticidade, pela biologia das espécies e interações entre elas, e pela ação conjunta de componentes bióticos e abióticos (Guariguata & Ostertag 2001). Em florestas secundárias antropogênicas, diversos outros fatores interferem

na sucessão, tornando as trajetórias sucessionais muito menos previsíveis e heterogêneas nesses contextos (Mesquita *et al.* 2001). A comparação entre a vegetação secundária sobre TPI e solos não antrópicos quanto à composição florística e estrutura da vegetação permite uma avaliação da ação conjunta de fatores ambientais e culturais na sucessão secundária, e pode testar a hipótese de que esses solos funcionam como reservatórios genéticos de plantas nativas da Amazônia e exóticas domesticadas (Clement *et al.* 2003). Nesse contexto, os objetivos desse estudo são (1) comparar florestas secundárias de diversas idades sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos adjacentes quanto à composição de espécies, (2) quanto à estrutura da vegetação, (3) identificar espécies indicadoras de solos antrópicos e (4) avaliar o papel dos solos antrópicos como reservatórios de agrobiodiversidade.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo e população local

O estudo foi realizado em três comunidades tradicionais localizadas na região do médio Rio Madeira, município de Manicoré, Amazonas, Brasil: Água Azul (5° 49' 57'' S; 61° 33' 56'' W), Barreira do Capanã (5° 50' 51'' S; 61° 40' 11'' W) e Terra Preta do Atininga (5° 38' 19'' S; 61° 3' 6'' W; Figura 1.1.). O clima da região é do tipo tropical quente e super úmido, transição para tropical quente e úmido, com temperatura média de 27,6° C e precipitação anual média de 2.523 mm (Af de Köppen), com estação seca de junho a setembro. A vegetação da região é composta predominantemente por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, e ocorrem em menor proporção a Floresta Ombrófila Densa Submontana e, ao longo dos rios principais, as florestas Ombrófila Aberta Aluvial e Ombrófila Densa Aluvial (IBGE 2004). A região apresenta grande heterogeneidade paisagística, ocorrendo manchas de fitofisionomias como campinas, cerrados, buritizais, tabocais etc. (Rapp Py-Daniel 2007). No município de Manicoré, a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas representa aproximadamente 65,4% da vegetação natural existente (Silva & Pereira 2005).

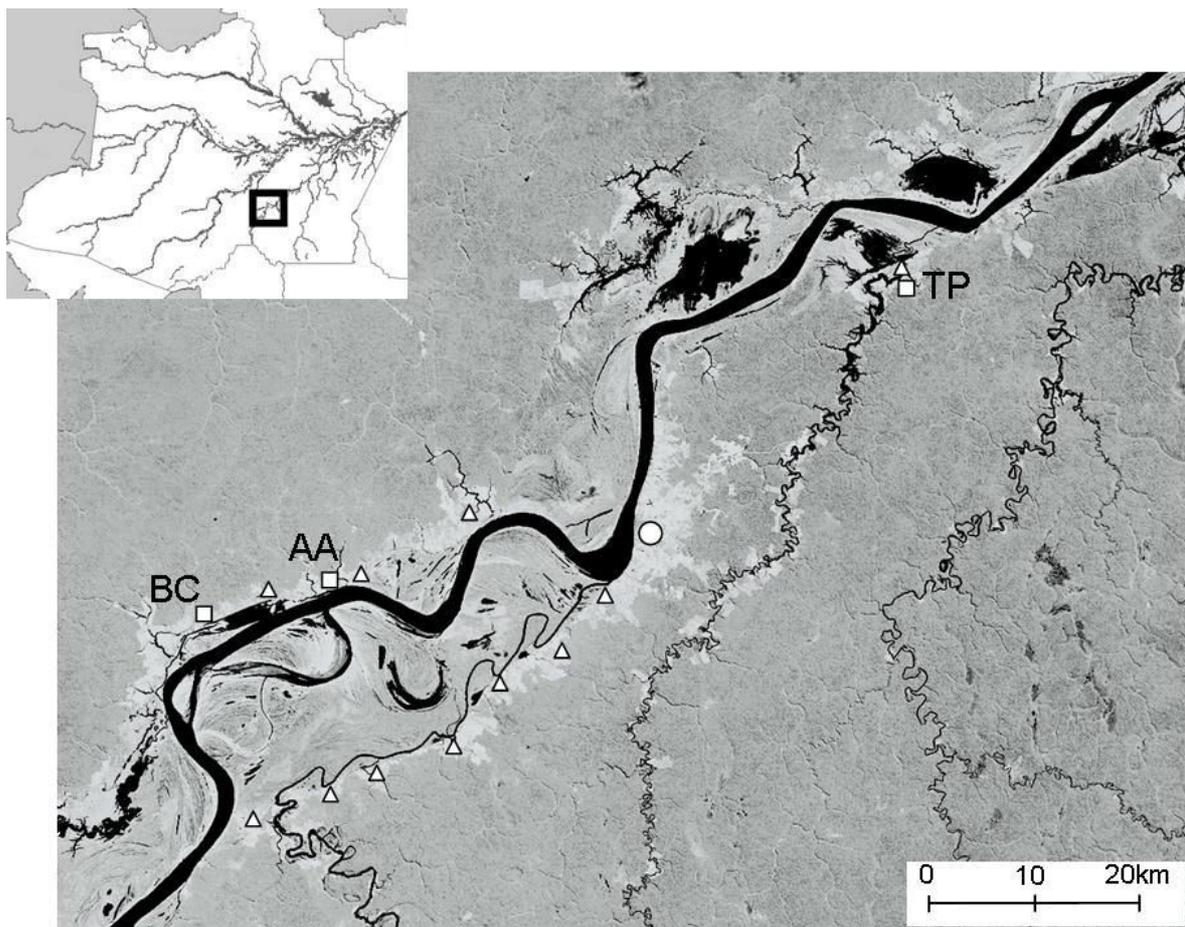


Figura 1.1. Localização da área de estudo. Os quadrados brancos na imagem maior indicam as três comunidades estudadas, o círculo branco indica a sede do município de Manicoré e os triângulos brancos indicam outras áreas de solos antrópicos identificadas durante a realização desse estudo e por Fraser *et al.* (2008). AA – Água Azul; BC – Barreira do Capanã; TP – Terra Preta do Atininga. Imagem de satélite LANDSAT.

Os solos predominantes são os latossolos amarelos e latossolos vermelho-amarelos, mas também ocorrem manchas de argissolos vermelho-amarelos e espodossolos ferrocárbicos. Ao longo do Rio Madeira ocorre uma faixa de gleissolos háplicos típicos das várzeas de rios de água branca (IBGE 2001). A ocorrência de solos antrópicos é comum na região. Fraser *et al.* (2008) e esse estudo identificaram diversas manchas de solos antrópicos ao longo do Rio Madeira e de seus afluentes Manicoré, Atininga e Maturá que nunca haviam sido mapeadas (Figura 1.1.).

As comunidades estudadas são habitadas por *caboclos*, descendentes de imigrantes chegados na região no início do século XX, vindos principalmente do nordeste do Brasil, e miscigenados em maior ou menor grau com indígenas da região. Nas comunidades Água Azul, Barreira do Capanã e Terra Preta do Atininga vivem, respectivamente, 42, 38 e 36

famílias. As atividades econômicas e de subsistência principais são a agricultura itinerante (principalmente o cultivo de mandioca, *Manihot esculenta* Crantz), caça, pesca e o extrativismo vegetal, com destaque para a extração de castanha (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) e seringa [*Hevea brasiliensis* (Kunth) Müll. Arg.].

As três comunidades têm parte de sua área localizada sobre manchas de solos antrópicos: na comunidade Água Azul ocorre uma mancha de solo antrópico de cerca de 15 ha; na comunidade Barreira do Capanã ocorrem duas manchas, uma com cerca de 10 ha e outra com cerca de 40 ha; na comunidade Terra Preta do Atininga ocorrem duas manchas, uma com cerca de 15 ha e outra com cerca de 10 ha. O sistema de agricultura itinerante é praticado num raio de 2 a 3 km a partir do centro da comunidade, tanto nas áreas de solos antrópicos como nas áreas de solos não-antrópicos. Toda a área é ocupada por um mosaico de áreas agrícolas e florestas secundárias em diversos estágios de regeneração.

2.2. Desenho amostral

Em cada comunidade foram selecionados informantes-chave que detivessem bom conhecimento sobre a vegetação e os solos da região, através da técnica “bola-de-neve” (Bernard 2002). Com esses informantes foram percorridas trilhas ao longo de áreas agrícolas, florestas secundárias, florestas primárias e outras áreas de uso da comunidade. Durante esse processo os informantes foram estimulados a identificar com a nomenclatura local diferentes fitofisionomias e tipos de solo. Foram registradas com GPS coordenadas geográficas das trilhas e de áreas de transição entre fitofisionomias ou solos diferentes.

Com base na classificação local dos tipos de solo e vegetação, foram selecionadas áreas de vegetação secundária em diversos estágios de regeneração sobre áreas reconhecidas pelas comunidades como solos antrópicos (TP, chamados localmente de *terra preta*, *areia preta*, ou *terra misturada*) e solos não-antrópicos (SNA, chamados localmente de *barro*, *barro amarelo*, *barro branco*, etc.) nas quais foram estabelecidas parcelas de 25x10 m (250 m²) para amostragem da vegetação. A classificação de cada parcela dentro de cada tratamento (TP ou SNA) foi feita *a posteriori*, levando em consideração os resultados das análises de solo. Nas comunidades Água Azul e Terra Preta do Atininga foram estabelecidas 16 parcelas em cada, e na comunidade Barreira do Capanã foram estabelecidas 20 parcelas, totalizando 52 parcelas e 1,3 ha amostrados.

2.3. Coleta de dados

Nas parcelas foram amostrados (1) todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, inclusive lianas, e (2) todos os indivíduos de palmeiras com altura superior a um metro e com DAP inferior a 5 cm (palmeiras do sub-bosque). Os indivíduos lenhosos amostrados tiveram o DAP mensurado e foram coletados para posterior identificação botânica. As exsicatas férteis foram depositadas no herbário INPA (Manaus – AM).

Em cada parcela foi obtida uma amostra composta de solo, composta por cinco subamostras, coletadas de 0 a 20 cm de profundidade descontando a camada de serrapilheira e raízes superficiais. As amostras foram secas ao ar, destorroadas, peneiradas numa peneira com malha de dois milímetros de abertura e homogeneizadas. Posteriormente, foram realizadas análises físicas (argila total, silte total e areia total) e químicas: pH (H₂O), pH (KCl), P disponível, K, Ca, Mg, Al, H + Al, Zn, Mn e Fe (EMBRAPA 1999).

A amostragem de cada parcela foi acompanhada por um informante-chave em cada comunidade, que forneceu o(s) nome(s) popular(es) e a(s) forma(s) de uso de cada planta coletada, quando houvessem. Foi registrado com o auxílio do informante-chave e de outros informantes locais o histórico de uso de cada parcela e o tempo de regeneração após o abandono (“idade da parcela”).

2.4. Análise dos dados

Os resultados das análises químicas e granulométricas de solo foram utilizados em uma análise de componentes principais (PCA) biplot, feita com o programa XLStat (Addinsoft 2007). Os dados expressos em porcentagem (teor de areia, silte e argila) foram transformados pela função arcoseno da raiz quadrada da porcentagem dividida por 100 (Sokal & Rohlf 1981). As PCA foram feitas separadamente para cada comunidade. Essa análise teve como objetivo identificar se as parcelas estabelecidas em áreas identificadas pelos moradores locais como TP e SNA se agrupavam entre si quanto às variáveis de solo analisadas. A partir dos grupos formados pelas PCA, da observação de características no campo indicativas de solos antrópicos (e.g., cacos de cerâmica, coloração escura) e da análise de alguns elementos do solo cujos teores geralmente contrastam entre solos antrópicos e solos não-antrópicos na Amazônia (Ca, P, pH, Al; Lehmann *et al.* 2003a), foram delimitados os dois tratamentos (TP e SNA) que serviram de base para as demais análises estatísticas.

A estrutura da comunidade vegetal foi comparada entre os tratamentos através de análises de covariância (ANCOVA), utilizando como variáveis dependentes densidade de indivíduos, riqueza e área basal, e como covariável o tempo de regeneração (idade estimada da floresta secundária). Para controlar o efeito da densidade de indivíduos na riqueza de espécies, a riqueza foi estimada em cada parcela para o menor número de indivíduos encontrados entre as parcelas através de curvas de rarefação. As ANCOVA foram realizadas com o programa SYSTAT 10.2 (SYSTAT Software Inc. 2002) e as rarefações foram realizadas utilizando o software EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001).

Os dados de composição florística foram ordenados através da análise multivariada NMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*), utilizando o software PC-ORD (McCune & Mefford 1999). Para reduzir a influência da densidade de indivíduos na formação dos grupos, os dados foram transformados dividindo a abundância de cada espécie na parcela pela soma das abundâncias de todas as espécies na parcela. Para o cálculo da matriz de dissimilaridade biológica foi utilizada a distância de Bray-Curtis, que leva em consideração tanto a presença/ausência da espécie na unidade amostral quanto a sua abundância relativa (Bray & Curtis 1957).

A identificação das espécies indicadoras de TP e SNA foi realizada pelo método de Dufrene & Legendre (1997), utilizando o software PC-ORD (McCune & Mefford 1999). A análise de espécies indicadoras combina informações de concentração da abundância de espécies em um determinado grupo e a fidelidade de ocorrência de uma espécie em um determinado grupo. A análise gera Valores de Indicação (VI) de cada espécie em cada grupo (tratamentos), que tiveram sua significância estatística testada através da técnica de Monte Carlo, com 10.000 aleatorizações.

Para a avaliação do papel dos solos antrópicos como *reservatórios de agrobiodiversidade*, foram identificadas espécies domesticadas presentes nas parcelas segundo a classificação de Clement (1999). Os tratamentos foram comparados entre si quanto à densidade de indivíduos e riqueza de espécies domesticadas nas parcelas através de análises de variância (ANOVA), realizadas com o programa SYSTAT 10.2 (SYSTAT Software Inc. 2002).

3. Resultados

3.1. Solo

Nas três comunidades é possível identificar dois grupos distintos de solos através da PCA (Figura 1.2.). As variáveis que mais contribuíram para a separação dos grupos foram P, Ca, Al e pH, que correspondem a nutrientes cujos teores geralmente contrastam entre solos antrópicos e não-antrópicos na Amazônia (Lehmann *et al.* 2003a; Falcão *et al.* 2003). A análise dos agrupamentos formados nas PCA, juntamente com evidências observadas em campo geralmente associadas a solos antrópicos (e.g. coloração escura, cacos de cerâmica), permitiram a delimitação dos tratamentos TP e SNA (Figura 1.2.; Anexo 1.1.). O tratamento TP reúne parcelas com solo mais heterogêneo, em geral com teores mais elevados de P, Ca, Mg, Zn e Mn, menores teores de Fe e Al, e maior pH; o grupo formado pelo tratamento SNA reúne parcelas com solo mais homogêneo, com menores teores de P, Ca, Mg, Zn e Mn, maiores teores de Fe e Al e menor pH (Anexo 1.1.). Das 52 parcelas amostradas, 26 (0,65 ha) foram incluídas no tratamento TP e 26 (0,65 ha) no tratamento SNA.

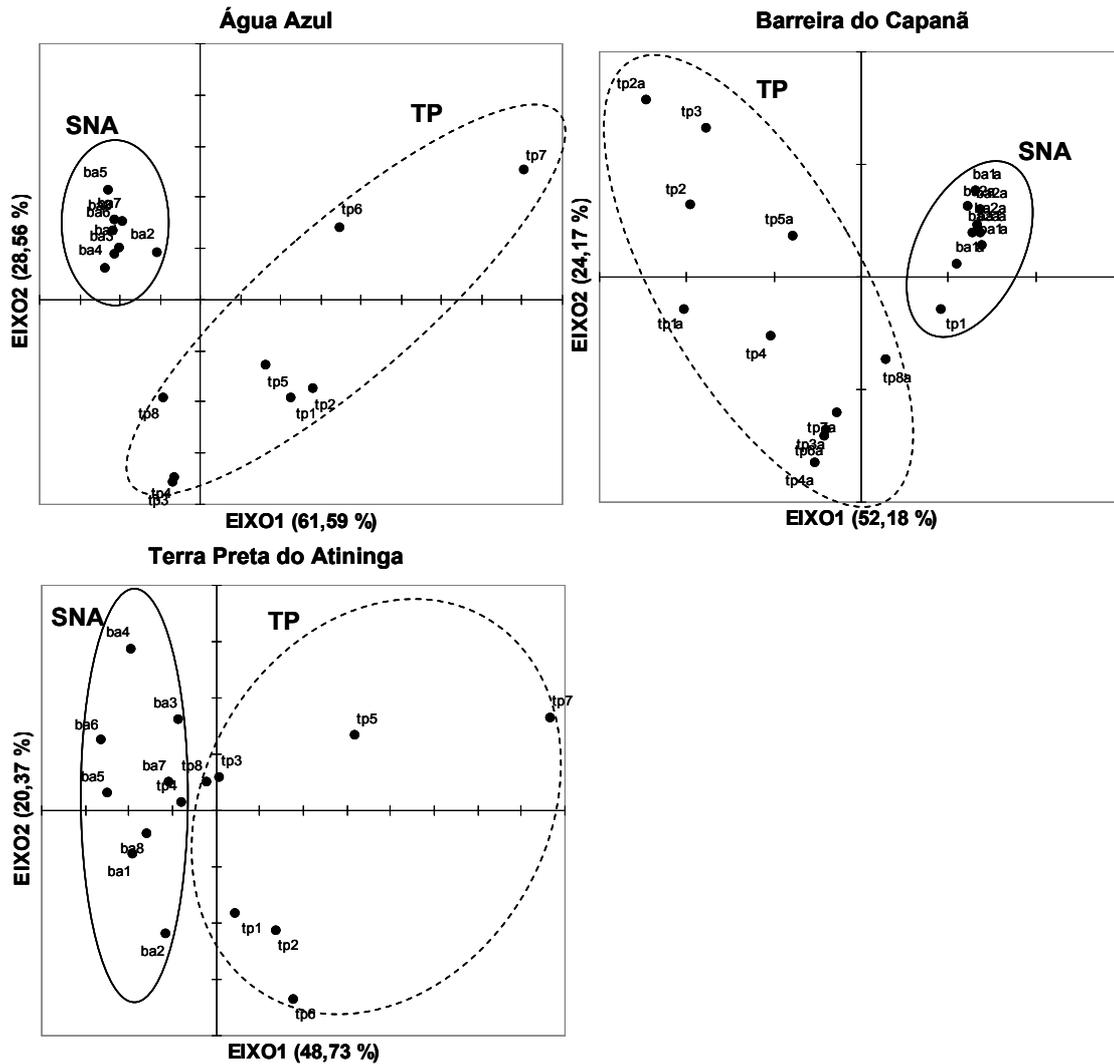


Figura 1.2. Análise de componentes principais (PCA) das variáveis químicas e físicas do solo coletado em 52 parcelas em florestas secundárias sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos em três comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil. As elipses indicam os grupos formados *a posteriori* a partir da análise dos agrupamentos formados pelas PCA, dos teores de alguns nutrientes geralmente contrastantes entre solos antrópicos e solos não-antrópicos (e.g. Ca, P, Al) e a partir de evidências observadas em campo que sugerem transformações antrópicas no solo (e.g. coloração escura, artefatos cerâmicos, etc). Elipses sólidas – solos não-antrópicos (SNA); elipses tracejadas – solos antrópicos (TP). Os valores entre parênteses correspondem à porcentagem da variação explicada por cada eixo. As legendas dos pontos correspondem à identificação das amostras de solo no Anexo 1.1.

3.2. Indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm

Foram amostrados no total 1953 indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm, pertencentes a 50 famílias e 281 espécies (Anexo 1.2.). O número de indivíduos por parcela variou entre 30 e 119 (média \pm desvio padrão: $63,1 \pm 17,8$) e a riqueza variou entre 9 e 32 espécies (média \pm DP: $18,5 \pm 6,4$). As famílias com maior número de espécies foram Fabaceae – Faboideae (22 spp.), Fabaceae – Mimosoideae (22 spp.), Moraceae (21 spp.), Malvaceae (15 spp.) e Annonaceae (12 spp.) (Figura 1.3.).

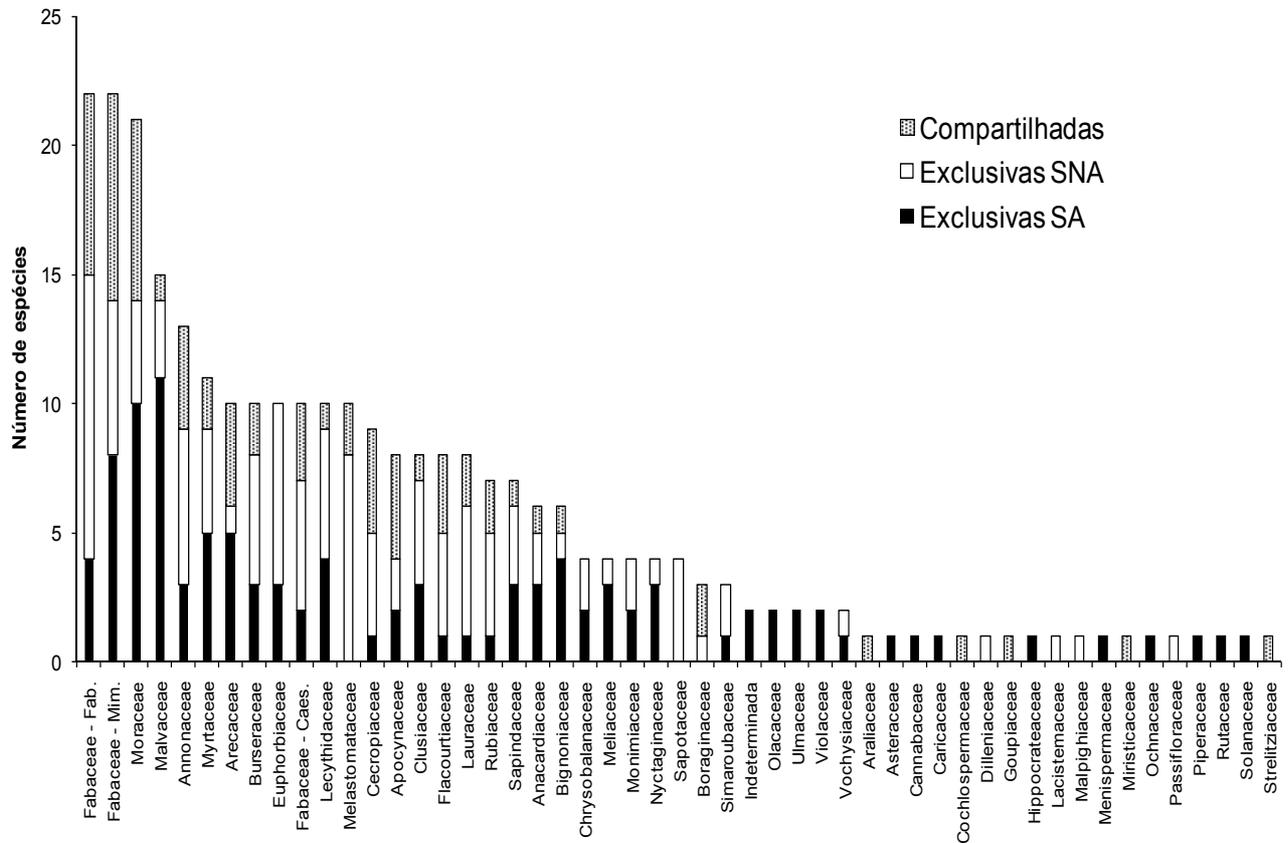


Figura 1.3. Número de espécies lenhosas com DAP ≥ 5 cm exclusivas e compartilhadas entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) nas famílias amostradas em parcelas de florestas secundárias em três comunidades na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil.

Em TP foram amostrados 858 indivíduos, pertencentes a 45 famílias e 172 espécies (Tabela 1.1.; Anexo 1.2.). O número de indivíduos por parcela variou entre 17 e 50 (média $33,0 \pm 8,3$; Tabela 1.1.). As famílias com maior número de espécies foram Moraceae (17 spp.), Fabaceae – Mimosoideae (16 spp.), Malvaceae (12 spp.), Fabaceae – Faboideae (11 spp.) e Arecaceae (9 spp., somente os indivíduos com DAP ≥ 5 cm. As palmeiras do sub-bosque serão discutidas separadamente abaixo). Em SNA foram amostrados 1095 indivíduos,

pertencentes a 37 famílias e 175 espécies. O número de indivíduos por parcela variou entre 23 e 63 (média $42,1 \pm 10,3$; Tabela 1.1.). As famílias com maior número de espécies foram Fabaceae – Faboideae (18 spp.), Fabaceae – Mimosoideae (14 spp.), Moraceae (10 spp.), Annonaceae (10 spp.) e Melastomataceae (10 spp.). Sessenta e seis espécies (23,5 % do total) foram compartilhadas entre TP e SNA (Tabela 1.1.).

Tabela 1.1. Riqueza, número de espécies exclusivas e número de espécies compartilhadas de indivíduos lenhosos com $DAP \geq 5$ cm e de palmeiras com mais de 1 m de altura amostrados em parcelas sobre florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) em três comunidades na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil.

Solo	ind. ¹	$x \pm dp$ ind. ²	spp. ³	$x \pm dp$ spp. ⁴	spp. exclusivas
Lenhosos $DAP \geq 5$ cm					
TP	858	$33,0 \pm 8,3$	172	$14,0 \pm 5,8$	106
SNA	1095	$42,1 \pm 10,3$	175	$15,8 \pm 4,3$	109
Total	1953	$37,5 \pm 10,4$	281	$14,9 \pm 5,2$	215
Palmeiras ≥ 1 m alt.					
TP	550	$21,1 \pm 11,8$	17	$4,0 \pm 1,7$	5
SNA	778	$29,9 \pm 13,9$	22	$4,6 \pm 1,7$	10
Total	1328	$25,5 \pm 13,6$	27	$4,3 \pm 1,7$	15
Total TP	1408	$54,1 \pm 13,9$	181	$17,1 \pm 7,0$	111
Total SNA	1873	$72,0 \pm 16,9$	192	$19,9 \pm 5,4$	124
Total Geral	3281	$63,1 \pm 17,9$	298	$18,5 \pm 6,4$	235

¹ Número de indivíduos.

² Média \pm desvio padrão do número de indivíduos amostrados por parcela.

³ Número de espécies.

⁴ Média \pm desvio padrão do número de espécies amostradas por parcela.

Houve relação significativa entre o número de indivíduos lenhosos com os tratamentos TP e SNA (ANCOVA; $F = 14,031$; $p < 0,001$), com a idade da floresta secundária (ANCOVA; $F = 7,357$; $p = 0,009$) e com a interação entre essas duas variáveis preditoras (ANCOVA; $F = 5,111$; $p = 0,028$). A interação mostra que o efeito da idade da floresta secundária no número de indivíduos lenhosos não ocorre da mesma maneira nos dois tratamentos, o que fica evidente nas regressões dentro de cada tratamento: no tratamento TP, não houve relação significativa entre o número de indivíduos lenhosos e a idade da floresta secundária ($F = 0,112$; $p = 0,741$), e no tratamento SNA o número de indivíduos lenhosos foi negativamente correlacionado com a idade da floresta secundária ($r^2 = 0,321$; $F = 11,345$; $p = 0,003$; Figura 1.4.). Isso significa que as florestas secundárias sobre TP têm menor densidade de árvores do

que florestas secundárias sobre SNA, mas essa diferença existe apenas em florestas secundárias mais jovens e não na sucessão mais avançada.

