



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
NÚCLEO DE ALTOS ESTUDOS AMAZÔNICOS  
DOUTORADO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO TRÓPICO ÚMIDO

**Andréia Cristina Brito Pinto**

**REGENERAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A TAMANHOS DE  
CLAREIRAS: IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO FLORESTAL  
SUSTENTÁVEL**

Tese de Doutorado

BELÉM / PARÁ

2006



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
NÚCLEO DE ALTOS ESTUDOS AMAZÔNICOS  
DOUTORADO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO TRÓPICO ÚMIDO

**Andréia Cristina Brito Pinto**

**REGENERAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A TAMANHOS DE  
CLAREIRAS: IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO FLORESTAL  
SUSTENTÁVEL**

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em  
Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido –  
PDTU/ NAEA/UFPA, como requisito parcial para  
obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de concentração: Ciências Sócio-Ambientais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Claudia Azevedo-Ramos.

Belém/PARÁ

2006

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

Biblioteca Central / UFPA, Belém-PA

---

Pinto, Andréia Cristina Brito.

Regeneração florestal associada a tamanhos de clareiras: implicações para o manejo florestal sustentável / Andréia Cristina Brito Pinto; orientadora: Claudia Azevedo-Ramos – 2006.

240 f.: il.; 30 cm.

Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Belém, 2006.

1. Manejo florestal. 2. Exploração florestal. I. Título.

CDD - 21. ed. 634.95

---

# **REGENERAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A TAMANHOS DE CLAREIRAS: IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL**

**Andréia Cristina Brito Pinto**

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido (PDTU), do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA) - UFPA, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências, avaliada e aprovada pela seguinte banca examinadora:

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Cláudia de Barros e Azevedo-Ramos  
Orientadora

---

Prof. Dr. David Gibbs McGrath  
Examinador Interno

---

Prof. Dr. Juarez Carlos Brito Pezzuti  
Examinador Interno

---

Prof. Dr. Edson José Vidal da Silva  
Examinador Externo

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana Cristina Mendes de Oliveira  
Examinadora Externa

Belém, 30 de maio de 2006

A sustentabilidade não é uma missão impossível, mas sim uma visão impossível de ser ignorada.

JOACHIM H. SPANGENBERG

A todos que, oportunamente, ora me deram peixe; ora me ensinaram a pescar; ora ampliaram minha área de pesca; ora me acolheram quando o mar não estava para peixe.

## AGRADECIMENTOS

Segundo Guimarães Rosa “A vida não está na partida, nem na chegada, está na travessia”. E, durante esta, a superação dos trechos mais difíceis é quase sempre uma conquista coletiva. Este trabalho não foi uma exceção. Várias instituições e inúmeras pessoas me ajudaram a atingir este porto, tornando-me grata:

- à Fundação *Conservation, Food, and Health* (Boston, EUA) pelo suporte financeiro;
- à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (Capes), pela concessão da bolsa de estudo;
- à Dr.<sup>a</sup> Cláudia Azevedo-Ramos, com quem comecei minha viagem, há nove anos, por esses meandros ecológicos, pela *navegação* eficiente e discreta, reorientando rotas, incentivando a autonomia e o embarque em novas viagens;
- ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam) e ao Projeto LBA (Belém), por disponibilizar seus veículos para o acesso e trabalho em campo, destacando a intervenção oportuna da Marysol Schuler e da Márcia Figueiredo nesse processo;
- à empresa Cikel Brasil Verde S/A, pelo profissionalismo, pela hospitalidade, pela acessibilidade a suas áreas e aos dados de seus inventários florísticos, em especial aos engenheiros florestais Evandro Ribeiro, Sandra Balieiro e Marcela Silva, que foram atenciosos intermediadores junto à empresa;
- ao Instituto Floresta Tropical (IFT), por também nos permitir livre acesso a suas áreas experimentais de exploração madeireira de impacto reduzido;
- aos parobotânicos Joaquim da Silva (Loló) e Valdinar de Sousa (Cariri), funcionários da Cikel, pela identificação da vegetação e, em especial, pela seriedade e boa vontade com que desempenharam suas funções;

- a algumas dezenas de funcionários do setor florestal da Cikel, cozinheiras, zeladores, motosselistas e seus auxiliares, motoristas, técnicos de segurança e de saúde, professores..., pela dedicada colaboração em campo e pela excelente convivência, proporcionando alguns dos melhores momentos desta travessia;
- a Juliano Corrêa e Guilherme Pinto, pelo companheirismo durante as viagens e pelo empenho e empolgação em campo;
- ao Dr. Olegário Carvalho (Embrapa Amazônia Oriental) pela acessibilidade e por colaborar com a identificação da regeneração, disponibilizando seus dados acumulados sobre o sítio deste estudo;
- aos professores Dr. Daniel Nepstad e Dr. David MacGrath,, membros de minha banca de qualificação, por suas adequadas e construtivas sugestões;
- a Paul Lefebvre, por intermediar e orientar a compra de equipamentos, e a vários outros colaboradores que viabilizaram seu transporte;
- à amiga Jocilene Teixeira e a minha afilhada Ana Caroline pelas trocas de idéias, pelas injeções de ânimo e leal torcida;
- à companheira de barco Hildegard Krause (Puppe) pelo sistemático incentivo nesta reta final;
- à Verônica Oliveira, uma amiga que mesmo distante, transmite sua imensa empatia, espontaneidade e espírito participativo;
- à minha avó, Maria Brito, que me viu partir nesta empreitada, mas encerrou sua viagem antes de me ver concluí-la, pelo afeto que me dedicou ao longo de sua vida;
- aos meus pais, Raimundo e Irani, pelo alicerce afetivo, pelos valores construídos, por serem meu porto seguro.



# SUMÁRIO

## LISTA DE FIGURAS

## LISTA DE TABELAS

## RESUMO

## ABSTRACT

## ESTRUTURA DA TESE

### CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO GERAL

1. O CONTEXTO DA PRESSÃO HUMANA SOBRE AS FLORESTAS TROPICAIS .....	23
2. O MANEJO SUSTENTÁVEL DE MADEIRA E A EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA .....	27
3. O TAMANHO DAS CLAREIRAS E A DIVERSIDADE VEGETAL .....	32
4. OBJETIVOS E HIPÓTESE .....	40
4.1. <b>Objetivo Geral</b> .....	40
4.2. <b>Objetivos Específicos</b> .....	41
4.3. <b>Hipótese Geral</b> .....	41
5. ÁREA DE ESTUDO E SELEÇÃO DE CLAREIRAS .....	42
5.1. <b>Área de Estudo</b> .....	42
5.2. <b>Levantamento Inicial de Clareiras</b> .....	43

### CAPÍTULO II: IMPACTO DE HERBÍVOROS VERTEBRADOS SOBRE A REGENERAÇÃO EM CLAREIRAS PÓS-EXPLORAÇÃO DE MADEIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

1. INTRODUÇÃO .....	47
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	50
2.1. <b>Área de Estudo</b> .....	50
2.2. <b>Monitoramento da Fauna</b> .....	51
2.3. <b>Experimento de Exclusão de Grandes Herbívoros</b> .....	55
2.4. <b>Análise de Dados</b> .....	57
3. RESULTADOS .....	59
3.1. <b>Registros da Fauna via Câmeras Fotográficas</b> .....	59
3.2. <b>Consumo/Remoção de Frutos pela Fauna</b> .....	65
3.3. <b>Experimento de Exclusão de Herbívoros</b> .....	67
3.3.1. Espécies em Regeneração e Similaridade entre as Amostras Controle e Experimental	67
3.3.2. Recrutamento de Espécies Vegetais nas Amostras Controle e Experimental.....	68

3.3.3. Mortalidade de Espécies Vegetais nas Amostras Controle e Experimental .....	77
4. DISCUSSÃO .....	80
4.1. <b>A Atividade de Herbívoros Vertebrados em Diferentes Ambientes da Floresta Explorada</b> .....	80
4.2. <b>A Regeneração Florestal com e sem Exclusão de Herbívoros Vertebrados</b> .....	82
<b>CAPÍTULO III: CHUVA DE SEMENTES EM DIFERENTES TAMANHOS DE CLAREIRA PÓS-EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL</b>	
1. INTRODUÇÃO .....	86
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	88
2.1. <b>Avaliação Preliminar da Regeneração</b> .....	88
2.2. <b>Amostragem da Chuva de Sementes</b> .....	89
2.3. <b>Tratamento e Análise de Dados</b> .....	90
3. RESULTADOS .....	92
3.1. <b>Espécies da Regeneração e Agentes Dispersores</b> .....	92
3.2. <b>Aspectos Gerais da Chuva de Sementes</b> .....	92
3.3. <b>Chuva de Sementes nas Estações Seca e Chuvosa</b> .....	101
3.4. <b>Densidade da Chuva de Sementes</b> .....	102
3.5. <b>Riqueza de Espécies da Chuva de Sementes</b> .....	112
4. DISCUSSÃO .....	113
4.1. <b>A Limitação da Chuva de Sementes e o Manejo Florestal</b> .....	113
4.2. <b>A Chuva de Sementes nos Diferentes Ambientes da Floresta Explorada</b> .....	115
<b>CAPÍTULO IV: REGENERAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A TAMANHOS DE CLAREIRAS PÓS-EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL</b>	
1. INTRODUÇÃO .....	119
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	122
2.1. <b>Área de Estudo</b> .....	122
2.2. <b>Seleção de Clareiras e o Monitoramento da Regeneração</b> .....	124
2.3. <b>Monitoramento de Fatores Abióticos</b> .....	128
2.4. <b>Análise de Dados</b> .....	131
3. RESULTADOS .....	132
3.1. <b>Clareiras Jovens (1,3 ano), Fazenda Rio Capim</b> .....	132
3.1.1. <b>Fatores Abióticos: Temperatura, Umidade Relativa e DPV</b> .....	132
3.1.2. <b>Características Gerais e Composição de Espécies da Regeneração</b> .....	138

3.1.3. Densidade da Regeneração .....	155
3.1.4. Riqueza da Regeneração .....	160
3.1.5. Crescimento em Altura da Regeneração .....	162
3.1.6. Recrutamento da Regeneração .....	168
3.1.7. Mortalidade da Regeneração .....	172
<b>3.2. Clareiras Antigas (8,5 anos), Fazenda Cauaxi .....</b>	<b>178</b>
3.2.1. Características Gerais e Composição de Espécies da Regeneração .....	178
3.2.2. Densidade da Regeneração .....	187
3.2.3. Riqueza da Regeneração .....	190
<b>3.3. Clareiras Jovens e Antigas .....</b>	<b>191</b>
3.3.1. Densidade da Regeneração .....	191
3.3.2. Riqueza da Regeneração .....	192
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>194</b>
<b>4.1. A Riqueza de Espécies da Regeneração e a Hipótese do “Distúrbio Intermediário” .....</b>	<b>194</b>
<b>4.2. O Desempenho Geral da Regeneração e suas Implicações sobre o Manejo Madeireiro .....</b>	<b>197</b>
<b>CAPÍTULO V: CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>204</b>
<b>LITERATURA CITADA .....</b>	<b>210</b>
ANEXO 1: Inventário das espécies madeireiras comerciais, constantes no plano de exploração/2002, na unidade de trabalho nº. 20 (112 ha), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.....	229
ANEXO 2: Inventário das espécies madeireiras comerciais, constantes no plano de exploração/2002, na unidade de trabalho nº 24 (100 ha), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.....	233
ANEXO 3: Inventário das espécies madeireiras comerciais, constantes no plano de exploração/2002, na unidade de trabalho nº. 27 (100 ha), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.....	237

## LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1.1: Representação gráfica da “hipótese do distúrbio intermediário”. A: Curva unimodal descrevendo a maior diversidade de espécies em um estágio intermediário ao longo de gradientes de tempo, frequência e intensidade do distúrbio; B) diagrama ilustrativo do padrão de substituição de espécies ao longo de um processo de sucessão ecológica observado por Eggeling (1947), em floresta tropical de Uganda (extraído de Connell, 1978). 38
- FIGURA 1.2: Localização e cobertura vegetal da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 45
- FIGURA 1.3: Levantamento preliminar de clareiras geradas pela exploração madeira de impacto reduzido na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará, sinalizando as clareiras selecionadas para este estudo (símbolos abertos). 46
- FIGURA 2.1: Posicionamento das câmeras fotográficas utilizadas para monitoramento de animais endotérmicos, nos diversos ambientes, da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 52
- FIGURA 2.2: Representação esquemática dos pontos amostrais em cada categoria de tamanho de clareira e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (as proporções entre os tamanhos e distâncias são apenas ilustrativas). 56
- FIGURA 2.3: Amostras controle e tratamento do experimento de exclusão de herbívoros desenvolvido nas clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 58
- FIGURA 2.4: Exemplares de mamíferos fotografados nos diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 61
- FIGURA 2.5: Exemplares de aves fotografadas nos diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 62
- FIGURA 2.6: Número de registros fotográficos da fauna por ponto amostral, em diferentes ambientes na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 63
- FIGURA 2.7: Riqueza de aves e mamíferos nos diferentes ambientes monitorados (# espécies/# câmeras), durante 25 dias/ponto amostral, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 64
- FIGURA 2.8: Número de eventos fotográficos de aves e mamíferos nos diferentes ambientes monitorados (# eventos/# câmeras), durante 25 dias/ponto amostral, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 64
- FIGURA 2.9: Consumo/remoção de frutos em diferentes micro-sítios dentro de clareiras grandes e médias, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 65
- FIGURA 2.10: Frutos consumidos ou removidos nas clareiras grandes (CG), médias (CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F) por espécie de fruto, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 66

FIGURA 2.11: Similaridade inicial e final (após 15 meses) das espécies em regeneração entre as amostras controle e experimental em diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	74
FIGURA 2.12: Recrutamento das espécies em geral nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	75
FIGURA 2.13: Recrutamento de espécies comerciais nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	75
FIGURA 2.14: Recrutamento de espécies pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	76
FIGURA 2.15: Recrutamento de espécies não-pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	76
FIGURA 2.16: Mortalidade das espécies em geral nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	78
FIGURA 2.17: Mortalidade de espécies comerciais nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	78
FIGURA 2.18: Mortalidade de espécies pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	79
FIGURA 2.19: Mortalidade de espécies não-pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	79
FIGURA 3.1: Coletores de sementes e sua distribuição nos diferentes tamanhos de clareira e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	91
FIGURA 3.2: Exemplares de espécies presentes na chuva de sementes com adaptações para dispersão pelo vento (A) e pela fauna (B), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	100
FIGURA 3.3: Número relativo de sementes nas estações seca e chuvosa, nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	101
FIGURA 3.4: Variação mensal da chuva de sementes nas clareiras e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	102
FIGURA 3.5: Frequência das sementes nos pontos amostrais de clareiras e floresta fechada na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	103

fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

- FIGURA 3.6: Densidade de sementes das espécies em geral e de espécies comerciais em cada tamanho de clareira e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 108
- FIGURA 3.7: Densidade de sementes por agente dispersor, nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 109
- FIGURA 3.8: Densidade de sementes de três categorias de tamanhos nas clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 110
- FIGURA 3.9: Densidade de sementes por micro-sítio dentro de cada categoria de tamanho de clareira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 111
- FIGURA 3.10: Riqueza relativa de espécies de sementes em geral e de espécies comerciais nas três categorias de tamanhos de clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 112
- FIGURA 4.1: Localização da Fazenda Cauaxi e do sítio de estudo, município de Paragominas, Pará. 123
- FIGURA 4.2: Sensores de temperatura e umidade relativa utilizados nas clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 129
- FIGURA 4.3: Variação da temperatura média (°C) ao longo do dia nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 133
- FIGURA 4.4: Temperatura máxima diurna (°C) em clareiras de diferentes tamanhos, com idade inicial de dois anos, e em floresta sob dossel fechado, ao longo de um ano, em uma área de exploração madeireira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 134
- FIGURA 4.5: Variação sazonal (seca e chuva) da temperatura máxima diurna (°C) nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 134
- FIGURA 4.6: Variação horária da umidade relativa média diurna (%), durante quatro meses (set-dez/04), nas clareiras e em floresta fechada, na fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 136
- FIGURA 4.7: Exemplares de espécies comerciais da regeneração em clareiras e/ou floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (A – *Laetia procera*, pau-jacaré; B – *Goupia glabra*, cupiúba; C – *Manilkara huberi*, maçaranduba; e D – *Hymenolobium petraeum*, angelim-pedra). 139
- FIGURA 4.8: Exemplares de espécies não-comerciais da regeneração em clareiras e/ou floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (A – *Bixa arborea*, urucu-da-mata; B – *Eperua* sp., juruparana; C – *Brosimum lanciferum*, conduru-preto; e D – *Vismia* sp., lacre). 140
- FIGURA 4.9: Análise de correspondência baseada na densidade de ocorrência das espécies vegetais na regeneração em clareiras grandes (CG), médias (CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. O código das espécies segue a ordem apresentada na Tabela 4.6. Linha contínua: circunda as espécies comuns a todos os ambientes. Linha tracejada: circunda espécies exclusivas a cada ambiente. 154

- FIGURA 4.10: Proporção de espécies vegetais por faixa de densidade (número de indivíduos/100m<sup>2</sup>) nos diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 156
- FIGURA 4.11: Densidade da vegetação, entre 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 157
- FIGURA 4.12: Densidade de espécies pioneiras e não-pioneiras, entre 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 158
- FIGURA 4.13: Variação na densidade de cipós, 16 e 31 meses pós-exploração madeireira, nos diferentes tamanhos de clareiras e floresta, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 159
- FIGURA 4.14: Riqueza relativa da vegetação como um todo e de espécies comerciais, com 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 161
- FIGURA 4.15: Riqueza relativa de espécies vegetais pioneiras e não-pioneiras, com 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 161
- FIGURA 4.16: Altura inicial e final (após 15 meses) da regeneração nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 163
- FIGURA 4.17: Crescimento trimestral médio em altura (n=3 medições) da regeneração em geral e de espécies comerciais nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 163
- FIGURA 4.18: Crescimento trimestral médio em altura (n=3 medições) de espécies pioneiras e não-pioneiras, nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 164
- FIGURA 4.19: Altura inicial e final (após 15 meses) de cipós nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 166
- FIGURA 4.20: Crescimento trimestral médio em altura (n=3 medições) de cipós nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 166
- FIGURA 4.21: Relação entre ritmo de crescimento da regeneração (todas as espécies) e temperatura máxima observada nas clareiras pequenas, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 167
- FIGURA 4.22: Relação entre ritmo de crescimento de cipós e temperatura máxima observada na floresta com dossel fechado, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 167

- FIGURA 4.23: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 169
- FIGURA 4.24: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos de espécies comerciais, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 169
- FIGURA 4.25: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos de espécies pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 170
- FIGURA 4.26: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos de espécies não-pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 171
- FIGURA 4.27: Porcentagem cumulativa de recrutamento de cipós, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 172
- FIGURA 4.28: Mortalidade da regeneração em geral por classe de altura, durante 15 meses, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 173
- FIGURA 4.29: Porcentagem cumulativa de mortalidade da regeneração, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 174
- FIGURA 4.30: Porcentagem cumulativa de mortalidade de espécies comerciais, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 174
- FIGURA 4.31: Porcentagem cumulativa de mortalidade de espécies pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 175
- FIGURA 4.32: Porcentagem cumulativa de mortalidade de espécies não-pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 176
- FIGURA 4.33: Porcentagem cumulativa de mortalidade de cipós, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. 177



- FIGURA 4.34: Mortalidade de cipós por classe de tamanho, durante 15 meses, nas três 177  
categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e em floresta  
fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.
- FIGURA 4.35: Análise de correspondência baseada na densidade de ocorrência das 186  
espécies vegetais na regeneração em clareiras grandes (CG), médias  
(CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F), na Fazenda Cauaxi,  
Paragominas, Pará. O código das espécies segue a ordem apresentada na  
Tabela 4.7. Linha contínua: circunda as espécies comuns a todos os  
ambientes. Linha tracejada: circunda espécies exclusivas a cada  
ambiente.
- FIGURA 4.36: Densidade média das espécies em geral e das espécies madeiras 187  
comerciais, nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de  
idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.
- FIGURA 4.37: Proporção de espécies vegetais por faixa de densidade (número de 188  
indivíduos/100m<sup>2</sup>) nos diferentes ambientes, na Fazenda Cauaxi,  
Paragominas, Pará.
- FIGURA 4.38: Densidade média de plântulas e/ou varas (<2 m de altura) nas três 189  
categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de idade) e na floresta  
controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.
- FIGURA 4.39: Densidade média de cipós nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 190  
anos de idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas,  
Pará.
- FIGURA 4.40: Riqueza relativa de espécies em geral e das espécies madeiras 191  
comerciais, nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de  
idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.
- FIGURA 4.41: Densidade da regeneração em clareiras grandes (CG), médias (CM), 192  
pequenas (CP) e floresta fechada (F) nas Fazendas Cauaxi (8,5 anos pós-  
exploração de madeira) e Rio Capim (1,3 ano pós-exploração),  
Paragominas, Pará.
- FIGURA 4.42: Riqueza relativa da regeneração em clareiras grandes (CG), médias (CM), 193  
pequenas (CP) e floresta fechada (F) nas Fazendas Cauaxi (8,5 anos pós-  
exploração de madeira) e Rio Capim (1,3 ano pós-exploração),  
Paragominas, Pará. **A:** Espécies em Geral; **B:** Espécies Comerciais.

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1: Medidas das clareiras monitoradas por este estudo, decorrentes da atividade madeireira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	46
TABELA 2.1: Frutos utilizados no experimento de consumo/remoção de frutos nas clareiras e amostra florestal, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	54
TABELA 2.2: Espécies de aves e mamíferos registradas pelas câmeras fotográficas e intensidade de ocorrência nos diferentes ambientes monitorados (# registros/# máquinas), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará	60
TABELA 2.3: Espécies vegetais registradas nas amostras controle (C) e/ou experimental (E) nas três categorias de tamanho de clareira (com 1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (+: Presente; - : Ausente).	69
TABELA 3.1: Mecanismos de dispersão de sementes das espécies regenerativas das clareiras (1,3 ano) e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	93
TABELA 3.2: Densidade da chuva de sementes (número de sementes/m <sup>2</sup> ) nas clareiras e floresta fechada, durante o período de um ano, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	105
TABELA 4.1: Medidas das clareiras monitoradas por este estudo, decorrentes da atividade madeireira, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.	127
TABELA 4.2: Temperatura média diurna (°C) em clareiras de diferentes tamanhos, com idade inicial de dois anos, e em floresta sob dossel fechado, ao longo de um ano, em uma área de exploração madeireira, na fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	132
TABELA 4.3: Temperaturas máximas em diferentes pontos dentro de clareiras grandes (n=5) e médias (n=3), na fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	135
TABELA 4.4: Umidade relativa média diurna (%), durante quatro meses (set-dez/04), nas clareiras e em floresta fechada, na fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	136
TABELA 4.5: Média ( $\pm$ desvio padrão) do déficit de pressão de vapor (DPV), da temperatura e da umidade relativa, entre 12-14 h, durante quatro dias consecutivos de monitoramento em um mês do período seco, nas clareiras e em floresta fechada, na fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	137
TABELA 4.6: Densidade e características ecológicas gerais das espécies registradas nas três categorias de tamanho de clareira, com 1,3 ano de idade, e na amostra controle (floresta), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	141
TABELA 4.7: Densidade e características ecológicas gerais das espécies registradas nas três categorias de tamanho de clareira, com 8,5 anos de idade, e na amostra controle (floresta), na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.	179
TABELA 6.1: Principais aspectos associados à regeneração nas três diferentes categorias de tamanho de clareiras (1,3 ano de idade), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.	209

Andréia Cristina Brito Pinto. 2006. *Regeneração florestal associada a tamanhos de clareiras: implicações para o manejo florestal sustentável*. 240 páginas. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos. Programa de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido.