Houve relação significativa entre a riqueza de espécies lenhosas com a idade da floresta secundária (ANCOVA; $F=28,484$; $p<0,001$), esta relação não diferiu entre os tratamentos TP e SNA (ANCOVA; $F=0,023$; $p=0,879$) e não houve interação entre as duas variáveis preditoras (ANCOVA; $F=0,05$; $p=0,823$). Em ambos os tratamentos, a riqueza de espécies lenhosas foi positivamente correlacionada com a idade da floresta secundária (TP: $r^2 = 0,296$; $F = 9,671$; $p = 0,005$; SNA: $r^2 = 0,512$; $F = 25,151$; $p < 0,001$; Figura 1.4.).

Em uma parcela ocorreu um indivíduo de *Bertholletia excelsa* Bonpl. e em outra um indivíduo de *Luehea* sp., que correspondiam a 79,4 % e 68,7% da área basal das parcelas, respectivamente. Informantes locais reportaram que esses indivíduos estavam presentes antes da última vez que a área foi aberta para agricultura, e por não terem sido derrubados e resistido ao fogo durante diversos ciclos agrícolas, sua idade era bem maior do que o tempo de regeneração das parcelas amostradas. Esses indivíduos foram excluídos da análise de área basal.

Houve relação significativa entre a área basal com a idade da floresta secundária (ANCOVA; $F = 13,003$; $p = 0,001$), mas não com os tratamentos TP e SNA (ANCOVA; $F = 0,037$; $p = 0,848$) nem com a interação as duas variáveis preditoras (ANCOVA; $F = 0,432$; $p = 0,514$). Isso mostra que o efeito da idade no incremento de área basal é similar entre os dois tratamentos, e esses não diferem entre si quanto à área basal quando o efeito da idade é controlado. Em ambos os tratamentos, a área basal aumentou em função da idade, mas o efeito da idade foi fraco, o que é indicado pelos baixos valores de r^2 (TP: $r^2 = 0,215$; $F = 6,586$; $p = 0,017$; SNA: $r^2 = 0,245$; $F = 7,769$; $p = 0,010$; Figura 1.4.).

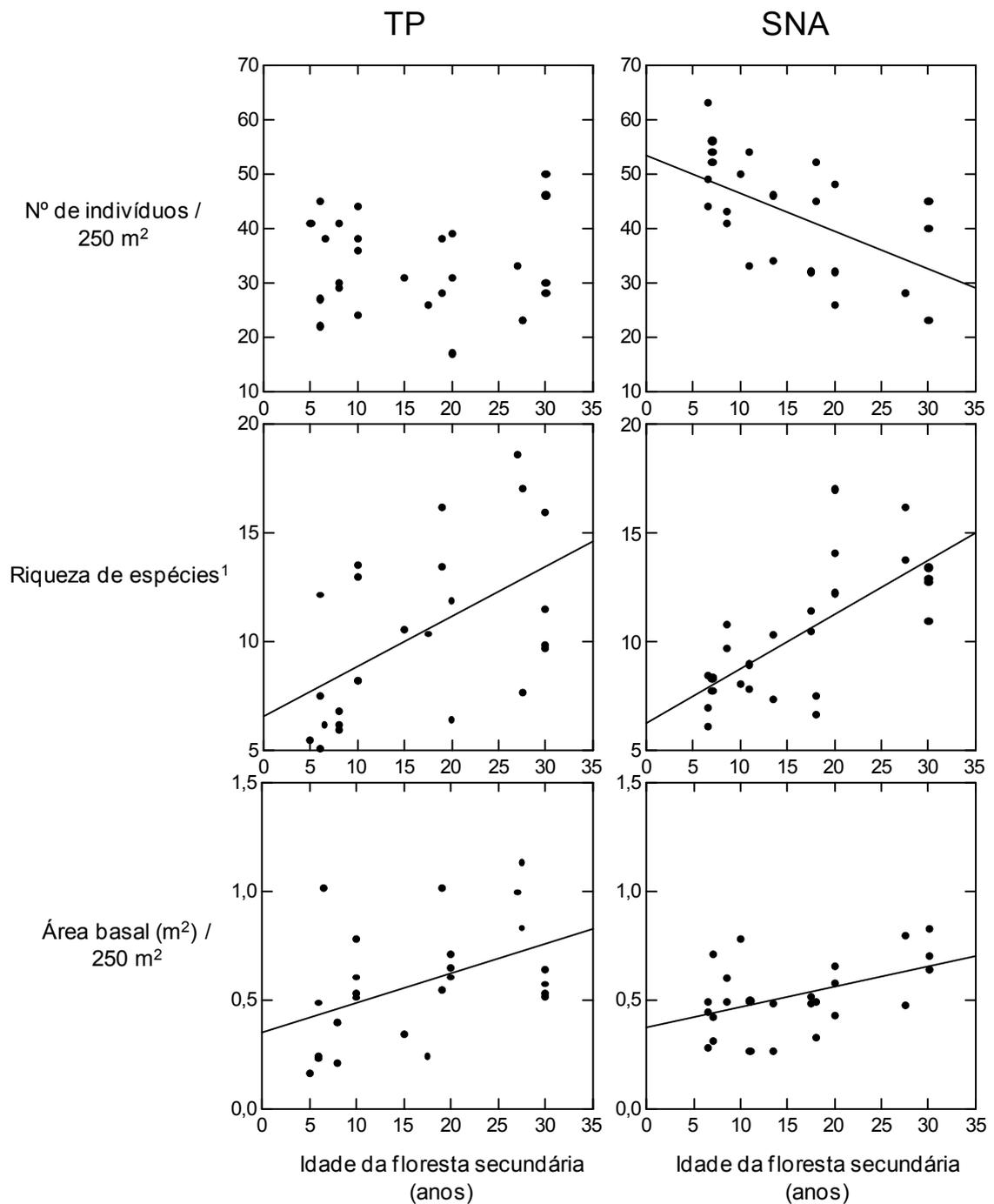


Figura 1.4. Regressões entre o número de indivíduos lenhosos com $DAP \geq 5$ cm, riqueza de espécies lenhosas com $DAP \geq 5$ cm e área basal da parcela com a idade da floresta secundária em 26 parcelas de solos antrópicos (TP) e 26 parcelas sobre solos não-antrópicos (SNA) em três comunidades na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil. (¹ Riqueza de espécies estimada para 20 indivíduos através de rarefação).

Quanto à composição de espécies, o resultado da NMDS indica diferenças entre os tratamentos TP e SNA (Figura 1.5.A). Ainda que haja uma região de sobreposição entre os tratamentos na região central do gráfico, é possível identificar dois grupos distintos, separados principalmente pelo eixo horizontal.

Cinco espécies são indicadoras de TP e quatro espécies são indicadoras de SNA (Tabela 1.2.). Quatro das cinco espécies indicadoras de TP [*Elaeis oleifera* (Kunth.) Cortés, *Vismia sandwithii* Ewan, *Myrcia* aff. *aliena* McVaugh e *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers.] e duas das quatro espécies indicadoras de SNA (*Inga* cf. *disticha* Benth. e *Casearia grandiflora* Cambess.) estão entre as 20 espécies com maior valor de uso para as comunidades estudadas (Junqueira 2008, capítulo 2). *Elaeis oleifera* é uma espécie com diversos usos citados, destacando-se principalmente a utilização dos frutos como alimento para humanos e para animais domésticos e das suas folhas na construção de telhados e abrigos temporários. *Vismia sandwithii* e *Vismia cayennensis* estão entre as espécies mais utilizadas como lenha, sua madeira é utilizada na construção de casas e o látex é medicinal. *Myrcia* aff. *aliena* e *Inga* cf. *disticha* são espécies importantes como alimento (seus frutos são comestíveis), como lenha e como espécies atrativas de animais de caça. *Casearia grandiflora* é uma das espécies mais utilizadas como lenha.

É interessante notar que o caiaué [*Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés], espécie estreitamente associada com áreas de *Terra Preta de Índio* na Amazônia (Andrade 1983; Barcelos 1986; Balée 1989; McCann 2003) e uma das cinco espécies com maior valor de uso para as comunidades estudadas (Junqueira 2008, capítulo 2), aparece como indicador de solos antrópicos tanto entre os indivíduos lenhosos (Tabela 1.2.) quanto para as palmeiras do sub-bosque (Tabela 1.3.).

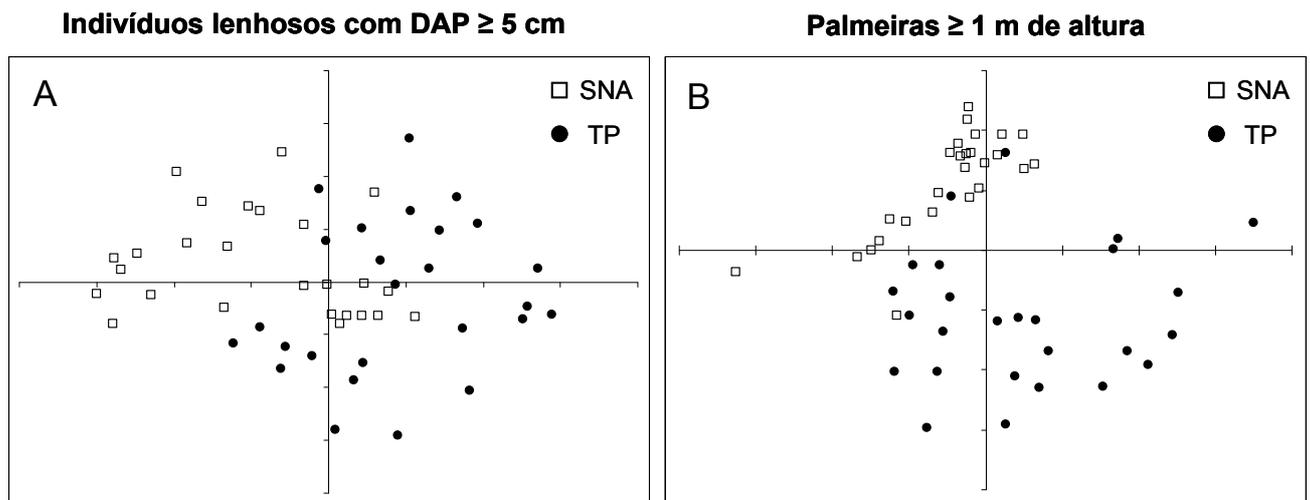


Figura 1.5. Análises multidimensionais não-métricas (NMDS) com dois eixos de ordenamento para (A) a comunidade de indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm e (B) a comunidade de palmeiras ≥ 1 m de altura amostrados em parcelas de florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e sobre solos não-antrópicos (SNA) em três comunidades na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil (porcentagem de explicação do modelo: A – 42,1%; B – 72,4 %). Os pontos representam as parcelas, e sua posição no gráfico é uma representação bidimensional da matriz de similaridade biológica entre elas, obtida com o índice quantitativo de Bray-Curtis.

Tabela 1.2. Espécies lenhosas indicadoras de solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA). (IV – valor de indicação; DP – desvio padrão; $p < 0,05$, Monte Carlo com 10.000 aleatorizações).

Solo	Espécie	Família	IV	média IV	DP	p
TP						
	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	30,8	12,9	4,54	0,007
	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	Clusiaceae	30,8	13	4,56	0,009
	<i>Myrcia</i> aff. <i>aliena</i> McVaugh	Myrtaceae	29,4	13,9	4,51	0,012
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	26,9	12,1	4,54	0,010
	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Clusiaceae	23,9	12,7	4,24	0,025
SNA						
	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	Cochlospermaceae	44,5	32,2	5,92	0,042
	<i>Inga</i> cf. <i>disticha</i> Benth.	Fabaceae - Faboideae	42,3	16,4	4,75	0,001
	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Celastraceae	34,6	13,8	4,29	0,002
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	26,9	11,7	3,97	0,008

Segundo a classificação de Clement (1999), 25 espécies lenhosas que ocorreram nos solos antrópicos são espécies consideradas a ter algum grau de domesticação no momento da chegada dos europeus na Amazônia, enquanto que apenas 14 espécies que ocorreram em solos não-antrópicos possuem essa característica. A abundância dessas espécies também foi maior em solos antrópicos do que em solos não-antrópicos (TP: 169 indivíduos; SNA: 113 indivíduos). Os tratamentos TP e SNA apresentaram diferença marginalmente significativa quanto à densidade de indivíduos de espécies domesticadas (ANOVA; $F=3,976$; $p=0,052$). A riqueza de espécies domesticadas foi significativamente maior em TP do que em SNA (ANOVA; $F=8,263$; $p=0,006$; Figura 1.6.).

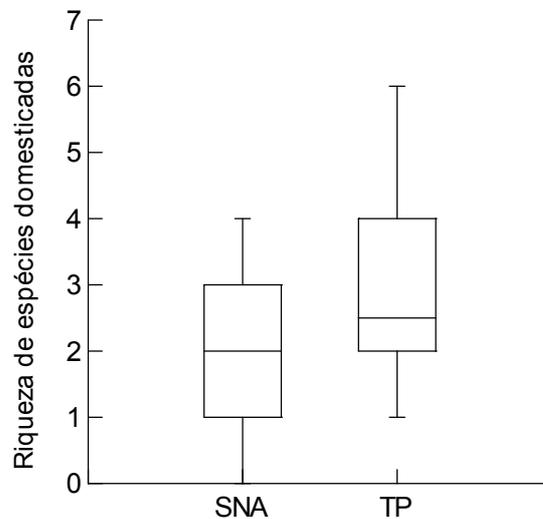


Figura 1.6. Box-plot mostrando a comparação entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto à riqueza de espécies domesticadas ($n=26$), segundo a classificação de Clement (1999). As caixas indicam os dados compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartis (intervalo interquartis), e as linhas transversais dentro de cada caixa mostram as medianas de cada amostra. As linhas verticais fora das caixas compreendem valores situados até 1,5 vezes o intervalo interquartis.

3.3. Palmeiras no sub-bosque

Foram amostrados no total 1328 indivíduos de palmeiras no sub-bosque, pertencentes a 27 espécies (Anexo 1.3.). O número de indivíduos por parcela variou entre 2 e 71 (média $25,5 \pm 13,6$) e a riqueza variou entre 1 e 9 espécies (média $4,3 \pm 1,7$; Tabela 1.1.). Em TP foram amostrados 550 indivíduos, pertencentes a 17 espécies. O número de indivíduos por parcela variou entre 2 e 45 (média $21,1 \pm 11,8$). Em SNA foram amostrados 778 indivíduos, pertencentes a 22 espécies. O número de indivíduos por parcela variou entre 11 e 71 (média $29,9 \pm 13,9$). Doze espécies (44 %) foram compartilhadas entre TP e SNA (Tabela 1.1.).

Não houve relação significativa entre o número de indivíduos de palmeiras com os tratamentos TP e SNA (ANCOVA; $F = 2,241$; $p=0,141$), com a idade da floresta secundária (ANCOVA; $F = 1,877$; $p=0,117$), nem com a interação entre essas duas variáveis preditoras (ANCOVA; $F = 0,170$; $p=0,682$). Isso mostra que não há efeito da idade no número de indivíduos de palmeiras e que os tratamentos TP e SNA não diferem entre si quanto a essa variável.

Não houve relação significativa entre a riqueza de espécies de palmeiras com os tratamentos TP e SNA (ANCOVA; $F = 0,016$; $p = 0,900$), com a idade da floresta secundária (ANCOVA; $F = 3,938$; $p = 0,054$) nem com a interação entre as duas variáveis preditoras (ANCOVA; $F = 0,237$; $p = 0,629$). Os tratamentos TP e SNA, portanto, não diferem quanto à riqueza de espécies de palmeiras, e não há efeito da idade da floresta secundária sobre a riqueza de espécies de palmeiras (Figura 1.7.).

A NMDS mostra que os tratamentos TP e SNA apresentam uma composição de espécies de palmeiras do sub-bosque distinta (Figura 1.5.B). O agrupamento formado pelas parcelas do tratamento SNA é bem mais homogêneo do que o agrupamento das parcelas de TP.

A análise de espécies indicadoras mostra que seis espécies são indicadoras de TP e três espécies são indicadoras de SNA (Tabela 1.3.). A importância dos *Astrocaryum* é marcante nos SNA, embora uma espécie de *Astrocaryum* (*Astrocaryum murumuru* Mart.) seja indicadora de TP. Quatro das seis espécies indicadoras de TP são plântulas ou juvenis de espécies de maior porte [*Astrocaryum murumuru* Mart., *Oenocarpus minor* Mart., *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés e *Attalea* cf. *phalerata* Mart. ex. Spreng.], enquanto que apenas uma das três espécies indicadoras de SNA possui essa característica (*Astrocaryum aculeatum* Meyer). Três das espécies indicadoras de TP (*Astrocaryum murumuru*, *Elaeis oleifera* e

Attalea cf. phalerata) e uma das espécies indicadoras de SNA (*Astrocaryum aculeatum*) estão entre as 20 espécies com maior valor de uso para as comunidades estudadas (Junqueira 2008, capítulo 2).

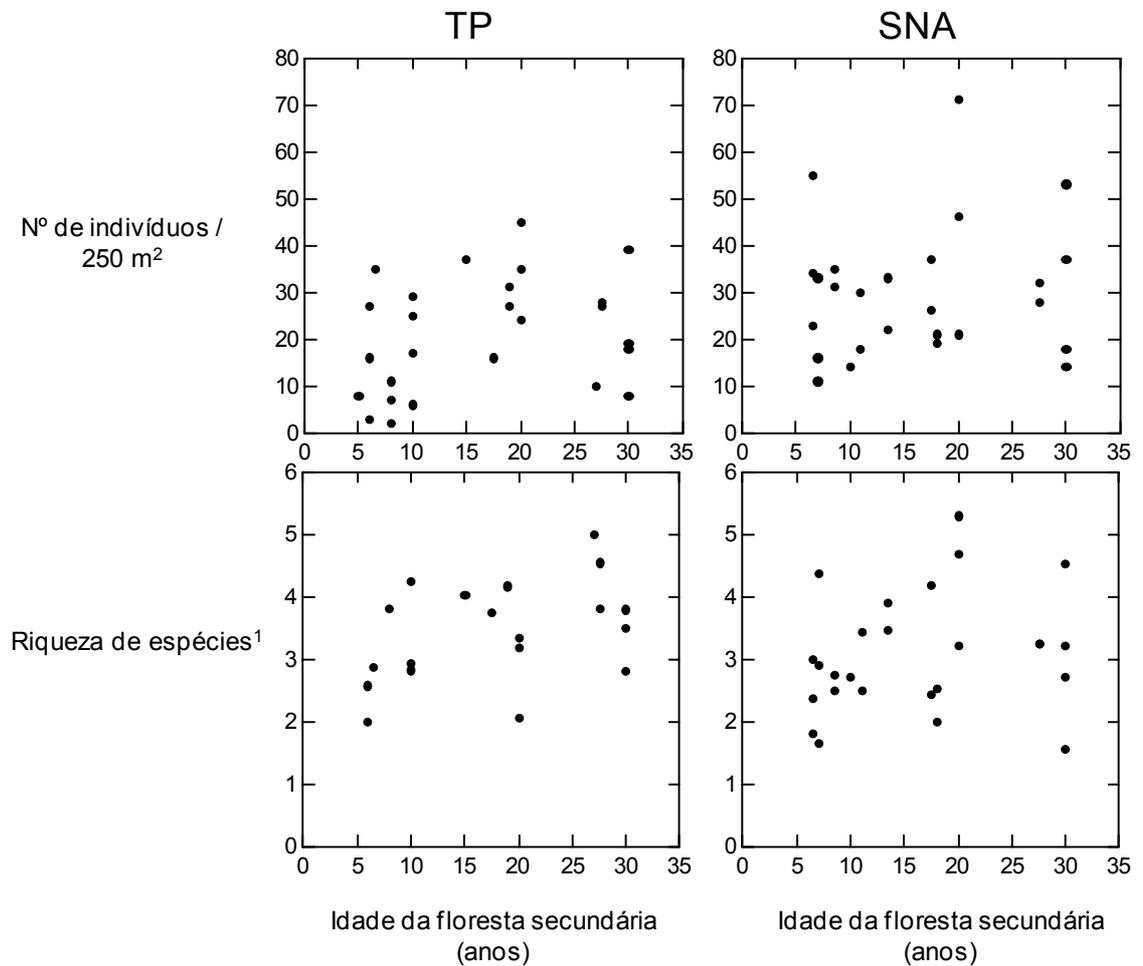


Figura 1.7. Regressões entre o número de indivíduos de palmeiras com mais de 1 m de altura e a riqueza de espécies de palmeiras com mais de 1 m de altura com a idade da floresta secundária em 26 parcelas sobre solos antrópicos (TP) e 26 parcelas sobre solos não-antrópicos (SNA) na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil. (¹ Riqueza de espécies estimada para 10 indivíduos através de rarefação).

Tabela 1.3. Espécies de palmeiras do sub-bosque indicadoras dos tratamentos solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA). (IV – valor de indicação; DP – desvio padrão; $p < 0,05$, Monte Carlo com 10000 aleatorizações).

Solo	Espécie	IV	média IV	DP	p
TP					
	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	57	21,8	5,36	0,0001
	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	36,9	16,6	5,03	0,0031
	<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	34,6	14,2	4,58	0,0014
	<i>Attalea</i> cf. <i>phalerata</i> Mart. ex Spreng.	28,7	17,1	5,32	0,0411
	<i>Bactris concinna</i> Mart.	24,5	14,2	4,57	0,0447
	<i>Geonoma</i> cf. <i>deversa</i> (Poit.) Kunth	21	11,6	3,97	0,0477
SNA					
	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	81,9	35,6	5,47	0,0001
	<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	80,6	31,8	5,49	0,0001
	<i>Astrocaryum acaule</i> Mart.	26,9	12,5	4,42	0,0085

4. Discussão

Solos antrópicos e não-antrópicos apresentaram diferenças em relação à estrutura da vegetação e composição de espécies. A principal diferença detectada entre solos antrópicos e não-antrópicos quanto aos parâmetros de estrutura de vegetação mensurados foi em relação à densidade de indivíduos lenhosos: enquanto a densidade de indivíduos lenhosos em solos não-antrópicos diminuiu em função do tempo de regeneração, não foi detectada variação na densidade de indivíduos lenhosos ao longo do tempo nas áreas de solos antrópicos. Em geral, ao longo do tempo de sucessão ocorre uma diminuição na densidade de indivíduos (e.g., Saldarriaga *et al.* 1988; Aide *et al.* 1996; Denslow & Guzman 2000), o que está relacionado, entre outros fatores, com a redução na disponibilidade de luz no sub-bosque à medida que o dossel fecha (Guariguata & Ostertag 2001). Algumas décadas após o abandono, as taxas de formação de clareiras aumentam muito devido à senescência de espécies pioneiras (Saldarriaga *et al.* 1988; Yavitt *et al.* 1995), e nesses locais o aumento na densidade de indivíduos pode ser favorecido pela maior disponibilidade de luz. É possível que em solos antrópicos ocorra uma maior abundância de espécies pioneiras de ciclo de vida curto, favorecendo um aumento na formação de clareiras e, conseqüentemente, um incremento na disponibilidade de luz no sub-bosque. Major *et al.* (2005a) mostraram que solos antrópicos possuem uma maior abundância de plantas herbáceas de ciclo de vida curto do que solos não-antrópicos adjacentes. A alta fertilidade que os solos antrópicos geralmente apresentam pode

ser o fator determinante desse processo, pois em solos de alta fertilidade existe uma tendência para o aumento da abundância de espécies de ciclo de vida curto (Tilman 1987; Dieleman *et al.* 2000).

Em florestas secundárias existe uma tendência geral de aumento da riqueza com o tempo, que pode atingir valores similares aos de florestas maduras em um tempo relativamente curto (Finegan 1996; DeWalt *et al.* 2003; Capers *et al.* 2005). Um fator importante que pode influenciar na riqueza de espécies é a disponibilidade de recursos do solo (Guariguata & Ostertag 2001). Diversos trabalhos mostram que a riqueza diminui à medida que a disponibilidade de recursos e a produtividade aumentam (e.g., Grime 1973; Tilman 1982; Rosenzweig & Abramsky 1993; Tilman & Pacala 1993; Waide *et al.* 1999; Gough *et al.* 2000; Gross *et al.* 2000; Mittelbach *et al.* 2001), e outros mostram que a riqueza forma um gradiente unimodal ao longo de um gradiente de produtividade, onde a riqueza é maior em níveis intermediários (Grime 1979; Stevens & Carson 1999). Os solos antrópicos são mais férteis quando comparados aos solos ácidos e pouco férteis que predominam na Amazônia, no entanto apresentaram um incremento da riqueza de espécies de indivíduos lenhosos ao longo do tempo muito similar ao de solos não-antrópicos, e não diferiram entre si quanto a esse parâmetro. Devido à estreita e longa associação dos solos antrópicos com áreas intensamente modificadas pela ação humana, os padrões de riqueza (e a composição) de espécies nesses solos podem estar mais relacionados com o histórico de uso da área do que com a fertilidade do solo. Além disso, os solos antrópicos não necessariamente têm uma alta disponibilidade de todos os nutrientes importantes para o crescimento vegetal. Alguns nutrientes em solos antrópicos apresentam teores similares ou mesmo menores aos solos não-antrópicos adjacentes, especialmente potássio, e alguns nutrientes cujos teores são maiores podem não estar disponíveis para as plantas devido a interações entre nutrientes (Lehmann *et al.* 2003b).

Para as palmeiras do sub-bosque, os parâmetros de estrutura mensurados foram muito similares entre solos antrópicos e solos não-antrópicos, e não foram detectadas mudanças ao longo do tempo na densidade de indivíduos e na riqueza de espécies. Em geral, palmeiras mostram uma crescente abundância e riqueza em estágios mais tardios da sucessão e em florestas maduras (Guariguata *et al.* 1997; Svenning 1998; Capers *et al.* 2005). O critério de inclusão adotado pode ter dificultado a interpretação dos resultados: na amostragem foram incluídas todas as palmeiras com mais de 1 m de altura e menos de 5 cm de DAP, incluindo tanto espécies típicas de sub-bosque quanto espécies de áreas abertas e indivíduos jovens de espécies do dossel. Após o fechamento do dossel, o recrutamento de espécies pioneiras dominantes diminuiu, enquanto o recrutamento de espécies tolerantes ao sombreamento

continua (Swaine & Whitmore 1988). É possível que ocorra, ao longo do tempo, uma substituição de espécies de áreas abertas e indivíduos jovens de espécies de dossel por espécies características do sub-bosque, mantendo ao longo do tempo valores de densidade de indivíduos e de riqueza constantes.

É importante ressaltar que os resultados da estrutura da vegetação (tanto dos indivíduos lenhosos quanto das palmeiras de subosque) devem ser interpretados com cautela. Os elevados resíduos de praticamente todos os gráficos e os baixos valores de r^2 das regressões significativas sugerem que o tamanho das parcelas foi inadequado para avaliar com confiança padrões temporais de variação na estrutura da vegetação. Para a área basal, por exemplo, Chave *et al.* (2003) sugerem que, para uma adequada estimativa da biomassa acima do solo em florestas tropicais é necessário inventariar 10 hectares de floresta. Levando em consideração as limitações impostas pelo desenho amostral utilizado, portanto, o fato de não terem sido detectadas diferenças entre TP e SNA quanto aos parâmetros estruturais mensurados não significa necessariamente que essas diferenças não existam.

A composição de espécies foi diferente entre os tratamentos tanto para os indivíduos lenhosos quanto para as palmeiras do sub-bosque, e essa é a principal diferença na sucessão secundária sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos. Os moradores locais reconhecem áreas de solos antrópicos através da composição de espécies, uma percepção já registrada em outros estudos através de observações etnográficas (Moran 1981; Woods & McCann 1999; Sombroek *et al.* 2002; German 2003a) e agora confirmada quantitativamente.