## RESUMO

A crença na capacidade de regeneração florestal é um dos principais sustentáculos da concepção de manejo madeireiro sustentável em longo prazo. O desempenho do processo regenerativo, por sua vez, depende da intensidade dos danos causados pela atividade madeireira, os quais podem ser reduzidos desde que se disponha de dados sistemáticos que orientem critérios adequados ao bom manejo florestal. O presente estudo, realizado em Paragominas, Pará, tem como objetivo avaliar como o tamanho das clareiras afeta a regeneração florestal. Para efetivar essa avaliação, foram monitorados elos do processo regenerativo (*e. g.*, herbívoros vertebrados, chuva de sementes, fatores físicos) e/ou vários atributos diretos da regeneração (*e. g.*, densidade, riqueza, crescimento, recrutamento, mortalidade de plantas) em dois sítios do referido município. Na Fazenda Rio Capim, com exploração recente, quinze clareiras com idade de 1,3 ano foram selecionadas em cerca de 300 ha de floresta explorada sob impacto reduzido e monitoradas durante 15 meses. As clareiras compreenderam três categorias de tamanho: 05 pequenas (30-100 m<sup>2</sup>), 05 médias (500-800 m<sup>2</sup>) e 05 grandes (> 1.500 m<sup>2</sup>). Na Fazenda Cauaxi, com exploração antiga, somente os atributos diretos da regeneração foram avaliados em doze clareiras com 8,5 anos de idade, sendo quatro de cada categoria de tamanho acima mencionada, exceto as clareiras grandes que foram menores (1.000-1.400 m<sup>2</sup>). A hipótese geral deste estudo é que o comportamento dos diversos fatores analisados favorecerá maior riqueza de espécies em regime de distúrbios intermediários, neste caso, em clareiras médias (*sensu* Connell, 1978). De modo geral, essa hipótese não foi corroborada. Na Fazenda Rio Capim (1,3 ano pós-exploração), apesar das clareiras grandes terem sido significativamente mais pobres em espécies do que todos os demais ambientes, as clareiras médias não foram aquelas que apresentaram maior riqueza. Dentre os tamanhos de clareiras analisados, as clareiras grandes foram as que mais se diferenciaram da condição controle (floresta fechada), apresentando maiores temperaturas, maior densidade e crescimento da regeneração e maior taxa de crescimento de cipós. Nas clareiras médias, os cipós e espécies pioneiras também cresceram significativamente mais rápido do que nas clareiras pequenas e floresta fechada. As clareiras pequenas foram mais semelhantes à floresta fechada, diferindo apenas por sua maior densidade de indivíduos de espécies pioneiras e maior taxa de crescimento da regeneração (exceto cipós). A chuva de sementes e o impacto de mamíferos herbívoros sobre a regeneração foram indiferentes ao tamanho das clareiras, mas mostraram-se dependentes de características pontuais, como presença de fontes alimentares para atrair fauna e fornecer sementes. As clareiras antigas (8,5 anos) da Fazenda Cauaxi não apresentaram nenhuma divergência significativa entre si nem com a amostra controle. Comparativamente com as clareiras jovens, as clareiras antigas denotaram menor densidade e maior riqueza relativa. Considerando-se todas as diferenças observadas entre os diferentes tamanhos de clareiras e floresta fechada e suas potenciais implicações sobre o processo regenerativo, recomenda-se que grandes clareiras sejam evitadas. As clareiras pequenas e médias reúnem mais atributos favoráveis à sustentabilidade do manejo madeireiro.

Palavras-chave: Amazônia, floresta tropical, exploração madeireira, manejo florestal, regeneração florestal, dispersão de sementes, predação, herbivoria.

Andréia Cristina Brito Pinto. 2006. Forest regeneration related to logging gap sizes: implications for sustainable forest management. 240 pages. Doctoral Thesis. Universidade Federal do Pará. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos. Programa de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido.

## ABSTRACT

The conviction on the capacity of forest regeneration is one of the backbones of the sustainable forest management in a long term. The performance of the regenerative process, however, depends on the damage intensity of the logging activity, which can be reduced according to science-base interventions on suitable criteria to direct the good practices. In this sense, the aim of this study is to evaluate the effect of different sizes of logging gaps on forest regeneration. The study was carried out in eastern Amazonia (Paragominas, Pará state, Brazil). We evaluated and monitored links of the regenerative process (*e. g.*, herbivores vertebrate, seed rain, climatic factors) and/or others direct attributes of the regeneration (*e. g.*, plant density, species richness, growth, recruitment, mortality) in two study sites. At Rio Capim ranch, with recent logging, fifteen 1.3 year old logging gaps were selected in an area of 300 ha of reduced impact logged forest and monitored for fifteen months. These gaps comprised three size categories: five small gaps (30-100 m<sup>2</sup>), five medium gaps (500-800 m<sup>2</sup>) and five large gaps (> 1.500 m<sup>2</sup>). At Cauaxi ranch, with old logging activity, twelve 8.5 years old logging gap had the direct attributes of its regeneration evaluated. The size categories were as above, except the larger gaps were smaller (1,000-1,400 m<sup>2</sup>). Our prediction is that higher species richness will occur in places of intermediary disturbances, in this case, in medium gaps (*sensu* Connell, 1978). Overall, this hypothesis was not confirmed. In Rio Capim ranch (1.3 year post-logging), although the larger gaps presented the lowest plant richness, the medium gaps were not the richest in species. Larger gaps showed more divergences to closed forest (control), they had higher temperatures, higher density, higher plant height growth, and higher vine growth. In medium gaps, the vines and pioneers species had also higher growth than in closed forest. The small gaps were more similar to closed forest, only differing on its higher pioneer density and growth (except vine growth). Both the seed rain and the impact of the herbivores on regeneration were indifferent to gap sizes, but show dependence on punctual features, such as presence of feeding sources to fauna and to seed production. The old gaps of Cauaxi ranch showed no significant differences among sizes and closed forests. Comparatively, the old gaps had lower density and higher relative species richness than younger gaps. According to our results and their potential implications to forest regeneration, the main recommendation of this study is that large gaps must be avoided. The small and medium gaps congregate more fortunate attributes to the sustainability of the timber management.

Key-words: Amazonia, tropical forest, logging, forest management, forest regeneration, seed dispersal, predation, herbivory.

## ESTRUTURA DA TESE

Uma das dimensões da sustentabilidade da exploração de qualquer recurso natural é a manutenção de sua base biofísica. Este estudo enfoca especificamente a exploração madeireira e visa responder à seguinte questão central: *como o tamanho da clareira gerada pela remoção de árvores pode afetar a regeneração florestal?*

Para responder a esta pergunta, este estudo analisou respostas de elos associados ao processo regenerativo e da regeneração presente em três diferentes tamanhos de clareiras, comparando-as entre si e com a floresta fechada, em uma área de exploração de madeira com impacto reduzido, na Amazônia oriental. O trabalho está estruturado em cinco capítulos.

O *Capítulo I* é uma introdução geral que, sucintamente, descreve o cenário ideológico que influencia a interação humana com as florestas, o manejo florestal e as teorias relacionadas ao distúrbio em floresta tropical, além de especificar os objetivos, hipótese, área e objeto de estudo deste trabalho.

O *Capítulo II*, considerando a estreita interação fauna e flora nas florestas tropicais, avalia a intensidade de uso das clareiras pela fauna, especialmente, a frequência de mamíferos, procurando detectar potenciais mudanças em sua composição que repercutam sobre o processo regenerativo. Este capítulo apresenta também os resultados de um experimento de exclusão de grandes herbívoros (*e.g.*, anta, veado) em clareiras, que analisou a performance da regeneração em um contexto em que essa parcela da fauna fosse severamente afetada (*e.g.*, alta pressão de caça pós-exploração).

O *Capítulo III* enfoca a chuva de sementes, analisando se o tamanho das clareiras pode representar uma barreira ao suprimento de sementes, tanto na clareira como um todo quanto em seus micro-sítios (centro, borda, etc.), que possa interferir direta (*e. g.*, depressão

do banco de sementes) ou indiretamente (*e. g.*, escassez de alimentos para frugívoros) na regeneração florestal.

O *Capítulo IV* contempla diretamente as espécies vegetais em regeneração, analisando atributos como riqueza e densidade, taxas de recrutamento, de mortalidade e de crescimento, por espécie e por grupo de espécies (comerciais – não comerciais; pioneiras – não pioneiras). Ele também analisa o comportamento de fatores abióticos – temperatura, umidade relativa e déficit de pressão de vapor. Este capítulo visa avaliar o potencial do processo regenerativo em reconduzir as clareiras de diferentes tamanhos a um estágio semelhante ao pré-exploração e suas implicações para o manejo madeireiro sustentável.

Por fim, o *Capítulo V*, com considerações gerais, resgata as principais contribuições de cada capítulo, destacando sua relevância enquanto conhecimento teórico e como instrumento para o aprimoramento do manejo florestal madeireiro.

# CAPÍTULO I

## INTRODUÇÃO GERAL

### 1. O CONTEXTO DA PRESSÃO HUMANA SOBRE AS FLORESTAS TROPICAIS

As florestas tropicais cobrem cerca de 6% da superfície terrestre e abrigam mais da metade de toda a diversidade de fauna e flora existente (DENSLOW & PADOCH, 1988). Naturalmente, cada uma dessas espécies interage com seu ambiente imediato, consumindo os recursos necessários a sua subsistência, descartando subprodutos do seu metabolismo e, potencialmente, adaptando-se a determinadas contingências ambientais. Todavia, a relação humana com os recursos naturais é muito mais complexa. Seu desproporcional padrão de consumo, de eliminação de efluentes e de transformação ambiental (*e.g.*, VITOUSEK *et al.*, 1986) não se justifica numa perspectiva meramente ecológica. As ações humanas são mediadas por componentes econômicos, sociais, políticos e culturais historicamente construídos. Nos três últimos séculos, nossa espécie viveu a consolidação e a globalização do sistema capitalista, assimilando os elementos que integram sua racionalidade (*e.g.*, produção e consumo em massa; acúmulo de capital; externalização de custos sociais e ambientais; etc.). Nesse contexto, as florestas são visualizadas como um estoque de matéria-prima, pronto para ser apropriado pelo processo produtivo e transformado em capital financeiro. Assim, sob uma racionalidade exclusivamente econômica, a maior parte das florestas mundiais sucumbiu na interface com a espécie humana. Vale ressaltar que o capitalismo não atingiu igualmente todos os espaços, populações mais isoladas, como tribos indígenas, povos agro-extrativistas, pescadores e outros, estabelecem uma identidade própria com seu meio, na qual ele possui um valor multidimensional (CASTRO, 1997; KAINER *et al.*, 2003).

Atualmente, a população mundial é superior a seis bilhões de pessoas e aumenta a uma taxa anual de 1,3% (FAO, 2005). À medida que a população humana e a economia mundial crescem, a demanda por alimento e produtos florestais se intensifica, pressionando áreas florestadas. Segundo estimativas da FAO (2001), as florestas tropicais em escala mundial sofreram um desflorestamento bruto de 135 mil Km<sup>2</sup>/ano durante o período de 1990 – 2000. Deduzindo-se dessa taxa as áreas deixadas para regeneração (10 mil Km<sup>2</sup>/ano) e as áreas sob reflorestamento (10 mil Km<sup>2</sup>/ano), obtém-se uma taxa de desflorestamento líquido anual de 115 mil Km<sup>2</sup> de florestas tropicais. Nesse mesmo período, o desflorestamento bruto na Amazônia brasileira atingiu uma área média anual de 16.675 Km<sup>2</sup>. A mais recente avaliação (2004-2005) registrou uma taxa de 18.900 Km<sup>2</sup>, que foi precedida pelo segundo maior valor histórico de desmatamento (26.130 Km<sup>2</sup>, 2003-2004), 30% maior que o atual (INPE, 2005).

A exploração comercial de madeira, geralmente, precede a total conversão de áreas florestadas em campos limpos destinados a atividades agropecuárias e/ou assentamentos fundiários. Porém, as florestas exploradas pela indústria madeireira não estão inclusas nesses cálculos de desmatamento, por não se enquadrarem na definição de “área desflorestada”, que prevê completa conversão da floresta em outra forma de uso da terra ou redução do dossel da floresta a menos de 10% do original (FAO, 2001; INPE, 2005). Assim, a extensão de floresta antropicamente alterada é bem maior do que o pressuposto. A área afetada pelo extrativismo madeireiro na Amazônia brasileira foi estimada entre 9.730 a 15.090 Km<sup>2</sup>/ano, em 1996 e 1997, correspondendo a 50 – 90% do tamanho da área completamente desmatada em 1996 (NEPSTAD *et al.*, 1999). Estimativas mais recentes, baseadas em técnicas de sensoriamento remoto, demonstram que a exploração de madeira afetou uma área de 12.075 a 19.823 Km<sup>2</sup>/ano, no período de 1999 a 2002, adicionando sobre as áreas desmatadas nesses mesmos anos mais 60 a



123% de áreas alteradas (ASNER *et al.*, 2005). Além da extração de madeira, os incêndios florestais rasteiros, em geral decorrentes do uso de queimadas para limpeza de pastagens ou de áreas agrícolas, também vitimam extensões tão grandes quanto ou maiores que aquelas desflorestadas anualmente, causando graves danos ao ambiente (UHL & BUSCHBACHER, 1985; UHL & KAUFFMAN, 1990; NEPSTAD *et al.*, 1999; COCHRANE & SCHULZE, 1999).

Assim, a Amazônia brasileira, o último grande estoque de floresta tropical contínua do planeta (4 milhões de Km<sup>2</sup>), não vem sendo poupada face a um modelo de desenvolvimento estruturado na racionalidade econômica. Entretanto, há perspectivas mais promissoras para o futuro dessa região. Por volta de 1960-70, quando o esgotamento de recursos naturais e a saturação ambiental começaram a repercutir na economia de muitos países industrializados, se evidenciou a insustentabilidade biofísica do modo de produção e consumo até então adotado. A partir daí, busca-se um modelo alternativo de desenvolvimento que acrescente à meta de crescimento econômico, novas diretrizes que comportem também a prudência ambiental e a equidade social. Nesse sentido, uma conferência internacional foi realizada em Estocolmo, Suécia, 1972, onde pela primeira vez os temas “desenvolvimento” e “natureza” foram concebidos como complementares e não como mutuamente excludentes segundo a visão da economia convencional. Tal conciliação foi intitulada de “ecodesenvolvimento”, sendo mais tarde popularizada sob a expressão de “desenvolvimento sustentável” embora não fossem originariamente sinônimos perfeitos (SACHS, 1993; GODARD, 1997). Nos anos que se seguiram à conferência nenhuma medida efetiva no sentido de implementar um desenvolvimento sustentável foi vislumbrada. De modo que, em 1983, a Assembléia Geral da ONU formou a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) para estudar esse tema, que resultou num documento chamado *Nosso futuro*

*comum*, mais conhecido como *Relatório Brundtland*, divulgado em 1987. Neste documento, o desenvolvimento sustentável é definido como “aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades”. Apesar deste conceito suscitar inúmeras críticas e discussões (*e.g.*, ACSELRAD & LEROY, 1999; ACSELRAD, 1999; PIRES, 2003), no mínimo, ele retrata a atmosfera reinante de cautela na apropriação dos recursos naturais.

Este novo conjunto de idéias criou uma grande demanda por estudos e ações que dessem uma forma concreta ao desenvolvimento sustentável. Inúmeras organizações não governamentais surgiram e se consolidaram nesse contexto, muitas parcerias foram firmadas entre diferentes atores (*e.g.*, pesquisadores, povos tradicionais, políticos, empresários, agências multilaterais, etc.) e um grande volume de estudos tornou notório o caráter multidimensional das florestas, evidenciando e valorando uma gama de serviços ambientais por elas desempenhados, valores sócio-culturais que dentro delas se perpetuam, além de seu tradicional potencial econômico. Portanto, será também sob a influência dessa incipiente racionalidade que os, aproximadamente, 87% de floresta amazônica que ainda estão de pé serão geridos. Todavia, este é um cenário apenas mais conservativo, porém não isento a retrocessos. Arranjos institucionais, políticos e econômicos não se reconfiguram da noite para dia. Por exemplo, um recente programa governamental brasileiro – o *Avança Brasil* (1999), a despeito da emergência das preocupações sócio-ambientais, foi formulado em moldes semelhantes aos planos implementados na Amazônia nas décadas 1960s-70s, estruturado na realização de grandes obras de infra-estrutura que atendem a interesses de setores econômicos específicos, porém socialmente excludentes e ambientalmente arriscadas (ver IPAM & ISA, 2001; CARVALHO *et al.*, 2002). Dada a grande importância do setor florestal na

economia amazônica, paralelamente ao programa *Avança Brasil*, foi criado o Programa Nacional de Florestas especificamente voltado aos problemas e demandas deste setor (PNF, 2000), tendo como um de seus pontos mais polêmicos a proposição de uma Lei Federal que institua o regime de concessões florestais em terras públicas (e.g., VERÍSSIMO *et al.*, 2002; MERRY *et al.*, 2003; FEARNSSIDE, 2003).

Ao contrário da agropecuária, da mineração ou do parque industrial da Zona Franca de Manaus, a atividade florestal na Amazônia não foi historicamente favorecida por incentivos e/ou subsídios governamentais. Na verdade, ela conseguiu resistir ao paradigma de desenvolvimento rural, sendo hoje uma das principais forças econômicas da região. Neste setor, destaca-se a relevância socioeconômica da extração de madeira, gerando uma renda bruta anual de US\$2,5 bilhões e, aproximadamente, 380 mil postos de emprego diretos e indiretos (LENTINI *et al.*, 2003; LENTINI *et al.*, 2005). Em adição, apresenta ainda um alto potencial para conservação ambiental e manutenção das funções ecossistêmicas (GRIESER JOHNS, 1997), especialmente quando sua execução observa os procedimentos prescritos pelo modelo de manejo florestal (ver SILVA, 2001).

## 2. O MANEJO SUSTENTÁVEL DE MADEIRA E A EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA

A evolução do conceito legal de Manejo Florestal Sustentável parte de uma percepção unilateral de garantir a sustentabilidade do recurso explorado (Portaria nº 486-P/1986) até a sua forma atual, mais ampla e integrada, que define o Manejo Florestal Sustentável de Uso Múltiplo como “*a administração da floresta para obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa e*

*alternativamente, a utilização de múltiplas espécies de madeiras, de múltiplos produtos e subprodutos não-madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal”* (Decreto 2.788/1998, art. 1<sup>o</sup>, § 2<sup>o</sup>). O manejo florestal torna-se, assim, um instrumento legal que disciplina as práticas de exploração dos recursos florestais em geral, tanto em áreas públicas – nas áreas de uso sustentável, quanto em áreas privadas – nas reservas legais.

O recurso madeireiro pode ser legalmente obtido na Amazônia por meio de duas diferentes fontes. Primeiro, do aproveitamento de madeira proveniente de outras atividades de uso do solo (*e.g.*, projetos de assentamento, agropecuários, industriais, etc.), mediante uma “Autorização para Desmatamento” expedida pelo Ibama (Instituto Brasileiro de Recursos Naturais Renováveis e Meio Ambiente), o qual, dependendo do tamanho da área a ser desmatada, pode requerer também um “Plano de Exploração Florestal” (PEF) e um Estudo Prévio de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental. Segundo, por meio de Manejo Florestal Sustentável, que pode ser individual (grande ou pequena escala) ou comunitário (LOPES, 2000). A atividade madeireira na região apresenta altas taxas de ilegalidade. LENTINI *et al.* (2003) estimam que 47% da madeira processada em 2001 eram de origem ilegal. A limitada capacidade dos órgãos fiscalizadores, a burocracia que envolve a elaboração dos planos de manejo e a própria resistência a mudanças nas práticas usuais são fatores que ajudam a explicar esse quadro.

A exploração comercial de madeira na Amazônia brasileira começou há três séculos, mantendo-se em baixa intensidade até o final de 1960. A partir daí, a abertura de rodovias (Belém-Brasília, em 1960, e Transamazônica, em 1970) e a exaustão dos recursos madeireiros no Sul e Sudeste do país potencializaram a extração de madeiras na região (BARROS & VERÍSSIMO, 1996).

O processo de exploração madeireira nas florestas tropicais ocorre, predominantemente, de forma desordenada. A falta de um plano prévio de exploração resulta em excessivo dano ambiental e em acentuado desperdício do próprio recurso madeireiro (VERÍSSIMO *et al.*, 1992; 1996). Segundo o estudo de VERÍSSIMO *et al.*(1996) em três sítios de extração madeireira na Amazônia oriental, os procedimentos usuais de exploração (sem planejamento) acarretam remoção de cerca de 50% do dossel da floresta, e para cada árvore extraída, em média, outras 27 são danificadas, sendo que cerca de 85% do volume danificado teriam proveito futuro para a indústria madeireira.

Diante do ineficiente aproveitamento do recurso madeireiro na Amazônia e da perspectiva de aumento de sua demanda face ao seu esgotamento em florestas na Ásia e na África, técnicas de exploração de madeira de impacto reduzido foram sistematizadas e experimentalmente implementadas na Amazônia oriental por organizações não governamentais como o Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon) e a Fundação Floresta Tropical (FFT), atual Instituto Floresta Tropical (IFT) e, posteriormente, difundidas e adotadas por várias empresas e comunidades. Esse modelo de exploração consiste no corte seletivo de árvores com valor comercial previamente inventariadas; planejamento de toda a infra-estrutura de arraste, visando minimizar a área ocupada por ramais, pátios e estradas; corte de cipós um ano antes da exploração; direcionamento de queda, entre outros procedimentos. A aplicação dessas técnicas de exploração madeireira tem conseguido reduzir à metade a área afetada do dossel florestal, quando comparado a modelos convencionais de exploração, e minimizado em 25% os danos causados à flora remanescente (VERÍSSIMO *et al.*, 1992; ALMEIDA, 1996; AMARAL *et al.*, 1998; BOLTZ *et al.*, 2003). Este modelo tornou-se um componente central nos planos de manejo florestal madeireiro, ao lado de tratamentos silviculturais pré- e pós-exploratórios.

O modelo de exploração com impacto reduzido tem se mostrado também economicamente mais vantajoso do que o modelo convencional (sem planejamento). BARRETO *et al.* (1998) compararam ambas as técnicas em um sítio de exploração madeireira em Paragominas e constataram que o modelo operacional de impacto reduzido aumentou a lucratividade em 38%, devido principalmente à notória redução na taxa de desperdício de madeira. HOLMES *et al.* (2002) fizeram similar comparação em outro sítio do referido município e verificaram que a exploração com impacto reduzido gerou 18,5% mais lucros do que a extração convencional.

Todavia, RICE *et al.* (1997, 2001) questionam a atratividade financeira do manejo florestal e o potencial de conservação da exploração com impacto reduzido. Eles justificam o primeiro ponto considerando que o retorno em investir numa produção futura de madeira é menor do que a renda obtida com a imediata extração das árvores comerciais e investimento do lucro em outras atividades. Isso se deveria ao comportamento de três fatores principais: o preço da madeira, que permanece quase constante ao longo do tempo; a baixa taxa de crescimento das árvores comerciais e a arriscada taxa de desconto (diferença entre o valor presente e o valor futuro de um determinado benefício). Quanto ao modelo de exploração com impacto reduzido, RICE *et al.* (2001) avaliam que ele seria mais danoso ao ambiente do que o modelo convencional devido explorar um número maior de espécies e abrir clareiras maiores para favorecer a regeneração de espécies comerciais.

Analisando ambos os aspectos, PEARCE *et al.* (2003) ponderam que esta última conclusão foi, principalmente, embasada em um caso particular de extração convencional de mogno, de baixíssima intensidade, em planície boliviana, pois de modo geral, a exploração de impacto reduzido mantém as funções ambientais e o potencial da floresta de conservar sua biodiversidade. Quanto à questão da atratividade do manejo

florestal, PEARCE *et al.* reconhecem que sob uma avaliação estritamente financeira o manejo florestal é pouco atrativo, mas ressaltam que uma completa avaliação deve contabilizar também os benefícios sociais e ambientais, que suplantam o déficit financeiro numa perspectiva nacional. Estes autores acrescentam que a emergência do mercado de carbono e o processo de certificação florestal podem tornar o manejo florestal efetivamente competitivo.

Ademais, como destaca SILVA (2001), o manejo madeireiro não se limita à remoção de árvores causando o menor dano possível, isso seria um simples extrativismo. Os tratamentos silviculturais pré- e pós-exploratórios são procedimentos integram o manejo madeireiro e, além de minimizar os impactos da exploração sobre a estrutura florestal (*e. g.*, corte prévio de cipós), favorecem significativamente o crescimento do estoque madeireiro remanescente, por meio do desbaste de árvores não-comerciais, podendo duplicar o incremento volumétrico se comparado com uma floresta explorada e não-tratada (SILVA, 2001).

Nesse mesmo sentido, FREDERICKSEN & PUTZ (2003) advogam a intensificação dos tratamentos silviculturais, pois eles tornariam as florestas mais lucrativas, reduzindo a pressão de conversão das mesmas para outros usos, e diminuiriam a extensão total de florestas afetadas pela exploração madeireira, poupando muitas áreas remotas de danos secundários (*e.g.*, pressão de caça, colonização, fogo) que se valem da estrutura viária criada pela exploração. Assim, esses autores consideram que a excessiva preocupação em reduzir os danos da exploração madeireira, prejudica o crescimento de espécies comerciais que demandam mais luz, a área se torna menos interessante para o manejo madeireiro e mais susceptível ao desflorestamento.

Contraopondo-se a essa visão, SIST & BROWN (2004) consideram que os danos gerados pela exploração de impacto reduzido são adequados para a regeneração

de muitas espécies comerciais e que apenas uma minoria de espécies demanda mais luz. Portanto, tratamentos silviculturais que ampliem a magnitude dos danos, apenas sujeitariam a floresta a ameaças adicionais. Eles ponderam que grandes distúrbios não ocorrem frequentemente nas florestas tropicais e que a alta diversidade das mesmas deve-se, principalmente, aos distúrbios naturais de diferentes magnitudes que fazem destas florestas um mosaico de diversos estágios seriais.

A proposta de manejo florestal sustentável está alicerçada na concepção da floresta como um sistema aberto, dotado de auto-organização, portanto capaz de recompor seu estado estacionário inicial dependendo da intensidade do distúrbio. Uma questão básica é que, em geral, desconhece-se quão resiliente é o sistema, quanto impacto ele é capaz de absorver antes que um processo irreversível de transformação para um novo estado estacionário se estabeleça. Essas potenciais mudanças podem ser desfavoráveis aos propósitos do manejo. Por exemplo, uma área de floresta que seja impactada pela formação de uma grande clareira pode se reorganizar e encontrar um novo estado de “equilíbrio dinâmico” na forma de um cipóal ou de um aglomerado de espécies herbáceas. Por outro lado, deve haver estádios intermediários, decorrentes de uma certa intensidade de danos, que favoreçam espécies comerciais, sem comprometer o funcionamento ambiental, nem incrementar a vulnerabilidade da área manejada. É relevante, portanto, encontrar o limiar entre as alterações que enfraquecem o potencial de um manejo sustentável e aquelas que o fortalece.

### 3. O TAMANHO DAS CLAREIRAS E A DIVERSIDADE VEGETAL

A formação de clareiras e sua regeneração é um mecanismo natural da floresta, que participa de seu equilíbrio dinâmico. O dossel de florestas tropicais



íntegras apresenta descontinuidades naturais (as clareiras), decorrentes da queda de árvores inteiras envelhecidas ou parte delas sob a ação de fenômenos atmosféricos (*e.g.*, vento, chuva, raios). Tais aberturas naturais correspondem a cerca de 10% do dossel florestal (SANFORD *et al.*, 1986; UHL *et al.*, 1988) e integram o ciclo de vida desses ambientes, oportunizando a germinação de sementes e/ou o crescimento de plântulas sob as novas condições micro-climáticas momentaneamente estabelecidas nesses sítios (DENSLOW, 1980; BROKAW & SCHEINER, 1989).

Entretanto, a crescente intervenção humana nas florestas tropicais por meio da extração madeireira tem intensificado substancialmente o tamanho da área removida do dossel – 50 a 90% (ver UHL & VIEIRA, 1989; VERÍSSIMO *et al.*, 1992). Em floresta tropical no Pará, Brasil, a extração de uma única árvore de mogno com volume médio de tora de 5 m<sup>3</sup> acarreta em média a perda de 31 outras árvores, abrindo uma clareira de 1100 m<sup>2</sup> (VERÍSSIMO *et al.*, 1995); no Suriname, a abertura do dossel por árvore removida varia de 100 – 600 m<sup>2</sup>, com média de 225 m<sup>2</sup> (GRAAF, 1986); e em Uganda, a exploração de árvores com mais de 5 m<sup>3</sup> de volume de tora danifica uma área de 2000 m<sup>2</sup>/árvore removida (GRIESER JOHNS, 1997). Regular a magnitude desses danos é uma tarefa possível, mas um primeiro e importante passo é identificar o papel que realmente desempenham na dinâmica florestal.

Em geral, distúrbios que promovem a abertura do dossel florestal alteram a composição local de espécies vegetais, pois tendem a favorecer o recrutamento e/ou o crescimento de espécies que demandam luz em detrimento das espécies mais adaptadas à sombra (*e.g.*, DENSLOW, 1980; HARTSHORN, 1980; SILVA *et al.*, 1995; PINARD *et al.*, 1999). Em adição, alguns estudos associam a alta diversidade local ou diversidade alfa ( $\alpha$ ), que caracteriza grande parte das florestas tropicais, à ocorrência de distúrbios periódicos, que evitaria a dominância das espécies potencialmente superiores

na competição por recursos de um dado ambiente, impedindo que o processo de exclusão competitiva ocorra de fato (CONNELL, 1978; BROKAW & BUSING, 2000; WRIGHT, 2002; SHEIL & BURSLEM, 2003, para uma revisão).

CONNELL (1978) compilou os principais argumentos utilizados na tentativa de determinar os mecanismos que produzem e/ou sustentam a alta diversidade  $\alpha$  observada em muitas áreas de floresta tropical e os separou em duas distintas escolas ou correntes de pensamento: a *escola do equilíbrio* (e.g., CLEMENTS, 1916, 1928) e a *escola do não-equilíbrio* (e.g., GLEASON, 1926). A escola do equilíbrio defende que, em geral, a composição de espécies de uma área florestal está em um estado de equilíbrio. Este pode ser afetado esporadicamente por distúrbios, mas retrocede ao estado inicial, seguindo um definido e previsível processo de regeneração. Assim, a alta diversidade seria mantida sem mudanças graduais na composição específica. Dentro desta linha de raciocínio, CONNELL (1978) enquadrou, pelo menos, três hipóteses: 1) a hipótese da “diversificação de nicho”, segundo a qual as espécies, em equilíbrio, apresentam habilidades diferentes de explorar recursos específicos de seu meio, de modo que a diversidade de espécies seria uma consequência da variedade de micro-habitats que ele oferece; 2) a hipótese da “cadeia circular”, que explica a coexistência de muitas espécies em equilíbrio pelo uso de mecanismos de interferência, estes fariam com que as espécies obtivessem vantagem sobre um competidor em algum aspecto, mas fosse superada por outras espécies em um outro aspecto, de modo que não haveria uma espécie dominante; e 3) a hipótese da “mortalidade compensatória”, segundo a qual problemas não relacionados à interação competitiva afetariam mais intensamente espécies com maior habilidade competitiva, por exemplo, animais herbívoros poderiam consumir mais intensamente espécies pioneiras, controlando assim sua dominância local.

A escola do não-equilíbrio, por sua vez, defende que a alta diversidade das florestas tropicais é uma característica típica de um estado de não-equilíbrio, sendo mantida por contínuas mudanças na composição de espécies. Nessa corrente, CONNELL (1978) agrupou as seguintes hipóteses: 1) a hipótese da “chance igual”, segundo a qual todas as espécies possuem habilidades semelhantes de invadir, competir e/ou suportar os rigores ambientais, portanto a diversidade local dependeria do número de espécies disponíveis na área geográfica e da densidade populacional local; 2) a hipótese da “mudança gradual”, que atribui a contínua substituição de espécies e conseqüente riqueza às mudanças graduais nas condições ambientais, que impediriam que o processo de exclusão competitiva se efetivasse; e, por fim, 3) a hipótese do “distúrbio intermediário”, segundo a qual um estado de maior diversidade é atingido em um regime intermediário de distúrbios ao longo das escalas de tempo pós-distúrbio, de freqüência do mesmo e de sua intensidade ou tamanho. Como observa CONNELL (1978), esses mecanismos não são mutuamente excludentes, eles podem atuar sinergicamente, sendo que em determinados contextos ambientais algum deles pode operar de forma mais intensa.

Esta última hipótese em particular, pode ser testada nas áreas submetidas à exploração madeireira, nas quais diferentes tamanhos de clareiras são geradas e consistem em distúrbios exógenos, cuja conseqüência ecológica e econômica é um elemento chave para a sustentabilidade da própria atividade madeireira. Se, por um lado, tais distúrbios decorrentes da remoção de árvores poderiam favorecer a diversidade da área, pois aumentariam sua heterogeneidade espacial (*e.g.*, gradientes de luz, umidade, temperatura dentro e em torno das clareiras), por outro o excesso de danos poderia resultar em uma “simplificação” do ambiente, comportando assim menor riqueza de espécies. Nesse contexto, o presente estudo analisará o processo

regenerativo em diferentes tamanhos de clareiras e floresta fechada, testando assim o efeito da intensidade do distúrbio sobre a riqueza de espécies, que é um dos componentes da hipótese do “distúrbio intermediário” (HDI) proposta por CONNELL (1978), a partir de observações do processo de sucessão ecológica em comunidades vegetais em floresta tropical e de comunidades de corais. CONNELL (1978) acredita que essas duas comunidades sofrem distúrbios severos e freqüentes o suficiente para que um estado de equilíbrio nunca seja atingido.

A hipótese de CONNELL (1978) é representada por uma curva unimodal, na qual maior diversidade de espécies ocorre em um estágio intermediário ao longo de um gradiente de tempo, freqüência e intensidade (tamanho) do distúrbio (CONNELL usa o termo “diversidade” como sinônimo de “riqueza” de espécies; FIGURA 1.1A). Quanto aos fatores *tempo pós-distúrbio* e *freqüência do distúrbio*, se o tempo for muito curto, a diversidade será baixa porque apenas os propágulos de poucas espécies que estejam reproduzindo próximas à área de distúrbio conseguirão colonizá-la. Da mesma forma, se o intervalo entre distúrbios for muito pequeno, a comunidade apenas comportará espécies com curto ciclo de vida. Quando esse intervalo aumenta, até certo ponto a diversidade também aumentará, pois espécies com menor poder de dispersão e de crescimento mais lento poderão se estabelecer também na área. Todavia, se o distúrbio se torna um evento muito raro, ou seja, de baixa freqüência, a diversidade diminuirá, pela ação da exclusão competitiva ou, se as espécies forem competitivamente semelhantes, por diferenças na habilidade das espécies de suportar condições físicas extremas ou predadores naturais. Quanto ao fator *intensidade* ou *tamanho do distúrbio*, se ele afeta uma área muito pequena, apenas um limitado grupo de espécies, geralmente provenientes de adultos adjacentes à abertura e capazes de se estabelecer e crescer na presença de competidores já residentes e outros inimigos naturais, poderão colonizar a

área. Porém, se o distúrbio afeta uma área muito extensa, somente as espécies com maior poder de dispersão e habilidade de suportar condições físicas mais severas poderão se estabelecer. Assim, a máxima diversidade ocorrerá em um tamanho intermediário de distúrbio, favorável ao recrutamento de espécies de ambos os grupos.

Para ilustrar sua hipótese, CONNELL (1978) utilizou um diagrama de substituição de espécies, representando três estádios da regeneração, derivado do estudo de EGGELING (1947). EGGELING estudou a estrutura vegetal em dez parcelas amostrais (1,4 ha cada) localizadas ao longo de um gradiente sucessional, partindo de um ambiente de pastagem até uma floresta madura, considerada como um estágio clímax, na floresta de Budongo, em Uganda. Algumas décadas depois, CONNELL (1978) percebeu que a diversidade de espécies vegetais nessas parcelas comportava-se segundo sua hipótese. Conforme ilustra o diagrama (FIGURA 1.1B), na fase de colonização o dossel florestal foi dominado por poucas espécies (classe A), mas os indivíduos jovens do subbosque (classe B) eram espécies completamente diferentes daquelas que dominaram o dossel. Estes indivíduos jovens (classe B) da etapa de colonização dominaram o dossel florestal na fase de transição que apresentava maior riqueza de espécies, porém, também nesta fase o subbosque era formado por espécies diferentes das que dominavam o dossel, geralmente espécies tolerantes à sombra (classe C). No estágio clímax, estas espécies (classe C) dominavam tanto o dossel quanto o subbosque, de modo que uma comunidade de baixa diversidade se estabeleceu, na qual as espécies se auto-substituíam. Segundo CONNELL (1978), este último estágio é muito comum na floresta de Budongo que é a maior de Uganda e apresenta 25% de sua área dominada por uma única espécie (*Cynometra alexandrei*).

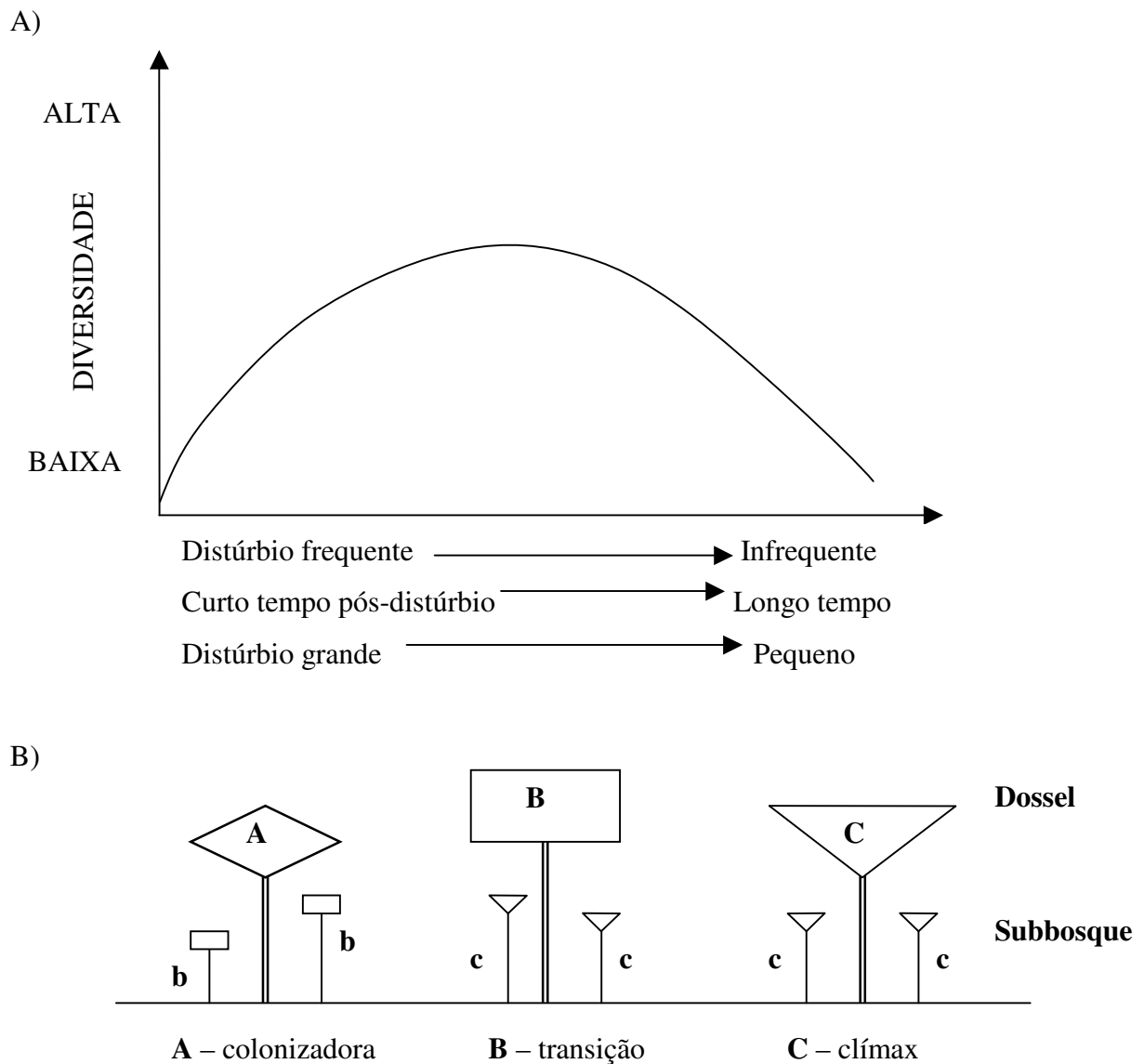


FIGURA 1.1: Representação gráfica da “hipótese do distúrbio intermediário”. A: Curva unimodal descrevendo a maior diversidade de espécies em um estágio intermediário ao longo de gradientes de tempo, frequência e intensidade do distúrbio; B) diagrama ilustrativo do padrão de substituição de espécies ao longo de um processo de sucessão ecológica observado por Egging (1947), em floresta tropical de Uganda (extraído de Connell, 1978).

Dois estudos de longo prazo (HUBBELL *et al.*1999; MOLINO & SABATIER 2001) testaram essa hipótese e chegaram a conclusões contraditórias. O trabalho de HUBBELL *et al.*(1999), desenvolvido na Ilha de Barro Colorado, Panamá,

não corroborou essa hipótese, pois a diversidade de plântulas foi similar entre áreas de floresta com dossel fechado (sem distúrbio) e áreas de clareiras naturais (áreas de distúrbio). HUBBELL *et al.* (1999) esperavam encontrar maior diversidade nas clareiras, para confirmar o mecanismo da hipótese do distúrbio intermediário. Em adição, HUBBELL *et al.* observaram que a dispersão de sementes é bastante limitada nesse sítio de estudo, o que os levou a propor que essa limitação teria sido mais determinante para o controle da diversidade local do que o regime de distúrbio intermediário. Nesse estudo, HUBBELL *et al.* (1999) formularam a hipótese da “limitação do recrutamento”, baseada na idéia de que a exclusão competitiva não ocorre tão intensamente quanto se supõe, pois o limitado serviço de dispersão de sementes ou da própria quantidade de sementes, faz com que haja muitos sítios desocupados. Assim, as espécies que ocupam uma área não são necessariamente as mais adaptadas àquele contexto, mas sim as que conseguiram chegar até ela.

O estudo de MOLINO & SABATIER (2001), por sua vez, desenvolvido na Guiana Francesa, confirmou a hipótese de CONNELL (1978). Esses autores utilizaram a porcentagem de espécies pioneiras e heliófitas como um indicador da intensidade do distúrbio em uma área onde havia ocorrido exploração madeireira há treze anos. Coerentemente com a hipótese do distúrbio intermediário, maior diversidade de espécies foi registrada nas áreas com nível intermediário de indicadores de distúrbio.

SHEIL & BURSLEM (2003) analisaram esses dois estudos e concluíram que o trabalho de HUBBELL *et al.* (1999) não testou efetivamente a hipótese do distúrbio intermediário. Primeiro, porque 70% (894) das clareiras naturais utilizadas eram menores que 50 m<sup>2</sup>, portanto muito pequenas para desencadear as mudanças sucessionais requeridas pela hipótese do distúrbio intermediário. Segundo, porque a floresta como um todo na Ilha de Barro Colorado é jovem (metade dela deve ter no

máximo 150 anos e as áreas mais antigas cerca de 600 anos), certamente enquadra-se mais adequadamente em um estágio de transição do que em uma fase madura (clímax). Adicionalmente, SHEIL & BURSLEM (2003) reconhecem o relevante diagnóstico que HUBBELL *et al.* fazem sobre a chuva de sementes na Ilha de Barro Colorado, mas ponderam que a limitação da dispersão de sementes por eles observada é um componente previsto na hipótese do distúrbio intermediário.