A composição florística de florestas secundárias pode ser influenciada pela intensidade, tempo e tipo de uso da terra antes do abandono (Purata 1986; Rivera & Aide 1988; Uhl *et al.* 1988; Nepstad *et al.* 1990, 1996; Bazzaz 1991; Fernandes & Sanford 1995; Zimmerman *et al.* 1995; Moran *et al.* 1996; Mesquita *et al.* 2001). Diferentes usos da terra podem resultar em diferentes assembléias de espécies colonizadoras (Mesquita *et al.* 2001), e no decorrer da sucessão a vegetação pode sofrer diversos tipos de intervenção humana que levem à adição ou eliminação de algumas espécies conforme o objetivo desejado (Denevan & Padoch 1987; Irvine 1989). Áreas de solos antrópicos representam um tipo muito particular de uso da terra, pois além de estarem sujeitos à ação antrópica intensiva há centenas ou milhares de anos, também estão atualmente associados com formas específicas de uso agrícola (German 2003a; Fraser *et al.* 2008) e de uso da vegetação secundária (Junqueira 2008, capítulo 2). Algumas características de solos antrópicos (e.g., maior capacidade de troca de cátions e pH, menor saturação por Al; Lehmann *et al.* 2003a) permitem em muitos casos sua utilização agrícola intensiva (Major *et al.* 2005b). Em geral, o tempo de cultivo é maior e o

tempo de pousio é mais curto (German 2003a). Nessas áreas pode ocorrer a queima mais freqüente, o que pode reduzir a densidade de sementes estocadas no solo pouco tolerantes ao calor (Ewel *et al.* 1981; Uhl *et al.* 1981), diminuir a contribuição da rebrota para a regeneração (Uhl *et al.* 1982; de Rouw 1993), mas também favorecer a rebrota de algumas plantas com caules e/ou raízes tolerantes ao calor, como é o caso do gênero *Vismia* (Mesquita *et al.* 2001). De fato, duas espécies desse gênero amostradas nesse estudo [*Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers. e *Vismia sandwithii* Ewan] foram muito mais abundantes em solos antrópicos, e encontram-se entre as espécies indicadoras desses solos. A redução no tempo de pousio também pode favorecer a manutenção de espécies de ciclo de vida curto no banco de sementes. A composição de espécies que as florestas secundárias sobre solos antrópicos hoje apresentam, portanto, pode ser devida às formas específicas de utilização agrícola e da vegetação secundária associadas a esses ambientes, que exercem influência principalmente na comunidade de plantas colonizadoras na fase inicial da sucessão e levam a trajetórias sucessionais distintas.

Além disso, devido à estreita associação dos solos antrópicos com áreas agrícolas e de ocupação humana no passado, eles provavelmente foram ambientes onde os povos pré-colombianos mais concentraram recursos vegetais, como ainda acontece atualmente nos quintais, pomares caseiros, e nas capoeiras formadas pela agricultura itinerante (Denevan & Padoch 1987; Irvine 1989; Denevan 2001; Kumar & Nair 2004). Nesses ambientes, a introdução de espécies em diversos graus de domesticação e as diversas formas de manejo da vegetação (capina seletiva, transplante etc.) provocam alterações no curso da sucessão natural cujos efeitos podem persistir por um longo tempo. Espécies domesticadas de ciclo de vida longo como a castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) ou de sub-bosque (e.g. cacau *Theobroma cacao* L., cupuaçu *Theobroma grandiflorum* Schuman), podem persistir indefinidamente no sistema, e em alguns casos algumas espécies podem permanecer por um tempo considerável na forma de brotos ou sementes (Clement *et al.* 2003). Dentre as espécies consideradas indicadoras de solos antrópicos, duas são espécies domesticadas [*Astrocaryum murumuru* Mart. e *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés; Clement 1999], outras duas (*Oenocarpus minor* Mart. e *Attalea cf. phalerata* Mart. ex Spreng.) são espécies amplamente utilizadas por populações tradicionais atuais e no passado, e todas são comumente associadas com florestas antropogênicas e sítios arqueológicos na Amazônia (Balée 1989; Clement *et al.* 2003). Essas evidências sugerem que a composição de espécies atual das florestas secundárias sobre solos antrópicos está relacionada à introdução de espécies domesticadas no passado.

Clement *et al.* (2003) levantaram a hipótese de que os solos antrópicos poderiam funcionar como *reservatórios de agrobiodiversidade*, através da manutenção de variedades genéticas de plantas domesticadas nativas e exóticas climatizadas. A maior densidade e riqueza de espécies domesticadas encontrada em solos antrópicos sugere que, mesmo em áreas de florestas secundárias formadas a partir da agricultura itinerante, que são periodicamente derrubadas e queimadas, o efeito reservatório ocorre mais em solos antrópicos do que em solos não-antrópicos. É possível que em áreas de pomares, quintais e outras áreas agrofloretais sujeitas ao manejo intensivo (chamadas localmente de “sítios”), mas não ao sistema de agricultura itinerante, esse efeito pode ser ainda mais evidente, e esse é um assunto que merece ser investigado com mais detalhe no futuro.

5. Conclusões

Áreas de solos antrópicos diferem de solos não-antrópicos tanto em relação a características físicas e químicas do solo quanto em relação às práticas agrícolas e de utilização da vegetação secundária, o que leva a trajetórias sucessionais específicas e ao surgimento de florestas secundárias com estrutura e composição florística distintas de florestas secundárias sobre solos não-antrópicos. Quanto à estrutura da vegetação, florestas secundárias sobre solos não-antrópicos apresentaram uma diminuição na densidade de indivíduos ao longo do tempo de regeneração, o que não foi detectado para florestas secundárias sobre solos antrópicos. O incremento da riqueza e da área basal com o tempo foi similar entre florestas secundárias sobre solos antrópicos e não-antrópicos. A principal diferença entre as florestas secundárias sobre solos antrópicos e não-antrópicos é em relação à composição de espécies, o que foi demonstrado tanto para indivíduos lenhosos quanto para palmeiras de sub-bosque.

Ainda que a ocorrência de solos antrópicos em diversas paisagens e inseridos em diferentes contextos ambientais, culturais e socioeconômicos dificulte qualquer generalização, todos eles compartilham uma intensa associação com a atividade humana no passado e, frequentemente, com formas específicas de uso e manejo atuais. É possível, portanto, extrapolar os resultados aqui obtidos para escalas maiores, e prever que essas áreas sempre estarão associadas, em maior ou menor grau, com florestas secundárias com dinâmica e composição florística distintas do entorno.

Solos antrópicos possuem condições edáficas distintas, estiveram associados à ação antrópica intensiva no período pré-conquista e às vezes no período colonial, e hoje são utilizados e manejados de formas específicas. A interação entre esses fatores resultou na formação de florestas secundárias com uma composição de espécies característica, e favoreceu a concentração de espécies domesticadas nesses ambientes. Isso faz com que os solos antrópicos funcionem como *reservatórios de agrobiodiversidade*, o que chama a atenção para a necessidade de ações de conservação *in situ* dos recursos genéticos associados a essas áreas. Além disso, florestas secundárias sobre solos antrópicos representam ecossistemas únicos e contribuem para a alta heterogeneidade e biodiversidade que caracterizam a paisagem da Amazônia.

CAPÍTULO 2

VALOR DE USO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS SOBRE SOLOS ANTRÓPICOS E SOLOS NÃO-ANTRÓPICOS PARA COMUNIDADES TRADICIONAIS NO MÉDIO RIO MADEIRA, AMAZONAS, BRASIL

Formatação de acordo com as normas para apresentação da dissertação em formato de artigo.
Versão em português de artigo a ser submetido à revista *Economic Botany* – New York Botanical Garden Press.

Resumo

Valor de uso de florestas secundárias sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos para comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil.

Na Amazônia ocorrem solos antrópicos associados a assentamentos indígenas pré-colombianos chamados de *Terra Preta de Índio* (TP). A sucessão secundária em TP ocorre por vias e estratégias diferentes, levando à formação de florestas secundárias com diferente estrutura e composição florística. Os objetivos desse estudo foram comparar solos antrópicos (TP) com solos não-antrópicos (SNA) quanto à utilização de suas florestas secundárias por comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira e identificar, a partir do conhecimento tradicional, espécies indicadoras de solos antrópicos. Foram entrevistados 62 informantes em três comunidades tradicionais localizadas sobre manchas de TP para obter listagens livres das plantas que ocorriam em TP e em SNA e informações sobre suas formas de utilização. O valor de uso de cada etnoespécie citada (VU_s) foi calculado dividindo o número total de usos citados para a etnoespécie pelo número total de informantes. O valor de uso do ambiente (TP e SNA) para o informante (VU_{ia}) foi calculado através da somatória dos valores de uso das espécies citadas pelo informante em cada ambiente. Os VU_{ia} 's foram comparados através de testes "t" pareados. Para identificar as espécies indicadoras de TP, foi realizada uma Análise de Espécies Indicadoras com os dados obtidos nas entrevistas. O número de etnoespécies citadas por informante (média e desvio padrão: $19,5 \pm 8,9$ em TP e $17,4 \pm 8,5$ em SNA) e o VU_{ia} (média e DP: $19,0 \pm 5,7$ em TP e $16,2 \pm 6,0$ em SNA) foram significativamente maiores em TP do que em SNA. TP apresentou valores de VU_{ia} significativamente maiores do que em SNA dentro das categorias alimento (média: 4,29 em TP vs. 3,23 em SNA), tecnologia (4,0 em TP vs. 3,3 em SNA), caça de espera (2,22 em TP vs. 1,89 em SNA), caça oportunista (1,22 em TP vs. 0,97 em SNA) e bicho de casa (1,16 em TP vs. 0,45 em SNA). Seis etnoespécies são consideradas indicadoras de TP: caiaué (*Elaeis oleifera*, Arecaceae), urucuri (*Attalea cf. phalerata*, Arecaceae), murumuru (*Astrocaryum murumuru*, Arecaceae), oicima (*Apeiba tibourbou*, Malvaceae), marmeleiro (*Acalypha brasiliensis*, Euphorbiaceae) e mata-pasto [*Senna alata*, Fabaceae]. Esse estudo mostra que as florestas secundárias sobre TP são reconhecidas pelas populações tradicionais do médio Rio Madeira como uma importante fonte de recursos madeireiros e não-madeireiros. As profundas modificações nos solos e vegetação causadas pelos povos pré-colombianos, associadas às práticas atuais de uso e manejo da vegetação secundária, levaram à formação de florestas secundárias com uma diversificada assembléia de espécies úteis.

Abstract

Use value of secondary forests on anthropogenic and non-anthropogenic soils for traditional communities on the middle Madeira River, Amazonas, Brazil

Throughout Amazonia anthropogenic soils associated with pre-Columbian settlements are called *Terra Preta de Índio* (Indian Dark Earths, TP). Secondary succession on TP occurs in specific ways, leading to the formation of secondary forests with different structure and floristic composition. The aims of this study were to compare TP with non-anthropogenic soils (SNA) with respect to secondary forest use by local people along the middle Madeira River and to identify, through local knowledge, TP indicator species. Sixty-two informants in three traditional communities located on TP were interviewed to obtain free listings of the plants that occurred on TP and SNA and information on how these plants were used. Each ethnospecies' use value (VU_s) was calculated by the sum of the total number of uses mentioned for the ethnospecies divided by the total number of informants. The use value of the environment (TP and SNA) to the informant (VU_{ia}) was calculated by summing the use value of all the ethnospecies cited by the informant in each environment. The VU_{ia} scores were compared between TP and SNA through paired t-tests. In order to identify TP indicator species, an Indicator Species Analysis was applied to the data obtained from the interviews. The number of ethnospecies cited per informant (mean \pm s.d.: 19.5 \pm 8.9 on TP, 17.4 \pm 8.5 on SNA) and the VU_{ia} (19.0 \pm 5.7 on TP, 16.2 \pm 6.0 on SNA) were significantly higher on TP than on SNA. TP showed significantly higher VU_{ia} values than SNA among the use categories food (4.3 \pm 1.3 on TP, 3.2 \pm 1.3 on SNA), technology (4.0 \pm 1.3 on TP, 3.3 \pm 1.4 on SNA), "hunting-wait tree" (2.2 \pm 0.6 on TP, 1.9 \pm 0.7 on SNA), opportunistic hunting (1.2 \pm 0.4 on TP, 0.97 \pm 0.4 on SNA) and "household animals" (1.2 \pm 0.4 on TP, 0.45 \pm 0.3 on SNA). Six ethnospecies are considered TP indicators: caiaué (*Elaeis oleifera*, Arecaceae), urucuri (*Attalea cf. phalerata*, Arecaceae), murumuru (*Astrocaryum murumuru*, Arecaceae), oicima (*Apeiba tibourbou*, Malvaceae), marmeleiro (*Acalypha brasiliensis*, Euphorbiaceae) and mata-pasto [*Senna alata*, Fabaceae]. Secondary forests on TP are recognized by local people along the middle Madeira River as an important source of timber and non-timber resources. The profound modifications in soils and vegetation caused by pre-Colombian people, associated with recent practices of secondary vegetation use and management, led to the formation of secondary forests with a diverse assemblage of useful species.

1. Introdução

As florestas secundárias são cada vez mais reconhecidas como uma importante fonte de recursos para populações tradicionais. Diversos estudos etnobotânicos nos neotrópicos mostram que as florestas secundárias são mais intensamente utilizadas por populações tradicionais do que as florestas primárias (e.g. Toledo *et al.* 1995; Voeks 1996; Chazdon & Coe 1999; Toledo & Salick 2006). Florestas secundárias podem ser consideradas vitais para a sobrevivência de comunidades tradicionais devido às importantes funções que cumprem para a saúde alternativa, e segurança alimentar e econômica (Gavin 2004).

Muitas espécies arbóreas de crescimento rápido presentes nas florestas secundárias são reconhecidas pelo seu valor madeireiro (Wadsworth 1987; Finegan 1992), e a abundância relativa de espécies madeireiras pode ser maior em florestas secundárias do que em florestas maduras (Toledo *et al.* 1995; Chazdon & Coe 1999; Toledo & Salick 2006). As florestas secundárias também fornecem uma ampla variedade de produtos não-madeireiros úteis e/ou de valor econômico, incluindo frutos, produtos medicinais, além de serem um importante atrativo para animais de caça (Chambers & Leach 1989; Corlett 1995; Voeks 1996; Coomes *et al.* 2000).

Na Amazônia ocorrem solos antrópicos associados a assentamentos indígenas pré-colombianos chamados de *Terra Preta* ou *Terra Preta de Índio* (TP; Smith 1980; McCann *et al.* 2001). A TP é amplamente distribuída na Amazônia, e ocorre em manchas que variam de poucos até algumas dezenas ou centenas de hectares. Manchas de TP são frequentes especialmente na Amazônia brasileira (Sombroek *et al.* 2002), mas existem ocorrências na Colômbia, Peru, Venezuela e nas Guianas (Eden *et al.* 1984; Andrade 1986). A maioria das manchas de TP na Amazônia tem entre 500 e 2500 anos de idade (Neves *et al.* 2003). Juntamente com os solos aluviais (várzea), as TP são os solos mais produtivos da Amazônia para a agricultura (Hiraoka *et al.* 2003). Atualmente muitas áreas de TP são intensivamente cultivadas e preferencialmente procuradas para uso agrícola por comunidades tradicionais (Lima *et al.* 2002; Sombroek *et al.* 2002).

A sucessão secundária sobre TP ocorre por vias e estratégias diferentes (Clement *et al.* 2008; Junqueira 2008, capítulo 1). Áreas de TP em vários estágios de sucessão são reconhecidas por agricultores tradicionais por meio de espécies vegetais indicadoras, mesmo sob densa cobertura florestal (Moran 1981; Sombroek *et al.* 2002; German 2003a).

Recentemente, Junqueira (2008, capítulo 1) mostrou que florestas secundárias sobre TP apresentam composição de espécies e estrutura da vegetação distintas das florestas secundárias sobre solos não-antrópicos. A diferente estrutura e composição das florestas secundárias sobre TP pode implicar em diferentes formas e intensidades de utilização dessa vegetação por populações tradicionais. No entanto, não existem na literatura estudos que abordam a utilização de plantas de florestas secundárias sobre solos antrópicos. Os objetivos desse estudo foram comparar solos antrópicos com solos não-antrópicos quanto à utilização de florestas secundárias por comunidades tradicionais na região do médio Rio Madeira e identificar, através do conhecimento tradicional, espécies indicadoras de solos antrópicos.

2. Material e métodos

O estudo foi realizado em três comunidades localizadas na região do médio Rio Madeira, no município de Manicoré: Água Azul (5° 49' 57'' S; 61° 33' 56'' W), Barreira do Capanã (5° 50' 51'' S; 61° 40' 11'' W) e Terra Preta do Atininga (5° 38' 19'' S; 61° 3' 6'' W; Figura 2.1.). A população local é constituída por *caboclos*, descendentes de imigrantes vindos principalmente do nordeste do Brasil na época do ciclo da borracha e miscigenados em maior ou menor grau com indígenas da região. As comunidades têm um longo histórico de ocupação da região e existem nos mesmos locais há cerca de 100-120 anos (Fraser *et al.* 2008). As atividades econômicas principais são a agricultura e o extrativismo, com destaque para a produção de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) e a extração de castanha (*Bertholletia excelsa* Bonpl.). Todas as comunidades estão situadas sobre manchas de solos antrópicos, sobre os quais se encontram áreas agrícolas e florestas secundárias em diversos estágios sucessionais.

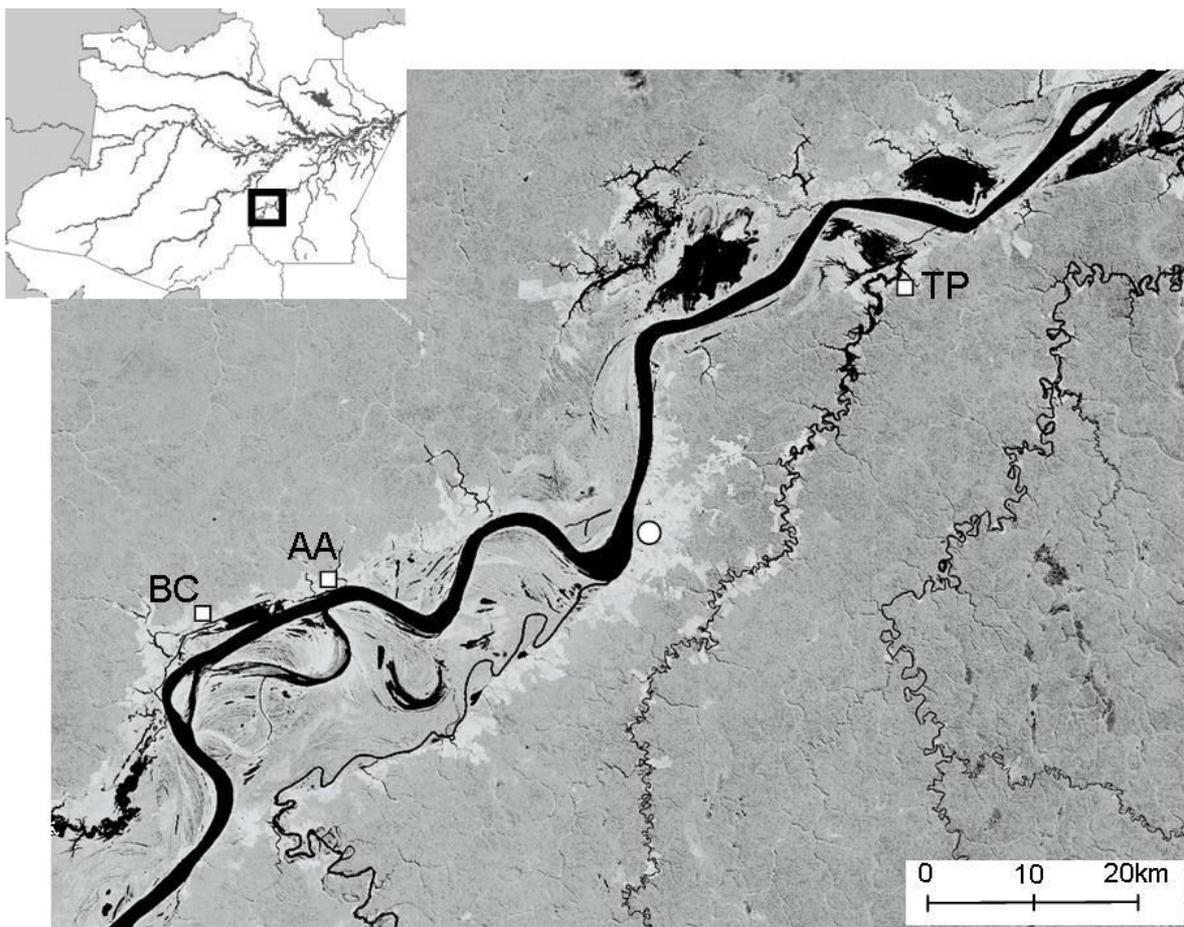


Figura 2.1. Localização da área de estudo. Os quadrados brancos na imagem maior indicam as três comunidades estudadas, e o círculo branco indica a sede do município de Manicoré (AA – Água Azul; BC – Barreira do Capanã; TP – Terra Preta do Atininga). Imagem do satélite LANDSAT.

A coleta de dados foi baseada em entrevistas com 62 informantes locais, sendo 22 na comunidade Água Azul, 20 na comunidade Barreira do Capanã e 20 na comunidade Terra Preta do Atininga. A seleção dos informantes foi feita de modo que fossem entrevistados informantes de ambos os sexos e da mais ampla faixa etária possível. Buscou-se também entrevistar informantes com diferentes graus de contato com as áreas de solos antrópicos, uma vez que esses não são homogeneamente distribuídos ao longo da comunidade e não são diretamente utilizados por todos os moradores. As entrevistas foram realizadas individualmente para evitar que os informantes fossem influenciados pelas respostas de outros informantes presentes no momento da entrevista (Galeano 2000).

Cada entrevista foi dividida em uma etapa semi-estruturada e uma etapa estruturada. A etapa semi-estruturada foi focada na história de vida do informante, em sua experiência com

atividades agrícolas e/ou extrativistas, no seu conhecimento sobre formas de utilização e manejo da vegetação sobre solos antrópicos, e na nomenclatura local dos tipos de solo da região. A etapa estruturada consistiu na aplicação da técnica de *listagem livre* (Bernard 1988), estimulando o informante a fornecer espontaneamente uma lista das plantas que conhecia em áreas de vegetação secundária (“capoeiras”) sobre solos antrópicos (TP) e sobre solos não-antrópicos (SNA), com base na nomenclatura local desses tipos de solo. Para cada informante, foram feitas as seguintes perguntas: “Quais as plantas que você conhece que ocorrem nas capoeiras de terra preta?” e “Quais as plantas que você conhece das capoeiras em outros tipos de terra?”. Para evitar uma eventual influência da ordem das perguntas nas respostas dos informantes, a ordem das perguntas foi sorteada antes de cada listagem livre. Uma vez que o informante terminava de fornecer as listas de plantas, para cada planta citada eram feitas as perguntas: “Essa planta tem alguma utilidade?” e, em caso afirmativo, “Qual (is)?”.

As formas de uso citadas foram divididas em categorias de uso, a maioria das quais são amplamente utilizadas em estudos etnobotânicos (e.g., Prance *et al.* 1987; Phillips & Gentry 1993a, 1993b; Galeano 2000): lenha, alimento (plantas que contém qualquer parte consumível), construção (madeira para a construção de casas, folhas de palmeiras para cobrir casas, etc.), caça/pesca de espera (plantas que atraem animais de caça e que são procuradas para a “caça de espera” ou plantas que atraem peixes e que são procuradas para a pesca sob sua copa), caça oportunista (plantas que atraem animais de caça, mas que não são procuradas para a “caça de espera”), medicinal (inclui também usos mágicos e rituais, usos cosméticos e repelentes), tecnologia (uma ampla categoria, que inclui plantas utilizadas para a confecção de ferramentas, canoas, artesanato, brinquedos, iscas para peixe, tinturas, adubo, etc.), comercial (plantas cujas partes ou produtos derivados são envolvidos diretamente em relações de comércio e/ou troca) e “bicho de casa” (plantas utilizadas para a alimentação de animais domésticos) (para um maior detalhamento das categorias de uso utilizadas, veja o Anexo 1).

Com base nas listagens livres, foi calculado o Valor de Uso (VU) de cada planta citada (*etnoespécie*), através de uma modificação do índice de Valor de Uso de Phillips & Gentry (1993a, b) proposta por Rossato *et al.* (1999):

$$VU_{is} = U_{is}$$

onde VU_{is} é o valor de uso da etnoespécie s para o informante i e U_{is} é o número de usos mencionados pelo informante i para a espécie s durante a entrevista. O valor de uso total para uma determinada espécie (VU_s), portanto, é calculado pela fórmula:

$$VU_s = \Sigma VU_{is} / n$$

onde n é o número total de informantes.

Para comparar TP e SNA quanto à utilização da vegetação secundária, foi calculado o valor de uso de cada ambiente a (TP e SNA) para cada informante i (VU_{ia}) através da somatória dos valores de uso (VU_s) das etnoespécies citadas pelo informante i em cada ambiente a . O número de etnoespécies citadas por informante e os valores de VU_{ia} foram comparados entre TP e SNA através de testes “ t ” pareados pelo informante.

Para avaliar o grau de associação de cada etnoespécie à TP ou SNA, foi utilizada uma adaptação da Análise de Espécies Indicadoras de Dufrene & Legendre (1997). Essa análise, desenvolvida originalmente para a análise de comunidades biológicas, combina informação da concentração da abundância de espécies em um grupo particular e da fidelidade de ocorrência da espécie num determinado grupo. Para adaptar esse método aos dados obtidos nas entrevistas, foi avaliada a abundância de citações de determinada etnoespécie em TP ou SNA e a fidelidade das etnoespécies citadas a cada um desses ambientes. Os valores de indicação gerados para cada etnoespécie foram testados estatisticamente através da técnica de Monte Carlo, com 1.000 permutações.

Para se estabelecer uma correspondência entre os nomes locais e espécies botânicas, os nomes locais citados nas entrevistas foram comparados com os nomes locais fornecidos por informantes-chave para espécies amostradas em parcelas de vegetação secundária sobre solos antrópicos e solos não-antrópicos (Junqueira 2008, capítulo 1). Adicionalmente, foram realizadas “entrevistas de campo” (Alexiades 1996; Cunningham 2001), nas quais alguns dos moradores entrevistados acompanharam o pesquisador em trilhas ao longo de áreas agrícolas e de florestas secundárias, fornecendo os nomes locais para plantas previamente identificadas encontradas no caminho.

3. Resultados

Nas 62 entrevistas foram citadas no total 367 etnoespécies, sendo 285 em TP e 278 em SNA. Para as 367 etnoespécies citadas, 4.327 usos foram citados. O número de citações de uso por etnoespécie variou entre 0 e 257 (média \pm desvio padrão: $11,8 \pm 28,7$). O número de etnoespécies citadas por informante em TP variou entre 4 e 47 (média \pm dp: $19,5 \pm 8,9$) e em SNA variou entre 4 e 39 (média \pm dp: $17,4 \pm 8,5$). O número de etnoespécies citadas por informante foi significativamente maior em TP do que em SNA (g.l. = 61; $t = -2,571$; $p=0,013$; Figura 2.2.).