O presente estudo enfocará a regeneração em clareiras decorrentes da exploração madeireira na Amazônia Oriental. Atributos ecológicos como riqueza, densidade, composição, crescimento, recrutamento e mortalidade da regeneração e mecanismos associados (*e.g.*, herbivoria, dispersão de sementes) serão avaliados em três categorias de tamanho de clareiras (variando entre 37 e 1.648 m<sup>2</sup>). Nesse contexto, a hipótese do distúrbio intermediário será testada. Em adição, ao diagnosticar os impactos que diferentes categorias de tamanho de clareiras podem exercer sobre a regeneração florestal, este estudo pode orientar o aprimoramento de técnicas de manejo florestal madeireiro, no sentido de estabelecer tamanhos de clareiras mais favoráveis à recuperação do estoque de espécies comerciais.

#### 4. OBJETIVOS E HIPÓTESE

##### 4.1. Objetivo Geral

O presente estudo tem como *objetivo geral avaliar o efeito do tamanho das clareiras sobre o processo de regeneração florestal e as potenciais implicações desse efeito sobre o manejo madeireiro.*



#### 4.2. Objetivos Específicos

a) avaliar a influência do tamanho da clareira sobre a atividade de herbívoros vertebrados em seu interior e, conseqüentemente, o efeito destes sobre a regeneração desses ambientes;

b) quantificar o aporte ou chuva de sementes em cada ambiente, especialmente, das sementes dispersas pelo vento (anemocóricas), animais voadores (zoocóricas) e/ou autocóricas;

c) caracterizar os principais fatores abióticos (*e. g.*, temperatura, umidade, demanda evaporativa) em cada categoria de tamanho de clareira e em floresta fechada; e

d) avaliar atributos ecológicos da regeneração (densidade, riqueza, composição, recrutamento, crescimento e mortalidade) em cada um dos referidos ambientes, considerando separadamente espécies madeireiras comerciais e grupos ecológicos (pioneiras e não-pioneiras).

#### 4.3. Hipótese Geral

Adotando como base teórica o estudo de CONNELL (1978), o presente trabalho estrutura sua hipótese geral no seguinte raciocínio: *clareiras grandes apresentarão menor riqueza de espécies na regeneração quando comparadas a clareiras menores, pois serão colonizadas por um restrito grupo de espécies pioneiras (representando um “grande distúrbio”, sensu CONNELL). Em adição, devido a maior alteração estrutural das clareiras grandes, a atividade da fauna será menor em seu interior, limitando a possibilidade de aporte/remoção de sementes e reduzindo a taxa de herbivoria, que poderiam incrementar a diversidade local. As clareiras médias apresentarão maior riqueza, pois consistem em estádios intermediários entre o “grande distúrbio” (clareiras grandes) e o ausente ou pequeno distúrbio (floresta fechada e*

*clareiras pequenas, respectivamente), de modo que serão ambientes favoráveis ao estabelecimento de um conjunto mais diversificado de espécies.*

## 5. ÁREA DE ESTUDO E SELEÇÃO DE CLAREIRAS

### 5.1. Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido no município de Paragominas, sudeste do Pará, que até 1998 foi o maior pólo de exploração madeireira da Amazônia. Hoje, a região de Paragominas é considerada um pólo de médio porte, explorando entre 300 e 700 mil m<sup>3</sup> de tora/ano. Apesar de ser uma fronteira antiga, com mais de 30 anos de exploração, seu estoque madeireiro não declinou abruptamente, devido à alta densidade de árvores com valor comercial peculiar ao clima úmido e de transição típicos desse município (VERÍSSIMO *et al.*, 2002). O município apresenta ainda melhores condições de infra-estrutura do que outros pólos e mais definida situação fundiária (STONE, 1998; VERÍSSIMO *et al.*, 2002).

Em Paragominas, situam-se grandes áreas florestais certificadas. A certificação florestal consiste na concessão de um selo que atesta a origem sustentável do produto florestal, ou seja, ele indica que o recurso florestal foi explorado obedecendo a princípios e critérios sociais e ambientais, além de ser economicamente sustentável. A obtenção da certificação é um processo voluntário e independente. As organizações certificadoras especializadas devem ser credenciadas e monitoradas pelo FSC (*Forest Stewardship Council*; Conselho de Manejo Florestal) internacional – uma organização não-governamental que desenvolve os princípios e critérios universais para a certificação (SUITER, 2002). Somente a empresa madeireira Cikel Brasil Verde S/A detêm cerca de 12 % (140.658 ha) da área atualmente certificada de manejo empresarial

em floresta nativa na Amazônia brasileira, correspondendo a segunda maior área certificada desse tipo de empreendimento da região (LENTINI *et al.*, 2005).

A Fazenda Rio Capim (3° 32'S, 48° 49'W), sítio deste estudo, é uma propriedade desse grupo madeireiro, compreendendo uma área de aproximadamente 150 mil hectares (FIGURA 1.2). Sua cobertura vegetal natural é de floresta ombrófila densa, consistindo num mosaico de pastagens e de áreas com floresta não-explorada e com exploração madeireira, predominando a exploração de impacto reduzido que, a partir de 2000, passou ser a única técnica utilizada. A área apresenta cerca de 18 árvores comerciais/ha ( $DAP \geq 45$  cm) e são exploradas aproximadamente 50 diferentes espécies, embora a maior parte do volume explorado (~70 %) se concentre entre 10 e 15 espécies (ANEXOS 1-3).

## 5.2. Levantamento Inicial de Clareiras

Na unidade de produção anual explorada em 2002 (*ca.* 1000 ha) na fazenda Rio Capim, três unidades de trabalho (UTs, ~100 ha cada) foram aleatoriamente selecionadas para um levantamento inicial de clareiras geradas pelo processo de extração madeireira de impacto reduzido, com intensidade de 32 m<sup>3</sup>/ha (7-10 árvores removidas/ha). Este levantamento não foi exaustivo, não visou mapear por completo a abertura do dossel pós-exploração, mas sim colher amostras que permitisse estabelecer um perfil dos diferentes tamanhos de clareiras geradas.

Assim, aproximadamente quatro meses após o término da exploração, os ramais de arraste primários e secundários foram percorridos, com o auxílio dos mapas de corte e arraste, em busca do toco das árvores removidas para verificar a potencial abertura que sua derrubada provocou no dossel. A estas aberturas este estudo chama de *clareiras*, sendo seus limites definidos a partir de uma projeção vertical da abertura do

dossel até o chão da floresta, adaptado de BROKAW (1985). Os critérios observados para a inclusão de uma clareira na amostra foram os seguintes (modificado de COATES, 2002):

(a) as clareiras deviam ser limitadas por um dossel fechado com no mínimo 15 metros de altura, somente interrompido por ramais de arraste;

(b) poderiam conter arvoretas em seu interior, desde que com diâmetro a altura do peito (DAP) igual ou inferior a 20 cm, ou com medida superior a esta desde que sua copa tenha sido removida pela exploração madeireira;

(c) cada clareira devia situar-se a uma distância mínima de 100 metros de outra, para uma mais homogênea distribuição do esforço amostral e minimizar dependência entre amostras.

Atendendo a esses critérios, foram obtidas 62 clareiras, cujos tamanhos variaram entre 38 e 2.512 m<sup>2</sup>, com média de 694 ( $\pm$  554 m<sup>2</sup>). Em seguida, elas foram graficamente dispersas por tamanho e, com base nessa distribuição, três categorias de tamanho de clareiras foram definidas e quinze clareiras foram selecionadas para representá-las, sendo: cinco *clareiras pequenas* – com 30 a 100 m<sup>2</sup>; cinco *clareiras grandes* -  $\geq$  1500 m<sup>2</sup>; e cinco *clareiras médias* – entre 500 a 800 m<sup>2</sup> (FIGURA 1.3). Estas quinze clareiras foram alvo de todos os experimentos e/ou monitoramentos a seguir descritos e estão distanciadas, pelo menos, 200 m uma da outra.

A área de cada clareira foi calculada a partir de sua forma geométrica aproximada (TABELA 1.1). Quando apresentava formato elíptico, a fórmula da elipse era utilizada:  $A = \pi.C.L/4$ ; onde C e L correspondem ao maior (comprimento) e menor (largura) eixos da clareira, respectivamente, e  $\pi$  é uma constante igual a 3,14... Quando era arredondada, adotava-se a fórmula do círculo:  $A = \pi.r^2$ , onde r corresponde ao raio, neste caso, o comprimento da borda ao centro da clareira.

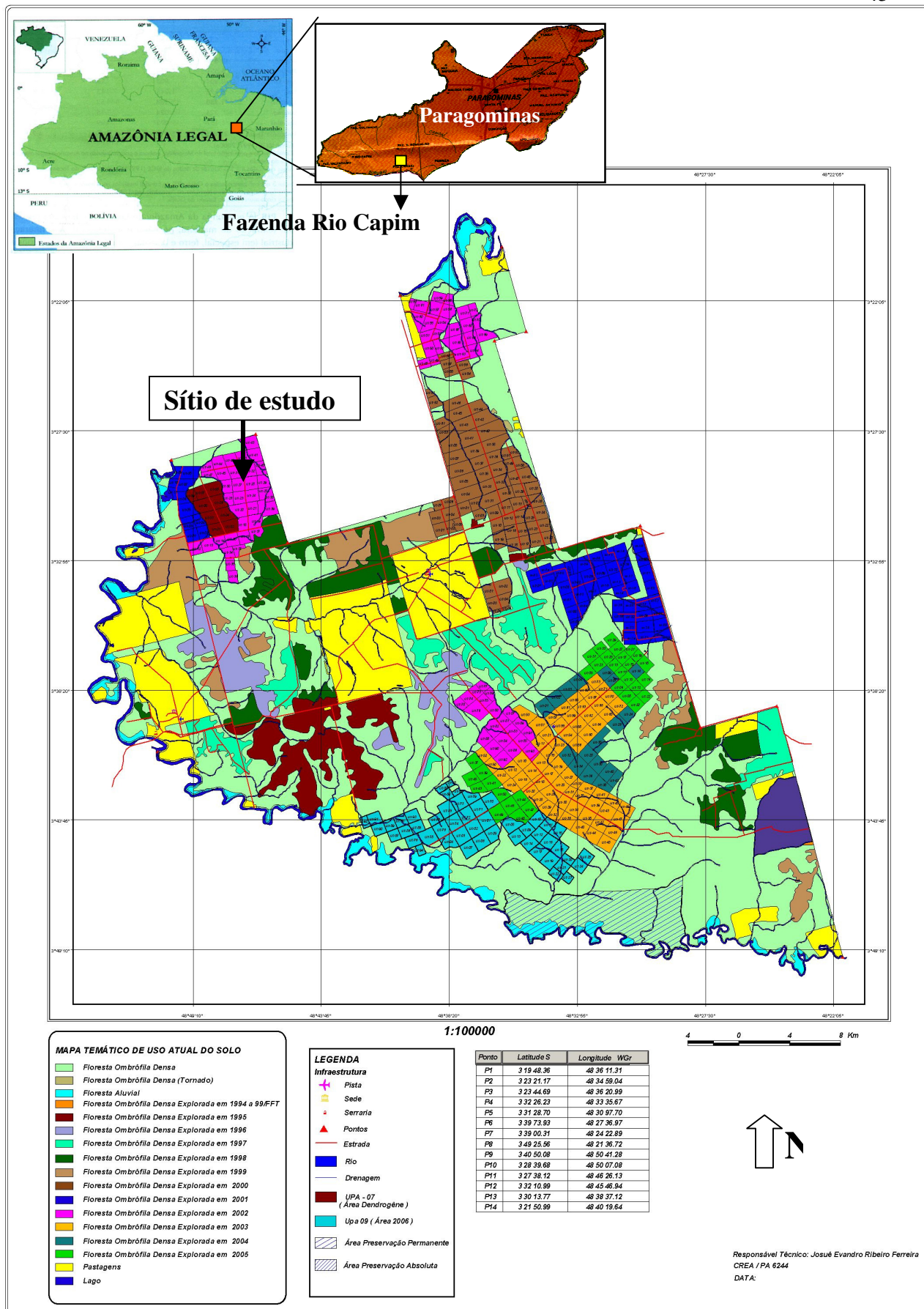


FIGURA 1.2: Localização e cobertura vegetal da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

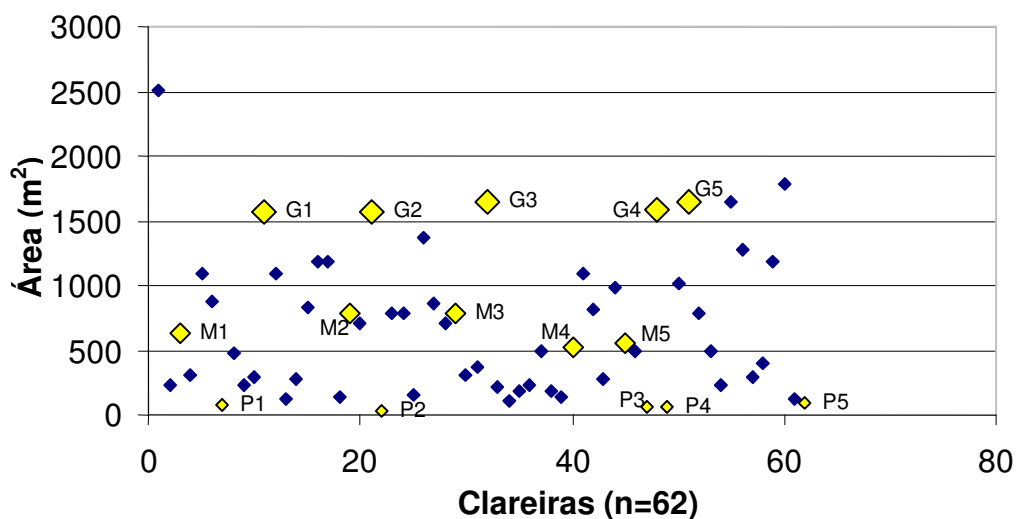


FIGURA 1.3: Levantamento preliminar de clareiras geradas pela exploração madeira de impacto reduzido na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará, sinalizando as clareiras selecionadas para este estudo (símbolos abertos).

TABELA 1.1: Medidas das clareiras monitoradas por este estudo, decorrentes da atividade madeireira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Clareiras	Maior eixo (m)	Menor eixo (m)	Área (m <sup>2</sup> )
Pequena 1 (P1)	15	7	82
Pequena 2 (P2)	12	4	37
Pequena 3 (P3)	10	7	55
Pequena 4 (P4)	12	7	66
Pequena 5 (P5)	15	8	94
Média 1 (M1)	47	17	627
Média 2 (M2)	50	20	785
Média 3 (M3)	50	20	785
Média 4 (M4)	45	15	530
Média 5 (M5)	35	20	550
Grande 1 (G1)	80	25	1570
Grande 2 (G2)	50	40	1570
Grande 3 (G3)	70	30	1648
Grande 4 (G4)	45	45	1590
Grande 5 (G5)	60	35	1648

CAPÍTULO II

**IMPACTO DE HERBÍVOROS VERTEBRADOS SOBRE A REGENERAÇÃO  
EM CLAREIRAS PÓS-EXPLORAÇÃO DE MADEIRA NA AMAZÔNIA  
ORIENTAL**

## 1. INTRODUÇÃO

Nas florestas neotropicais, onde 50 a 90% das espécies vegetais dependem da fauna frugívora para dispersar suas sementes (HOWE & SMALLWOOD, 1982; WILLSON *et al.*, 1989), a ausência ou redução de populações de dispersores pode ter severas consequências sobre o processo de regeneração natural do ambiente e seu funcionamento (GILBERT, 1980; CORDEIRO & HOWE, 2001). Adicionalmente, a fauna herbívora também atua no controle da diversidade local, predando espécies dominantes da regeneração e, por conseguinte, evitando que o processo de exclusão competitiva realmente se efetive (JANZEN, 1970; HOWLETT & DAVIDSON, 2003). Portanto, conhecer como a fauna interage com os diferentes tamanhos de clareiras produzidas pela extração madeireira pode fornecer um indicativo dos potenciais rumos a serem tomados pelo processo regenerativo ou suscitar elementos que subsidiem o entendimento da regeneração tal como se encontra.

Não há um padrão único que caracterize o impacto da atividade madeireira sobre a fauna em geral. Os efeitos variam entre as diferentes guildas e/ou espécies (GRIESIER JOHNS, 1997; AZEVEDO-RAMOS *et al.*, 2005; para uma revisão). Frequentemente, os sítios de estudo sofrem a ação simultânea de diferentes intervenções antrópicas (*e.g.*, pressão de caça, fragmentação, exploração de madeira), de modo que isolar o impacto exclusivo de um deles nem sempre é uma tarefa possível (ver LOPES & FERRARI, 2000). Ademais, a falta de padronização de variáveis como a intensidade da exploração, o tempo decorrido entre a exploração e a avaliação de seus impactos, as

características naturais do ambiente antes da exploração e as características de cada táxon estudado dificultam generalizações confiáveis. Em um sítio de exploração madeireira na Amazônia oriental brasileira, distintos modelos de exploração afetaram principalmente a composição e a abundância de formigas e pássaros (AZEVEDO-RAMOS, 1999, KALIF *et al.*, 2001); nesse mesmo sítio, o padrão de atividades de um grupo de guaribas (*Alouatta belzebul*) foi comparado em uma área com exploração madeireira de impacto reduzido e outra não explorada e não se evidenciou diferenças significativas (PINTO *et al.*, 2003); na Amazônia central, a abundância de morcegos oscilou de forma muito específica, sendo maior para algumas espécies e menor para outras em áreas exploradas, porém, a floresta primária manteve maior riqueza (SALDANHA, 2000); na Guiana Francesa, verificou-se redução na densidade de uma comunidade de aves um ano pós-exploração, mantendo-se reduzida mesmo após dez anos da intervenção (THIOLLAY, 1992; 1997); na Malásia, algumas espécies de primatas reestabeleceram-se da redução de suas densidades cerca de três anos pós-exploração e outras não se afetaram (JOHNS, 1983); na Amazônia ocidental brasileira, grandes primatas frugívoros (*Ateles* e *Lagothrix*) evitaram o uso de áreas exploradas, enquanto que espécies pequenas (*Saguinus* e *Saimiri*), mais tolerantes a mosaicos de vegetação, usaram mais frequentemente esses ambientes (JOHNS, 1994).

Assim como a resposta da fauna às alterações produzidas pela exploração madeireira é notoriamente variável, o impacto da ação da fauna sobre a regeneração florestal também demonstra ser. DIRZO & MIRANDA (1991) compararam a regeneração florestal em dois sítios no México com diferentes integridades da fauna: Montes Azules, onde a fauna foi considerada intacta, e Los Tuxtlas onde a pressão de caça e a fragmentação do hábitat têm reduzido as populações de grandes roedores e de grandes herbívoros. Como resultado, os autores observaram que neste último sítio as



plântulas rapidamente recobriram o chão florestal, mas isso não ocorreu no primeiro, certamente devido à intensa ação dos animais pastadores. No Panamá, ASQUITH *et al.* (1997) encontraram uma relação inversa ao analisar sítios com quatro diferentes comunidades de mamíferos: as plântulas regeneraram com maior intensidade onde a fauna de mamíferos herbívoros estava completa e menor onde os mamíferos não voadores estavam representados por uma única espécie de pequeno roedor. Intensidade intermediária de recrutamento ocorreu sob a ação de uma espécie de marsupial e de um grande roedor, sendo que nenhuma diferença ocorreu entre os sítios na amostra controle, onde as plântulas estavam protegidas por cercados.

No contexto de uma floresta que sofreu exploração de madeira, ainda que não se evidencie qualquer mudança substancial na composição da fauna considerando a área como um todo, persiste a dúvida quanto ao modo como a fauna interage com os pontos mais críticos da exploração que são as clareiras. Seriam elas ambientes repulsivos à fauna? Pois, potencialmente apresentam condições micro-climáticas mais extremas (*e.g.*, elevada temperatura, baixa umidade; FETCHER *et al.* 1985; UHL & KAUFFMAN, 1990), além de dificultar a locomoção tanto da fauna terrestre, devido aos entulhos acumulados, quanto da fauna arborícola, pela descontinuidade do dossel. Ou seriam elas ambientes atrativos? Afinal, a abertura do dossel tende a impulsionar o recrutamento de espécies pioneiras e a ativar o processo reprodutivo, gerando flores e frutos, que podem torná-las atraentes sítios de alimentação para os herbívoros vertebrados (JOHNS, 1986, 1988, 1994; COSTA & MAGNUSSON, 2003). Nesse contexto, o tamanho da clareira pode ser um quesito determinante. Em clareiras muito grandes, a alta temperatura e a elevada demanda evaporativa tende a ressecar a regeneração e dificultar o recrutamento de espécies pouco tolerantes à luz, minimizando

a quantidade de recursos alimentares disponíveis à fauna (FETCHER *et al.* 1985; BROWN, 1993).

Visando avaliar essas questões, este estudo analisará a atividade da fauna de mamíferos diurnos terrestres e de algumas aves de solo em três diferentes tamanhos de clareiras, procurando verificar também o impacto desses animais sobre a regeneração, através de um experimento de exclusão de fauna. A hipótese testada é que a ação repulsiva ou atrativa da clareira sobre a fauna está atrelada ao seu tamanho, sendo repulsiva nas grandes clareiras, devido ao seu maior dano estrutural e fatores climáticos mais severos, e atrativa nas clareiras médias, pois estas promoveriam a proliferação da regeneração sem causar uma substancial alteração física no ambiente. Quanto ao impacto da fauna sobre a regeneração, o resultado esperado é que a presença mais freqüente da fauna em um dado ambiente (neste caso, supostamente clareiras médias e pequenas) eleve a riqueza local, embora a densidade seja possivelmente reduzida.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

Na Fazenda Rio Capim, na mesma unidade de produção utilizada por este estudo (submetida à extração de madeira em 2002), um levantamento da mastofauna e avifauna diurnas, em 400 ha de floresta antes da exploração, registrou a ocorrência de 17 espécies de mamíferos e 7 espécies de aves, por meio do método de transecção linear (AZEVEDO-RAMOS, 2004). Para avaliar a interação de algumas dessas espécies animais com as clareiras decorrentes da exploração, principalmente mamíferos de médio e grande porte e aves de solo, alguns experimentos foram implementados nas clareiras selecionadas (mencionadas no Capítulo I).

## 2.2. Monitoramento da Fauna

### a) Registro direto via câmeras fotográficas

Para identificar quais animais freqüentavam as clareiras e outros ambientes da área explorada e estimar a intensidade de uso dessas áreas, dez máquinas fotográficas especiais, equipadas com sensor para captar ondas infra-vermelhas (emitidas pelo calor dos animais endotérmicos), foram instaladas nas três categorias de tamanho de clareira, em pontos na floresta fechada e em pátios de armazenamento de toras. As máquinas foram fixadas em árvores a cerca de 50 cm do chão (FIGURA 2.1).