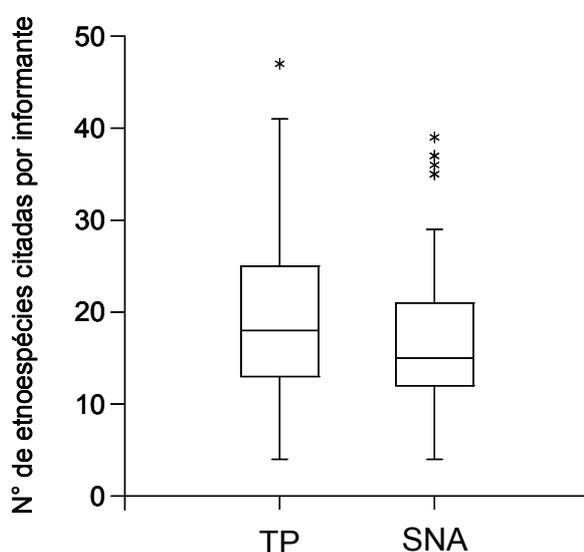


Figura 2.2. Box-plots mostrando a comparação entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto ao número de etnoespécies citadas por 62 informantes. As caixas indicam os dados compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil (intervalo interquartil), e as linhas transversais dentro de cada caixa mostram as medianas de cada amostra. As linhas verticais fora das caixas compreendem valores situados até 1,5 vezes o intervalo interquartil, e os asteriscos indicam valores compreendidos entre 1,5 e três vezes o intervalo interquartil.

A maior parte das etnoespécies foi citada por poucos informantes (Figura 2.3.A) e apresentou baixo VU_s (Figura 2.3.B). O Anexo 2.1. mostra as 20 etnoespécies com maior VU_s com seus respectivos números de usos totais citados, números de citações em cada ambiente e a contribuição de cada categoria de uso para os valores de VU_s . O Anexo 2.2. mostra as 10 etnoespécies com maior VU dentro de cada categoria de uso.

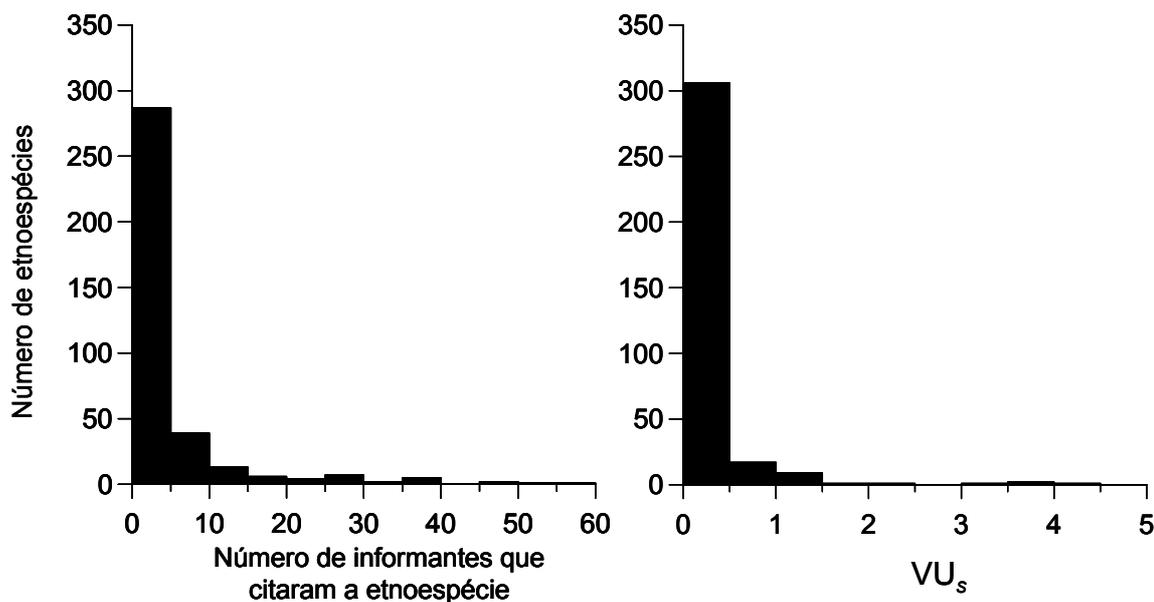


Figura 2.3. Número de etnoespécies versus (A) o número de informantes que citaram a etnoespécie e (B) o valor de uso da etnoespécie (VU_s).

O valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) em TP variou entre 2,9 a 28,9 (média \pm dp: 16,1 \pm 6,0), e em SNA o VU_{ia} variou entre 8,3 a 31,6 (média \pm dp: 19,0 \pm 5,7). O VU_{ia} foi significativamente maior em TP do que em SNA (g.l. = 61; $t = -4,949$; $p < 0,001$; Figura 2.4.).

Em TP, as categorias de uso que mais contribuíram para o VU_{ia} foram as categorias tecnologia e medicinal, seguidas de construção, caça de espera, alimento, lenha, comercial, bicho de casa e caça oportunista (Figura 2.5.). Em SNA, as categorias de uso que mais contribuíram para o VU_{ia} foram as categorias medicinal e tecnologia, seguidas de caça de espera, alimento, construção, lenha, comercial, caça oportunista e bicho de casa (Figura 2.5.).

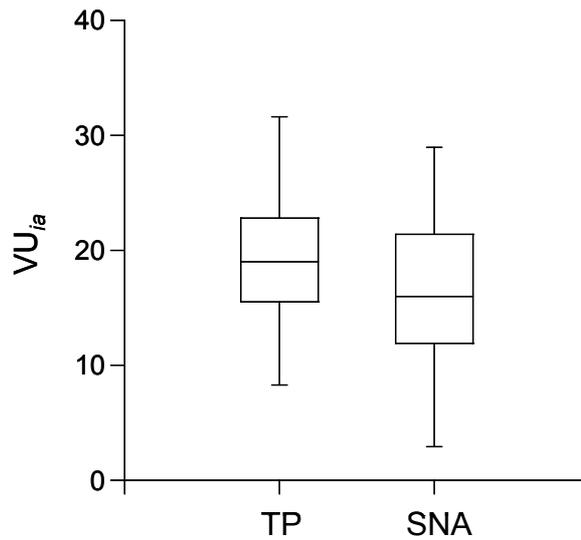


Figura 2.4. Box-plots mostrando a comparação entre capoeiras de solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto ao valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) da vegetação secundária (n=62).

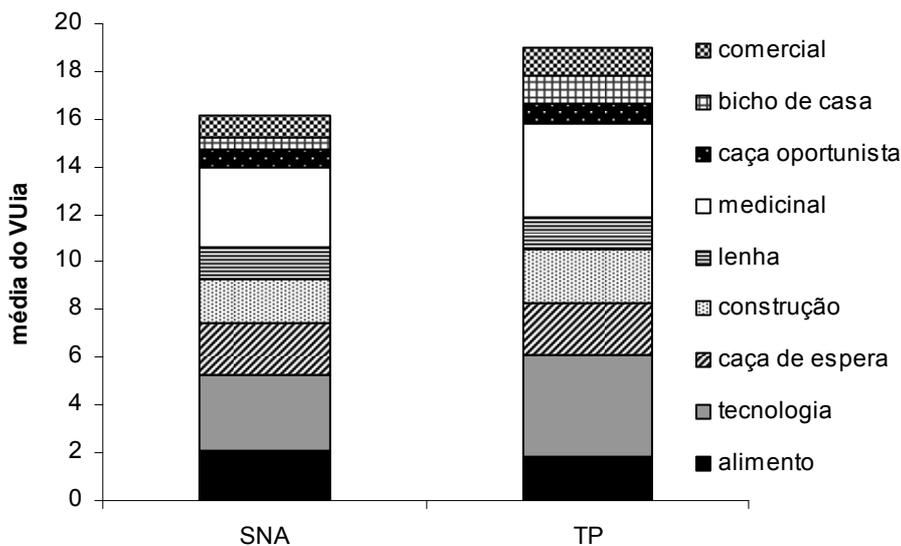


Figura 2.5. Comparação entre capoeiras de solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto à média do valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) e contribuição relativa das categorias de uso para o VU_{ia} total.

A TP apresentou valores de VU_{ia} significativamente maiores do que em SNA dentro das categorias alimento (g.l. = 61; $t = -9,100$; $p < 0,001$), tecnologia (g.l. = 61; $t = -4,831$; $p < 0,001$), caça de espera (g.l. = 61; $t = -3,913$; $p < 0,001$), caça oportunista (g.l. = 61; $t = -5,084$; $p < 0,001$) e bicho de casa (g.l. = 61; $t = -13,281$; $p < 0,001$). Os SNA apresentaram

valores de VU_{ia} significativamente maiores do que TP somente para a categoria lenha (g.l. = 61; $t = -2,023$; $p = 0,047$). Não houve diferença significativa entre TP e SNA quanto ao VU_{ia} dentro das categorias construção, medicinal e comercial. A Figura 2.6. mostra graficamente as diferenças estatisticamente significativas entre TP e SNA dentro das categorias de uso.

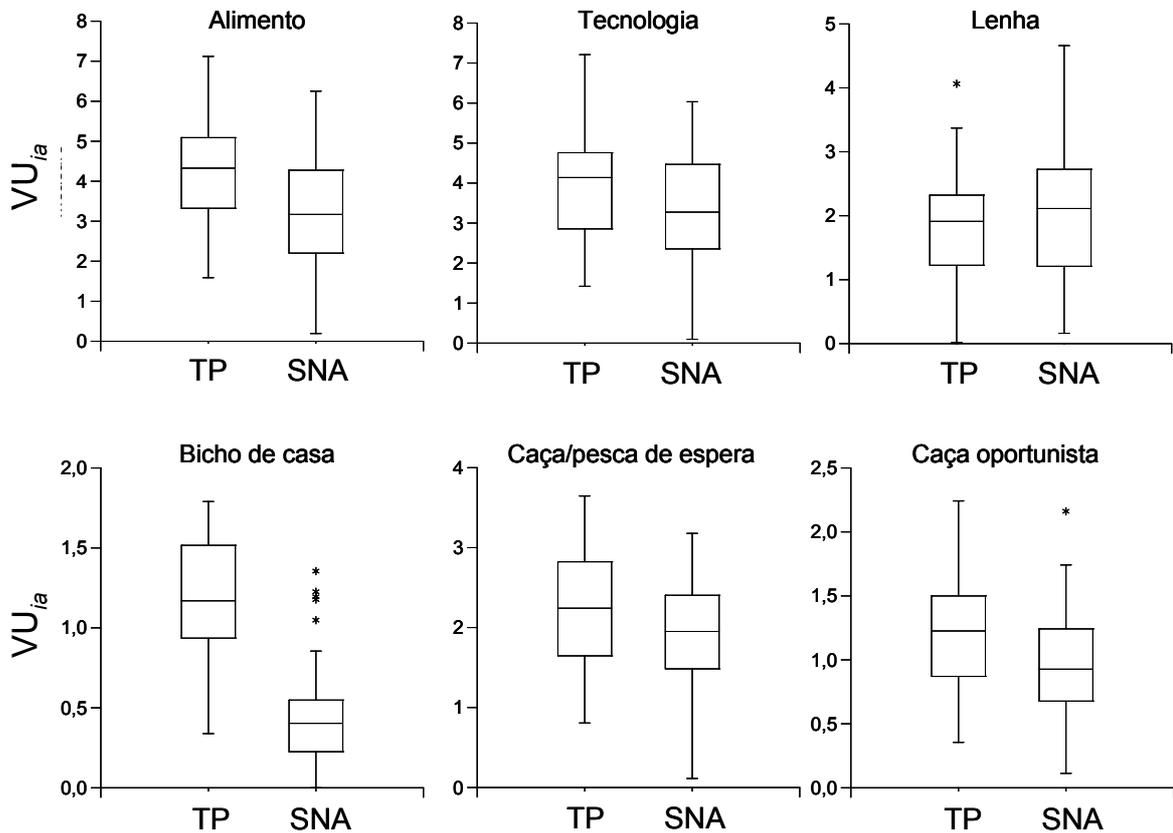


Figura 2.6. Box-plots mostrando as comparações entre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) quanto ao valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) da vegetação secundária dentro das categorias de uso (n=62).

A análise de espécies indicadoras, baseada no número de presenças informadas, mostrou que seis etnoespécies podem ser consideradas indicadoras de TP: caiaué, urucuri, murumuru, oicima, marmeleiro e mata-pasto (Tabela 2.1.). Nenhuma espécie foi considerada indicadora de solos não-antrópicos.

Tabela 2.1. Espécies indicadoras de solos antrópicos (TP): nome comum na região, espécie botânica, família, número de citações total, número de citações em cada ambiente [solos antrópicos (TP) e solos não antrópicos (SNA)] e valor de indicação do ambiente (IV) da etnoespécie.

Nome local	Espécie ¹	Família ²	n _i ³	n _i TP ⁴	n _i SNA ⁴	IV ⁵	p ⁶	VU _s ⁷
Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	69,7	0,001	2,34
Urucuri	<i>Attalea cf. phalerata</i> Mart. ex. Spreng.	Arecaceae	50	50	17	60,2	0,001	3,06
Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	Arecaceae	35	35	9	44,9	0,001	1,27
Oicima	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Malvaceae	24	24	1	37,2	0,001	0,32
Marmeleiro	<i>Acalypha brasiliensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	18	18	0	29	0,001	0,22
Mata-pasto	<i>Senna alata</i> L.	Fabaceae - Caes.	14	14	0	22,6	0,001	0,13

¹ Provável(is) espécie(s) botânica(s) a que o nome local se refere.

² *Fabaceae - Caes.* refere-se a *Caesalpinoideae sensu* APG II (2003).

³ n_i = número de informantes que citaram a etnoespécie.

⁴ n_iTP = número de informantes que citaram a etnoespécie em solos antrópicos; n_iSNA = número de informantes que citaram a etnoespécie em solos não-antrópicos.

⁵ IV = valor de indicação da etnoespécie no ambiente.

⁶ p = probabilidade gerada pela técnica de Monte Carlo, com 1000 aleatorizações.

⁷ VU_s = Valor de Uso da etnoespécie

4. Discussão

A técnica de listagem livre é utilizada para elucidar os elementos ou membros de um determinado domínio cultural (Borgatti 1998), e o número de itens listados reflete a familiaridade do informante com esse domínio (Gatewood 1984). O maior número de citações em solos antrópicos mostra que os informantes são mais familiarizados com esse ambiente do que com solos não-antrópicos. Além disso, 92,1 % das etnoespécies citadas possuem pelo menos uma utilidade, o que sugere que essa maior “familiarização” dos informantes com os solos antrópicos também reflete uma maior utilidade das florestas secundárias sobre solos antrópicos do que sobre solos não-antrópicos.

O valor de uso do ambiente para o informante (VU_{ia}) permite uma abordagem mais refinada da utilização relativa de determinado ambiente, uma vez que leva em consideração não só o número de etnoespécies citadas mas também o valor de uso de cada etnoespécie citada (VU_s). É preciso manter sempre em mente que o uso de recursos naturais acontece segundo contextos culturais específicos (Albuquerque & Lucena 2005), e que a técnica de valor de uso de Phillips & Gentry (1993a, 1993b) e suas derivações possuem limitações

relacionadas às interpretações sobre a utilização *de fato* de recursos vegetais que ainda não têm sido examinadas de maneira crítica (Lucena *et al.* 2007). O índice de valor de uso, por ser baseado na memória dos informantes sobre os nomes e os usos das plantas, revela seu *uso cognitivo*, que não corresponde necessariamente ao uso real das espécies (Torre-Cuadros & Islebe 2003; Lucena *et al.* 2007). A utilização do VU, no entanto, permite testes claros de hipóteses e uma abordagem objetiva da importância das espécies para os informantes, entre diversas outras vantagens (Phillips *et al.* 1994). Além disso, ainda que o VU revele o uso cognitivo, o conhecimento da utilização representa o *potencial* de uso de determinada planta ou ambiente. A comparação entre os valores de VU_{ia} entre solos antrópicos e solos não-antrópicos reafirma o resultado obtido para o número de citações por etnoespécie, mostrando que as florestas secundárias sobre solos antrópicos são mais utilizadas do que as sobre solos não-antrópicos.

A importância das florestas secundárias para as populações tradicionais está diretamente relacionada com a alta concentração de espécies úteis nesses ambientes. A elevada abundância de espécies úteis em áreas antropogênicas, como florestas secundárias, se deve ao processo de *domesticação da paisagem*, através do qual “a manipulação da paisagem pelo homem resulta em mudanças na ecologia da paisagem e na demografia nas populações animais e vegetais, resultando em uma paisagem mais produtiva e favorável para humanos” (Clement 1999). Os solos antrópicos são um produto da domesticação da paisagem pelos povos pré-colombianos (Clement *et al.* 2003), mas sem dúvida esse processo se estende muito além das áreas de solos antrópicos. A grande extensão de florestas antropogênicas na Amazônia é uma das evidências de que concentrações de espécies úteis podem ocorrer em uma grande diversidade de ambientes, independente das práticas de cultivo intensivo e dos padrões de ocupação permanente necessários para o surgimento de solos antrópicos (Balée 1989; Woods & McCann 1999; McCann *et al.* 2001; Denevan 2001; Neves *et al.* 2003).

No entanto, a intensidade de manipulação da paisagem pode variar muito, levando ao surgimento de paisagens domesticadas em diversos níveis (Clement 1999). As paisagens onde se inserem os solos antrópicos são exemplos de *paisagens cultivadas*, onde houveram transformações profundas no meio biótico através de vários mecanismos como queima, capina, adubação, etc., favorecendo o crescimento de algumas plantas alimentícias e de outras espécies úteis (Clement 1999; Clement *et al.* 2003). Esse estudo mostra que as florestas secundárias sobre solos antrópicos são mais utilizadas do que florestas secundárias sobre solos não-antrópicos, e essa diferença pode ser devida à diferente intensidade de domesticação

da paisagem em solos antrópicos, o que favoreceu uma maior concentração de espécies úteis nesses solos.

Além disso, as manchas de solos antrópicos estão associadas a antigos assentamentos humanos e é no entorno das áreas de habitação onde são estabelecidos os pomares caseiros (Nair & Kumar 2006). Nesses locais as populações tradicionais concentram uma grande quantidade de árvores frutíferas (Kumar & Nair 2004), além de outras espécies úteis. Muitas dessas espécies podem persistir por um longo tempo nesses locais e contribuir para o banco de sementes de áreas adjacentes. De fato, alguns relatos obtidos durante entrevistas com moradores mais antigos nas comunidades sustentam essa hipótese: na época em que os primeiros moradores chegaram às áreas onde hoje se localizam as comunidades, havia uma elevada concentração de espécies úteis nas áreas de solos antrópicos, antes mesmo que esses tivessem sido convertidos para qualquer outro tipo de uso da terra.

As florestas secundárias sobre solos antrópicos apresentaram um valor de uso superior às florestas secundárias sobre solos não-antrópicos dentro de quatro categorias de uso relacionadas à alimentação: alimento, caça/pesca de espera, caça oportunista e bicho de casa. Isso torna evidente a importância das florestas secundárias sobre solos antrópicos para a segurança alimentar de populações tradicionais, uma vez que diversas espécies úteis associadas a esses solos fornecem, direta ou indiretamente, uma complementação nutricional de uma dieta baseada em carboidratos, típica das populações amazônicas (e.g., Moran 1993; Murrieta *et al.* 1999).

Solos não-antrópicos são mais utilizados do que os solos antrópicos dentro da categoria lenha, que é um tipo de uso muito importante considerando que as famílias utilizam lenha cotidianamente nas cozinhas domésticas e nas *casas de forno* para a torrefação da farinha de mandioca. No entanto, apesar de algumas etnoespécies serem ativamente procuradas e valorizadas para essa finalidade, trata-se de uma forma de uso menos específica, uma vez que determinada etnoespécie pode ser facilmente substituída por outra. Além disso, a extração de lenha frequentemente causa a morte do indivíduo e pode provocar alterações na estrutura populacional da espécie (Tabuti *et al.* 2003), e diversas etnoespécies utilizadas para outros fins são evitadas. Isso pode explicar o menor valor de uso dos solos antrópicos dentro dessa categoria: por serem mais utilizadas para diversas outras finalidades, as florestas secundárias sobre solos antrópicos são evitadas para a extração de lenha.

Em ambos os solos, as categorias de uso medicinal, tecnologia, construção e alimento se destacaram quanto à sua contribuição para o VU total (Figura 2.5.) e quanto ao número de

etnoespécies citadas nessas categorias, o que apóia os resultados obtidos em florestas secundárias por Chazdon & Coe (1999) na Costa Rica, Gavin (2004) na Amazônia Peruana e Toledo & Salick (2006) na Amazônia Boliviana. Em todos esses trabalhos, as categorias de uso mais importantes também foram as categorias medicinal, tecnologia, construção e alimento.

Um grande número de etnoespécies foi citado tanto em solos antrópicos quanto em solos não-antrópicos, mesmo nas categorias de uso que contribuíram menos para o VU total. Na categoria bicho de casa, por exemplo, a que menos contribui para o VU total em ambos os ambientes, foram citadas 25 etnoespécies em TP (8,7 % do total de etnoespécies citadas em TP) e 15 etnoespécies em SNA (5,4 % das citadas em SNA). Isso mostra que esses ambientes são reconhecidos pela população local como uma ampla e diversificada fonte de espécies vegetais úteis e que florestas secundárias sobre solos não-antrópicos, apesar de apresentarem de maneira geral um valor de uso inferior ao de florestas secundárias sobre solos antrópicos, também são uma importante fonte de recursos para a população local.

Dentre as 20 etnoespécies com maior VU_s, 7 são palmeiras (Anexo 2.1.), que também figuram entre as etnoespécies com maior VU_s dentro de todas as categorias de uso, exceto na categoria lenha (Anexo 2.2.). As palmeiras são o grupo de plantas mais importante para as populações tradicionais na Amazônia (Anderson 1977; Balick 1986; Kahn & de Granville 1992; Campos & Ehringhaus 2003), e diversas evidências arqueológicas mostram que sua utilização já era amplamente difundida desde 9000 anos atrás (Morcote-Ríos & Bernal 2001). As palmeiras estão entre os indicadores mais notados em sítios arqueológicos (Balée 1989). O resultado da análise de espécies indicadoras mostra que três espécies de palmeiras podem ser consideradas indicadoras de solos antrópicos: caiaué, urucuri e murumuru. Diversos estudos na região amazônica sugerem que o caiaué tem uma estreita associação com manchas de *Terra Preta* (Andrade 1983; Barcelos 1986; Balée 1989; McCann 2003). A espécie botânica a que o nome urucuri se refere é muito provavelmente *Attalea phalerata* Mart. ex Spreng. Estudos na região de Porto Velho, Rondônia, e em Tucuruí, no leste do Pará, mostraram que, nessas regiões, essa espécie era restrita à manchas de Terra Preta (Eletronorte 1992). Quanto ao murumuru, McCann (2003) reportou que para *caboclos* do baixo Rio Negro essa é uma espécie típica da várzea que ocorre também em solos antrópicos. Junqueira (2008, capítulo 1), utilizando a mesma análise (Análise de Espécies Indicadoras) para dados coletados em parcelas de florestas secundárias de diversas idades sobre solos antrópicos e solos adjacentes, encontrou que essas três espécies (caiaué, urucuri e murumuru) são indicadoras de solos

antrópicos. Algumas espécies reconhecidas pelas comunidades estudadas como indicadoras de solos antrópicos, portanto, são espécies com alguns registros na literatura de associação com solos antrópicos e correspondem às espécies indicadoras segundo dados ecológicos (Junqueira 2008, capítulo 1).

5. Conclusões

Esse estudo mostrou que as florestas secundárias sobre solos antrópicos são reconhecidas pelas populações tradicionais na região do médio Rio Madeira como uma importante fonte de recursos madeireiros e não-madeireiros. As profundas modificações nos solos e vegetação causadas pelos povos pré-colombianos, associadas às práticas atuais de uso e manejo da vegetação secundária, levaram à formação de florestas secundárias com uma diversificada assembléia de espécies úteis.

O reconhecimento da importância das florestas secundárias como fonte de recursos tem despertado a atenção para o potencial de manejo dessas áreas. Para isso, no entanto, existe uma enorme necessidade de se refinar o conhecimento sobre os processos ecológicos envolvidos na sucessão secundária, principalmente em contextos antropogênicos, onde as trajetórias sucessionais são extremamente difíceis de prever (Guariguata & Ostertag 2001). Os resultados aqui obtidos mostram que, em áreas que sofreram transformações substanciais nos solos e na vegetação devido à ação antrópica de longo prazo, as florestas secundárias resultantes podem apresentar um maior valor de uso para populações tradicionais do que florestas em áreas sujeitas à ação antrópica mais moderada e que não resultam em modificações no solo. O conhecimento tradicional sobre a utilização dos solos e das florestas secundárias, portanto, pode ser de grande importância para o desenvolvimento de estratégias de manejo sustentável de recursos naturais na Amazônia. Se produtos madeireiros e não-madeireiros puderem ser extraídos de forma sustentável a partir de florestas secundárias manejadas, a proteção de florestas maduras pode ser um objetivo mais alcançável da conservação (Budowsky 1988).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Addinsoft. 2007. XLSTAT versão 2007.8.03.
- Aide, T. M.; Zimmerman, J. K.; Rosario, M.; Marcano, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in Northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28: 537-548.
- Albuquerque, U.P. & Lucena, R.F.P. 2005. Can apparency affect the use of plants by local people in tropical forests? *Interciencia* 30: 506-511.
- Albuquerque, U. P.; Lucena, R. F. P.; Monteiro, J. M.; Florentino, A. T. N. & Almeida, C. F. C. B. R. 2006. Evaluating two quantitative ethnobotanical techniques. *Ethnobotany Research and Applications* 4: 51-60.
- Alcorn, J. B. 1995. Economic botany, conservation, and development: what's the connection? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 82(1): 34-46.
- Alexiades, M. N. 1996. Collecting ethnobotanical data: an introduction to basic concepts and techniques. In: M. N. Alexiades (ed.) *Selected guidelines for ethnobotanical research: a field manual*. The New York Botanical Garden, New York. p. 53-94.
- Almeida, S. S.; Aragão, L. E.; Costa, A. C. L. & Almeida, E. C. 2008 (em prep.) Evidências atuais do manejo e uso da terra na pré-história amazônica, Caxiuanã, Pará, Brasil: diferenças na diversidade, abundância e similaridade vegetais em florestas sobre terra preta antropológica (TPA) e latossolo amarelo.
- Alves, D. S.; Soares, J. V.; Amaral, S.; Mello, E. M. K.; Almeida, S. A. S.; Silva, O. F. & Silveira, A. M. 1997. Biomass of primary and secondary vegetation in Rondônia, western Brazilian Amazon. *Global Change Biology*. 3: 451-461.
- Anderson, A.B. 1977. Os nomes e os usos de palmeiras entre uma tribo de índios Yanomama. *Acta Amazonica* 7(1): 5-13.
- Andrade, A. 1986. *Investigación Arquelógica de los Antrosoles de Araracuara*. Bogota: Fundación de Investigaciones Nacionales, Banco de la Republica.
- Andrade, E. B. 1983. *Relatório de expedição para coleta de germoplasma de caiaué [Elaeis oleifera (H.B.K.) Cortés] na Amazônia brasileira*. Manaus, EMBRAPA/CNPDS.
- Andrade, G. I. & Rubio-Torgler, H. 1994. Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology* 8(2): 545-554.
- Angiosperm Phylogeny Group - APGII. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141: 399-436.