Cada uma das quinze clareiras foi monitorada durante 25 dias consecutivos, continuamente (dia e noite: 600 horas/clareira). As dez máquinas foram mensalmente distribuídas da seguinte forma: três foram instaladas em uma das clareiras grandes; duas, em uma das clareiras médias; uma, em uma das clareiras pequenas; três, em três diferentes pontos sob dossel fechado (um ponto florestal/clareira; no mínimo, a 20 m da borda desta); e a última, em um pátio. Essa mesma combinação se repetiu a cada mês até que todas as clareiras tivessem sido monitoradas. Assim, esse experimento ocorreu durante cinco meses, começando em abril/2005, quando as clareiras e pátios completavam 2,3 anos de criação. Além das 15 clareiras, ele também registrou a movimentação da fauna em cinco diferentes pátios e em 15 pontos florestais.



FIGURA 2.1: Posicionamento das câmeras fotográficas utilizadas para monitoramento de animais de sangue quente, nos diversos ambientes, da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

As máquinas foram programadas para disparar a cada 20 segundos, quando o sensor fosse acionado, e para registrar data, hora e minuto em cada foto. Estas informações ajudavam a definir eventos fotográficos independentes. Quando um animal permanecia mais de 20 segundos em frente ao campo coberto pelo sensor (~20m, em áreas abertas), mais de uma foto era obtida do mesmo sujeito, porém apenas um registro era contabilizado. Da mesma forma, quando se tratava de animais sociais (*e. g.*, porcos, jacamins, etc.), as fotos seqüenciais dos diversos indivíduos de um mesmo bando eram registradas como um único evento. Para neutralizar o diferente número de câmeras que cada ambiente recebeu, adotou-se como índice de intensidade de ocorrência da fauna o número de eventos ou registros fotográficos dividido pelo número de máquinas instaladas em cada sítio.

#### b) Registro indireto via consumo/remoção de frutos

Para comparar a atividade da fauna de vertebrados frugívoros no interior dos diferentes tamanhos de clareira e áreas fechadas, dez espécies de frutos e/ou sementes amazônicas, a maioria deles silvestres, e com características variadas de cor, tamanho, odor e polpa (paladar, consistência, retorno energético) foram utilizadas, ao longo de dez meses, sendo uma espécie/mês (TABELA 2.1).

Este experimento foi implementado em apenas nove clareiras fixas (sem rodízio), sendo três pequenas (P3, P4 e P5), três médias (M3, M4 e M5) e três grandes (G3, G4 e G5; TABELA 1.1, Cap. I). Para cada clareira, um ponto dentro da floresta foi estabelecido, totalizando, assim, nove pontos controle. Nas clareiras grandes e médias, conjuntos de cinco frutos foram distribuídos em três pontos dentro delas – borda, intermediário e centro. As clareiras pequenas recebiam apenas um conjunto de cinco frutos no seu centro e cada ponto florestal também recebia um desses conjuntos.

Os frutos eram colocados no chão da floresta e vistoriados após dois e quatro dias de exposição, conferindo-se quantos frutos restavam. Observações adicionais, como parte consumida do fruto, marcas de mordidas, presença de formigas, também foram registradas.

TABELA 2.1: Frutos utilizados no experimento de consumo/remoção de frutos nas clareiras e amostra florestal, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Espécie (Família)	Nome comum	Medidas (cm; n = 10)		Mês utilizado
		Comprimento	Largura	
<i>Pouteria caimito</i> (Sapotaceae)	Abiu	5,3	4,8	Out/2004
<i>Byrsonima crassifolia</i> (Malpighiaceae)	Muruci	1,1	1,2	Nov/2004
<i>Spondias mombim</i> (Anacardiaceae)	Taperebá	3,4	2,7	Dez/2004
<i>Maximiliana maripa</i> (Arecaceae)	Inajá	5,9	2,9	Jan/2005
<i>Bertholletia excelsa</i> * (Lecythidaceae)	Castanha-do-Pará	4,2	3,3	Fev/2005
<i>Poraqueiba paraensis</i> (Icacinaceae)	Umari	5,7	4,0	Mar/2005
<i>Lecythis pisonis</i> ** (Lecythidaceae)	Sapuacaia	3,6	1,7	Abr/2005
<i>Astrocaryum vulgare</i> (Arecaceae)	Tucumã	7,0	4,4	Mai/2005
<i>Endopleura uchi</i> (Humiriaceae)	Uxi	4,5	2,2	Jun/2005
<i>Malpighia puniceifolia</i> (Malpighiaceae)	Acerola	2,0	2,4	Jul/2005

\* Utilizou-se somente a amêndoa, sem a casca extremamente dura que a envolve.

\*\* Utilizou-se a semente inteira (amêndoa + envoltórios).

### 2.3. Experimento de Exclusão de Grandes Herbívoros

Para avaliar o impacto de alguns grandes herbívoros sobre a regeneração nas clareiras, a montagem de cercas de exclusão protegeu parte da vegetação de cada clareira da ação desses animais. A amostragem da regeneração foi realizada em parcelas amostrais medindo 1 x 2 m (2 m<sup>2</sup>), delimitadas a cada 5 m ao longo do maior e menor eixos das clareiras e, se necessário, em seus quadrantes, visando uma ampla representação da potencial diversidade de micro-ambientes nelas existentes.

As amostragens foram estratificadas de acordo com a categoria de tamanho da clareira. Estabeleceu-se que cada clareira teria, no mínimo, três parcelas amostrais ou quantas fossem necessárias até que os 2% de sua área fossem atingidos. Desse modo as clareiras grandes receberam 16-17 pontos amostrais, totalizando 162 m<sup>2</sup> de amostragem para essa categoria; as clareiras médias, entre 5-8 pontos, somando 68 m<sup>2</sup>; e as clareiras pequenas receberam o valor mínimo de três parcelas amostrais, que suplantam os 2%, totalizando 30 m<sup>2</sup>. Para análise dos resultados, os dados foram totalizados por clareira e, como cada categoria de tamanho foi representada por cinco clareiras, os dados referentes a cada tamanho são valores médios (n=5).

Para compor uma amostra controle, parcelas amostrais de 1 x 2 m foram delimitadas na mesma área florestal das clareiras, porém sob dossel fechado. A localização desses pontos foi orientada pela localização das clareiras. Para cada clareira estudada, quatro parcelas controle foram estabelecidas, distanciadas entre si (em geral, duas para cada lado do menor eixo), e no mínimo a 20 m da borda das clareiras (FIGURA 2.2). A média dos quatro pontos amostrais representou a amostra para aquela porção da floresta fechada, obtendo-se ao final 15 médias para o controle.

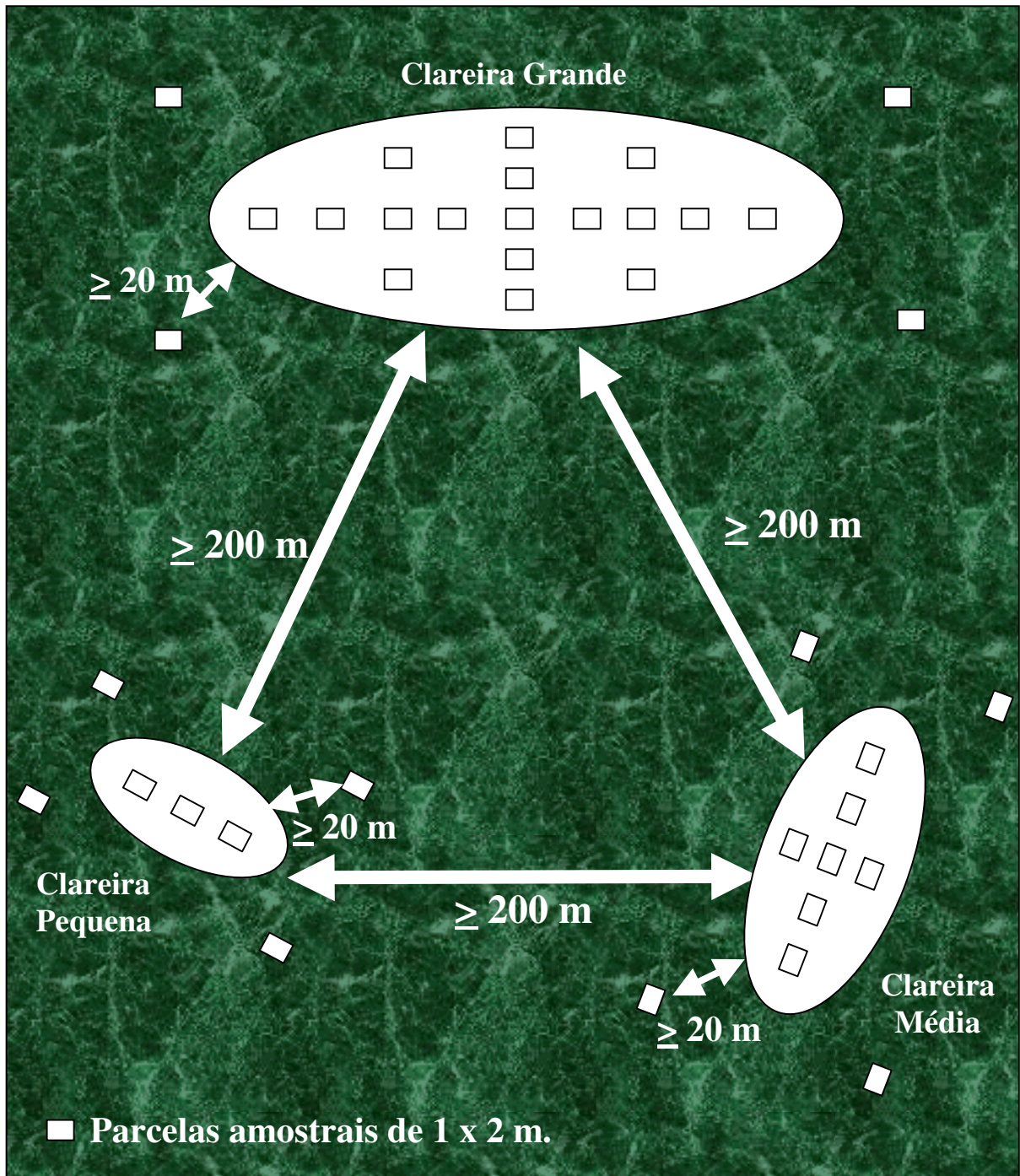


FIGURA 2.2: Representação esquemática dos pontos amostrais em cada categoria de tamanho de clareira e na floresta fechada (em verde), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (as proporções entre os tamanhos e distâncias são apenas ilustrativas).



Metade da área de cada uma dessas parcelas de 1 x 2 m, ou seja, quadrados de 1 x 1 m (1 m<sup>2</sup>) foram isolados da ação de herbívoros comuns na área, como veados (*Mazama* spp.) e antas (*Tapirus* spp.). Cercas foram montadas com uma tela plástica resistente, com malha de 2,5 x 2,5 cm e altura de 1,5 m, fixada em quatro estacas fincadas nos vértices do quadrado. Assim, para cada uma das 15 clareiras, no mínimo, 1% da área amostral inicial foi protegida pela cerca, constituindo a amostra experimental ou tratamento; o outro 1% permaneceu de livre acesso, representando a amostra controle (FIGURA 2.3). Este experimento começou quando as clareiras tinham 1,3 ano e permaneceu por 15 meses, durante os quais as taxas de mortalidade e natalidade foram monitoradas em três intervalos consecutivos de três meses, com uma última verificação após seis meses.

Considerando-se a idade das clareiras e uma preliminar observação da regeneração em campo, arbitrou-se que somente integrariam a amostra da regeneração as plantas entre 0,2 e 5,0 m de altura, pressupondo-se que neste intervalo estavam os indivíduos mais influenciados pela abertura do dossel. Assim, todas as plantas enquadradas nesse critério e situadas dentro das parcelas amostrais foram etiquetadas (com plaquetas numeradas de alumínio), identificadas pelo menos como morfo-espécie e suas alturas foram medidas.

#### 2.4. Análise de Dados

Para cada espécie de fruto foram realizadas comparações entre os pontos dentro de uma mesma categoria de clareira (no caso das grandes e médias) e entre os tamanhos de clareiras e floresta. Os resultados dessas comparações foram estatisticamente analisados por meio do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis.

Para avaliar se o tamanho de fruto influencia sua taxa de consumo/remoção, assim como se esta é afetada pela abundância de frutos existentes na área, utilizou-se a

correlação de Pearson. Como índice de abundância de frutos na área foram adotados os dados da chuva de sementes do mês em que cada espécie de fruto foi ofertada.

A comparação entre os diferentes ambientes monitorados através de registros fotográficos foi avaliada por meio da Análise de Variância (Anova). O teste t pareado foi utilizado na comparação entre as amostras controle e tratamento do experimento de exclusão de herbívoros. E o índice de Sorensen foi utilizado para medir a similaridade da vegetação entre essas amostras, segundo a equação  $S = 2a/b+c$ , onde **a** = número de espécies comuns a ambas as amostras; **b** = número total de espécies na amostra controle; e **c** = número total de espécies no tratamento (KREBS, 1989).

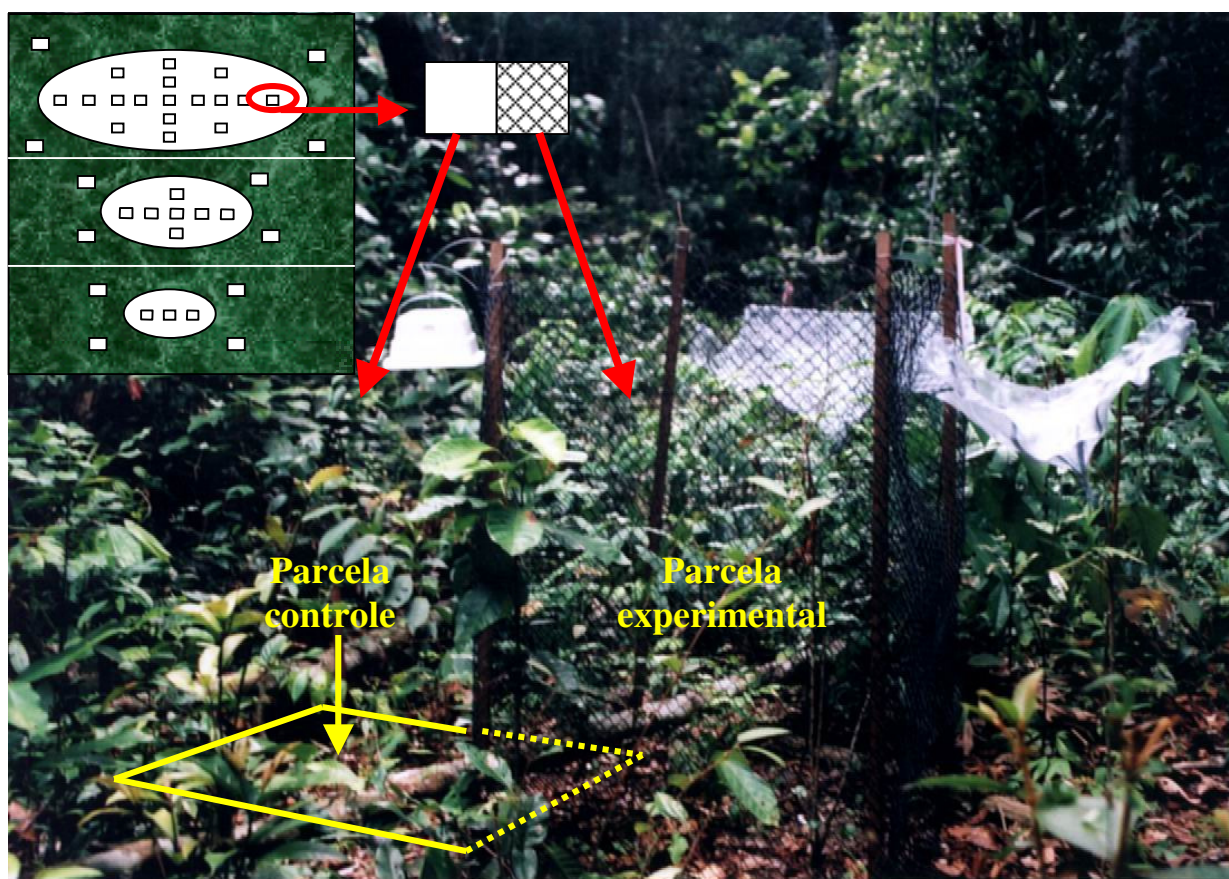


FIGURA 2.3: Amostras controle e tratamento do experimento de exclusão de herbívoros desenvolvido nas clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Registros da Fauna via Câmeras Fotográficas

Um total de 70 registros fotográficos independentes foi obtido, sendo 58 (83%) de espécies de mamíferos e 12 de espécies de aves de solo (TABELA 2.2). Dentre os registros de mamíferos, 30% (17) foram de pequenos roedores e marsupiais não identificados, nos demais registros foram identificadas 10 espécies (FIGURA 2.4). Anta, caititu, cutia e veado foram as espécies de mamíferos mais comuns, freqüentaram pelo menos três dos quatro ambientes monitorados. Pequenos roedores e marsupiais foram registrados apenas em médias e grandes clareiras. E as jaguatiricas trafegam mais frequentemente nos pátios, sendo registrada uma única vez em uma grande clareira (TABELA 2.2).

Quanto às aves, quatro espécies foram representadas, sendo que uma delas não foi identificada. Os jacamins foram as aves mais comuns, registradas em todos os ambientes, exceto nas clareiras pequenas. Aliás, nestas clareiras houve apenas um único registro fotográfico, sendo este de uma ave que não pode ser identificada (TABELA 2.2; FIGURA 2.5).

TABELA 2.2: Espécies de mamíferos e aves registradas pelas câmeras fotográficas e intensidade de ocorrência nos diferentes ambientes monitorados (# registros/# máquinas), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Espécie	Nome comum	Pátios (n=5)*	Clareiras grandes (n=15)	Clareiras médias (n=10)	Clareiras pequenas (n=5)	Floresta (n=5)
<b>Mamíferos:</b>						
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	0,6	0,07	0,2	0	0,2
<i>Pecari tacaçu</i>	Caititu	0,2	0	0,2	0	0,2
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	Cutia	0	0,07	0,1	0	0,2
<i>Sciurus</i> sp.	Esquilo	0	0	0,1	0	0
<i>Eira barbara</i>	Irara	0	0,07	0	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaririca	0,8	0,13	0	0	0
<i>Didelphis marsupialis</i>	Mucura	0	0,13	0,5	0	0
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	0,2	0	0	0	0,2
<i>Dasypus</i> sp.	Tatu	0	0	0,1	0	0
<i>Mazama americana</i>	Veado mateiro	1,0	0,2	0	0	0,2
Pequenos roedores e marsupiais		0	0,93	1,3	0	0
<b>Aves:</b>						
<i>Psophia viridis</i>	Jacamim	0,4	0,2	0	0	0,6
<i>Penelope</i> sp.	Jacu	0,2	0	0	0	0
<i>Crax fasciolata</i>	Mutum	0,2	0	0	0	0,2
Não identificada	---	0	0	0	0,2	0
<b>Número médio de registros</b>		3,6	1,1	2,4	0,2	0,6
<b>Número absoluto de registros</b>		18	17	25	1	9

\* Número de câmeras fotográficas que cada ambiente recebeu ao longo dos cinco meses de monitoramento.



FIGURA 2.4: Exemplos de mamíferos fotografados nos diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.



FIGURA 2.5: Exemplos de aves fotografadas nos diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

A distribuição dos registros fotográficos foi bastante irregular entre os pontos amostrais, independente do ambiente considerado. De um total de 50 pontos, onde uma máquina permaneceu ativada durante 25 dias, entre 40 e 80% deles nunca registraram ao menos uma foto (FIGURA 2.6).

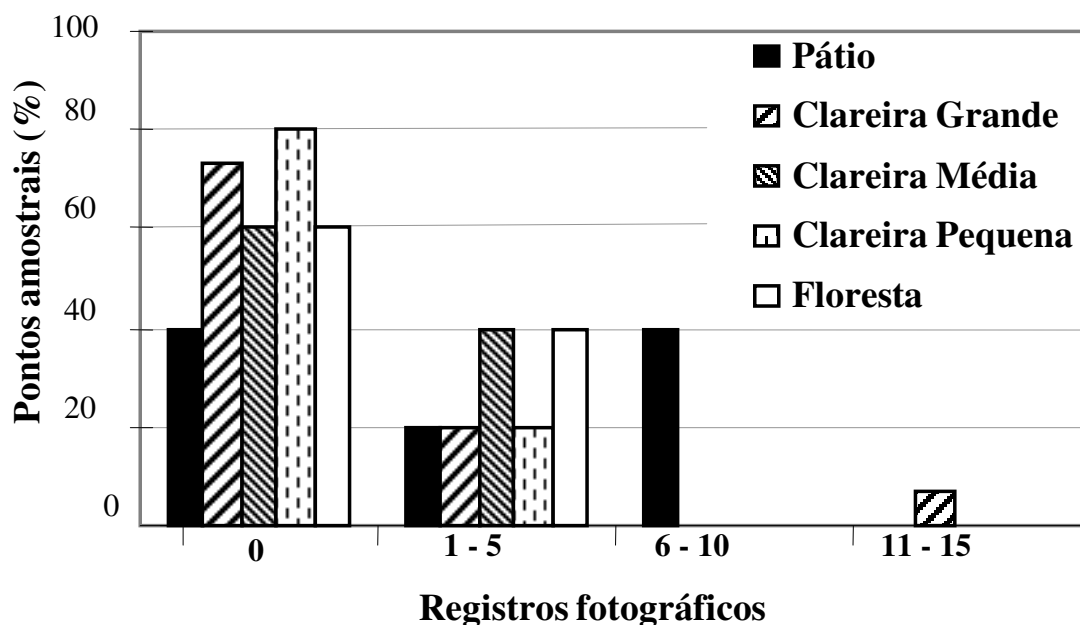


FIGURA 2.6: Número de registros fotográficos da fauna por ponto amostral, em diferentes ambientes na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Considerando todas as espécies (aves + mamíferos), a riqueza de cada ambiente/número de máquinas instaladas neles, durante 25 dias/ponto amostral, não divergiu significativamente entre as três categorias de clareiras, pátios e floresta fechada (Anova,  $F_{(4, 20)}=2.181$ ,  $P=0,11$ ). Analisando-se separadamente as aves e os mamíferos, também não se encontra diferenças consistentes em nenhum dos casos (Anova,  $F_{(4, 20)}=1.319$ ,  $P=0,30$ ;  $F_{(4, 20)}=2.302$ ,  $P=0,09$ , respectivamente; FIGURA 2.7).