- Balée, W. 1989. The culture of Amazonian forests. *In: D. A. Posey & W. Balée (eds.), Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7. The New York Botanical Garden, New York. p. 1-21.
- Balée, W. & Gély, A. 1989. Managed forest succession in Amazonia: the Ka'apor case. *In: D. A. Posey & W. Balée (eds.), Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7. The New York Botanical Garden, New York. p. 129-158.
- Balick, M. J. 1986. Palms and development in the humid tropics. *Anais do 1º simpósio do trópico úmido*. Volume VI: 121-140.
- Barcelos, E. 1986. *Características genético-ecológicas de populações naturais de caiaué [Elaeis oleifera (H.B.K.) Cortés] na Amazônia Brasileira*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas.
- Bazzaz, F.A. 1991. Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species. *In: J. N. R. Jeffers (ed.), Rainforest regeneration and management*. MAB Series, v. 6, UNESCO, Paris. pp. 91-118.
- Bernard, H. R. 1988. *Research methods in cultural anthropology*. Sage, Newbury Park, California.
- Bernard, H. R. 2002. *Research methods in anthropology: qualitative and quantitative approaches*. Altamira, Walnut Creek, California.
- Borgatti, S. P. 1998. Elicitation methods for cultural domain analysis. *In: J. Schensul & M. LeCompte (eds.), The Ethnographer's toolkit*. Volume 3. Walnut Creek, Altamira Press.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- Brown, C. B., & Lidstone, W. 1878. *Fifteen Thousand Miles on the Amazon and its Tributaries*. London: Edward Stanford.
- Brown, S. & Lugo, A. E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- Brown, S. & Lugo, A. E. 1992. Aboveground estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. *Interciencia* 17(1): 8-18.
- Budowsky, G. 1988. Is sustainable harvest possible in the tropics? *American Forests* November/December: 34-37, 79-81.
- Camargo, F. 1941. *Estudo de alguns perfis do solos coletados em diversas regiões da hiléia*. Belém: Instituto Agrônômico do Norte.

- Campos, M. T. & Ehringhaus, C. 2003. Plant virtues are in the eyes of the beholders: a comparison of known palm uses among indigenous and folk communities of southwestern Amazonia. *Economic Botany* 57 (3): 324-344.
- Capers, R. S.; Chazdon, R. L.; Brenes, A. R. & Alvarado, B. V. 2005. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology* 93 (6): 1071-1084.
- Chambers, R. & Leach, M. 1989. Trees as savings and security for the rural poor. *World Development* 17(3): 329-342.
- Chave, J.; Condit, R.; Lao, S.; Caspersen, J. P.; Foster, R. B.; Hubbel, S. P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology* 91: 240-252.
- Chazdon, R. L. & Coe, F. 1999. Ethnobotany of woody species in second-growth, old-growth and selectively logged forests of Costa Rica. *Conservation Biology* 13: 1312-1322.
- Clement, C. R. 1988. Domestication of the pejobaye palm (*Bactris gasipaes*): past and present. *Advances in Economic Botany* 6: 155-174.
- Clement, C. R. 1999. 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources: I. The relation between domestication and human population decline. *Economic Botany* 53(2): 188-202.
- Clement, C. R.; Klüppel, M. P.; German, L. A.; Almeida, S. S.; Major, J.; Aragão, L. E. O.; Guix, J. C.; Lleras, E.; WinklerPrins, A. M. G. A.; Hecht, S. B. & McCann, J. M. 2008. (no prelo) Diversidade vegetal em solos antrópicos da Amazônia.
- Clement, C.R.; McCann, J.M.; Smith, N.J.H. 2003. Agrobiodiversity in Amazônia and its relationships with Dark Earths. In: J. Lehmann; D. Kern; B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths – origin, properties, and management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publ., p. 159-178.
- Cole, D. M.; White, T. L. & Nair, P. K. R. 2007. Maintaining genetic resources of peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth): the role of seed migration and swidden-fallow management in northeastern Peru. *Genetic Resources and Crop Evolution* 54: 189-204.
- Conklin, H. C. 1961. The study of shifting cultivation. *Current Anthropology* 2: 27-58.
- Coomes, O. T.; Grimard, F. & Burt, G. J. 2000. Tropical forests and shifting cultivation: secondary forest fallow dynamics among traditional farmers of the Peruvian Amazon. *Ecological Economics* 32: 109-124.
- Corlett, R. T. 1995. Tropical secondary forests. *Progress in Physical Geography*. 19(2): 159-172.

- Costa, M. L. & Kern, D. C. 1999. Geochemical signatures of tropical soils with archaeological black earth in the Amazon, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration* 66: 369-385.
- Cunha Franco, E. 1962. As Terras Pretas do planalto de Santarém. *Revista da Sociedade dos Agrônomos e Veterinários do Pará* 8: 17-21.
- Cunningham, A. B. 2001. *Applied ethnobotany: people, wild plant use and conservation*. Earthscan Publications. London/Sterling.
- de Rouw, A. 1993. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Tai rain forest Cote d'Ivoire. *Journal of Tropical Ecology* 9: 387-408.
- Denevan, W. M. 1992. Stone vs. metal axes: the ambiguity of shifting cultivation in prehistoric Amazonia. *Journal of the Steward Anthropological Society* 20: 153-165.
- Denevan, W. M. 1996. A bluff model of riverine settlement in prehistoric Amazonia. *Annals of The Association of American Geographers* 86 (4): 654-681.
- Denevan, W.M. 1998. Comments on prehistoric agriculture in Amazonia. *Culture and Agriculture* 20: 54-59.
- Denevan, W. M. 2001. *Cultivated landscapes of native Amazonia and the Andes*. Oxford University Press, Oxford.
- Denevan, W. M. & Padoch, C. 1987. Introduction: the Bora agroforestry project. In: W. Denevan & C. Padoch (eds.), *Swidden fallow agroforestry in the Peruvian Amazon*. Advances in Economic Botany 5. The New York Botanical Garden, New York. p. 1-7.
- Denevan, W. M. & Treacy, J. M. 1987. Young managed fallows at Brillo Nuevo. In: W. Denevan & C. Padoch (eds.), *Swidden fallow agroforestry in the Peruvian Amazon*. Advances in Economic Botany 5. The New York Botanical Garden, New York. p. 8-46.
- Denich, M. 1991. *Estudo da importância de uma vegetação secundária nova para o incremento da produtividade do sistema de produção na Amazônia Oriental Brasileira*. Tese de Doutorado. Georg-August-Universität, Gottingen, Embrapa/CPATU-GTZ, Eschborn, Alemanha.
- Denslow, J. S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. *Ecological Applications* 5: 962-968.
- Denslow, J. S. & Guzman, S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11: 201-212.
- DeWalt, S. J.; Maliakal, S. K.; Denslow, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139-151.

- Dieleman, J. A.; Mortensen, D.A.; Buhler, D.D.; Ferguson, R.B. 2000. Identifying associations among site properties and weed species abundance II. Hypothesis generation. *Weed Science* 48: 576-587.
- Dubois, J. C. L. 1990. Secondary forests as a land-use resource in frontier zones of Amazonia. In A. B. Anderson (ed.), *Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. Columbia University Press, New York. P. 183-194.
- Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3): 345-366.
- Eden, M. J.; Bray, W.; Fernanda Herrera, L.; & McEwan, C. 1984. Terra preta soils and their archaeological context in the Caquetá Basin of southeast Colombia. *American Antiquity* 49: 125-140.
- Eletronorte. 1992. *Archaeology in the hydroelectric projects of Eletronorte: preliminary results*. Brasília: Eletronorte.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária; Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. Brasília, DF.
- Emrich, A.; Pokorny, B. & Sepp, C. 2000. *The significance of secondary forests management for development policy*. GTZ/ECO – Society for social-ecological programme, Eischborn.
- Ericksson, C. 2003. Historical ecology and future explorations. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 455-500.
- Ewel, J. J.; Berish, C.; Brown, B.; Price, N.; Raich, J. 1981. Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site. *Ecology* 62: 816-829.
- Falcão, N. P. S.; Comerford, N. & Lehmann, J. 2003. Determining nutrient bioavailability of amazonian dark earth soils - methodological challenges. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 255-270.
- Falesi, I. 1970. Solos de Monte Alegre. Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias do Norte, Belém. *Série Solos da Amazônia* 2: 1-127.
- Falesi, I. C. 1972. O estado atual dos conhecimentos sobre os solos da Amazônia brasileira. In: *Zoneamento Agrícola da Amazônia* (1ª aproximação). Boletim Técnico 54, IPEAN, Belém.
- Falesi, I. 1974. Soils of the Brazilian Amazon. In: C. Wagley (ed.), *Man in the Amazon*. Gainesville, University of Florida Press. pp. 201-229.

- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2005. Global Forest Resources Assessment 2005: progress towards sustainable forest management. *FAO Forestry Paper* 147.
- Fearnside, P. M. & Guimarães, W. M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80: 35-46.
- Fernandez, I.; Cabaneiro, A.; Carballas, T. 1997. Organic matter changes immediately after a wild-fire in Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 1-11.
- Fernandes, D. N. & Sanford, R. L. 1995. Effects of recent land-use practices on soil nutrients and succession under tropical wet forest in Costa Rica. *Conservation Biology* 9: 915-922.
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*. 47: 295-321.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (3): 119-124.
- Fox, J.; Krummel, J.; Yarnasarn, S.; Ekasingh, M. & Podger, N. 1995. Land-use and landscape dynamics in northern Thailand: assessing change in 3 upland watersheds. *Ambio* 24: 328-334.
- Fraser, J. A.; Cardoso, T.; Junqueira, A. B.; Falcão, N. P. S. & Clement, C. R. 2008. Historical Ecology and Dark Earths in Whitewater and Blackwater Landscapes: Comparing the Middle Madeira and Lower Negro Rivers. In: W. Woods, W. G. Teixeira, J. Lehmann, C. Steiner & A. Winklerprins (eds.), *Terra Preta Nova: a tribute to Wim Sombroek*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Galeano, G. 2000. Forest use at the pacific coast of Chocó, Colombia: a quantitative approach. *Economic Botany* 54 (3): 358-376.
- Gavin, M. C. 2004. Changes in forest use value through ecological succession and their implications for land management in the Peruvian Amazon. *Conservation Biology* 18 (6): 1562-1570.
- German, L. A. 2001. *The dynamics of Terra Preta: an integrated study of human-environmental interaction in a nutrient-poor Amazonian ecosystem*. Tese de Doutorado, University of Georgia, Athens.
- German, L. A. 2003a. Ethnoscience understandings of Amazonian Dark Earths. In: J. Lehmann; D. Kern; B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths – origin, properties, and management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher. pp. 179-201.
- German, L. A. 2003b. Historical contingencies in the coevolution of environment and livelihood: contributions to the debate on Amazonian Black Earth. *Geoderma* 111: 307-331.

- Glaser, B. 2007. Prehistorically modified soils of central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362: 187-196.
- Glaser, B.; Balashov, E.; Haumaier, L.; Guggenberger, G. & Zech, W. 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31: 669-678.
- Glaser, B.; Guggenberger, G. & Zech, W. 2004. Identifying the pre-Columbian anthropogenic input on present soil properties of Amazonian dark earths (Terra Preta). In: W. I. Woods & B. Glaser (eds.), *Explorations in Amazonian Dark Earths*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Glaser, B.; Haumaier, L.; Guggenberger, G. & Zech, W. 2001. The "Terra Preta" phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88: 37-41.
- Gómez-Pompa, A. & Kaus, A. 1990. Traditional management of tropical forests in México. In A. B. Anderson (ed.) *Alternatives for deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. Columbia University Press, New York. p. 45-64.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.
- Gough, L.; Osenberg, C. W.; Gross, K.L.; Collins, S.L. 2000. Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. *Oikos* 89: 428-439.
- Goulding, M.; Barthem, R. & Ferreira, E. 2003. *Smithsonian Atlas of the Amazon*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Grace, J. 2004. Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology* 92: 189-202.
- Grenand, P. 1992. The use and cultural significance of the secondary forest among the Wayapi Indians. In M. Plotkin & L. Farnolade (eds.) *Sustainable harvest and marketing of rain forest products*. Island Press, Washington D. C. p. 27-40.
- Grime, J.P. 1973. Interspecific competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344-347.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, New York.
- Gross, K.L.; Willig, M.R.; Gough, L.; Inouye, R.; Cox, S.B. 2000. Patterns of species density and productivity at different spatial scales in herbaceous plant communities. *Oikos* 89: 417-427.

- Guariguata, M. R. 1999. Early response of selected tree species to liberation thinning in a young secondary forest in Northeastern Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 124 (2-3): 255-261.
- Guariguata, M. R.; Chazdon, R. L.; Denslow, J. S.; Dupuy, J. M. & Anderson, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology* V132 (1): 107-120.
- Guariguata, M. R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148 (1-3): 185-206.
- Hamlin, C. C. & Salick, J. 2003. Yanasha agriculture in the upper Peruvian amazon: persistence and change fifteen years down the "road". *Economic Botany* 57:163-180.
- Hartt, C. F. 1874. Contributions to the geology and physical geography of the lower Amazonas. *Bulletin of the Buffalo Society of Natural Sciences* 1, 201-235.
- Hartt, C. F. 1885. Contribuições para a ethnologia do valle do Amazonas. *Archivos do Museu Nacional* 6: 1-174.
- Heckenberger, M. J.; Kuikuro, A.; Kuikuro, U. T.; Russel, J. C.; Schmidt, M.; Fausto, C. & Franchetto, B. 2003. Amazonia 1492: pristine forest or cultural parkland? *Science* 301: 1710-1714.
- Heckenberger, M. J.; Petersen, J. B. & Neves, E. G. 1999. Village size and permanence in Amazonia: two archaeological examples from Brazil. *Latin American Antiquity* 10 (4): 353-376.
- Heckenberger, M. J.; Russel, J. C.; Toney, J. R. & Schmidt, M. J. 2007. The legacy of cultural landscapes in the Brazilian Amazon: implications for biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences* 362: 197-208.
- Hernández, S. & Benavides, J. 1995. Potencial forrajero de especies lenosas de los bosques secundarios de El Petén, Guatemala. *Agroforestria em las Américas* 2(6): 15-22.
- Herrera, L.F. 1981. Relaciones entre ocupaciones prehispánicas y suelos negros en la cuenca del rio Caquetá. *Revista CIAF* 6: 225-242.
- Hilbert, P. 1968. *Archäologische Untersuchungen am Mittlern Amazonas*. Berlin: Dietrich Reimer Verlag.
- Hiraoka, M.; Yamamoto, S.; Matsumoto, E.; Nakamura, S.; Falesi, I. & Baena, A. R. C. 2003. Contemporary use and management of Amazonian Dark Earths. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 387-406.

- Houghton, R. A.; Skole, D. L.; Nobre, C. A.; Hackler, J. L.; Lawrence, K. T. & Chometowsky, W. H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 403: 301-304.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2001. *Censo demográfico 2001*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2001. *Mapa de solos do Brasil*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2002. *Mapa de clima do Brasil*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2004. *Mapa de vegetação do Brasil*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. 2005. *Monitoramento da floresta amazônica por satélite: 2000-2005*. Disponível em <<http://www.inpe.gov.br>>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2007. *Contagem da população 2007 e Estimativas da população 2007*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Irvine, D. 1981. Rain forest adaptations: patch management through succession. Trabalho apresentado no 80th Annual Meeting of the American Anthropological Association. Los Angeles.
- Irvine, D. 1989. Succession management and resource distribution in an Amazonian rain forest. In: D. A. Posey & W. Balée (eds.), *Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7. The New York Botanical Garden, New York. p. 223-237.
- Kahn, F. & de Granville, J. J. 1992. *Palms in forest ecosystems of Amazonia*. Springer-Verlag, Berlin.
- Kämpf, N.; Woods, W.; Sombroek, W.; Kern, D. & Cunha, T. J. F. 2003. Classification of amazonian dark earths and other ancient anthropic soils. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. pp. 77-102.
- Katzer, F. 1903. *Grundzüge der Geologie des unteren Amazonasgebietes (des Staates Pará in Brasilien)*. Leipzig: Verlag von Max Weg.
- Kauffman, J. B. Cummings, D. L.; Ward, D. E.; Babbitt, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon. I.: Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forest. *Oecologia* 104:397-408.

- Kern, D. C. 1988. *Geoquímica e pedogeoquímica de sítios arqueológicos com terra preta na Floresta Nacional de Caxiuanã (Portel-Pará)*. Tese de Doutorado, UFPA, Belém.
- Kern, D. C. & Kämpf, N. 1989. Antigos assentamentos indígenas na formação de solos com terra preta arqueológica na região de Oriximiná, Pará. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 13: 219-215.
- Kern, D. C.; D'Aquino, G.; Rodrigues, T. E.; Frazão, F. J. L.; Sombroek, W.; Myers, T. P. & Neves, E. G. 2003. Distribution of amazonian dark earths in the brazilian amazon. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 51-75.
- Kern, D.; Costa, M. L. d. & Frazão, F. J. L. 2004. Evolution of the scientific knowledge regarding archaeological black earths of Amazonia. In: W. I. Woods & B. Glaser (eds.), *Explorations in Amazonian Dark Earths*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Kluppel, M.P. 2006. *Sistemas agrícolas e plantas medicinais em Terras Pretas de Índio da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Agricultura no Trópico Úmido. Manaus: INPA/UFAM.
- Kotto-Same, J.; Woome, P. L.; Appolinaire, M. & Louis, Z. 1997. Carbon dynamics in slash-and-burn agriculture and land use alternatives of the humid forest zone in Cameroon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65: 245-256.
- Kumar, B. M. & Nair, P. K. R. 2004. The enigma of tropical homegardens. *Agroforestry Systems* 61: 135-152.
- Lamb, D.; Parrota, J.; Keenan, R.; Tucker, N. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. In: W.F. Laurance, R.O. Bierregaard Jr. (eds.), *Tropical Forest Remnants*. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 366-385.
- Lehmann, J.; Kern, D.; German, I.; McCann, J.; Martins, G. C. & Moreira, A. 2003a. Soil fertility and production potential. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 105-124.
- Lehmann, J.; Silva Jr., J. P.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W. & Glaser, B. 2003b. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferrasol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* 249: 343-357.
- León, J. 1992. Los recursos fitogenéticos del Nuevo Mundo. In: J. E. Hernández Bermejo & J. León (eds.) *Cultivos marginados: otra perspectiva de 1492*. Food and Agriculture Organization (FAO) / Jardín Botánico de Córdoba, Rome, Italy.
- Lima, H. N.; Schaefer, C. E. R.; Mello, J. W. V.; Gilkes, R. J. & Ker, J. C. 2002. Pedogenesis and pre-Colombian land use of "Terra Preta Anthrosols" ("Indian black earth") of western Amazonia. *Geoderma* 110: 1-17.

- Lucena, R. F. P.; Araújo, E. L. & Albuquerque, U. P. 2007. Does the local availability of woody *caatinga* plants (northeastern Brazil) explain their use value? *Economic Botany* 61 (4): 347-361.
- Lugo, A. E. & Brown, S. 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. *Forest Ecology and Management* 54: 239-255.
- Lugo, A. E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* 62: 1-41.
- Madari, B. E.; Sombroek, W. & Woods, W. 2004. Research on anthropogenic dark earth soils. Could it be a solution for sustainable agricultural development in the Amazon? In: W. I. Woods & B. Glaser (eds.), *Explorations in Amazonian Dark Earths*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Major, J. 2004. Weed flora, dynamics, seedbanks and management on Amazonian Dark Earths. Dissertação de Mestrado, Cornell University, Ithaca, NY.
- Major, J.; Clement, C. R. & DiTommaso, A. 2005a. Influence of market orientation on food plant diversity of farms located on amazonian dark earth in the region of Manaus, Amazonas, Brazil. *Economic Botany* 59 (1): 77-86.
- Major, J.; diTommaso, A.; German, I. & McCann, J. 2003. Weed population dynamics and management on amazonian dark earth. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 433-454.
- Major, J.; DiTommaso, A.; Lehmann, J. & Falcao, N. P. S. 2005b. Weed dynamics on Amazonian Dark Earth and adjacent soils of Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111 (1-4): 1-12.
- Mann, C.C. 2005. *1491: new revelations of the Americas before Columbus*. Knopf, New York.
- McCann, J.M. 2003. *Subsidy from culture: anthropogenic soils and vegetation in Tapajônia, Brazilian Amazonia*. Tese de Doutorado, University of Wisconsin, Madison.
- McCann, J.M. Woods, W.I.; Meyer, D.W. 2001. Organic matter and Anthrosols in Amazonia: interpreting the Amerindian legacy. In: R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell, & C.A. Watson (Eds.), *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. Wallingford: CAB International. pp.180-189.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. PC-ORD for Windows: Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Meggers, B. J. 1991. Cultural Evolution in Amazonia. In: A. T. Rambo & K. Gillogly (eds.), *Profiles in Cultural Evolution*. Anthropological Papers 85. Museum of Antropology, University of Michigan, Ann Arbor. pp. 191-216.

- Meggers, B. J. 2001. The continuing quest for El Dorado: round two. *Latin American Antiquity* 12: 304-325.
- Meggers, B.J. 1996. *Amazonia: Man and Culture in a Counterfeit Paradise*. Washington: Smithsonian Institution Press.
- Mesquita, R. C. G.; Ickes, K.; Ganade, G. & Williamson, G. B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89 (4): 528-537.
- Metzger, J. P. 2002. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-and-burn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). *Landscape Ecology* 17: 419-431.
- Miller, E.T. 1992. *Arqueologia nos Empreendimentos Hidrelétricos da Eletronorte: resultados preliminares*. Brasília: Eletronorte.
- Miller, R. P. & Nair, P. K. R. 2006. Indigenous agroforestry systems in Amazonia: from prehistory to today. *Agroforestry Systems* 66: 151-164.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2007. *Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira*. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acesso em 14 abr. 2008.
- Miranda, I. P. d. A. & Rabelo, A. 2006. *Guia de identificação das palmeiras de um fragmento florestal urbano*. Editora da Universidade Federal do Amazonas / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM.
- Mittelbach, G.G.; Steiner, C.F.; Scheiner, S.M.; Gross, K.L.; Reynolds, H.L.; Waide, R.B.; Willig, M.R.; Dodson, S.I.; Gough, L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82: 2381-2396.
- Moran, E.F. 1981. *Developing the Amazon*. Indiana University Press, Indiana.
- Moran, E.F. 1993. *Through Amazonian eyes: the human ecology of Amazonian populations*. University of Iowa Press, Iowa City.
- Moran, E. F.; Packer, A.; Brondízio, E.; Tucker, J. 1996. Restoration of vegetation cover in the eastern Amazon. *Ecological Economics* 18: 41-54.
- Morcote-Ríos, G. & Bernal, R. 2001. Remains of palms (Palmae) at archaeological sites in the new world: a review. *The Botanical Review* 67 (3): 309-350.
- Murrieta, R.; Dufour, D. & Siqueira, A. 1999. Food Consumption and Subsistence in Three Caboclo Populations on Marajó Island, Amazonia, Brazil. *Human Ecology* 27 (3): 455-475.
- Myers, T. P. 1992. Agricultural limitations of the Amazon in theory and practice. *World Archaeology* 24: 82-97.

- Myers, T.P.; Denevan, W.M.; Winklerprins, A.; Porro, A. 2003. Historical Perspectives on Amazonian Dark Earths. *In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 15-28.
- Nair, P. K. R. & Kumar, B. M. 2006. Introduction. *In: B. M. Kumar & P. K. R. Nair (eds.), Tropical homegardens: a time-tested example of sustainable agroforestry*. Advances in Agroforestry. Springer, Dordrecht. pp. 1-10.
- Nepstad, D. C.; Uhl, C.; Pereira, C.A.; da Silva, J. M. C. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of Eastern Amazonia. *Oikos* 76: 25-39.
- Nepstad, D. C.; Uhl, C.; Serrao, E. A. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. *In: Anderson, A. B. (Ed.), Alternatives to Deforestation*. Columbia University Press, New York. pp. 215-229.
- Neves, E. G. 2006. *Arqueologia da Amazônia*. Jorge Zahar, Rio de Janeiro.
- Neves, E. G.; Petersen, J. B.; Bartone, R. N. & da Silva, C. A. 2003. Historical and socio-cultural origins of Amazonian Dark Earths. *In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands.
- Nimuendajú, C. 1952. The Tapajó [1925, 1949]. *Kroeber Anthropological Society Papers* 6: 1-25.
- Parker, E. P. 1989. A neglected human resource in Amazônia: the amazon Caboclo. *In: D. A. Posey & W. Balée (eds.), Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7. The New York Botanical Garden, New York. p. 249-259.
- Peters, C. M. ; Gentry, A. H. & Mendelsohn, R. O. 1989. Valuation of an Amazonian rain forest. *Nature* 339: 655-656.
- Petersen, J.; Neves, E.; Heckenberger, M. 2001. Gift from the past: terra preta and prehistoric Amerindian occupation in Amazonia, *In: C. McEwan, C. Barreto, & E. Neves (Eds.), Unknown Amazon: Culture in Nature in Ancient Brazil*. London: British Museum Press. pp. 86-105.
- Phillips, O. L. 1996. Some quantitative methods for analyzing ethnobotanical knowledge. *In: M. N. Alexiades (ed.) Selected guidelines for ethnobotanical research: a field manual*. The New York Botanical Garden, New York. p. 171-197.
- Phillips, O. & Gentry, A. H. 1993a. The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypotheses tests with a new quantitative technique. *Economic Botany* 47(1): 15-32.

- Phillips, O. & Gentry, A. H. 1993b. The useful plants of Tambopata, Peru: II. Additional hypothesis testing in quantitative ethnobotany. *Economic Botany* 47(1): 33-43.
- Phillips, O.; Gentry, A. H.; Reynel, C.; Wilkin, P. & Gálvez-Durand, B. 1994. Quantitative ethnobotany and Amazonian conservation. *Conservation Biology* 8: 225-248.
- Pinedo-Vasquez, M.; Zarin, D.; Jipp, P. & Chota-Inuma, J. 1990. Use-values of tree species in a communal forest reserve in northeastern Peru. *Conservation Biology* 4 (4): 405-416.
- Posey, D. A. 1984. A preliminary report on diversified management of tropical forest by the Kayapó Indians of the Brazilian Amazon. In G. T. Prance & J. A. Kallunki (eds.) *Ethnobotany in the neotropics*. The New York Botanical Garden, Bronx. p. 112-126.
- Prance, G. T. 1998. Indigenous nontiber benefits from tropical rain forest. In F. B. Goldsmith (ed.) *Tropical rain forest: a wider perspective*. Chapman & Hall, London. p. 21-42.
- Prance, G. T.; Balée, W. & Boom, B. M. 1987. Quantitative ethnobotany and the case for conservation in Amazonia. *Conservation Biology* 1 (4): 296-310.
- Purata, S. E. 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical Ecology* 2: 257-276.
- Ranzani, G.; Kinjo, T.; Freire, O. Ocorrências de Plaggen Epipedon no Brasil. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. *Boletim Técnico* 5: 1-12.
- Rapp Py-Daniel, L. 2007. Capítulo 3: Caracterização da área amostrada. In: L. H. Rapp Py-Daniel, C. P. de Deus, A. L. Henriques, D. M. Pimpão, O. M. Ribeiro (orgs.), *Biodiversidade do médio Madeira: bases científicas para propostas de conservação*. Manaus: INPA. pp. 35-42.
- Rivera, L. W. & Aide, T. M. 1998. Forest recovery in the karst region of Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 108: 63-75.
- Rocha, S. F. R. 2004. Biodiversidade cabocla: percepções de valor e conhecimento popular para a conservação dos recursos vegetais na várzea amazônica. *Dissertação de Mestrado*. Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.
- Roosevelt, A.C. 1987. Chiefdoms in the Amazon and Orinoco. In: R.D. Drennan, & C.A. Uribe (Eds.), *Chiefdoms in the Americas*. Lanham, MD. University Press of America. pp. 153-185.
- Roosevelt, A.C. 1989. Resource Management in Amazonia Before the Conquest: Beyond Ethnographic Projection. *Advances in Economic Botany* 7: 30-62.

- Rosensweig, M.L. & Abramsky, Z. 1993. How are diversity and productivity related? *In*: R.E. Ricklefs & D. Schluter (Eds.), *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago. pp. 52-65.
- Rossato, S. C.; Leitão-Filho, H. F. & Begossi, A. 1999. Ethnobotany of caiçaras of the atlantic forest coast (Brazil). *Economic Botany* 53(4): 387-395.
- Saldarriaga, J. G.; West, D. C.; Tharp, M.L.; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- Salick, J. 1989. Ecological basis of Amuesha agriculture. *In*: D. A. Posey & W. Balée (eds.), *Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*. Advances in Economic Botany 7. The New York Botanical Garden, New York. p. 189-212.
- Salick, J. 1992. Amuesha indigenous forest use and natural forest management. *In*: K. Redford & C. Padoch (eds.), *Conservation of neotropical forests: working with traditional resource use*. Columbia University Press, New York. pp. 305-332.
- Salick, J.; Mejia, A. & Anderson, T. 1995. Nontimber forest products integrated with natural forest management, Rio San Juan, Nicaragua. *Ecological Applications* 5: 878-895.
- Serrão, E. A. S. 1995. Possibilities for sustainable agricultural development in the Brazilian Amazon: an EMBRAPA proposal. *In* M. Cluesener-Godt & I. Sachs (eds.), *Brazilian perspectives on sustainable development of the Amazon region*. UNESCO, London.
- Serrão, E. A. S.; Nepstad, D. & Walker, R. 1996. Upland agricultural and forestry development in the Amazon: sustainability, criticality and resilience. *Ecological Economics* 18: 3-13.
- Silva, K. E. & Pereira, K. P. 2005. Alterações na cobertura vegetal dos municípios do Sul do Amazonas. *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia Brasil*. p. 1667 – 1671.
- Simões, M. F. & Lopes, D. F. 1987. Pesquisas arqueológicas no baixo/médio rio Madeira (Amazonas). *Revista de Arqueologia* 4: 117-134.
- Smith, H.H. 1879. *Brazil: The Amazons and the Coast*. New York: Charles Scribner's Sons.
- Smith, J.; Sabogal, C.; de Jong, W. & Kaimowitz, D. 1997. Secondary forests as a resource for promoting rural development and environmental conservation. *Occasional paper* 13. Center for International Forestry, Bogor, Indonesia.
- Smith, J.; van de Kop, P.; Reategui, K.; Lombardi, I.; Sabogal, C. & Diaz, A. 1999. Dynamics of secondary forests in slash-and-burn farming: interactions among land-use types in the Peruvian Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76 (2-3): 85-98.
- Smith, N.J.H. 1980. Anthrosols and human carrying capacity in Amazonia. *Annals of The Association of American Geographers* 70 (4): 553-566.

- Smith, N.J.H. 1999. *The Amazon River Forest: A Natural History of Plants, Animals, and People*. Oxford University Press, New York.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1981. *Biometry – The principles and practice of statistics in biological research*, 2nd Ed. W.H. Freeman & Co., New York.
- Sombroek, W. G. 1966. *Amazon Soils. A Reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon Region*. Wageningen: Centre for Agricultural Publication and Documentation.
- Sombroek, W.; Kern, D.; Rodrigues, T.I Cravo, M. S.; Jarbas, T. C.; Woods, W. & Glaser, B. 2002. Terra Preta and Terra Mulata: pre-Columbian Amazon kitchen middens and agricultural fields, their sustainability and their replication. *17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand*. Symposium no. 18, Paper no. 1935.
- Sombroek, W.; Ruivo, M. d. L.; Fearnside, P. M.; Glaser, B. & Lehmann, J. 2003. Amazonian dark earths as carbon stores and sinks. *In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academics Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 125-139.
- Steininger, M. K. 1996. Tropical secondary forest growth in the Amazon: age, area and change estimation with Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 17(1): 9-27.
- Stevens, M.H.H. & Carson, W.P. 1999. Plant density determines species richness along an experimental fertility gradient. *Ecology* 80: 455-465.
- Svenning, J. C. 1998. The effect of land-use on the local distribution of palm species in an Andean rain forest fragment in northwestern Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 7: 1529-1537.
- Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests *Vegetatio* 75: 81-86.
- SYSTAT 2002. Systat for Windows. Version 10.2. Systat Software Inc.
- Szott, L. T. & Palm, C. A. 1996. Nutrient stocks in managed and natural humid tropical fallows. *Plant Soil* 186: 293-309.
- Tabuti, J.R.S.; Dhillon, S.S.; Lye, K.A. 2003. Firewood use in Buolamogi County, Uganda: species selection, harvesting and consumption patterns. *Biomass and Bioenergy* 25: 581-596.
- Thomlinson, J. R.; Serrano, M. I.; López, T. M.; Aide, T. M. & Zimmerman, J. K. 1996. Land-use dynamics in a post-agriculture Puerto-Rican landscape (1936 – 1988). *Biotropica* 28: 525-536.
- Tilman, D. & Pacala, S.W. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. *In: R.E. Ricklefs & D. Schluter (Eds.), Species diversity in ecological communities:*

historical and geographical perspectives. University of Chicago Press, Chicago. pp. 13-25.

- Tilman, D. 1982. *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Tilman, D. 1987. The importance of the mechanisms of interspecific competition. *American Naturalist* 129: 769-774.
- Toledo, M. & Salick, J. 2006. Secondary succession and indigenous management in semideciduous forest fallows of the Amazon basin. *Biotropica* 38 (2): 161-170.
- Toledo, V. M.; Batis, A. I.; Becerra, R.; Martinez, E. & Ramos, C. H. 1995. La selva útil: etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia* 20: 177-187.
- Torre-Cuadros, M. D. L. A. L. & Islebe, G. A. 2003. Traditional ecological knowledge and use of vegetation in southeastern Mexico: a case study from Solferino, Quintana Roo. *Biodiversity and Conservation* 12 (12): 2455-2476.
- Tucker, J. M.; Brondízio, E. S. & Moran, E. F. 1998. Rates of forest regrowth in eastern Amazônia: a comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil. *Interciencia* 23(2): 64-73.
- Uhl, C. & Jordan, C. F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology* 65(5): 1476-1490.
- Uhl, C.; Buschbacher, R.; Serrao, A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I. Patterns of plant succession. *The Journal of Ecology* 76(3): 663-681.
- Uhl, C.; Clark, K.; Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *Journal of Ecology* 69: 631-649.
- Uhl, C.; Jordan, C.; Clark, K.; Clark, H.; Herrera, R. 1982. Ecosystem recovery in Amazon caatinga forest after cutting, cutting and burning, and bulldozer clearing treatments. *Oikos* 38: 313-320.
- Unruh, J. & Alcorn, J. B. 1987. Relative dominance of the useful component in young managed fallows at Brillo Nuevo. In: W. Denevan & C. Padoch (eds.), *Swidden fallow agroforestry in the Peruvian Amazon*. Advances in Economic Botany 5. The New York Botanical Garden, New York. p. 47-56.
- Unruh, J. & Flores-Paitán, S. 1987. Relative dominance of the useful component in old managed fallows at Brillo Nuevo. In: W. Denevan & C. Padoch (eds.), *Swidden fallow agroforestry in the Peruvian Amazon*. Advances in Economic Botany 5. The New York Botanical Garden, New York. p. 67-73.
- Voeks, R. A. 1996. Tropical forest healers and habitat preference. *Economic Botany* 50 (4): 381-400.

- Wadsworth, F. H. 1987. A time for secondary forests in tropical America. In J. C. Guiguera Colón, F. H. Wadsworth & S. Branham (eds.) *Management of the forests of tropical America: prospects and technologies*. Institute of Tropical Forestry, U. S. Forest Service, Rio Piedras, Puerto Rico. p. 189-197.
- Waide, R. B.; Willig, M. R.; Steiner, C.F.; Mittelbach, G.; Gough, L.; Dodson, S.I.; Juday, G.P; Parmenter, R. 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 257-300.
- Walker, R. & Homma, A. K. O. 1996. Land use and land cover dynamics in the Brazilian Amazon: an overview. *Ecological Economics* 18: 67-80.
- Weaver, P. L. 1995. Secondary forest management. In J. A. Parrota & M. Kanashiro (eds.) *Management and rehabilitation of degraded lands and secondary forests in Amazonia*. International Institute of Tropical Forestry, U. S. Forest Service, Rio Piedras, Puerto Rico.
- Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In W. F. Laurance & R. O. J. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants*. University of Chicago Press, Chicago.
- Woods, W.; McCann, J. M. & Meyer, D. W. 2000. Amazonian dark earth analysis: state of knowledge and directions for future research. In: F.A. Schoolmaster (ed.), *Papers and Proceedings of the Applied Geography Conferences*, Vol. 23. Applied Geography Conferences, INC. Denton, TX. pp. 114-121.
- Woods, W. 2003. Development of anthrosol research. In: J. Lehmann, D. Kern, B. Glaser & W. Woods (eds.), *Amazonian Dark Earths - origin, properties and management*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Netherlands. pp. 3-14.
- Woods, W. I. 1995. Comments on the Black Earths of Amazonia. In: F. Andrew (ed.) *Papers and Proceedings of the Applied Geography Conferences* 18. Arlington. Pp.159-165.
- Woods, W. I. & McCann, J. M. 1999. The anthropogenic origin and persistence of Amazonian Dark Earths. *The Yearbook of the Conference of Latin Americanist Geographers* 25:7-14.
- Yavitt, J. B.; Battles, J. J.; Lang, G. E.; Knight, D. H. 1995. The canopy gap regime in a secondary neotropical forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 11: 391-402.
- Zech, W.; Haumaier, L. & Hempfling, R. 1990. Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. In: P. MacCarthy, C. E. Clapp, R. L. Malcolm & P. R. Bloom (eds.), *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings*. American Society of Agronomy and the Soil Science Society of America, Madison. pp. 187-202.
- Zimmerer, K. S. 1991. Labor shortages and crop diversity in the souther Peruvian Sierra. *Geographical Review* 81: 414-432.

Zimmerman, J. K.; Aide, T. M.; Rosario, M.; Serrano, M.; Herrera, L. 1995. Effects of land management and a recent hurricane on forest structure and composition in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77: 65-76.

ANEXOS

Anexo 1. Detalhamento das categorias de uso delimitadas a partir de dados obtidos em 62 entrevistas com moradores de comunidades tradicionais na região do médio Madeira, Amazonas, Brasil.

Lenha: plantas utilizadas como lenha para o preparo de alimentos, em fornos para torrar mandioca ou para a produção de lenha doméstica. No caso de produção de carvão para a venda, são incluídas na categoria “comercial”. Não inclui plantas que são queimadas somente no sistema de corte-e-queima, mas somente as que tiveram esse uso específico mencionado;

Construção: plantas utilizadas na construção de casas, casas de forno e outras edificações. Inclui palmeiras cujas folhas são utilizadas para a construção de telhados e coberturas;

Tecnologia: uma ampla categoria, que inclui plantas utilizadas como ferramentas, madeira para construção de canoas, veneno de peixe, “ouriço” para fazer brasa, artesanato, isca para peixe, brinquedo para crianças, óleo para cozinhar, óleo para evitar ataque de formigas, queima caroço para fazer fumaça (para espantar mosquitos ou defumar borracha), espeto e “muquém” para assar peixe, ramos para fazer vassoura, “papel” (casca papirácea de algumas espécies) para fumar tabaco, tinturas, alvejantes, adubos de plantas (“paú”), “visgo” (armadilha para pássaros feita com látex de *Lacmellea gracilis*, Apocynaceae), “palhas” (folhas de palmeiras) utilizadas para cobertura de “gareiras” (loais onde a mandioca é colocada na água para amolecer), arco-e-flecha, varas para estender roupas/apanhar frutas, folhas de *Cecropia* spp. para “empalhar farinha” (revestir internamente um cesto para carregar farinha de mandioca), sabão e látex utilizado para “cangolar” (coagular) látex de seringueira ou de outras plantas cujo látex é comercializado;

Alimento: polpa de frutos, “vinhos” (palmeiras), sementes, palmito, etc. Inclui também palmeiras associadas à entomofagia, cujo endocarpo serve de alimento para larvas de insetos comestíveis;

Anexo 1. (Continuação).

Medicinal: além de plantas medicinais *sensu stricto*, inclui também usos “mágicos”, que envolvem crenças e rituais elaborados com objetivos de cura ou feitiço, “cosméticos” e repelentes de insetos. No caso de diferentes partes da planta utilizadas para a mesma finalidade, considerou-se apenas um uso;

Caça/pesca “de espera”: plantas atrativas de animais de caça, ativamente procuradas para a “caça de espera”, e plantas cujos frutos são consumidos por peixes e, portanto, são procuradas para a pesca sob sua copa quando ocorrem na margem de rios ou igarapés;

Caça oportunista: plantas conhecidas como atrativas de animais de caça, mas que não são ativamente procuradas para essa finalidade;

Comercial: plantas envolvidas diretamente em relações de comércio ou troca. Inclui óleos medicinais, madeiras para serrarias, frutos, sementes, látex e carvão;

“Bicho de casa come”: plantas que possuem alguma parte (fruto, semente, casca, folha) extraída e utilizada para a alimentação de animais domésticos.

Anexo 1.1. Resultados das análises químicas e físicas do solo coletado de 0 a 20 cm de profundidade em 52 parcelas em florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) em três comunidades na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil. A coluna “solo” se refere à classificação *a posteriori* dos tratamentos TP e SNA. Os teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al) e potássio (K) são expressos em cmolc/kg; os teores de fósforo (P), ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn) são expressos em mg/kg; o teor de matéria orgânica (MO) é expresso em g/kg; os teores de argila, silte e areia são expressos em porcentagem.

Parcela	Solo	pH H ₂ O	pH KCl	Ca	Mg	Al	K	P	Fe	Zn	Mn	MO	Argila	Silte	Areia
Água Azul															
BA1	SNA	3,88	3,59	0,29	0,07	3,25	0,01	5,29	246	1,90	3,20	24,71	52,00	22,39	25,61
BA2	SNA	4,22	3,70	0,97	0,26	2,25	0,01	5,23	260	1,90	5,90	27,45	49,50	21,20	29,30
BA3	SNA	3,81	3,56	0,20	0,10	3,45	0,01	4,92	231	2,10	3,00	24,71	54,50	21,05	24,45
BA4	SNA	3,75	3,52	0,14	0,05	3,7	0,01	5,26	236	1,30	3,10	24,71	51,50	20,16	28,34
BA5	SNA	3,69	3,46	0,12	0,07	4,2	0,01	4,82	282	1,60	2,90	34,31	56,00	24,58	19,42
BA6	SNA	3,87	3,54	0,12	0,09	3,5	0,01	4,26	280	1,40	3,00	27,45	50,00	24,96	25,04
BA7	SNA	3,85	3,58	0,17	0,08	3,6	0,01	4,88	249	1,50	2,60	30,20	51,00	23,63	25,37
BA8	SNA	3,78	3,57	0,14	0,05	3,75	0,01	5,95	266	1,50	3,90	34,31	53,00	23,47	23,53
TP1	TP	4,86	4,37	2,80	0,24	0,1	0,01	25,57	33	4,40	34,70	27,45	9,50	16,46	74,04
TP2	TP	4,79	4,26	2,83	0,39	0,2	0,01	98,01	34	4,90	58,10	24,71	12,00	18,16	69,84
TP3	TP	3,83	3,57	0,16	0,04	1,15	0,00	23,08	113	1,90	2,20	20,59	9,50	7,50	83,00
TP4	TP	3,95	3,65	0,26	0,06	1,05	0,00	19,64	106	1,80	4,50	16,47	10,50	9,32	80,18
TP5	TP	4,61	4,05	1,43	0,18	0,55	0,01	37,59	55	3,10	59,40	24,71	15,50	21,71	62,79
TP6	TP	4,87	4,26	3,36	0,49	0,35	0,01	133,03	54	5,90	49,20	41,18	25,50	31,29	43,21
TP7	TP	5,33	4,69	8,23	0,71	0,15	0,01	369,63	33	16,10	48,70	74,12	14,50	19,79	65,71
TP8	TP	4,08	3,63	0,13	0,05	1,9	0,01	7,85	162	1,30	1,20	23,33	19,00	11,39	69,61
Barreira do Capanã															
BA1A	SNA	3,74	3,61	0,04	0,05	4,05	0,01	3,67	289	1,00	1,30	39,80	58,50	23,48	18,02
BA2A	SNA	3,74	3,59	0,09	0,08	4,1	0,01	3,73	222	1,50	1,50	39,80	62,00	25,44	12,56
BA3A	SNA	3,84	3,60	0,06	0,07	3,9	0,01	4,20	256	1,40	1,70	38,43	64,50	20,53	14,97
BA4A	SNA	3,58	3,48	0,09	0,08	4,45	0,02	5,01	299	1,30	1,30	37,06	54,00	19,70	26,30
BA5A	SNA	3,69	3,53	0,07	0,07	4,5	0,01	3,70	281	1,10	1,40	38,43	61,00	19,93	19,07
BA6A	SNA	3,72	3,62	0,06	0,07	4,25	0,01	3,86	211	1,00	1,60	39,80	64,00	19,58	16,42
BA7A	SNA	3,73	3,62	0,05	0,05	4,05	0,01	3,51	230	1,20	2,40	37,06	56,50	21,92	21,58
BA8A	SNA	3,72	3,59	0,09	0,06	4,3	0,01	3,45	241	1,00	1,70	38,43	62,50	18,19	19,31
TP1	SNA	3,54	3,48	0,16	0,08	3,25	0,01	4,10	305	0,90	0,80	30,20	43,00	19,43	37,57
TP1A	TP	4,55	4,02	1,31	0,19	0,7	0,01	221,03	67	3,00	32,00	23,33	17,50	12,66	69,84
TP2	TP	4,87	4,32	5,25	0,41	0,25	0,01	27,44	79	3,20	13,50	37,06	36,50	11,15	52,35
TP2A	TP	4,95	4,37	2,97	0,40	0,3	0,01	575,59	58	2,70	29,60	37,06	28,50	31,17	40,33
TP3	TP	4,40	3,91	2,69	0,42	0,65	0,01	44,33	107	4,70	27,20	27,45	33,50	29,10	37,40
TP3A	TP	4,04	3,75	0,51	0,08	2	0,01	7,63	105	0,30	3,20	21,96	24,50	18,14	57,36
TP4	TP	4,64	4,05	2,45	0,30	0,6	0,01	16,52	161	0,00	0,00	24,71	21,50	25,04	53,46
TP4A	TP	4,11	3,71	0,63	0,07	1,85	0,00	36,03	159	0,20	6,50	19,22	22,00	14,52	63,48
TP5A	TP	4,39	3,92	1,35	0,25	1,3	0,01	33,22	78	0,90	16,00	34,31	34,00	26,79	39,21
TP6A	TP	3,89	3,76	0,24	0,07	2,2	0,01	8,19	87	1,40	6,70	26,08	27,50	10,94	61,56
TP7A	TP	3,71	3,66	0,22	0,12	2,45	0,01	26,66	125	1,30	4,60	26,08	24,50	15,22	60,28
TP8A	TP	3,73	3,55	0,36	0,06	3,3	0,01	5,85	169	1,40	2,90	28,82	35,00	14,50	50,50

Anexo 1.1. (Continuação).

Parcela	Solo	pH H ₂ O	pH KCl	Ca	Mg	Al	K	P	Fe	Zn	Mn	MO	Argila	Silte	Areia
Terra Preta do Atininga															
BA1	SNA	3,91	3,56	0,06	0,03	6,30	0,01	2,05	214	0,70	0,40	30,20	48,50	30,64	20,86
BA2	SNA	3,89	3,60	0,03	0,04	5,65	0,01	2,42	298	0,90	0,30	30,20	38,00	29,10	32,90
BA3	SNA	4,44	3,67	0,02	0,04	5,00	0,01	2,11	173	0,90	0,00	39,80	30,50	47,08	22,42
BA4	SNA	4,49	3,72	0,08	0,02	5,3	0,01	2,08	165	0,80	0,00	46,67	31,50	55,33	13,17
BA5	SNA	3,88	3,50	0,05	0,01	7,5	0,00	1,02	186	0,80	0,00	35,69	31,50	44,03	24,47
BA6	SNA	3,77	3,43	0,02	0,04	8,90	0,01	2,51	208	1,00	0,20	48,04	36,00	45,43	18,57
BA7	SNA	4,34	3,62	0,02	0,03	4,80	0,01	1,76	204	1,30	0,00	34,31	40,50	38,31	21,19
BA8	SNA	4,16	3,55	0,05	0,03	5,4	0,01	2,20	221	0,70	0,20	30,20	41,00	36,49	22,51
TP4	SNA	4,03	3,65	0,11	0,03	3,7	0,01	4,67	186	0,90	1,10	28,82	17,00	53,32	29,68
TP1	TP	3,86	3,67	0,16	0,07	3,45	0,01	4,70	212	1,40	1,20	24,71	27,00	29,81	43,19
TP2	TP	4,08	3,74	0,33	0,11	2,8	0,01	5,29	197	1,10	1,50	19,22	25,50	25,69	48,81
TP3	TP	4,09	3,77	0,42	0,04	2,8	0,01	4,07	129	1,00	1,40	31,57	19,00	45,14	35,86
TP5	TP	4,51	3,80	1,81	0,11	1,85	0,01	25,57	161	1,70	3,80	31,57	20,50	42,36	37,14
TP6	TP	4,14	3,78	0,36	0,03	2,3	0,01	20,11	278	1,10	3,20	26,08	13,50	20,64	65,86
TP7	TP	4,61	3,81	2,52	0,31	1,8	0,01	91,21	200	2,40	10,60	34,31	22,00	31,88	46,12
TP8	TP	3,87	3,65	0,23	0,07	2,9	0,01	5,32	180	1,10	1,20	31,57	20,50	53,73	25,77

Anexo 1.2. Espécies de indivíduos lenhosos com DAP ≥ 5 cm amostrados em 26 parcelas (0,65 ha) sobre solos antrópicos (TP) e 26 parcelas (0,65 ha) sobre solos antrópicos (SNA) na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil. Família, nome científico, número de indivíduos total e por parcela, densidade relativa, frequência relativa, dominância relativa e índice de valor de importância (IVI) das espécies amostradas.

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Anacardiaceae																			
<i>Anacardium occidentale</i> L.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Mangifera indica</i> L.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Spondias mombin</i> L.	11	0	11	7	0	7	1,3	0,0	0,6	26,9	0,0	13,5	2,9	0,0	1,5	31,1	0,0	15,5	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	8	23	31	5	7	12	0,9	2,1	1,6	19,2	26,9	23,1	1,2	3,0	2,0	21,3	32,0	26,7	
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	0	3	3	0	3	3	0,0	0,3	0,2	0,0	11,5	5,8	0,0	0,2	0,1	0,0	12,0	6,0	
Annonaceae																			
<i>Annona foetida</i> Mart.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Diclinanona calycina</i> (Diels) R. E. Fr.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Ephedranthus amazonicus</i> R.E. Fr.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Guatteria cf. scytophylla</i> Diels	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Guatteria foliosa</i> Benth.	0	2	2	0	2	2	0,0	0,2	0,1	0,0	7,7	3,8	0,0	0,1	0,1	0,0	8,0	4,0	
<i>Guatteria megalophylla</i> Diels	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Guatteria olivacea</i> R. E. Fr.	0	7	7	0	2	2	0,0	0,6	0,4	0,0	7,7	3,8	0,0	1,5	0,7	0,0	9,8	4,9	
<i>Guatteria pteropus</i> Benth.	5	3	8	4	3	7	0,6	0,3	0,4	15,4	11,5	13,5	0,2	0,2	0,2	16,1	12,1	14,1	
<i>Guatteriella</i> sp.1	0	6	6	0	4	4	0,0	0,5	0,3	0,0	15,4	7,7	0,0	0,2	0,1	0,0	16,1	8,1	
<i>Guatteriopsis</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Rollinia cuspidata</i> Mart.	2	1	3	2	1	3	0,2	0,1	0,2	7,7	3,8	5,8	0,5	0,1	0,3	8,5	4,0	6,2	
<i>Rollinia exsucca</i> (DC. Ex Dunal) A. DC.	6	3	9	2	2	4	0,7	0,3	0,5	7,7	7,7	7,7	0,1	0,1	0,1	8,5	8,1	8,3	
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	2	19	21	2	5	7	0,2	1,7	1,1	7,7	19,2	13,5	0,3	1,5	0,9	8,2	22,5	15,4	
Apocynaceae																			
Apocynaceae sp. 1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Himatanthus cf. sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	3	4	7	2	3	5	0,3	0,4	0,4	7,7	11,5	9,6	0,2	0,1	0,1	8,2	12,0	10,1	
<i>Himatanthus aff. stenophyllus</i> Plumel	2	2	4	2	2	4	0,2	0,2	0,2	7,7	7,7	7,7	0,2	0,1	0,1	8,1	7,9	8,0	
<i>Himatanthus</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Lacmellea gracilis</i> (Müll. Arg.) Markgr.	1	30	31	1	7	8	0,1	2,7	1,6	3,8	26,9	15,4	0,0	1,8	0,9	4,0	31,4	17,8	
<i>Rauvolfia sprucei</i> Müll. Arg.	1	2	3	1	2	3	0,1	0,2	0,2	3,8	7,7	5,8	0,1	0,1	0,1	4,1	7,9	6,0	
<i>Tabernaemontana cf. cymosa</i> Jacq.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Tabernaemontana cymosa</i> Jacq.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
Araliaceae																			
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	6	8	14	3	8	11	0,7	0,7	0,7	11,5	30,8	21,2	0,4	1,4	0,9	12,7	32,9	22,8	

Anexo 1.2. (Continuação).