A intensidade de uso de cada ambiente por essas parcelas da fauna também não apresentou valores estatisticamente significativos. Isto é, a variação observada entre os ambientes amostrados quanto ao número total de registros/número de máquinas que cada um recebeu não foi consistente (Anova,  $F_{(4, 20)}=1.303$ ,  $P=0,30$ ). As análises

separadas para aves e mamíferos também confirmam esse resultado (Anova,  $F_{(4, 20)}=0,986$ ,  $P=0,44$ ;  $F_{(4, 20)}=1.265$ ,  $P=0,32$ , respectivamente; FIGURA 2.8).

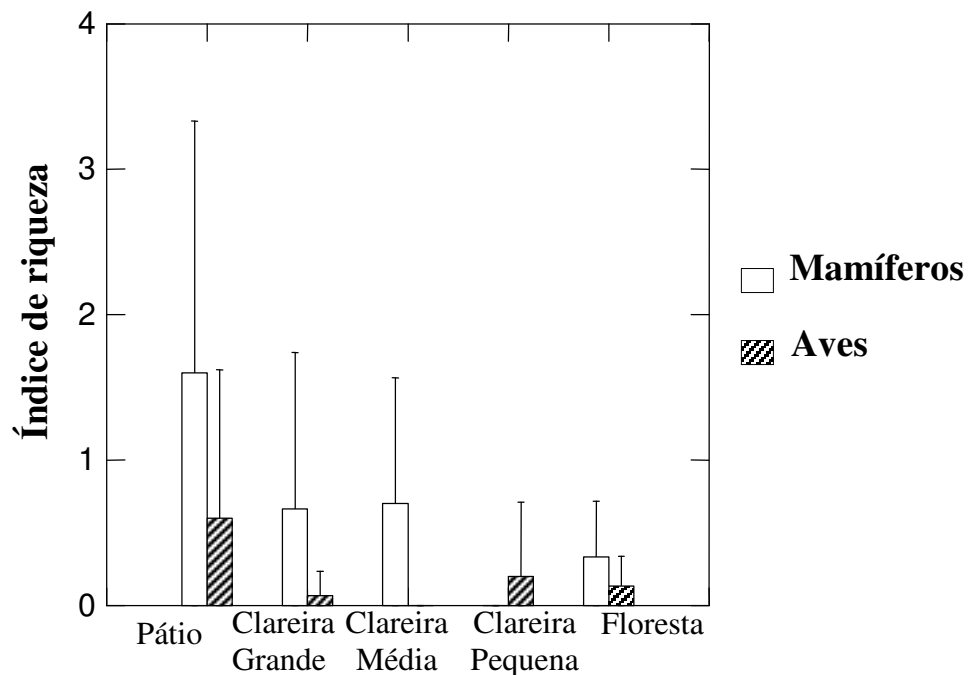


FIGURA 2.7: Riqueza de aves e mamíferos nos diferentes ambientes monitorados (# espécies/# câmeras), durante 25 dias/ponto amostral, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

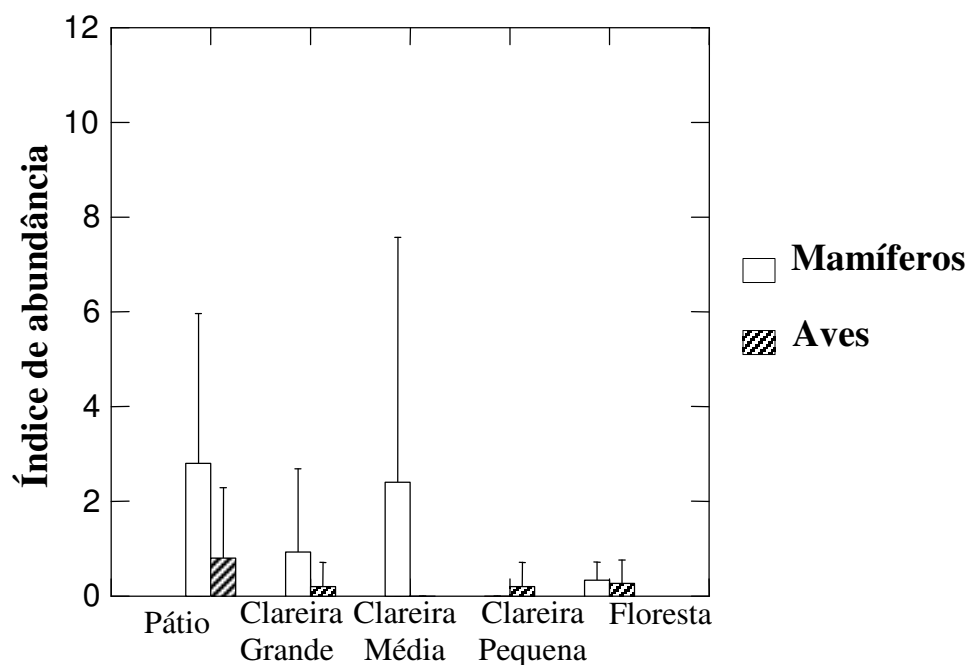


FIGURA 2.8: Número de eventos fotográficos de aves e mamíferos nos diferentes ambientes monitorados (# eventos/# câmeras), durante 25 dias/ponto amostral, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.



### 3.2. Consumo/Remoção de Frutos pela Fauna

De modo geral, os resultados deste experimento indicam que a fauna frugívora freqüenta as clareiras indiferentemente do local intra-clareira (*e.g.*, borda, centro, intermédio) e do tamanho das clareiras (FIGURA 2.9). Em ambos os casos, uma análise detalhada feita espécie por espécie, para cada período de verificação (dois e quatro dias) demonstrou que a quantidade de consumo e/ou remoção dos frutos ofertados não diferiu significativamente (Kruskal-Wallis,  $P > 0,05$ , em todos os casos).

O consumo e/ou remoção de cada espécie de fruto variou de forma particular, porém nunca de forma estatisticamente consistente entre os diferentes ambientes. O inajá foi o fruto que apresentou maior, porém não significativa diferença na taxa de consumo entre os ambientes. Considerando-se os resultados das demais espécies, o consumo de inajá foi atipicamente baixo nas clareiras pequenas e médias, sem nenhuma evidente justificativa (FIGURA 2.10).

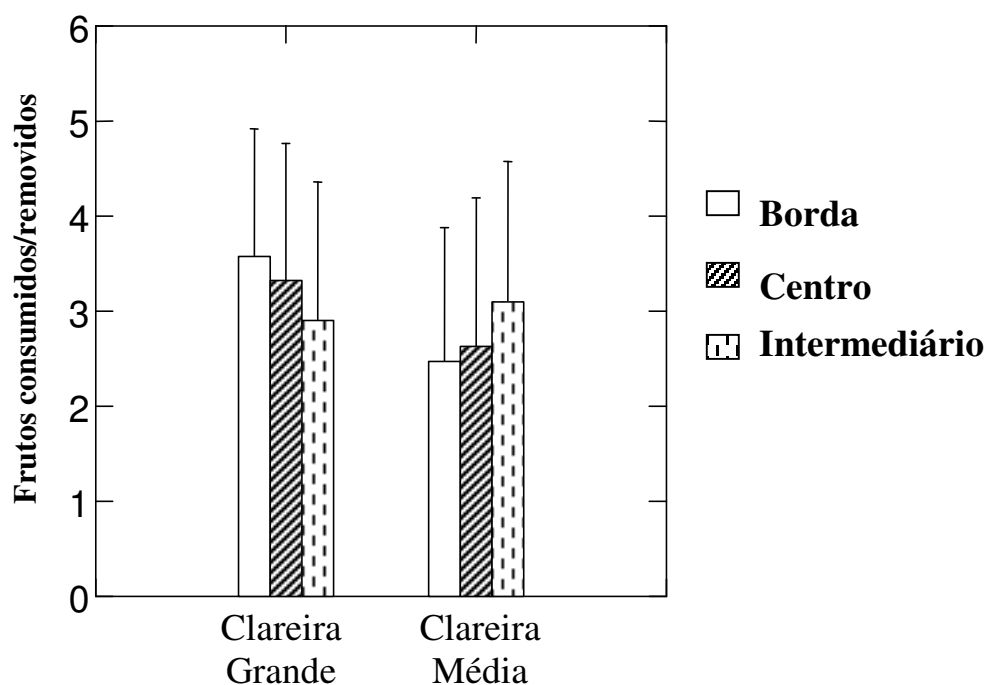


FIGURA 2.9: Consumo/remoção de frutos em diferentes micro-sítios dentro de clareiras grandes e médias, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

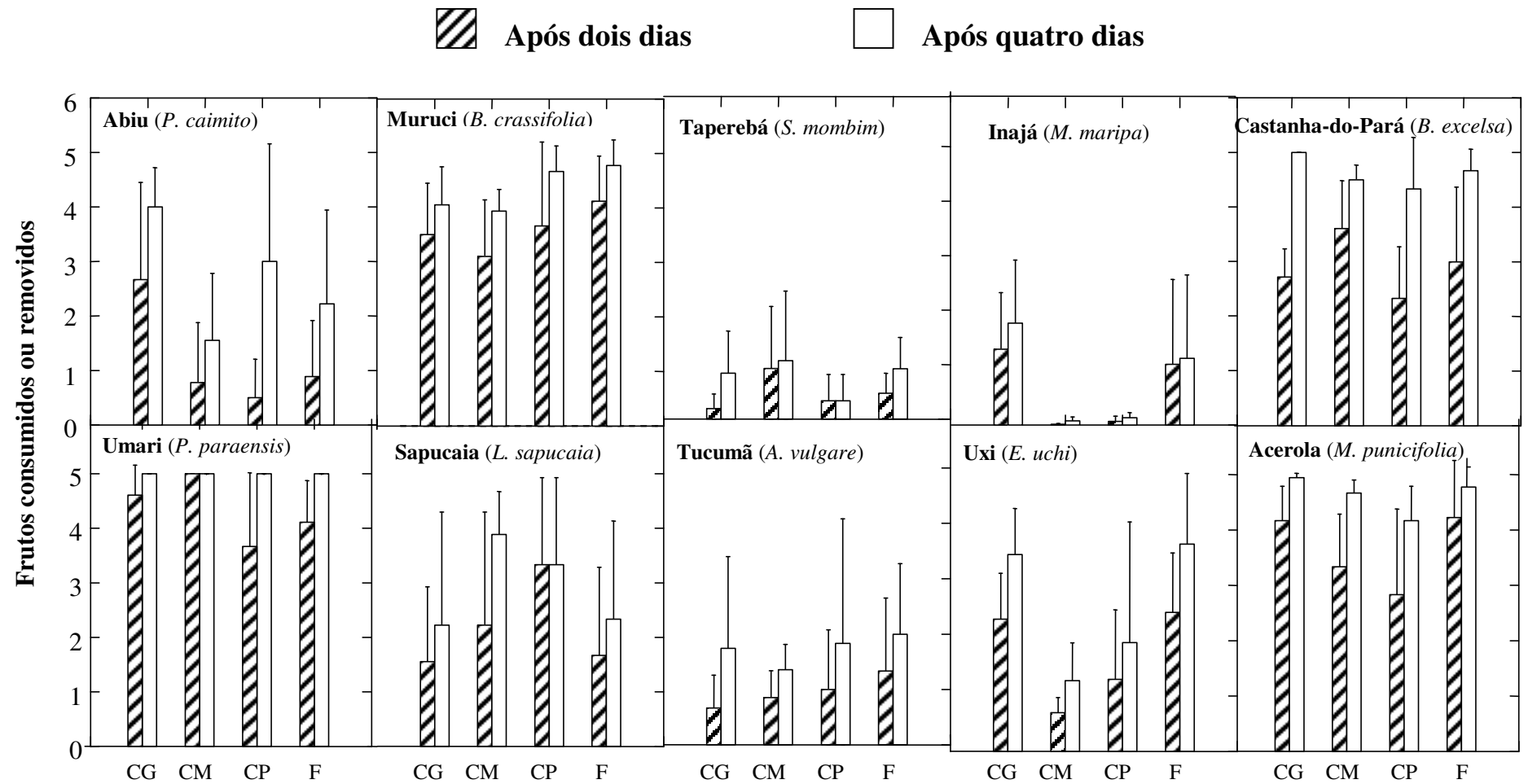


FIGURA 2.10: Frutos consumidos ou removidos nas clareiras grandes (CG), médias (CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F) por espécie de fruto, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Em geral, os frutos tiveram três destinos: (a) foram consumidos no local, sobrando sementes inteiras e fagulhos de casca e/ou polpa, como se tivessem sido consumidos por pequenos roedores, várias vezes se observando marcas de pequenos dentes. Nesse grupo se enquadraram a maioria das espécies utilizadas, sendo elas abiu, acerola, castanha-do-Pará (amêndoa descascada), inajá, uxi e taperebá; (b) desapareceram sem deixar vestígios, como se tivessem sido carregados por roedores maiores, como cutia e/ou paca. O principal representante desse grupo foi o umari, seguido pela semente da sapucaia e pelo tucumã, sendo que este também apresentou um razoável consumo local; (c). foram atacados por formigas. Este último foi o caso dos murucis, por exemplo, todo o consumo registrado foi realizado por elas. As formigas também se destacaram no consumo da amêndoa da castanha-do-Pará. Além disso, elas parecem contribuir bastante para a diferença de consumo entre o 2º e o 4º dias, independentemente do tipo de fruto.

Não houve correlação significativa entre o tamanho dos frutos (maior eixo) e sua taxa de consumo/remoção em nenhum dos ambientes analisados, tampouco entre esta última e a abundância de frutos no ambiente (Correlação Linear de Pearson,  $P > 0,05$ , em todos os casos).

### **3.3. Experimento de Exclusão de Herbívoros**

#### **3.3.1. Espécies em Regeneração e Similaridade entre as Amostras Controle e Experimental**

O levantamento inicial da regeneração catalogou um total de 106 espécies vegetais arbóreas ou arbustivas (excluindo os cipós), de um conjunto de 2.816 indivíduos (0,2–5,0 m de altura). Dentre estas, 36% (38) foram comercialmente exploradas pela atividade madeira no sítio de estudo em 2002.

Essas espécies que naturalmente regeneravam nas diferentes clareiras e floresta fechada compuseram as amostras controle (livre acesso) e experimental (com cerca de exclusão) do experimento de exclusão de fauna. Não houve introdução nem remoção de plântulas para padronizar as amostras. Assim, a similaridade inicial entre as amostras controle e experimental variou entre 66% nas clareiras pequenas e 83% nas clareiras grandes, sendo de 70% nas médias e de 77% na floresta (TABELA 2.3). Decorridos 15 meses dessa avaliação, a similaridade entre essas amostras não sofreu grandes alterações: aumentou 4% nas clareiras pequenas, reduziu em 1% nas clareiras grandes e floresta, permanecendo estável nas clareiras médias (FIGURA 2.11).

### 3.3.2. Recrutamento de Espécies Vegetais nas Amostras Controle e Experimental

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Madeireiras Comerciais*

A taxa de recrutamento da regeneração como um todo não diferiu significativamente entre as condições controle e experimental, em nenhum dos ambientes analisados. Durante os 15 meses de exclusão, foram realizadas três verificações trimestrais e uma semestral e em nenhum desses intervalos as variações foram consistentes (teste t pareado,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 2.12). Essas mesmas análises foram realizadas exclusivamente com as espécies comerciais e chegaram a resultados estatisticamente semelhantes (teste t pareado,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 2.13).

#### b) *Espécies Pioneiras e Espécies Não-Pioneiras*

Analisando-se o recrutamento da regeneração em dois grupos ecológicos básicos – pioneiras e não-pioneiras, observou-se que o desempenho de ambos os grupos não diferiu significativamente entre as condições controle e experimental, em nenhum dos ambientes analisados e em nenhuma das verificações (teste t pareado,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURAS 2.14 e 2.15). De modo geral, a taxa de recrutamento das espécies pioneiras foi menor do que a verificada no grupo das espécies não-pioneiras independentemente do ambiente e da condição amostral (controle ou experimental).

TABELA 2.3: Espécies vegetais registradas nas amostras controle (C) e/ou experimental (E) nas três categorias de tamanho de clareira (com 1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (+: Presente; -: Ausente).

Família <i>Espécie</i>	Nome Comum	Clareira Grande (162 m <sup>2</sup> )*		Clareira Média (68 m <sup>2</sup> )		Clareira Pequena (30 m <sup>2</sup> )		Floresta (120 m <sup>2</sup> )	
		C	E	C	E	C	E	C	E
<b>ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIAIS**:</b>									
<b>Anacardiaceae</b>									
<i>Astronium gracile</i>	Muiracatiara	-	+	-	-	-	-	-	-
<b>Apocynaceae</b>									
<i>Aspidosperma megalocarpum</i>	Araracanga	+	-	+	-	-	-	+	-
<b>Bignoniaceae</b>									
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipê-roxo	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Jacaranda copaia</i> ***	Parapará	+	+	+	-	+	+	-	-
<b>Boraginaceae</b>									
<i>Cordia goeldiana</i>	Freijó-cinza	-	+	-	-	-	-	-	-
<b>Burseraceae</b>									
<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	Breu-sucuruba	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Protium subserratum</i>	Breu-vermelho	+	+	+	+	-	-	+	+
<b>Celastraceae</b>									
<i>Goupia glabra</i> ***	Cupiúba	+	+	-	+	+	+	-	-
<b>Euphorbiaceae</b>									
<i>Glycidendron amazonicum</i>	Mirindiba	+	+	-	-	-	-	+	-
<b>Flacourtiaceae</b>									
<i>Laetia procera</i> ***	Pau-jacaré	+	+	+	+	+	+	-	-
<b>Lauraceae</b>									
<i>Licaria brasiliensis</i>	Louro-amarelo	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Ocotea glomerata</i>	Louro-pimenta	+	+	-	+	-	-	-	+
<i>Ocotea caudata</i>	Louro-preto	+	+	+	+	-	+	+	+
Não-identificada	Louro-cravinho	-	+	-	-	-	-	-	-
<b>Lecythidaceae</b>									
<i>Eschweilera</i> sp.	Matamatá	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Couratari</i> sp.	Tauari	-	-	-	+	-	-	-	-
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>									
<i>Vouacapoua americana</i>	Acapu	+	+	+	+	-	-	+	-
<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	-	+	+	+	-	-	+	-

\* Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a no mínimo 2% de sua área, sendo 1% amostra controle e 1% experimental (com cercado).

\*\* Considerou-se como *comerciais* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

\*\*\* Espécies pioneiras (n=13).

Tabela 2.3 (Continuação).

Família <i>Espécie</i>	Nome Comum	Clareira Grande (162 m <sup>2</sup> )*		Clareira Média (68 m <sup>2</sup> )		Clareira Pequena (30 m <sup>2</sup> )		Floresta (120 m <sup>2</sup> )		
		C	E	C	E	C	E	C	E	
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>										
<i>Hymenolobium petraeum</i>	Angelim-pedra	-	-	-	-	-	-	+	-	
<i>Pithecelobium racemosum</i>	Angelim-rajado	+	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Parkia gigantocarpa</i>	Fava-atanã	+	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Parkia paraensis</i>	Fava-branca	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Fava-orelha-de-macaco	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Stryphnodendron polystachyum</i>	Tachirana	-	-	+	-	-	-	-	+	
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	Timborana	+	+	+	+	-	-	+	+	
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>										
<i>Ormosia nobilis</i>	Sucupira-tento	-	-	-	+	-	-	-	-	
<b>Meliaceae</b>										
<i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	-	-	-	-	-	-	+	-	
<b>Moraceae</b>										
<i>Bagassa guianensis</i>	Tatajuba	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Brosimum acutifolium</i>	Mururé	-	+	+	+	-	-	+	-	
<i>Helicostylis</i> sp.	Inharé	+	+	+	+	-	-	+	+	
<b>Myristicaceae</b>										
<i>Virola michellii</i>	Virola-casca-de-vidro	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Virola</i> sp.	Virola-de-sangue	-	-	-	-	+	-	-	-	
<b>Rutaceae</b>										
<i>Euxylophora paraensis</i>	Pau-amarelo	+	+	-	-	-	+	-	-	
<b>Sapotaceae</b>										
<i>Pouteria pachycarpa</i>	Abiu-goiabão	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Manilkara huberi</i>	Maçaranduba	+	+	-	-	-	-	+	+	
<i>Manilkara paraensis</i>	Maparajuba	-	+	-	-	-	-	-	+	
<b>Simaroubaceae</b>										
<i>Simarouba amara</i>	Marupá	-	+	-	-	-	-	-	-	
<b>Sterculiaceae</b>										
<i>Sterculia pilosa</i>	Envira-quiabo	-	+	-	+	-	-	+	-	

\* Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a no mínimo 2% de sua área, sendo 1% amostra controle e 1% experimental (com cercado).

\*\* Considerou-se como *comerciais* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

\*\*\* Espécies pioneiras (n=13).

Tabela 2.3 (Continuação).

Família <i>Espécie</i>	Nome Comum	Clareira Grande (162 m <sup>2</sup> )*		Clareira Média (68 m <sup>2</sup> )		Clareira Pequena (30 m <sup>2</sup> )		Floresta (120 m <sup>2</sup> )		
		C	E	C	E	C	E	C	E	
<b>ESPÉCIES NÃO-COMERCIAIS:</b>										
<b>Anacardiaceae</b>										
<i>Tapirira obtusa</i>	Pau-pombo	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Annonaceae</b>										
<i>Annona montana</i>	Araticum	+	+	-	-	+	-	+	+	+
<i>Duguetia echinophora</i>	Ata-menju	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Guatteria ovalifolia</i>	Envira-cana	+	+	+	+	+	+	-	+	+
Não identificada	Ata-brava	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<b>Apocynaceae</b>										
<i>Spongiospermas grandiflorum</i>	Grão-de-porco	+	+	+	+	-	+	+	+	+
<b>Bixaceae</b>										
<i>Bixa arborea</i>	Urucu-da-mata	-	-	-	-	+	+	+	+	-
<b>Boraginaceae</b>										
<i>Cordia bicolor</i>	Freijó-branco	+	+	+	+	-	-	+	+	+
<i>Cordia nodosa</i>	---	+	+	+	-	-	-	+	+	+
<b>Burseraceae</b>										
<i>Tetragastris panamensis</i>	Breu-barrote	+	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Protium nitidum</i>	Breu-branco	+	+	-	+	-	-	+	+	+
<b>Cecropiaceae</b>										
<i>Cecropia obtusa</i> ***	Embaúba-branca	+	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Cecropia sciadophylla</i> ***	Embaúba-vermelha	+	+	+	+	+	+	-	-	-
<i>Pourouma guianensis</i> ***	Embaubarana	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Pourouma sp.</i> ***	Mapatirana	+	-	+	-	-	-	+	+	+
<b>Chrysobalanaceae</b>										
<i>Licania paraensis</i>	Casca-seca	+	+	-	+	-	+	+	+	+
<b>Clusiaceae</b>										
<i>Symphonia globulifera</i>	Anani	-	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Rheedia acuminata</i>	Bacuri-bravo	-	-	-	-	-	-	+	+	+
<i>Vismia sp.</i> ***	Lacre	+	+	+	+	+	+	-	-	-
<b>Elaeocarpaceae</b>										
<i>Sloanea sp.</i>	Urucurana	+	-	-	-	-	-	+	-	-

\* Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a no mínimo 2% de sua área, sendo 1% amostra controle e 1% experimental (com cercado).