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Arecaceae																			
<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	7	13	20	3	8	11	0,8	1,2	1,0	11,5	30,8	21,2	1,5	2,4	1,9	13,9	34,4	24,1	
<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	15	0	15	8	0	8	1,7	0,0	0,8	30,8	0,0	15,4	2,6	0,0	1,3	35,1	0,0	17,5	
<i>Attalea</i> cf. <i>attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	2	3	5	2	3	5	0,2	0,3	0,3	7,7	11,5	9,6	2,0	0,5	1,3	10,0	12,3	11,2	
<i>Attalea</i> cf. <i>phalerata</i> Mart. ex Spreng.	3	4	7	2	2	4	0,3	0,4	0,4	7,7	7,7	7,7	0,8	2,7	1,7	8,9	10,8	9,8	
<i>Attalea</i> sp. 2	10	0	10	6	0	6	1,2	0,0	0,5	23,1	0,0	11,5	4,7	0,0	2,5	29,0	0,0	14,5	
<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	18	2	20	7	1	8	2,1	0,2	1,0	26,9	3,8	15,4	7,8	0,6	4,4	36,8	4,7	20,8	
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	13	0	13	2	0	2	1,5	0,0	0,7	7,7	0,0	3,8	0,9	0,0	0,5	10,1	0,0	5,0	
<i>Iriartella setigera</i> (Mart.) H. Wendl.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	0	5	5	0	5	5	0,0	0,5	0,3	0,0	19,2	9,6	0,0	1,0	0,5	0,0	20,7	10,3	
<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
Asteraceae																			
<i>Vernonia scabra</i> Pers.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
Bignoniaceae																			
<i>Adenocalymma</i> sp.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Arrabidaea brachypoda</i> (DC.) Bureau	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	39	14	53	4	7	11	4,5	1,3	2,7	15,4	26,9	21,2	4,5	1,1	2,9	24,4	29,4	26,8	
<i>Lundia densiflora</i> DC.	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	2,0	
<i>Scobinaria</i> sp.1	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	2,0	
<i>Tabebuia</i> sp.1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
Boraginaceae																			
<i>Cordia scabrifolia</i> A. DC.	4	1	5	2	1	3	0,5	0,1	0,3	7,7	3,8	5,8	0,7	0,0	0,4	8,9	4,0	6,4	
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	9	10	1	6	7	0,1	0,8	0,5	3,8	23,1	13,5	0,1	0,5	0,3	4,0	24,4	14,3	
<i>Cordia sprucei</i> Mez	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
Burseraceae																			
<i>Crepidospermum goudotianum</i> (Tul.) Triana & Planch.	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,1	0,0	2,1	
<i>Crepidospermum rhoifolium</i> (Benth.) Triana & Planch.	0	4	4	0	3	3	0,0	0,4	0,2	0,0	11,5	5,8	0,0	0,2	0,1	0,0	12,1	6,1	
<i>Protium nitidifolium</i> (Cuatrec.) D. C. Daly	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M. Porter	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,1	4,1	0,0	2,0	
<i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart.	0	2	2	0	2	2	0,0	0,2	0,1	0,0	7,7	3,8	0,0	0,1	0,0	0,0	7,9	4,0	
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	0	5	5	0	2	2	0,0	0,5	0,3	0,0	7,7	3,8	0,0	0,3	0,1	0,0	8,4	4,2	
<i>Trattinnickia peruviana</i> Loes.	1	5	6	1	3	4	0,1	0,5	0,3	3,8	11,5	7,7	0,0	0,3	0,1	4,0	12,3	8,1	
<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	1	1	2	1	1	2	0,1	0,1	0,1	3,8	3,8	3,8	0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	4,0	
Cannabaceae																			
<i>Trema micrantha</i> Blume	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Caricaceae																			
<i>Jacaratia</i> aff. <i>digitata</i> (Poepp. & Endl.) Solms	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	1,6	0,0	0,8	5,5	0,0	2,8	

Anexo 1.2. (Continuação)

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Celastraceae																			
<i>Casearia</i> aff. <i>grandiflora</i> Cambess.	0	3	3	0	2	2	0,0	0,3	0,2	0,0	7,7	3,8	0,0	0,3	0,1	0,0	8,2	4,1	
<i>Casearia</i> cf. <i>pitumba</i> Sleumer	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,3	0,2	0,0	4,3	2,2	
<i>Casearia duckeana</i> Sleumer	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	0	21	21	0	9	9	0,0	1,9	1,1	0,0	34,6	17,3	0,0	1,5	0,7	0,0	38,0	19,1	
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	1	9	10	1	4	5	0,1	0,8	0,5	3,8	15,4	9,6	0,0	0,7	0,4	4,0	16,9	10,5	
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	3	2	5	2	1	3	0,3	0,2	0,3	7,7	3,8	5,8	0,1	0,1	0,1	8,1	4,1	6,1	
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.) Gilg	12	8	20	4	7	11	1,4	0,7	1,0	15,4	26,9	21,2	0,4	0,3	0,3	17,2	27,9	22,5	
Chrysobalanaceae																			
<i>Hirtella elongata</i> Mart. & Zucc.	4	0	4	2	0	2	0,5	0,0	0,2	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,1	8,3	0,0	4,1	
<i>Licania gracilipes</i> Taub.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Licania micrantha</i> Miq.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Licania</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Clusiaceae																			
<i>Rheedia macrophylla</i> (Mart.) Planch. & Triana	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Symphonia globulifera</i> L. f.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,2	0,0	0,1	4,1	0,0	2,1	
<i>Vismia</i> aff. <i>gracilis</i> Hieron.	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	2,0	
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	0	27	27	0	8	8	0,0	2,5	1,4	0,0	30,8	15,4	0,0	3,9	1,8	0,0	37,1	18,6	
<i>Vismia gracilis</i> Hieron	0	7	7	0	3	3	0,0	0,6	0,4	0,0	11,5	5,8	0,0	0,4	0,2	0,0	12,6	6,3	
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	27	9	36	6	2	8	3,1	0,8	1,8	23,1	7,7	15,4	2,9	0,6	1,8	29,1	9,1	19,0	
<i>Vismia</i> sp.1	0	2	2	0	2	2	0,0	0,2	0,1	0,0	7,7	3,8	0,0	0,1	0,0	0,0	8,0	4,0	
Cochlospermaceae																			
<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	81	175	256	13	13	26	9,4	16,0	13,1	50,0	50,0	50,0	12,1	18,0	14,9	71,5	83,9	78,0	
Dilleniaceae																			
<i>Dolioscarpus</i> sp.1	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	2,0	
Euphorbiaceae																			
<i>Acalypha brasiliensis</i> Müll. Arg.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Alchorneopsis floribunda</i> (Benth.) Müll. Arg.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,2	0,1	0,0	4,2	2,1	
<i>Aparisthium cordatum</i> (Juss.) Baill.	0	32	32	0	5	5	0,0	2,9	1,6	0,0	19,2	9,6	0,0	1,1	0,5	0,0	23,3	11,8	
<i>Chaetocarpus</i> cf. <i>schomburgkianus</i> (Kuntze) Pax & K. Hoffm.	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,1	0,0	4,1	2,1	
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Croton</i> aff. <i>sampatik</i> Müll. Arg.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,3	0,0	0,2	4,3	0,0	2,1	
<i>Croton palanostigma</i> Klotzsch	0	15	15	0	3	3	0,0	1,4	0,8	0,0	11,5	5,8	0,0	1,0	0,5	0,0	13,9	7,0	
<i>Croton</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Mabea angustifolia</i> Spruce ex Benth.	0	29	29	0	2	2	0,0	2,6	1,5	0,0	7,7	3,8	0,0	0,9	0,4	0,0	11,2	5,7	

Anexo 1.2. (Continuação)

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Fabaceae - Caesalpinioideae																			
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Bauhinia longicuspis</i> Spruce ex Benth.	1	4	5	1	3	4	0,1	0,4	0,3	3,8	11,5	7,7	0,0	0,1	0,1	4,0	12,1	8,0	
<i>Machaerium hoehneanum</i> Ducke	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Macrolobium limbatum</i> Spruce ex Benth.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex Ducke	13	5	18	6	2	8	1,5	0,5	0,9	23,1	7,7	15,4	1,7	0,4	1,0	26,3	8,5	17,4	
<i>Sclerolobium</i> sp.1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,3	0,1	0,0	4,2	2,1	
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	8	3	11	3	2	5	0,9	0,3	0,6	11,5	7,7	9,6	1,5	0,2	0,9	13,9	8,2	11,0	
<i>Tachigali</i> sp. 1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Tachigali</i> sp. 2	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Tachigali</i> sp. 3	0	11	11	0	3	3	0,0	1,0	0,6	0,0	11,5	5,8	0,0	1,3	0,6	0,0	13,9	7,0	
Fabaceae - Faboideae																			
<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Dalbergia spruceana</i> (Benth.) Benth.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	1	1	2	1	1	2	0,1	0,1	0,1	3,8	3,8	3,8	0,2	0,0	0,1	4,2	4,0	4,1	
<i>Diploptropis</i> cf. <i>triloba</i> Gleason	0	3	3	0	1	1	0,0	0,3	0,2	0,0	3,8	1,9	0,0	0,2	0,1	0,0	4,3	2,2	
<i>Diploptropis</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	1	2	3	1	2	3	0,1	0,2	0,2	3,8	7,7	5,8	0,0	0,2	0,1	4,0	8,1	6,0	
<i>Machaerium floribundum</i> Benth.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Mucuna</i> sp.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Ormosia</i> aff. <i>grossa</i> Rudd	2	2	4	1	1	2	0,2	0,2	0,2	3,8	3,8	3,8	0,1	0,0	0,1	4,2	4,1	4,1	
<i>Ormosia discolor</i> Spruce ex Benth.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,3	0,0	0,1	4,2	0,0	2,1	
<i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke	1	13	14	1	5	6	0,1	1,2	0,7	3,8	19,2	11,5	0,0	0,6	0,3	4,0	21,0	12,5	
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	5	30	35	3	6	9	0,6	2,7	1,8	11,5	23,1	17,3	1,2	4,6	2,8	13,4	30,4	21,9	
<i>Swartzia apetala</i> Raddi	1	4	5	1	2	3	0,1	0,4	0,3	3,8	7,7	5,8	0,0	0,1	0,1	4,0	8,1	6,1	
<i>Swartzia cuspidata</i> Spruce ex Benth.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,3	0,2	0,0	4,3	2,1	
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	0	2	2	0	2	2	0,0	0,2	0,1	0,0	7,7	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	4,0	
<i>Swartzia laxiflora</i> Bong. ex Benth.	1	5	6	1	5	6	0,1	0,5	0,3	3,8	19,2	11,5	0,0	0,4	0,2	4,0	20,1	12,1	
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Swartzia</i> sp. 1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Swartzia</i> sp. 2	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	2,0	
<i>Swartzia tessmannii</i> Harms	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	

Anexo 1.2. (Continuação)

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Fabaceae - Mimosoideae																			
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	1	4	5	1	4	5	0,1	0,4	0,3	3,8	15,4	9,6	0,0	0,0	0,0	4,0	15,8	9,9	
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	3	2	5	2	2	4	0,3	0,2	0,3	7,7	7,7	7,7	0,0	0,2	0,1	8,1	8,1	8,1	
<i>Inga</i> cf. <i>disticha</i> Benth.	21	29	50	5	6	11	2,4	2,6	2,6	19,2	23,1	21,2	0,1	1,9	1,0	21,8	27,6	24,7	
<i>Inga</i> cf. <i>edulis</i> Mart.	12	0	12	4	0	4	1,4	0,0	0,6	15,4	0,0	7,7	3,4	3,0	3,2	20,1	3,0	11,5	
<i>Inga</i> cf. <i>grandiflora</i> Wall.	6	0	6	2	0	2	0,7	0,0	0,3	7,7	0,0	3,8	1,2	0,0	0,6	9,6	0,0	4,8	
<i>Inga</i> cf. <i>ingooides</i> (Rich.) Willd.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,5	0,0	0,2	4,4	0,0	2,2	
<i>Inga</i> cf. <i>lomatophylla</i> (Benth.) Pittier	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Inga</i> cf. <i>marginata</i> Willd.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	2	11	13	2	5	7	0,2	1,0	0,7	7,7	19,2	13,5	0,1	0,0	0,0	8,0	20,2	14,2	
<i>Inga lateriflora</i> Miq.	1	8	9	1	6	7	0,1	0,7	0,5	3,8	23,1	13,5	0,1	1,8	0,9	4,0	25,7	14,8	
<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth.	24	28	52	6	3	9	2,8	2,6	2,7	23,1	11,5	17,3	0,0	0,7	0,4	25,9	14,8	20,3	
<i>Inga macrophylla</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	7	4	11	4	2	6	0,8	0,4	0,6	15,4	7,7	11,5	2,6	1,2	2,0	18,8	9,3	14,1	
<i>Inga obidensis</i> Ducke	2	4	6	1	3	4	0,2	0,4	0,3	3,8	11,5	7,7	0,3	0,2	0,2	4,4	12,1	8,2	
<i>Inga umbellifera</i> (Vahl) Steud.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,2	0,1	0,2	8,2	0,1	4,1	
<i>Parkia nitida</i> Miq.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,1	0,0	0,0	0,1	3,9	2,0	
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	15	0	15	4	0	4	1,7	0,0	0,8	15,4	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	17,1	0,0	8,5	
<i>Stryphnodendron guyanense</i> (Aubl.) Benth.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,9	0,0	0,5	0,9	3,9	2,4	
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	0	2	2	0	2	2	0,0	0,2	0,1	0,0	7,7	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	4,0	
<i>Vatairea</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,1	0,0	4,0	0,1	2,0	
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J. W. Grimes	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	2,0	
Goupiaceae																			
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	1	10	11	1	5	6	0,1	0,9	0,6	3,8	19,2	11,5	9,6	9,5	9,5	13,5	29,6	21,6	
Hippocrateaceae																			
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	5,2	2,5	4,0	5,2	4,5	
Indeterminada																			
Indeterminada Liana 1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Indeterminada Liana 2	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Lacistemaceae																			
<i>Lacistema aggregatum</i> (P. J. Bergius) Rusby	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	2,0	
Lauraceae																			
<i>Endlicheria</i> cf. <i>formosa</i> A. C. Sm.	2	1	3	1	1	2	0,2	0,1	0,2	3,8	3,8	3,8	0,0	0,0	0,0	4,1	4,0	4,0	
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	0	3	3	0	2	2	0,0	0,3	0,2	0,0	7,7	3,8	0,7	0,6	0,7	0,7	8,6	4,7	
<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,2	0,1	0,0	4,1	2,1	
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	15	7	22	7	4	11	1,7	0,6	1,1	26,9	15,4	21,2	0,0	1,8	0,9	28,7	17,8	23,1	
<i>Ocotea oblonga</i> (Meisn.) Mez	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	1,6	0,3	0,9	1,6	4,2	2,9	
<i>Ocotea splendens</i> (Meisn.) Baill.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,3	0,1	0,0	4,2	2,1	
<i>Persea americana</i> Mill.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,2	0,1	4,0	0,2	2,1	
<i>Rhodostemonodaphne</i> sp.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	2,0	

Anexo 1.2. (Continuação).

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total
Lecythidaceae																		
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	10	4	14	8	4	12	1,2	0,4	0,7	30,8	15,4	23,1	2,3	3,3	2,8	34,2	19,1	26,6
<i>Couratari stellata</i> A.C. Sm.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	1,1	0,5	0,8	1,1	4,4	2,8
<i>Eschweilera atropetiolata</i> S. A. Mori	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0
<i>Eschweilera chartaceifolia</i> S. A. Mori	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0
<i>Eschweilera gigantea</i> (R. Knuth) J. F. Macbr.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0
<i>Eschweilera ovalifolia</i> (DC.) Nied.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	2,0
<i>Eschweilera</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0
<i>Eschweilera</i> sp.2	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	2,0
<i>Eschweilera truncata</i> A. C. Sm.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0
<i>Gustavia augusta</i> L.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0
Malpighiaceae																		
<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	1,5	0,6	1,1	1,5	4,6	3,1
Malvaceae																		
<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex Benth.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,0	1,0	0,5	7,9	1,0	4,4
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	30	7	37	13	3	16	3,5	0,6	1,9	50,0	11,5	30,8	0,1	0,0	0,1	53,6	12,2	32,7
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	3,4	0,5	2,0	7,4	0,5	4,0
<i>Ceiba</i> sp.1	3	0	3	1	0	1	0,3	0,0	0,2	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,3	0,0	2,1
<i>Eriotheca</i> aff. <i>globosa</i> (Aubl.) A. Robyns	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,7	0,0	0,3	0,7	3,9	2,3
<i>Eriotheca longitubulosa</i> A. Robyns	0	2	2	0	2	2	0,0	0,2	0,1	0,0	7,7	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	4,0
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,4	0,2	4,0	0,4	2,2
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	26	0	26	3	0	3	3,0	0,0	1,3	11,5	0,0	5,8	2,2	0,0	1,2	16,8	0,0	8,3
<i>Luehea</i> sp.1	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	1,6	0,0	0,8	5,5	0,0	2,8
<i>Pachira</i> sp.1	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,4	0,0	0,2	8,3	0,0	4,1
<i>Sterculia</i> aff. <i>apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	4,3	0,0	2,2	8,3	0,0	4,2
<i>Sterculia</i> aff. <i>frondosa</i> Rich.	3	0	3	2	0	2	0,3	0,0	0,2	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,0	8,1	0,0	4,0
<i>Theobroma cacao</i> L.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0
<i>Theobroma obovatum</i> Klotzch ex Bernoulli	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. Ex Spreng.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0
Melastomataceae																		
<i>Bellucia acutata</i> Pilg.	0	4	4	0	2	2	0,0	0,4	0,2	0,0	7,7	3,8	0,0	0,1	0,1	0,0	8,2	4,1
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	0	24	24	0	6	6	0,0	2,2	1,2	0,0	23,1	11,5	0,0	0,8	0,4	0,0	26,1	13,2
<i>Miconia affinis</i> DC.	5	13	18	4	4	8	0,6	1,2	0,9	15,4	15,4	15,4	0,2	0,7	0,4	16,2	17,2	16,7
<i>Miconia</i> cf. <i>pilgeriana</i> Ule	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0
<i>Miconia</i> cf. <i>poepigii</i> Triana	0	44	44	0	8	8	0,0	4,0	2,3	0,0	30,8	15,4	0,0	4,4	2,1	0,0	39,2	19,7
<i>Miconia</i> cf. <i>tillettii</i> Wurdack	0	3	3	0	3	3	0,0	0,3	0,2	0,0	11,5	5,8	0,0	0,1	0,1	0,0	12,0	6,0
<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin	0	10	10	0	2	2	0,0	0,9	0,5	0,0	7,7	3,8	0,0	0,3	0,1	0,0	8,9	4,5
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	25	4	29	6	3	9	2,9	0,4	1,5	23,1	11,5	17,3	1,5	0,1	0,8	27,5	12,0	19,6
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0
<i>Miconia symplectocaulos</i> Pilg.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0

Anexo 1.2. (Continuação).

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Meliaceae																			
<i>Guarea humaitensis</i> T.D. Penn.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,3	0,0	0,1	4,2	0,0	2,1	
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	4	0	4	3	0	3	0,5	0,0	0,2	11,5	0,0	5,8	1,0	0,0	0,5	13,0	0,0	6,5	
<i>Trichilia guianensis</i> Klotzsch ex C. DC.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Menispermaceae																			
<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Miristicaceae																			
<i>Virola theiodora</i> (Spruce ex Benth.) Warb.	21	8	29	10	6	16	2,4	0,7	1,5	38,5	23,1	30,8	1,9	0,7	1,3	42,8	24,6	33,6	
Monimiaceae																			
<i>Bracteanthus glycyarpus</i> Ducke	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Siparuna</i> cf. <i>depressa</i> Jangoux	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Siparuna</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Siparuna sarmentosa</i> Perkins	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Moraceae																			
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,2	0,1	0,0	4,1	2,1	
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	2	1	3	1	1	2	0,2	0,1	0,2	3,8	3,8	3,8	0,1	0,0	0,1	4,2	4,0	4,1	
<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C. C. Berg	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,8	0,0	0,4	4,7	0,0	2,4	
<i>Brosimum</i> sp.1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Castilla ulei</i> Warb.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Clarisia</i> aff. <i>biflora</i> Ruiz & Pav.	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,1	0,0	2,1	
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Ficus</i> cf. <i>citrifolia</i> Mill.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Ficus citrifolia</i> Mill.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Ficus maxima</i> Mill.	1	1	2	1	1	2	0,1	0,1	0,1	3,8	3,8	3,8	0,0	0,3	0,1	4,0	4,2	4,1	
<i>Ficus obtusiuscula</i> (Miq.) Miq.	2	1	3	1	1	2	0,2	0,1	0,2	3,8	3,8	3,8	0,1	0,0	0,0	4,2	4,0	4,0	
<i>Helianthostylis sprucei</i> Baill.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	1	3	4	1	2	3	0,1	0,3	0,2	3,8	7,7	5,8	0,0	0,2	0,1	4,0	8,2	6,1	
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Maquira calophylla</i> (Poepp. & Endl.) C. C. Berg	1	1	2	1	1	2	0,1	0,1	0,1	3,8	3,8	3,8	0,0	0,1	0,0	4,0	4,0	4,0	
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C. C. Berg	1	3	4	1	3	4	0,1	0,3	0,2	3,8	11,5	7,7	1,1	0,1	0,6	5,1	11,9	8,5	
<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	1	8	9	1	1	2	0,1	0,7	0,5	3,8	3,8	3,8	0,0	0,7	0,4	4,0	5,3	4,7	
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J. F. Macbr.	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	2,0	
<i>Sorocea guayanensis</i> W. C. Burger	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Sorocea hirtella</i> Mildbr.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Trymatococcus amazonicus</i> Poepp. & Endl.	0	4	4	0	2	2	0,0	0,4	0,2	0,0	7,7	3,8	0,0	0,1	0,1	0,0	8,2	4,1	

Anexo 1.2. (Continuação).

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Myrtaceae																			
<i>Eugenia aff. citrifolia</i> Poir.	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	2,0	
<i>Eugenia muricata</i> DC.	14	0	14	7	0	7	1,6	0,0	0,7	26,9	0,0	13,5	0,5	0,0	0,2	29,0	0,0	14,4	
<i>Eugenia omissa</i> McVaugh	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,1	8,0	0,0	4,0	
<i>Myrcia aff. aliena</i> McVaugh	0	87	87	0	9	9	0,0	7,9	4,5	0,0	34,6	17,3	0,0	6,6	3,2	0,0	49,2	24,9	
<i>Myrcia aff. huallagae</i> McVaugh	1	6	7	1	2	3	0,1	0,5	0,4	3,8	7,7	5,8	0,1	0,2	0,1	4,0	8,4	6,2	
<i>Myrcia aff. paivae</i> O. Berg	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Myrcia aliena</i> McVaugh	0	8	8	0	4	4	0,0	0,7	0,4	0,0	15,4	7,7	0,0	0,3	0,1	0,0	16,4	8,2	
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	7	3	10	2	2	4	0,8	0,3	0,5	7,7	7,7	7,7	0,5	0,1	0,3	9,0	8,0	8,5	
<i>Myrcia cf. gigas</i> McVaugh	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,1	0,0	2,0	
<i>Myrcia servata</i> McVaugh	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Psidium apiculatum</i> Mattos	6	0	6	3	0	3	0,7	0,0	0,3	11,5	0,0	5,8	0,1	0,0	0,1	12,4	0,0	6,1	
Nyctaginaceae																			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,3	0,0	0,2	4,3	0,0	2,1	
<i>Neea cf. filipes</i> Huber	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,3	0,0	0,1	4,2	0,0	2,1	
<i>Neea</i> sp.1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Neea</i> sp.2	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Ochnaceae																			
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Olivaceae																			
<i>Aptandra tubicina</i> (Poepp.) Benth. ex Miers	5	0	5	3	0	3	0,6	0,0	0,3	11,5	0,0	5,8	0,8	0,0	0,4	12,9	0,0	6,4	
<i>Heisteria cf. densifrons</i> Engl.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Passifloraceae																			
<i>Passiflora nitida</i> Kunth	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
Piperaceae																			
<i>Piper aduncum</i> L.	87	0	87	5	0	5	10,1	0,0	4,5	19,2	0,0	9,6	2,3	0,0	1,2	31,7	0,0	15,3	
Rubiaceae																			
<i>Duroia</i> sp.1	4	0	4	1	0	1	0,5	0,0	0,2	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,4	0,0	2,2	
<i>Faramea</i> sp.1	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,1	0,0	4,1	2,1	
<i>Ferdinandusa cf. rudgeoides</i> (Benth.) Wedd.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Palicourea grandifolia</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Standl.	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,0	0,0	4,1	2,1	
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	1	1	2	1	1	2	0,1	0,1	0,1	3,8	3,8	3,8	0,0	0,1	0,0	4,0	4,0	4,0	
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F. Gmel.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	6	2	8	5	2	7	0,7	0,2	0,4	19,2	7,7	13,5	0,3	0,1	0,2	20,2	7,9	14,1	
Rutaceae																			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	6	0	6	2	0	2	0,7	0,0	0,3	7,7	0,0	3,8	1,4	0,0	0,7	9,8	0,0	4,9	

Anexo 1.2. (Continuação).

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Sapindaceae																			
<i>Cupania cf. racemosa</i> (Vell.) Radlk.	4	0	4	3	0	3	0,5	0,0	0,2	11,5	0,0	5,8	0,4	0,0	0,2	12,4	0,0	6,2	
<i>Cupania rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	2	1	3	2	1	3	0,2	0,1	0,2	7,7	3,8	5,8	0,1	0,0	0,1	8,0	4,0	6,0	
<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	0	2	2	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,1	0,0	4,2	2,1	
<i>Cupania</i> sp.1	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,1	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	8,0	0,0	4,0	
<i>Talisia cf. guianensis</i> Aubl.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,1	0,0	4,1	2,0	
<i>Toulisia guianensis</i> Aubl.	0	3	3	0	3	3	0,0	0,3	0,2	0,0	11,5	5,8	0,0	0,2	0,1	0,0	12,0	6,0	
Sapotaceae																			
<i>Ecclinusa lanceolata</i> (Mart. & Eichler) Pierre	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,1	0,1	0,0	4,0	2,0	
<i>Micropholis guyanensis</i> (A. DC.) Pierre	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Pouteria cf. macrophylla</i> (Lam.) Eyma	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
Simaroubaceae																			
<i>Simaba cedron</i> Planch.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W. W. Thomas	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Simarouba cf. amara</i> Aubl.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
Solanaceae																			
<i>Solanum quaesitum</i> C. V. Morton	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Strelitziaceae																			
<i>Phenakospermum guyanense</i> (Rich.) Endl.	5	2	7	1	1	2	0,6	0,2	0,4	3,8	3,8	3,8	0,2	0,1	0,1	4,6	4,1	4,3	
Ulmaceae																			
<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlms.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,1	0,0	2,1	
Urticaceae																			
<i>Cecropia aff. ficifolia</i> Warb. ex Snethl.	5	13	18	3	8	11	0,6	1,2	0,9	11,5	30,8	21,2	0,1	0,6	0,4	12,3	32,6	22,5	
<i>Cecropia aff. purpurascens</i> C.C. Berg	2	0	2	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,1	0,0	0,0	4,2	0,0	2,1	
<i>Cecropia aff. ulei</i> Snethl.	0	12	12	0	5	5	0,0	1,1	0,6	0,0	19,2	9,6	0,0	0,3	0,2	0,0	20,7	10,4	
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	2	7	9	2	4	6	0,2	0,6	0,5	7,7	15,4	11,5	0,5	0,8	0,7	8,5	16,8	12,7	
<i>Coussapoa orthoneura</i> Standl.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,3	0,1	0,0	4,2	2,1	
<i>Coussapoa</i> sp.1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Pouroma villosa</i> Trécul	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Pouroma guianensis</i> Aubl.	16	1	17	5	1	6	1,9	0,1	0,9	19,2	3,8	11,5	1,0	0,0	0,5	22,1	4,0	12,9	
<i>Pouroma minor</i> Benoist	1	1	2	1	1	2	0,1	0,1	0,1	3,8	3,8	3,8	0,0	0,1	0,0	4,0	4,0	4,0	

Anexo 1.2. (Continuação).

Nome científico ¹	n _i ² TP	n _i ² SNA	n _i ² Total	n _p ³ TP	n _p ³ SNA	n _p ³ Total	DR ⁴ TP	DR ⁴ SNA	DR ⁴ Total	FR ⁵ TP	FR ⁵ SNA	FR ⁵ Total	DoR ⁶ TP	DoR ⁶ SNA	DoR ⁶ Total	IVI ⁷ TP	IVI ⁷ SNA	IVI ⁷ Total	
Violaceae																			
<i>Leonia crassa</i> L.B. Sm. & A. Fernández	2	0	2	2	0	2	0,2	0,0	0,1	7,7	0,0	3,8	0,4	0,0	0,2	8,3	0,0	4,1	
<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	1	0	1	1	0	1	0,1	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	2,0	
Vochysiaceae																			
<i>Vochysia</i> aff. <i>maxima</i> Ducke	0	1	1	0	1	1	0,0	0,1	0,1	0,0	3,8	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	2,0	
<i>Vochysia</i> sp.1	7	0	7	3	0	3	0,8	0,0	0,4	11,5	0,0	5,8	0,2	0,0	0,1	12,6	0,0	6,2	

¹ Famílias *sensu* APG II (2003).

² n_i = número de indivíduos da espécie.

³ n_p = número de parcelas em que a espécie ocorre.

⁴ DR = densidade relativa da espécie (número de indivíduos da espécie / número total de indivíduos).

⁵ FR = frequência relativa da espécie (número de parcelas em que a espécie ocorre / número total de parcelas).

⁶ DoR = dominância relativa da espécie (área basal da espécie / área basal total).

⁷ IVI = índice de valor de importância da espécie (DR + FR + DoR).

Anexo 1.3. Espécies de palmeiras do sub-bosque com mais de um metro de altura e com DAP inferior a 5 cm amostradas em 26 parcelas (0,65 ha) sobre solos antrópicos (TP) e 26 parcelas (0,65 ha) sobre solos antrópicos (SNA) na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil. Nome científico, número de indivíduos total e por parcela, densidade relativa e frequência relativa das espécies amostradas.