\*\* Considerou-se como *comerciais* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

\*\*\* Espécies pioneiras (n=13).

Tabela 2.3 (Continuação).

Família <i>Espécie</i>	Nome Comum	Clareira Grande (162 m <sup>2</sup> )*		Clareira Média (68 m <sup>2</sup> )		Clareira Pequena (30 m <sup>2</sup> )		Floresta (120 m <sup>2</sup> )	
		C	E	C	E	C	E	C	E
<b>Euphorbiaceae</b>									
<i>Micrandropsis scleroxylon</i>	Acapuri	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sapium</i> sp.	Burra-leiteira	+	+	+	+	+	-	-	-
<i>Dodecastignma integrifolia</i>	Café-bravo	-	+	+	-	-	-	+	-
<i>Phyllanthus</i> sp.	Pau-branco	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Hevea brasilienses</i>	Seringarana-branca	-	-	-	-	-	+	-	-
Não identificada ***	Mandioca-de-veado	+	+	+	-	-	+	-	-
<b>Lecythidaceae</b>									
<i>Lecythis idatimon</i>	Jatereu	+	+	-	+	-	-	-	+
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>									
<i>Eperua</i> sp.	Juruparana	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Hymenaea parvifolia</i>	Jutaí-mirim	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Tachigali myrmecophyla</i>	Tachi-preto	+	+	+	+	-	-	+	-
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>									
<i>Inga micradenia</i>	Ingá-branco	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Inga paraensis</i>	Ingá-vermelho	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Inga</i> sp.1	Ingá-preto	+	+	+	-	-	+	+	+
<i>Inga</i> sp.2	Ingá	-	+	-	+	-	-	-	+
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>									
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Conduru-de-sangue	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poecilanthe effusa</i>	Gema-de-ovo	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Zollernia paraensis</i>	Pau-santo	+	+	-	-	-	-	+	+
<b>Malpighiaceae</b>									
<i>Byrsonima crispera</i>	Muruci-da-mata	+	+	-	+	-	-	-	-
<b>Melastomaceae</b>									
<i>Miconia guianensis</i>	Canela-de-veado	+	-	+	+	-	+	+	+
<b>Meliaceae</b>									
<i>Guarea carinata</i>	Cubarana	-	-	+	+	-	-	+	+
<b>Moraceae</b>									
<i>Brosimum lanciferum</i>	Conduru-preto	+	+	+	-	-	-	+	+

\* Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a no mínimo 2% de sua área, sendo 1% amostra controle e 1% experimental (com cercado).

\*\* Considerou-se como *comerciais* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

\*\*\* Espécies pioneiras (n=13).



Tabela 2.3 (Continuação).

Família <i>Espécie</i>	Nome Comum	Clareira Grande (162 m <sup>2</sup> )*		Clareira Média (68 m <sup>2</sup> )		Clareira Pequena (30 m <sup>2</sup> )		Floresta (120 m <sup>2</sup> )	
		C	E	C	E	C	E	C	E
<b>Myrtaceae</b>									
<i>Myrciaria</i> sp.	Goiabinha	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Myrcia</i> sp.	Murta	+	+	+	+	-	+	+	+
<b>Nictaginaceae</b>									
<i>Neea floribunda</i>	João-mole	+	+	+	+	-	-	+	+
<b>Rutaceae</b>									
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> ***	Tamanqueira-branca	+	+	+	-	+	+	-	-
<i>Metrodoria flavida</i>	Três-folhas	-	-	+	-	-	-	-	-
<b>Sapotaceae</b>									
<i>Pouteria oppositifolia</i>	Abiu-branco	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Micropholis venulosa</i>	Abiu-rosadinho	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pouteria guianensis</i>	Abiu-vermelho	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ecclinusa guianensis</i>	Seringarana-preta	-	-	-	-	-	-	+	+
<b>Simaroubaceae</b>									
<i>Simaba cedron</i>	Pau-para-tudo	-	+	-	-	-	-	-	-
<b>Solanaceae</b>									
<i>Solanum</i> sp.1***	Jurubeba-branca	+	+	+	-	-	+	-	-
<i>Solanum</i> sp.2***	Jurubeba-gata-loura	+	+	-	+	+	-	-	-
<i>Solanum</i> sp.3***	Jurubeba (sem espinho)	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Solanum</i> sp.4***	Jurubeba-vermelha	+	+	-	+	-	+	-	-
<b>Tiliaceae</b>									
<i>Luehea grandiflora</i>	Mutamba-preta	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Apeiba albiflora</i>	Pente-de-macaco	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>Violaceae</b>									
<i>Rinorea flavescens</i>	Canela-de-jacamim	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Rinorea guianensis</i>	Capoeiro-preto	+	+	+	+	+	+	+	+
Não identificada 1	Araruta	+	-	-	-	-	-	-	-
Não identificada 2	Cega-jegue	+	+	-	+	-	-	-	-
Não identificada 3	Genipapo-da-mata	-	-	-	-	-	-	+	-

\* Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a no mínimo 2% de sua área, sendo 1% amostra controle e 1% experimental (com cercado).

\*\* Considerou-se como *comerciais* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

\*\*\* Espécies pioneiras (n=13).

**Tabela 2.3** (Continuação).

Família <i>Espécie</i>	Nome Comum	Clareira Grande (162 m <sup>2</sup> )*		Clareira Média (68 m <sup>2</sup> )		Clareira Pequena (30 m <sup>2</sup> )		Floresta (120 m <sup>2</sup> )	
		C	E	C	E	C	E	C	E
Não identificada 4	Guabiraba	-	-	-	+	-	-	+	-
Não identificada 5	Manga-brava	-	-	-	+	-	-	-	-
Não identificada 6	Marapuama	-	-	-	-	-	-	+	-
Não identificada 7	---	-	-	-	-	+	-	-	-
Não identificada 8	Pimenta-de-macaco	-	-	-	-	-	-	+	-
Não identificada 9	Pitomba-de-macaco	-	+	-	-	-	-	-	+
# total de spp / tratamento / ambiente		67	72	50	53	27	31	49	45
# spp em comum entre os tratamentos / ambiente		58		36		19		36	
<b>Índice de Similaridade de Sorensen (%)</b>		<b>83</b>		<b>70</b>		<b>66</b>		<b>77</b>	

\* Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a no mínimo 2% de sua área, sendo 1% amostra controle e 1% experimental (com cercado).

\*\* Considerou-se como *comerciais* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

\*\*\* Espécies pioneiras (n=13).

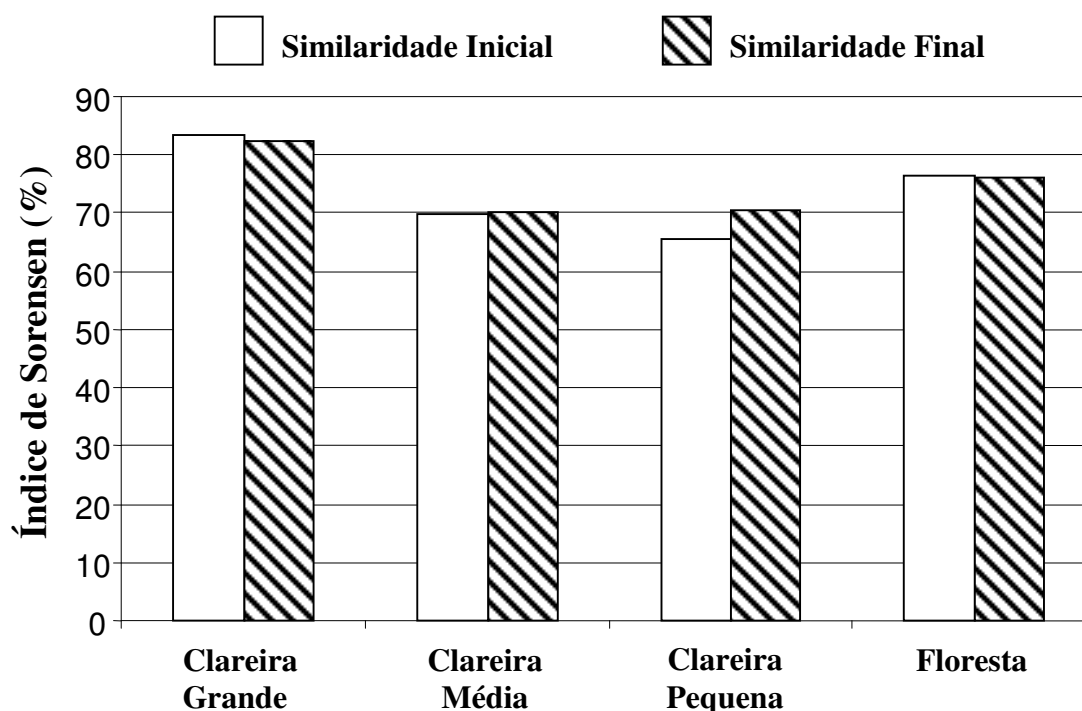


FIGURA 2.11: Similaridade inicial e final (após 15 meses) das espécies em regeneração entre as amostras controle e experimental em diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

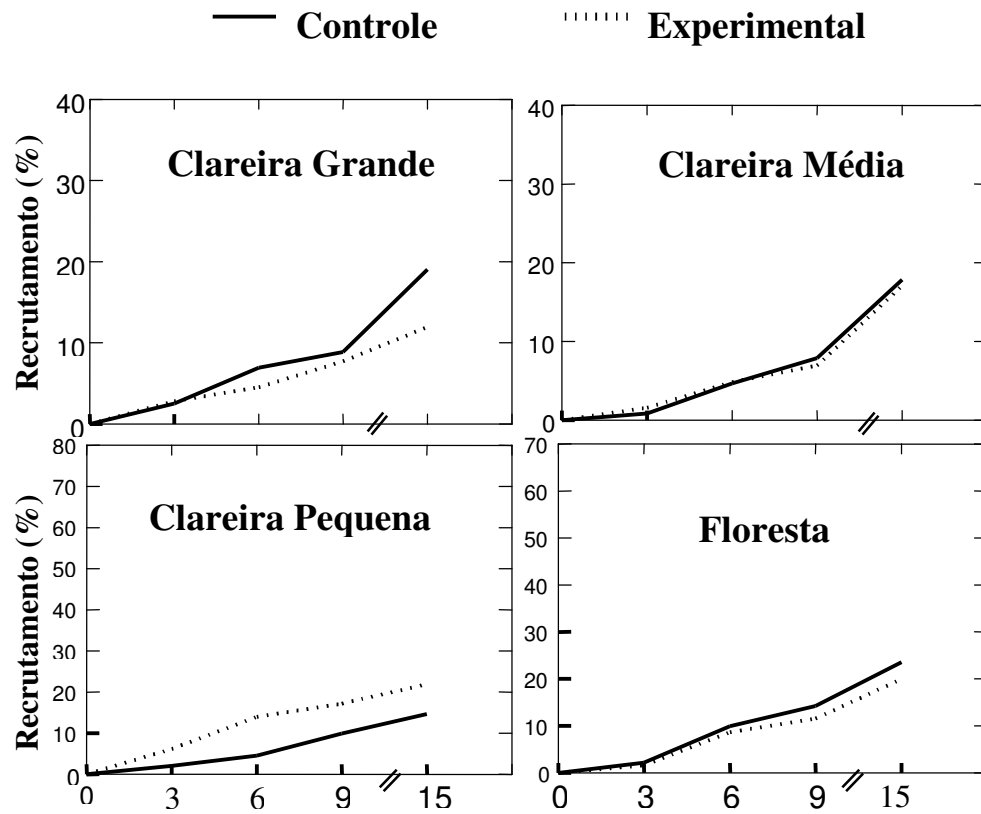


FIGURA 2.12: Recrutamento das espécies em geral nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

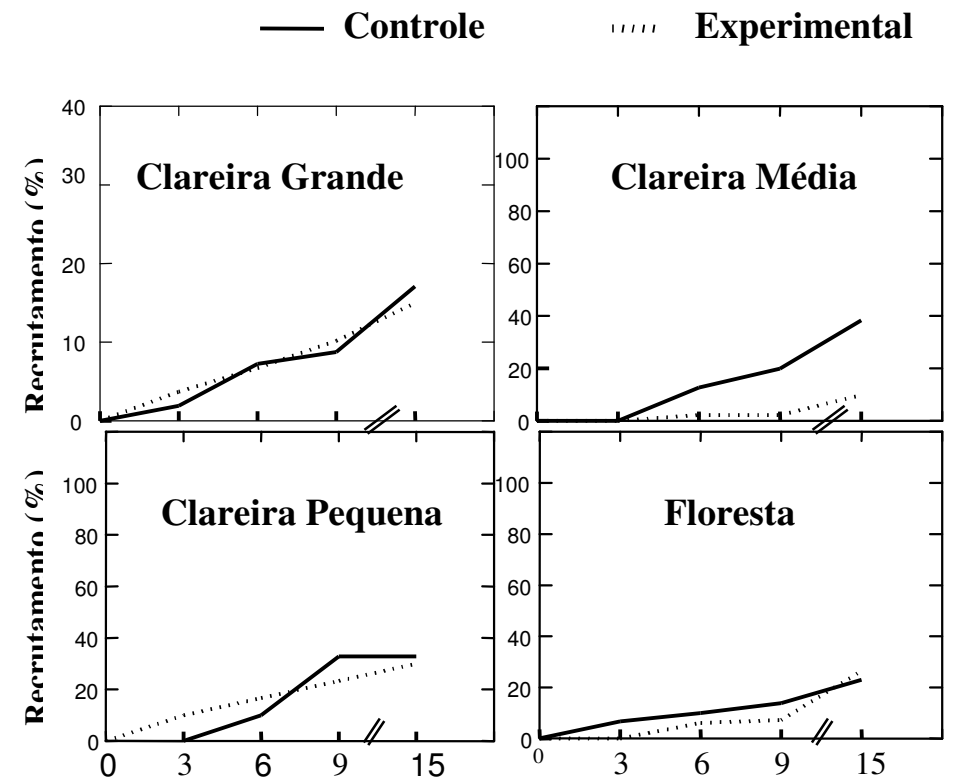


FIGURA 2.13: Recrutamento de espécies comerciais nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

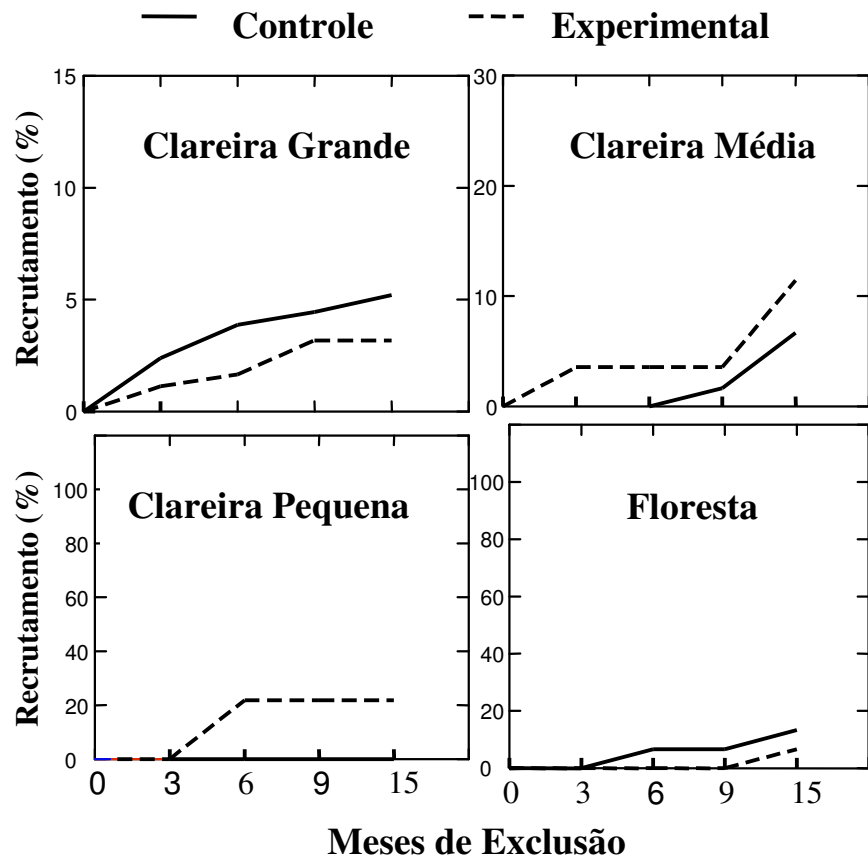


FIGURA 2.14: Recrutamento de espécies pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

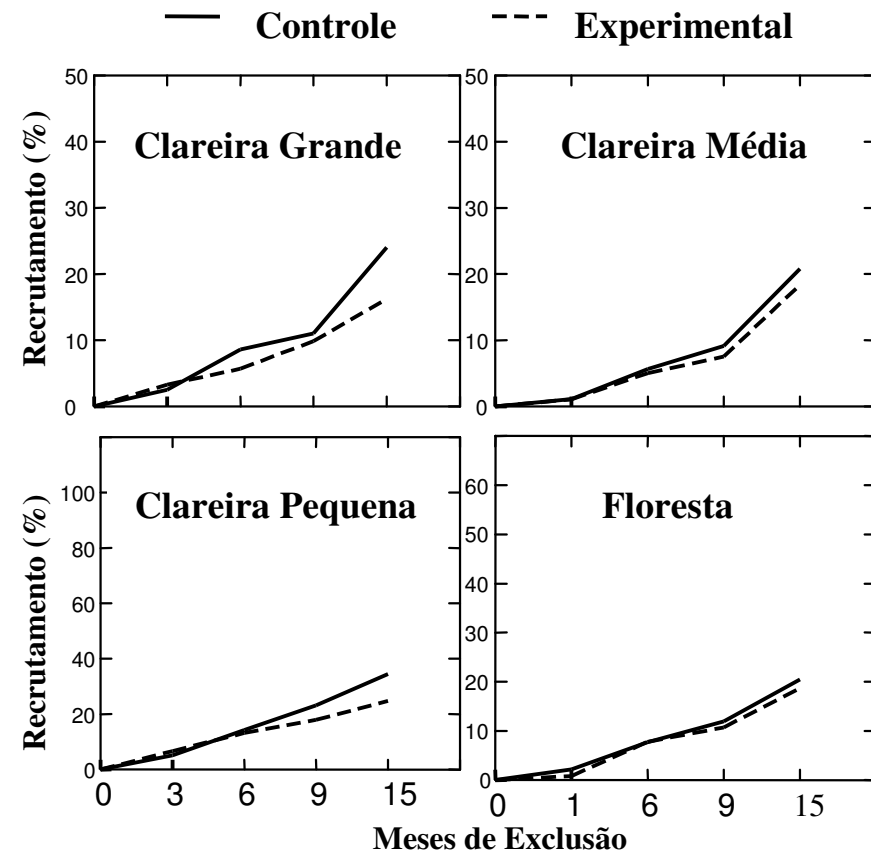


FIGURA 2.15: Recrutamento de espécies não-pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3.3.3. Mortalidade de Espécies Vegetais nas Amostras Controle e Experimental

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Madeireiras Comerciais*

Da mesma forma como observado sobre a porcentagem de recrutamento das espécies vegetais com e sem a potencial interferência de algumas espécies de herbívoros vertebrados, a taxa de mortalidade das espécies vegetais em regeneração também não diferiu significativamente entre as condições controle e experimental em nenhum dos ambientes e períodos analisados (Teste *t* pareado,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 2.16). A análise somente das espécies comerciais também evidenciou essa mesma ausência de impacto significativo do tratamento de exclusão de herbívoros sobre a mortalidade da vegetação (Teste *t* pareado,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 2.17).

#### b) *Espécies Pioneiras e Espécies Não-Pioneiras*

Quando separadas por grupos ecológicos, as taxas de mortalidade das espécies da regeneração, sejam elas pioneiras ou não, novamente reiteram o semelhante desempenho das espécies independentemente do tratamento de exclusão (Teste *t* pareado,  $P > 0,05$ , em todos os casos). A maior parte da mortalidade observada nas diferentes clareiras e floresta fechada ocorreu no grupo das espécies pioneiras, independentemente da condição controle ou experimental (FIGURAS 2.18 e 2.19). Assim, a mortalidade de pioneiras não foi causada pela herbivoria da fauna de mamíferos de médio e grande porte existentes na área. Em sua quase totalidade, as plantas pioneiras secaram completamente, principalmente as embaúbas, sem apresentar danos físicos aparentes.