Nome científico	n _i ¹ TP	n _i ¹ SNA	n _i ¹ Total	n _p ² TP	n _p ² SNA	n _p ² Total	DR ³ TP	DR ³ SNA	DR ³ Total	FR ⁴ TP	FR ⁴ SNA	FR ⁴ Total
<i>Astrocaryum acaule</i> Mart.	0	55	55	0	7	7	0,0	10,0	4,1	0,0	26,9	13,5
<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	14	110	124	6	24	30	2,5	20,0	9,3	23,1	92,3	57,7
<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	18	363	381	4	22	26	3,3	66,0	28,7	15,4	84,6	50,0
<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	84	1	85	15	1	16	15,3	0,2	6,4	57,7	3,8	30,8
<i>Attalea</i> cf. <i>attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	127	118	245	15	16	31	23,1	21,5	18,4	57,7	61,5	59,6
<i>Attalea</i> cf. <i>phalerata</i> Mart. ex Spreng.	42	3	45	8	3	11	7,6	0,5	3,4	30,8	11,5	21,2
<i>Attalea</i> sp.1	0	1	1	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9
<i>Attalea</i> sp. 2	0	38	38	0	4	4	0,0	6,9	2,9	0,0	15,4	7,7
<i>Bactris arundinacea</i> Trail	0	1	1	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9
<i>Bactris</i> cf. <i>bifida</i> Mart.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9
<i>Bactris concinna</i> Mart.	30	3	33	7	2	9	5,5	0,5	2,5	26,9	7,7	17,3
<i>Bactris hirta</i> Mart.	0	2	2	0	1	1	0,0	0,4	0,2	0,0	3,8	1,9
<i>Bactris maraja</i> Mart.	7	9	16	4	4	8	1,3	1,6	1,2	15,4	15,4	15,4
<i>Bactris simplicifrons</i> Mart.	1	6	7	1	5	6	0,2	1,1	0,5	3,8	19,2	11,5
<i>Bactris</i> sp.1	32	0	32	4	0	4	5,8	0,0	2,4	15,4	0,0	7,7
<i>Desmoncus</i> cf. <i>leptospadix</i> Mart.	2	4	6	1	4	5	0,4	0,7	0,5	3,8	15,4	9,6
<i>Desmoncus macroacanthos</i> Mart.	0	2	2	0	2	2	0,0	0,4	0,2	0,0	7,7	3,8
<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth) Cortés	71	3	74	10	1	11	12,9	0,5	5,6	38,5	3,8	21,2
<i>Euterpe precatória</i> Mart.	80	14	94	12	10	22	14,5	2,5	7,1	46,2	38,5	42,3
<i>Geonoma</i> cf. <i>deversa</i> (Poit.) Kunth	10	1	11	6	1	7	1,8	0,2	0,8	23,1	3,8	13,5
<i>Geonoma deversa</i> (Poit.) Kunth	1	0	1	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9
<i>Iriartella setigera</i> (Mart.) H. Wendl.	1	0	1	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9
<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	0	9	9	0	4	4	0,0	1,6	0,7	0,0	15,4	7,7
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	0	1	1	0	1	1	0,0	0,2	0,1	0,0	3,8	1,9
<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	29	0	29	9	0	9	5,3	0,0	2,2	34,6	0,0	17,3
<i>Syagrus</i> sp.1	0	33	33	0	4	4	0,0	6,0	2,5	0,0	15,4	7,7
<i>Wendlandiella</i> sp.	1	0	1	1	0	1	0,2	0,0	0,1	3,8	0,0	1,9

¹ n_i = número de indivíduos da espécie.

² n_p = número de parcelas em que a espécie ocorre.

³ DR = densidade relativa da espécie (número de indivíduos da espécie / número total de indivíduos).

⁴ FR = frequência relativa da espécie (número de parcelas em que a espécie ocorre / número total de parcelas).

Anexo 2.1. As 20 etnoespécies com maior valor de uso (VU) citadas por moradores locais em florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil: nome comum na região, nome(s) científico(s), família(s), número de informantes que citaram a etnoespécie em cada ambiente, número de usos e valores de uso dentro das categorias de uso.

Nome comum	Espécie(s) ¹	Família ²	ni ³	niTP ⁴	niSNA ⁵	nu ⁶	lenVU ⁷	aliVU ⁸	cstVU ⁹	espVU ¹⁰	medVU ¹¹	tecVU ¹²	venVU ¹³	bcsVU ¹⁴	copVU ¹⁵	VU _s ¹⁶
Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	27	23	24	257	0,145	1,274	0,484	0,048	0,565	1,161	0,355	0,000	0,113	4,145
Tucumã	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	Arecaceae	56	49	53	240	0,016	1,194	0,016	0,839	0,032	1,129	0,516	0,097	0,032	3,871
Babaçu	<i>Attalea</i> cf. <i>attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	Arecaceae	49	44	41	219	0,000	0,750	0,718	0,548	0,048	1,113	0,032	0,226	0,097	3,532
Urucuri	<i>Attalea</i> cf. <i>phalerata</i> Mart. ex Spreng	Arecaceae	50	50	17	190	0,000	0,935	0,355	0,597	0,000	0,871	0,000	0,194	0,113	3,065
Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	145	0,016	0,710	0,194	0,145	0,065	0,403	0,016	0,516	0,274	2,339
Açaí	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	25	21	19	115	0,032	0,565	0,435	0,048	0,048	0,065	0,194	0,145	0,323	1,855
Ingá-xixica	<i>Inga heterophylla</i> Willd. <i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae - Mim.	30	20	24	92	0,452	0,403	0,097	0,129	0,065	0,000	0,000	0,000	0,339	1,484
Murtinha	<i>Myrcia</i> spp.	Myrtaceae	29	19	21	90	0,452	0,355	0,339	0,032	0,000	0,048	0,048	0,000	0,177	1,452
Inajá	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	Arecaceae	37	23	33	83	0,000	0,048	0,113	0,565	0,000	0,565	0,000	0,016	0,032	1,339
Lacre-vermelho	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan <i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Clusiaceae	35	22	33	83	0,516	0,000	0,355	0,000	0,427	0,000	0,000	0,000	0,032	1,331
Sucúba	<i>Himatanthus stenophyllus</i> Plumel <i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	27	20	23	80	0,323	0,000	0,048	0,000	0,903	0,000	0,000	0,000	0,016	1,290
Muruxi	<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	Malpighiaceae	21	13	19	80	0,339	0,306	0,323	0,097	0,000	0,016	0,016	0,000	0,194	1,290
Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	Arecaceae	35	35	9	79	0,000	0,113	0,000	0,129	0,000	0,419	0,000	0,516	0,097	1,274
Ingá-cipó	<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth. <i>Inga</i> cf. <i>disticha</i> Benth.	Fabaceae - Mim.	26	22	17	74	0,403	0,371	0,000	0,145	0,000	0,000	0,016	0,000	0,258	1,194
Lacre-branco	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers. <i>Vismia gracilis</i> Hieron	Clusiaceae	36	22	28	70	0,516	0,000	0,403	0,000	0,177	0,016	0,000	0,000	0,016	1,129
Jacataca	<i>Lacmellea gracilis</i> (Müll. Arg.) Markgr.	Apocynaceae	18	9	17	58	0,242	0,290	0,000	0,032	0,000	0,210	0,000	0,000	0,161	0,935
Ingá-chato	<i>Inga macrophylla</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae - Mim.	19	17	11	56	0,290	0,306	0,000	0,065	0,000	0,000	0,032	0,000	0,210	0,903
Sapateiro	<i>Miconia</i> cf. <i>poepigii</i> Triana <i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae	25	12	24	54	0,371	0,016	0,290	0,032	0,000	0,016	0,032	0,000	0,113	0,871
Cedrinho	<i>Cedrela</i> sp. <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Meliaceae Anacardiaceae	36	18	31	52	0,048	0,000	0,581	0,000	0,000	0,032	0,177	0,000	0,000	0,839
Cachimbeira	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Celastraceae	32	19	28	46	0,516	0,000	0,194	0,000	0,000	0,016	0,000	0,000	0,016	0,742

¹ Provável(is) espécie(s) botânica(s) a que o nome local se refere.

² *Fabaceae - mim* se refere à subfamília Mimosoideae *sensu* APG II (2003).

³ ni = número de informantes que citaram a etnoespécie.

⁴ niTP = número de informantes que citaram a etnoespécie em solos antrópicos; niSNA = número de informantes que citaram a etnoespécie em solos não-antrópicos.

⁵ nu = número total de usos citados para a etnoespécie.

⁶ Valor de Uso (VU) da espécie dentro de cada categoria de uso: len = lenha; ali = alimento; cst = construção; esp = caça de espera; med = medicinal; tec = tecnologia; ven = comercial; bcs = bicho de casa; cop = caça oportunista.

⁷ VU_s = Valor de Uso total da etnoespécie.

Anexo 2.2. As 10 etnoespécies com maior valor de uso (VU) dentro de cada categoria de uso citadas por moradores locais em florestas secundárias sobre solos antrópicos (TP) e solos não-antrópicos (SNA) na região do médio Rio Madeira, Amazonas, Brasil: nome comum na região, nome(s) científico(s), família(s), número de informantes que citaram a etnoespécie em cada ambiente, número de usos e valores de uso dentro das categorias de uso.

Categoria	Nome comum	Espécie(s) ¹	Família ²	n _i ³	n _i TP ⁴	n _i SNA ⁴	n _u ⁵	lenVU ⁶	aliVU ⁶	cstVU ⁶	espVU ⁶	medVU ⁶	tecVU ⁶	venVU ⁶	bcsVU ⁶	copVU ⁶	VU _s ⁷	
Lenha	Lacre-vermelho	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	Clusiaceae	35	22	33	83	0,516	0,000	0,355	0,000	0,427	0,000	0,000	0,000	0,032	1,331	
		<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Clusiaceae															
	Lacre-branco	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Clusiaceae	36	22	28	70	0,516	0,000	0,403	0,000	0,177	0,016	0,000	0,000	0,016	1,129	
		<i>Vismia gracilis</i> Hieron	Clusiaceae															
	Cachimbeira	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Celastraceae	32	19	28	46	0,516	0,000	0,194	0,000	0,000	0,016	0,000	0,000	0,016	0,742	
	Ingá-xixica	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Fabaceae - Mim.	30	20	24	92	0,452	0,403	0,097	0,129	0,065	0,000	0,000	0,000	0,000	0,339	1,484
		<i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae - Mim.															
	Murtinha	<i>Myrcia</i> spp.	Myrtaceae	29	19	21	90	0,452	0,355	0,339	0,032	0,000	0,048	0,048	0,000	0,177	1,452	
	Ingá-cipó	<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth.	Fabaceae - Mim.	26	22	17	74	0,403	0,371	0,000	0,145	0,000	0,000	0,000	0,016	0,000	0,258	1,194
		<i>Inga cf. disticha</i> Benth.	Fabaceae - Mim.															
Sapateiro	<i>Miconia</i> spp.	Melastomataceae	25	12	24	54	0,371	0,016	0,290	0,032	0,000	0,016	0,032	0,000	0,113	0,871		
São-joão	<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex Ducke	Fabaceae - Caes.	24	21	11	39	0,355	0,000	0,210	0,032	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,629	
	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae - Caes.																
Muruxi	<i>Byrsonima crispa</i> A. Juss.	Malpighiaceae	21	13	19	80	0,339	0,306	0,323	0,097	0,000	0,016	0,016	0,000	0,194	1,290		
Sucúba	<i>Himatanthus stenophyllus</i> Plumel	Apocynaceae	27	80	20	23	0,323	0,000	0,048	0,000	0,903	0,000	0,000	0,000	0,016	1,290		
	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson																	
Alimento	Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	27	23	24	257	0,145	1,274	0,484	0,048	0,565	1,161	0,355	0,000	0,113	4,145	
	Tucumã	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	Arecaceae	56	49	53	240	0,016	1,194	0,016	0,839	0,032	1,129	0,516	0,097	0,032	3,871	
	Urucuri	<i>Attalea cf. phalerata</i> Mart. ex Spreng	Arecaceae	50	50	17	190	0,000	0,935	0,355	0,597	0,000	0,871	0,000	0,194	0,113	3,065	
		<i>Attalea cf. attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess.																
	Babaçu	Boer	Arecaceae	49	44	41	219	0,000	0,750	0,718	0,548	0,048	1,113	0,032	0,226	0,097	3,532	
	Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	145	0,016	0,710	0,194	0,145	0,065	0,403	0,016	0,516	0,274	2,339	
	Açaí	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	25	21	19	115	0,032	0,565	0,435	0,048	0,048	0,065	0,194	0,145	0,323	1,855	
	Ingá-xixica	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Fabaceae - Mim.	30	20	24	92	0,452	0,403	0,097	0,129	0,065	0,000	0,000	0,000	0,000	0,339	1,484
		<i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae - Mim.															
	Ingá-cipó	<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth.	Fabaceae - Mim.	26	22	17	74	0,403	0,371	0,000	0,145	0,000	0,000	0,000	0,016	0,000	0,258	1,194
<i>Inga cf. disticha</i> Benth.		Fabaceae - Mim.																
Murtinha	<i>Myrcia</i> spp.	Myrtaceae	29	19	21	90	0,452	0,355	0,339	0,032	0,000	0,048	0,048	0,000	0,177	1,452		
Muruxi	<i>Byrsonima crispa</i> A. Juss.	Malpighiaceae	21	13	19	80	0,339	0,306	0,323	0,097	0,000	0,016	0,016	0,000	0,194	1,290		

Anexo 2.2. Continuação.

Categoria	Nome comum	Espécie(s) ¹	Família ²	n _i ³	n _i TP ⁴	n _i SNA ⁴	n _u ⁵	lenVU ⁶	aliVU ⁶	cstVU ⁶	espVU ⁶	medVU ⁶	tecVU ⁶	venVU ⁶	bcsVU ⁶	copVU ⁶	VU _s ⁷
Construção																	
	Babaçu	<i>Attalea cf. attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	Arecaceae	49	44	41	219	0,000	0,750	0,718	0,548	0,048	1,113	0,032	0,226	0,097	3,532
	Cedrinho	<i>Cedrela sp.</i> <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Meliaceae Anacardiaceae	36	18	31	52	0,048	0,000	0,581	0,000	0,000	0,032	0,177	0,000	0,000	0,839
	Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	27	23	24	257	0,145	1,274	0,484	0,048	0,565	1,161	0,355	0,000	0,113	4,145
	Açaí	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	25	21	19	115	0,032	0,565	0,435	0,048	0,048	0,065	0,194	0,145	0,323	1,855
	Lacre-branco	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers. <i>Vismia gracilis</i> Hieron	Clusiaceae Clusiaceae	36	22	28	70	0,516	0,000	0,403	0,000	0,177	0,016	0,000	0,000	0,016	1,129
	Urucuri	<i>Attalea cf. phalerata</i> Mart. ex Spreng	Arecaceae	50	50	17	190	0,000	0,935	0,355	0,597	0,000	0,871	0,000	0,194	0,113	3,065
	Lacre-vermelho	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan <i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Clusiaceae Clusiaceae	35	22	33	83	0,516	0,000	0,355	0,000	0,427	0,000	0,000	0,000	0,032	1,331
	Murtinha	<i>Myrcia</i> spp.	Myrtaceae	29	19	21	90	0,452	0,355	0,339	0,032	0,000	0,048	0,048	0,000	0,177	1,452
	Muruxi	<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	Malpighiaceae	21	13	19	80	0,339	0,306	0,323	0,097	0,000	0,016	0,016	0,000	0,194	1,290
	Palha-branca	<i>Attalea attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	Arecaceae	13	9	11	33	0,000	0,000	0,323	0,016	0,000	0,194	0,000	0,000	0,000	0,532
Caça de espera																	
	Tucumã	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	Arecaceae	56	49	53	240	0,016	1,194	0,016	0,839	0,032	1,129	0,516	0,097	0,032	3,871
	Urucuri	<i>Attalea cf. phalerata</i> Mart. ex Spreng	Arecaceae	50	50	17	190	0,000	0,935	0,355	0,597	0,000	0,871	0,000	0,194	0,113	3,065
	Inajá	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	Arecaceae	37	23	33	83	0,000	0,048	0,113	0,565	0,000	0,565	0,000	0,016	0,032	1,339
	Babaçu	<i>Attalea cf. attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	Arecaceae	49	44	41	219	0,000	0,750	0,718	0,548	0,048	1,113	0,032	0,226	0,097	3,532
	Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	145	0,016	0,710	0,194	0,145	0,065	0,403	0,016	0,516	0,274	2,339
	Morototó	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Mag., St. & Frod.	Araliaceae	21	13	19	46	0,242	0,000	0,161	0,145	0,000	0,000	0,000	0,000	0,194	0,742
	Ingá-cipó	<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth. <i>Inga cf. disticha</i> Benth.	Fabaceae - Mim. Fabaceae - Mim.	26	22	17	74	0,403	0,371	0,000	0,145	0,000	0,000	0,016	0,000	0,258	1,194
	Ingá-xixica	<i>Inga heterophylla</i> Willd. <i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae - Mim. Fabaceae - Mim.	30	20	24	92	0,452	0,403	0,097	0,129	0,065	0,000	0,000	0,000	0,339	1,484
	Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	Arecaceae	35	35	9	79	0,000	0,113	0,000	0,129	0,000	0,419	0,000	0,516	0,097	1,274
	Muruxi	<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	Malpighiaceae	21	13	19	80	0,339	0,306	0,323	0,097	0,000	0,016	0,016	0,000	0,194	1,290
Caça oportunista																	
	Ingá-xixica	<i>Inga heterophylla</i> Willd. <i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae - Mim. Fabaceae - Mim.	30	20	24	92	0,452	0,403	0,097	0,129	0,065	0,000	0,000	0,000	0,339	1,484
	Açaí	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	25	21	19	115	0,032	0,565	0,435	0,048	0,048	0,065	0,194	0,145	0,323	1,855
	Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	145	0,016	0,710	0,194	0,145	0,065	0,403	0,016	0,516	0,274	2,339
	Ingá-cipó	<i>Inga longiflora</i> Spruce ex Benth. <i>Inga cf. disticha</i> Benth.	Fabaceae - Mim. Fabaceae - Mim.	26	22	17	74	0,403	0,371	0,000	0,145	0,000	0,000	0,016	0,000	0,258	1,194
	Ingá-chato	<i>Inga macrophylla</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae - Mim.	19	17	11	56	0,290	0,306	0,000	0,065	0,000	0,000	0,032	0,000	0,210	0,903
	Maracujá-do-mato	<i>Passiflora</i> spp.	Passifloraceae	15	10	8	32	0,000	0,258	0,000	0,000	0,032	0,000	0,016	0,000	0,210	0,516
	Morototó	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Mag., St. & Frod.	Araliaceae	21	13	19	46	0,242	0,000	0,161	0,145	0,000	0,000	0,000	0,000	0,194	0,742
	Muruxi	<i>Byrsonima crispera</i> A. Juss.	Malpighiaceae	21	13	19	80	0,339	0,306	0,323	0,097	0,000	0,016	0,016	0,000	0,194	1,290
	Murtinha	<i>Myrcia</i> spp.	Myrtaceae	29	19	21	90	0,452	0,355	0,339	0,032	0,000	0,048	0,048	0,000	0,177	1,452
	Jacatata	<i>Lacmellea gracilis</i> (Müll. Arg.) Markgr.	Apocynaceae	18	9	17	58	0,242	0,290	0,000	0,032	0,000	0,210	0,000	0,000	0,161	0,935

Anexo 2.2. Continuação.

Categoria	Nome comum	Espécie(s) ¹	Família ²	n _i ³	n _i TP ⁴	n _i SNA ⁴	n _u ⁵	lenVU ⁶	aliVU ⁶	cstVU ⁶	espVU ⁶	medVU ⁶	tecVU ⁶	venVU ⁶	bcsVU ⁶	copVU ⁶	VU _s ⁷
Medicinal	Sucúba	<i>Himatanthus stenophyllus</i> Plumel <i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	27	20	23	80	0,323	0,000	0,048	0,000	0,903	0,000	0,000	0,000	0,016	1,290
	Unha-de-gavião	<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F. Gmel.	Rubiaceae	19	17	13	38	0,000	0,000	0,000	0,000	0,613	0,000	0,000	0,000	0,000	0,613
	Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	27	23	24	257	0,145	1,274	0,484	0,048	0,565	1,161	0,355	0,000	0,113	4,145
	Lacre-vermelho	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan <i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Clusiaceae Clusiaceae	35	22	33	83	0,516	0,000	0,355	0,000	0,427	0,000	0,000	0,000	0,032	1,331
	Andiroba	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	6	4	5	28	0,032	0,000	0,065	0,016	0,274	0,032	0,016	0,000	0,016	0,452
	Abôta	<i>Abuta</i> spp.	Menispermaceae	9	7	4	14	0,000	0,000	0,000	0,000	0,226	0,000	0,000	0,000	0,000	0,226
	Cipó-tuíra	<i>Machaerium</i> spp. <i>Lundia densiflora</i> DC.	Fabaceae - Fab. Bignoniaceae	9	8	7	14	0,000	0,000	0,000	0,000	0,226	0,000	0,000	0,000	0,000	0,226
	Copaíba-marimari	<i>Copaifera</i> spp.	Fabaceae - Caes.	5	3	4	24	0,048	0,000	0,048	0,016	0,210	0,032	0,032	0,000	0,000	0,387
	Batatão	Indeterminada	Indeterminada	9	9	0	13	0,000	0,000	0,000	0,000	0,210	0,000	0,000	0,000	0,000	0,210
	Carapanaúba	<i>Aspidosperma</i> spp.	Apocynaceae	5	1	5	16	0,016	0,000	0,000	0,000	0,194	0,048	0,000	0,000	0,000	0,258
Tecnologia	Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	27	23	24	257	0,145	1,274	0,484	0,048	0,565	1,161	0,355	0,000	0,113	4,145
	Tucumã	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	Arecaceae	56	49	53	240	0,016	1,194	0,016	0,839	0,032	1,129	0,516	0,097	0,032	3,871
	Babaçu	<i>Attalea cf. attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	Arecaceae	49	44	41	219	0,000	0,750	0,718	0,548	0,048	1,113	0,032	0,226	0,097	3,532
	Urucuri	<i>Attalea cf. phalerata</i> Mart. ex Spreng	Arecaceae	50	50	17	190	0,000	0,935	0,355	0,597	0,000	0,871	0,000	0,194	0,113	3,065
	Inajá	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	Arecaceae	37	23	33	83	0,000	0,048	0,113	0,565	0,000	0,565	0,000	0,016	0,032	1,339
	Piriquiteira	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	Cochlospermaceae	25	17	20	40	0,065	0,000	0,016	0,032	0,032	0,419	0,000	0,000	0,081	0,645
	Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	Arecaceae	35	35	9	79	0,000	0,113	0,000	0,129	0,000	0,419	0,000	0,516	0,097	1,274
	Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	145	0,016	0,710	0,194	0,145	0,065	0,403	0,016	0,516	0,274	2,339
	Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	11	5	10	36	0,016	0,000	0,177	0,000	0,000	0,274	0,113	0,000	0,000	0,581
	Oicima	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Malvaceae	24	1	0	20	0,048	0,000	0,000	0,000	0,000	0,258	0,000	0,000	0,016	0,323
Comercial	Tucumã	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	Arecaceae	56	49	53	240	0,016	1,194	0,016	0,839	0,032	1,129	0,516	0,097	0,032	3,871
	Castanheira	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Lecythidaceae	27	23	24	257	0,145	1,274	0,484	0,048	0,565	1,161	0,355	0,000	0,113	4,145
	Açaí	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	25	21	19	115	0,032	0,565	0,435	0,048	0,048	0,065	0,194	0,145	0,323	1,855
	Cedrinho	<i>Cedrela</i> sp. <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Meliaceae Anacardiaceae	36	18	31	52	0,048	0,000	0,581	0,000	0,000	0,032	0,177	0,000	0,000	0,839
	Seringueira	<i>Hevea</i> spp.	Euphorbiaceae	11	8	6	36	0,145	0,016	0,000	0,016	0,000	0,210	0,161	0,016	0,016	0,581
	Samaúma	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	10	10	1	13	0,000	0,000	0,048	0,000	0,000	0,000	0,161	0,000	0,000	0,210
	Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	11	5	10	36	0,016	0,000	0,177	0,000	0,000	0,274	0,113	0,000	0,000	0,581
	Copaíba-jacaré	<i>Copaifera</i> spp.	Fabaceae - Caes.	6	2	5	28	0,048	0,000	0,081	0,000	0,097	0,129	0,081	0,000	0,016	0,452
	Cedro-vermelho	Meliaceae spp.	Meliaceae	6	5	3	11	0,000	0,000	0,097	0,000	0,000	0,016	0,065	0,000	0,000	0,177
	Marupá	Simaroubaceae spp.	Simaroubaceae	8	5	5	13	0,000	0,000	0,129	0,000	0,016	0,000	0,065	0,000	0,000	0,210

Anexo 2.2. Continuação.

Categoria	Nome comum	Espécie(s) ¹	Família ²	n _i ³	n _i TP ⁴	n _i SNA ⁴	n _u ⁵	lenVU ⁶	aliVU ⁶	cstVU ⁶	espVU ⁶	medVU ⁶	tecVU ⁶	venVU ⁶	bcsVU ⁶	copVU ⁶	VU _s ⁷
Bicho de casa																	
	Caiaué	<i>Elaeis oleifera</i> (Kunth.) Cortés	Arecaceae	46	46	3	145	0,016	0,710	0,194	0,145	0,065	0,403	0,016	0,516	0,274	2,339
	Murumuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	Arecaceae	35	35	9	79	0,000	0,113	0,000	0,129	0,000	0,419	0,000	0,516	0,097	1,274
	Babaçu	<i>Attalea cf. attaleoides</i> (Barb. Rodr.) Wess. Boer	Arecaceae	49	44	41	219	0,000	0,750	0,718	0,548	0,048	1,113	0,032	0,226	0,097	3,532
	Urucuri	<i>Attalea cf. phalerata</i> Mart. ex Spreng	Arecaceae	50	50	17	190	0,000	0,935	0,355	0,597	0,000	0,871	0,000	0,194	0,113	3,065
	Açaí	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	25	21	19	115	0,032	0,565	0,435	0,048	0,048	0,065	0,194	0,145	0,323	1,855
	Tucumã	<i>Astrocaryum aculeatum</i> Meyer	Arecaceae	56	49	53	240	0,016	1,194	0,016	0,839	0,032	1,129	0,516	0,097	0,032	3,871
	Taperebá	<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	11	11	3	40	0,016	0,258	0,000	0,048	0,129	0,048	0,016	0,081	0,048	0,645
	Bacabinha	<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	Arecaceae	6	4	5	22	0,000	0,097	0,016	0,032	0,000	0,129	0,000	0,048	0,032	0,355
	Mulatinha	<i>Luehea</i> sp.	Malvaceae	7	7	1	19	0,097	0,113	0,000	0,000	0,016	0,000	0,000	0,032	0,048	0,306
	Marajázinho	<i>Bactris</i> spp.	Arecaceae	3	3	0	6	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,032	0,032	0,097

¹ Provável(is) espécie(s) botânica(s) a que o nome local se refere.

² *Fabaceae – Mim*, *Fabaceae – Fab.* e *Fabaceae – Caes.* referem-se respectivamente às subfamílias Mimosoideae, Faboideae e Caesalpinoideae *sensu* APG II (2003).

³ n_i = número de informantes que citaram a etnoespécie.

⁴ n_i TP = número de informantes que citaram a etnoespécie em solos antrópicos; n_i SNA = número de informantes que citaram a etnoespécie em solos não-antrópicos.

⁵ n_u = número total de usos citados para a etnoespécie.

⁶ Valor de Uso (VU) da espécie dentro de cada categoria de uso: len = lenha; ali = alimento; cst = construção; esp = caça de espera; med = medicinal; tec = tecnologia; ven = comercial; bcs = bicho de casa; cop = caça oportunista.

⁷ VU_s = Valor de Uso total da etnoespécie.