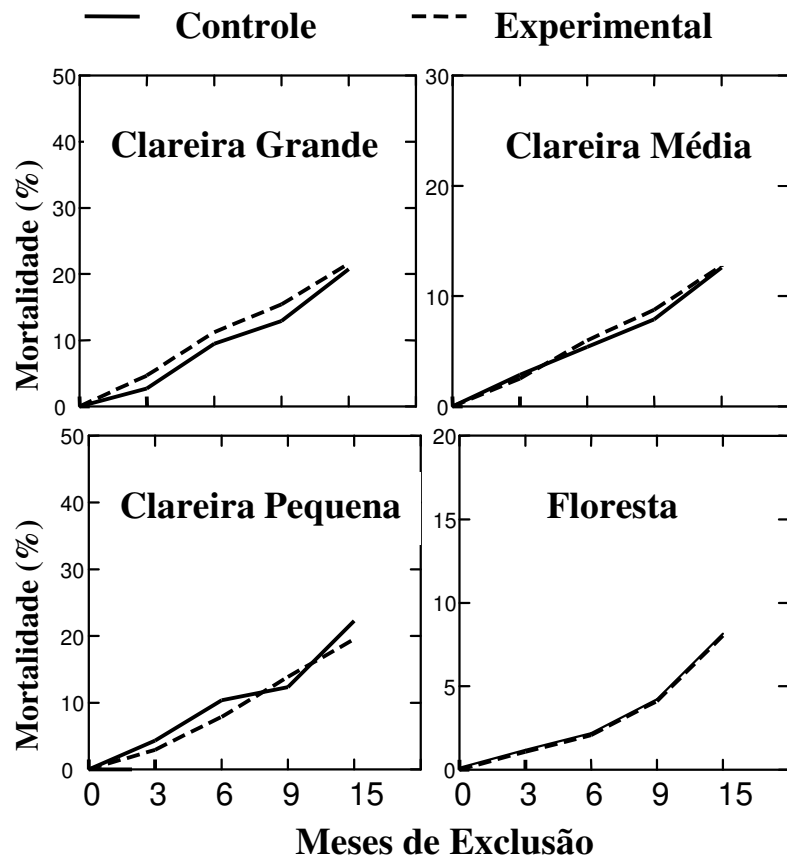


FIGURA 2.16: Mortalidade das espécies em geral nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

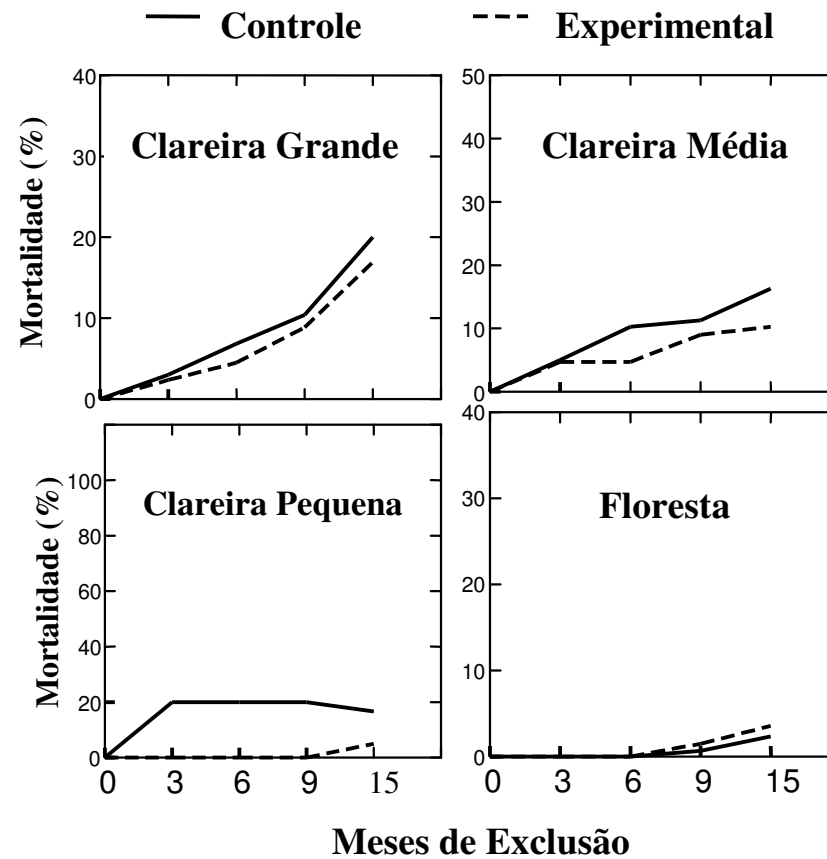


FIGURA 2.17: Mortalidade de espécies comerciais nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

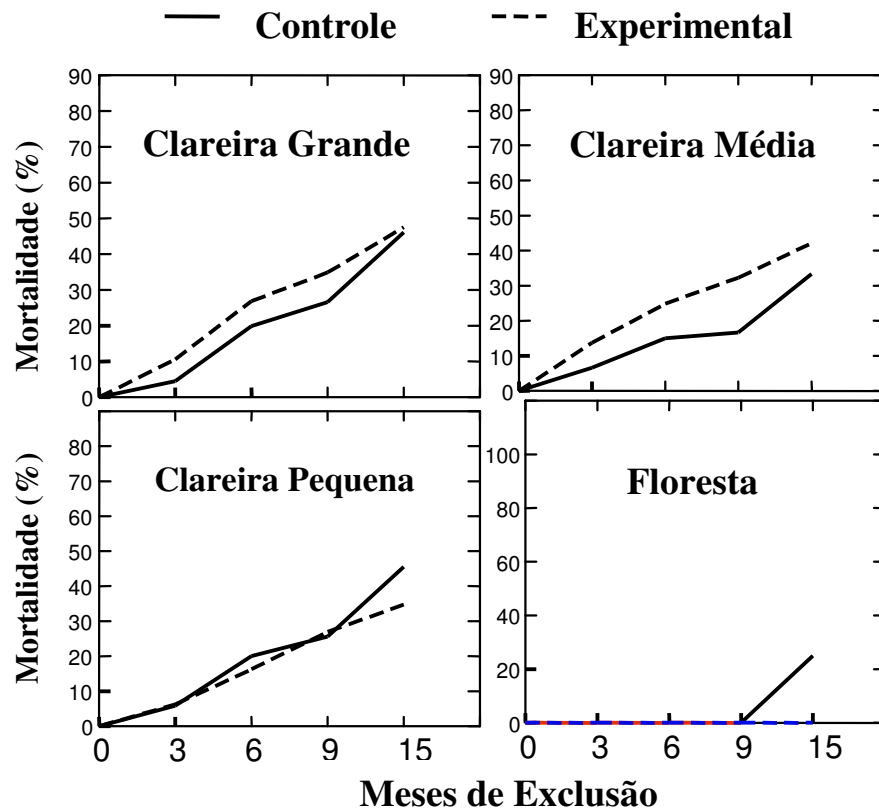


FIGURA 2.18: Mortalidade de espécies pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

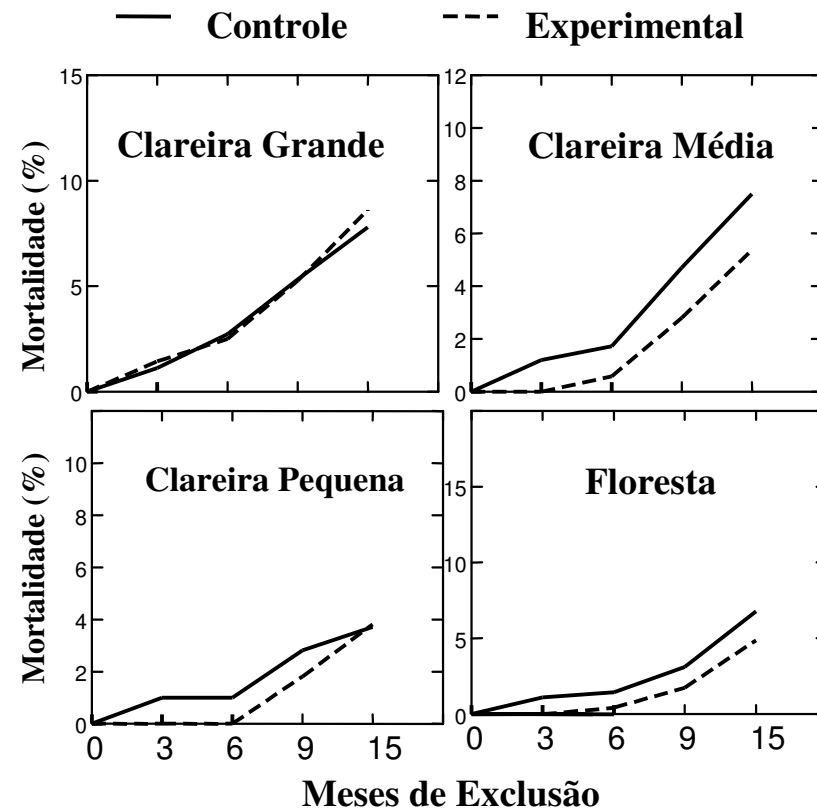


FIGURA 2.19: Mortalidade de espécies não-pioneiras nas condições controle (livre acesso) e experimental (exclusão de herbívoros vertebrados de médio e grande porte), nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. A Atividade de Herbívoros Vertebrados em Diferentes Ambientes da Floresta Explorada

Nenhum dos mecanismos utilizados para acessar a atividade da fauna nos diversos ambientes da floresta explorada na Fazenda Rio Capim (*e. g.*, pátios, clareiras de diferentes tamanhos, floresta com dossel fechado) evidenciou diferenças consistentes na frequência de uso entre os ambientes. Portanto, a hipótese inicial de que vertebrados herbívoros frequentariam mais intensamente as clareiras médias em detrimento das grandes e pequenas não se confirmou. Todavia, os dados provenientes dos registros fotográficos e do experimento de remoção de frutos exprimem tendências relevantes que merecem ser analisados.

A característica mais notória do monitoramento da fauna por meio das câmeras fotográficas foi a aparente irregularidade com que a fauna cobre a área amostrada. Durante cinco meses, as máquinas foram instaladas em 50 diferentes pontos das clareiras, pátios e floresta fechada, permanecendo acionada 25 dias consecutivos em cada ponto e, no entanto, 40 a 80% dos pontos nunca efetivaram se quer um registro de fauna endotérmica. Ou seja, os 70 registros obtidos ao longo deste estudo se limitaram a poucos pontos em cada tipo de ambiente. Os animais parecem utilizar percursos rotineiros que algumas vezes se alteram para acessar novos recursos alimentares. Esse comportamento é muito comum, por exemplo, em primatas neotropicais (*e. g.*, STONER, 1996; PINTO *et al.*, 2003). Como as máquinas não foram atreladas ao uso de iscas, elas somente registrariam os animais em deslocamento e/ou forrageio pela área. Mas, os pátios que apresentavam muita regeneração de embaúbas, ou seja, ofertavam alimento em abundância, foram os ambientes com maior e menos irregular número de registros por ponto.



Assim, enquanto o monitoramento por meio das máquinas fotográficas transmite a impressão de que os vertebrados herbívoros utilizam heterogeneamente o espaço disponível, a análise sob a ótica do experimento de remoção de frutos demonstra que se um recurso alimentar é ofertado, eles o encontram. Essa foi a principal evidência deste monitoramento indireto. Utilizando-se dez espécies de frutos com características bem variadas, consistentemente se observou um nível de consumo/remoção semelhante entre as três categorias de clareiras e floresta fechada, assim como entre diferentes micro-sítios dentro das clareiras grandes e médias. Ou seja, as características do ambiente em si foram secundárias à possibilidade de obter um recurso alimentar de alto valor energético que eram os frutos. Deve-se ressaltar que neste momento as clareiras já tinham mais de dois anos de processo regenerativo, tempo certamente suficiente para neutralizar os efeitos repulsivos imediatos da exploração madeireira relacionados à movimentação intensa de máquinas e pessoas na área sob exploração (JOHNS, 1983; JOHNS & SKORUPA, 1987).

Este é um sinalizador muito importante para o manejo florestal sustentável. Manter a fauna é fundamental, não somente porque ela desempenha uma gama de serviços ecológicos cruciais ao equilíbrio dinâmico da floresta, mas ela também representa a única fonte de proteína animal e meio de subsistência para muitas comunidades que habitam áreas remotas (ver ROBINSON & BENNETT, 2000, para uma revisão). E um fator central para assegurar o recrutamento da fauna nas áreas alteradas pela extração de madeira é a manutenção de um estoque de fontes alimentares temporal e espacialmente bem distribuídas. A disponibilidade temporal se refere à necessidade de conservar a variedade do estoque, pois favorecer especificamente uma espécie, apenas garantiria uma fonte provisória e restrita ao seu período de “safra”; manter diferentes espécies favorece uma provisão mais regular ao longo do tempo.

Adicionalmente, esses resultados obtidos com frutos e câmeras demonstram uma outra tendência que merece um estudo mais específico: clareiras médias e grandes parecem ser ambientes acolhedores para pequenos roedores e marsupiais. Estes animais foram registrados pelas câmeras apenas nesses ambientes (sem uso de iscas), ou seja, não foram fotografados em pátios, clareiras pequenas ou floresta fechada. Comparativamente com as clareiras médias e grandes, cuja área é razoavelmente ocupada por galhadas e/ou troncos de árvores menores quebradas durante a exploração, estes três ambientes são mais simplificados, talvez ofereçam menos abrigos para pequenos mamíferos. Todavia, conforme discutido anteriormente, o experimento sobre consumo/remoção de frutos fornece indícios de que esses animais visitaram os diferentes ambientes para alimentar-se (exceto os pátios, pois estes não foram utilizados no experimento com frutos). Vários estudos têm associado o aumento na abundância de pequenos roedores a distúrbios florestais (*e. g.*, OCHOA, 2000; GITZEN & WEST, 2002). Porém, se realmente clareiras médias e grandes são micro-ambientes que favorecem a fixação desses pequenos mamíferos na área explorada é uma possibilidade que precisa de um estudo populacional mais intensivo e específico para ser confirmada. Em caso afirmativo, a frequência dessas clareiras poderia afetar a composição local de espécies animais e, conseqüentemente, modificar a dinâmica da regeneração florestal (ver JANZEN, 1970; HOWE & SMALLWOOD, 1982).

#### **4.2. A Regeneração Florestal com e sem Exclusão de Herbívoros Vertebrados**

O experimento de exclusão de herbívoros vertebrados não detectou recrutamento ou mortalidade diferencial entre as amostras controle (regeneração não protegida) e experimental (regeneração dentro do cercado), em nenhum dos ambientes analisados, de modo que a riqueza inicial de plântulas se manteve a similar entre as

referidas amostras. Assim, a segunda parte da hipótese inicial que previa maior diversidade nas parcelas controle das clareiras médias não foi corroborada. Até mesmo porque não houve uso mais intenso desses ambientes pela fauna que era a premissa dessa expectativa. As plântulas com maior mortalidade foram as pioneiras, sendo essa mortalidade causada aparentemente por fatores físicos do ambiente, uma vez que não se detectou sinais de consumo pelos grandes herbívoros existentes na área, como as antas e veados. No sítio deste estudo, onde a atividade madeireira é a principal forma de uso da terra, há muitos pátios e ramais secundários com abundante provisão alimentar para esses animais. De modo que mesmo clareiras grandes, onde a regeneração foi mais densa (ver Capítulo IV), não representaram um chamariz especial para esses herbívoros. Ademais, esse sítio mantém uma grande área de floresta contínua, ainda que explorada, que pode minimizar a pressão de forrageio por unidade de área. Assim, neste sítio específico, práticas pós-exploratórias como o enriquecimento de clareiras com plântulas de espécies comerciais poderiam ser bem sucedidas (*e. g.*, NEPSTAD *et al.*, 1996; OLIVEIRA, 2000), pelo menos a baixa pressão de herbivoria contribuiria para isso.

O impacto da herbivoria sobre o desempenho da regeneração deve ser determinado por um conjunto de diversos e inter-relacionados fatores que, certamente abrangem a densidade e diversidade local de herbívoros, a densidade e composição local da vegetação, assim como características intrínsecas de cada espécie vegetal em estudo (*e. g.*, palatabilidade, presença de mecanismos de defesa físicos e/ou químicos, retorno energético). Estudos utilizando espécies focais têm encontrado respostas variadas da vegetação à pressão da fauna. Por exemplo, MOLOFSKY & FISHER (1993) avaliaram durante um ano a sobrevivência de plântulas de três espécies “clímax” em dois ambientes, clareiras e sub-bosque, e sob as condições *com* e *sem* exclusão de mamíferos, na Ilha de Barro Colorado (IBC), Panamá. As espécies dos gêneros *Gustavia* e *Virola* apresentaram significativamente maior taxa de sobrevivência nos dois

ambientes quando protegidas da ação desses herbívoros, porém a espécie do gênero *Aspidospermum* foi indiferente à exclusão. HOWLETT & DAVISON (2003) realizaram um experimento de exclusão de fauna protegendo espécies pioneiras, em um sítio de exploração de madeira na Malásia e, após 18 meses, observaram que as pioneiras sem a pressão dos herbívoros cresceram mais do que àquelas não protegidas.

Alguns estudos comparam o desempenho de plântulas sob diferentes pressões da mastofauna sem implementar experimentos de exclusão, mas sim comparando sítios com diferentes históricos de intensidade de caça. Nesse contexto, WHIGHT & DUBER (2001) monitoraram uma espécie de palmeira (*Attalea butyraceae*), no Panamá central, sob quatro distintas situações: sem pressão de caça, leve pressão, intensa pressão e em pequeno fragmento florestal. Maior predação de sementes e plântulas foi registrada onde a pressão de caça era menor, ou seja, onde a fauna estaria supostamente mais conservada. De forma semelhante, TERBORGH & WHIGHT (1994) monitoraram a sobrevivência de sementes de *Dipteryx* entre a IBC, Panamá, onde a pressão de caça teria reduzido a abundância de cutias e pacas, e Cocha Cachu, Peru, onde esses táxons estariam bem conservados. Após dois anos, não identificaram diferença significativa na sobrevivência das sementes.

O presente estudo não trabalhou essa abordagem *por espécie*, pois seu foco principal foi avaliar o impacto dos herbívoros vertebrados sobre a regeneração como um todo. Mas, uma mensagem geral ficou evidente: os vertebrados herbívoros não evitam o uso das clareiras, pelo menos se elas ofertam algum recurso de interesse. Assim, monitorar a produção local e/ou o aporte de frutos/sementes em diferentes ambientes dentro de uma área explorada pode fornecer um confiável preditor da potencial contribuição de cada micro-ambiente à retenção da fauna.

De modo geral, a floresta com exploração madeireira de impacto reduzido que foi alvo do presente estudo corroborou a capacidade já evidenciada em outros

estudos de conservar a fauna de vertebrados (GRIESIER JOHNS, 1997; PUTZ *et al.*, 2000). Mais da metade das espécies de médios/grandes mamíferos e grandes aves de chão e/ou de sub-bosque registradas por estudos mais intensivos nesta e em outras áreas de municípios próximos (AZEVEDO-RAMOS, 2004; AZEVEDO-RAMOS *et al.*, *no prelo*) foram aqui catalogadas, apesar de uma espacial e temporalmente limitada amostragem da fauna de sangue quente realizada via câmeras fotográficas. Assim, esta área explorada denota um alto potencial para atuar como um corredor ecológico entre áreas de proteção integral da floresta, pois, no contexto abordado por GASCON *et al.* (1999), certamente ela seria um ambiente matriz com grandes *poros*, ou seja, abrigando mais do que impedindo o trânsito da fauna em seu interior.

## CAPÍTULO III

**CHUVA DE SEMENTES EM DIFERENTES TAMANHOS DE CLAREIRA PÓS-EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

## 1. INTRODUÇÃO

Na dinâmica de regeneração florestal, a dispersão de sementes é um evento crítico ao sucesso reprodutivo das espécies e conquista de novos ambientes, ocorrendo pela ação de vetores bióticos (a fauna) e abióticos (*e. g.*, vento, água, pressão, gravidade). Nas florestas tropicais, os animais são os dispersores da maior parte das espécies vegetais arbóreas (50-90%, HOWE & SMALLWOOD, 1982; WILLSON *et al.*, 1989). Os agentes abióticos atuam, principalmente, junto a espécies arbóreas emergentes e a espécies pioneiras (PIÑA-RODRIGUES & AGUIAR, 1993).

As vantagens da dispersão de sementes às espécies vegetais são apresentadas em três distintas teorias, porém não mutuamente excludentes: a *hipótese de escape* (JANZEN, 1970; CONNELL, 1971), a *hipótese de colonização* (HOWE & SMALLWOOD, 1982) e a *hipótese de dispersão direcionada* (HOWE & SMALLWOOD, 1982). Segundo a *hipótese de escape*, a dispersão aumenta as chances dos descendentes de escapar da mortalidade densidade-dependente e/ou distância-dependente que potencialmente é maior próximo à planta-mãe. A *hipótese de colonização* argumenta que a dispersão aumenta a probabilidade das sementes colonizarem efêmeras clareiras na floresta, decorrentes da queda de árvores ou galhos, nas quais as plântulas teriam maior possibilidade de se estabelecerem, devido à maior incidência de luz nesses micro-sítios. E a *hipótese de dispersão direcionada* enfatiza o transporte de sementes de forma não aleatória, por agentes dispersores que depositariam as sementes em sítios específicos e altamente favoráveis à sua germinação (*p. ex.*,

formigas que conduzem sementes para troncos apodrecidos; aves que transportam sementes de ervas-de-passarinho para seus poleiros no dossel, etc.).

A dispersão de sementes por agentes bióticos compreende as fases de *pré-dispersão*, na qual o ponto crítico é a capacidade do fruto de atrair dispersores; a fase de *dispersão*, centrada nas características comportamentais e morfofisiológicas dos agentes dispersores; e a fase de *pós-dispersão*, que depende, essencialmente, das condições físico-químicas e potenciais predadores existentes no local em que a semente foi depositada (GARBER & LAMBERT, 1998). Apesar desta última fase, as clareiras naturais de uma floresta madura são sítios ideais para germinação de muitas espécies florestais arbóreas (HOWE & SMALLWOOD, 1982; GUARIGUATA, 2000). Porém, a ineficiência dos mecanismos de dispersão e/ou limitação da fonte faz com que muitas espécies não ocorram em áreas que lhe seriam favoráveis, simplesmente porque suas sementes não chegaram até elas (HUBBELL *et al.*, 1999; BROKAW & BUSING, 2000).

A exploração madeireira pode agravar esse quadro, pois remove muitas árvores adultas reprodutivas (limita a fonte) e, pelo menos em curto prazo, pode afetar o comportamento de vetores bióticos e/ou a população de predadores de sementes (JOHNS, 1983; JOHNS & SKORUPA, 1987; PUTZ *et al.*, 2000, para uma revisão), podendo comprometer a distribuição de sementes na área explorada, especialmente, nas clareiras que são os pontos de maior dano estrutural. Segundo o modelo de *distúrbios intermediários* proposto por CONNELL (1978; detalhado no Cap. I), quando um distúrbio danifica áreas muito grandes ou muito pequenas somente um restrito conjunto de espécies conseguirão colonizá-las. No primeiro caso (áreas grandes), a capacidade de transporte dos propágulos e sua resistência a condições físicas severas serão os principais fatores seletivos. Enquanto que no segundo caso (áreas muito pequenas), a

capacidade das espécies imigrantes de competir com as espécies locais já estabelecidas será decisiva, havendo uma tendência de que espécies de árvores vizinhas colonizem a abertura. Assim, segundo CONNELL, uma comunidade colonizadora mais diversa deve ocorrer em um tamanho intermediário de distúrbio, capaz de satisfazer um conjunto mais amplo de espécies.

Em face ao propósito de utilizar sustentavelmente os recursos florestais, torna-se estratégico conhecer como o tamanho das clareiras decorrentes da exploração de madeira pode afetar a quantidade e qualidade da chuva de sementes. Assim, este estudo tem o objetivo de avaliar o aporte de sementes em três diferentes tamanhos de clareiras, analisando-o quanto ao agente dispersor e tamanho das sementes. A hipótese do *distúrbio intermediário* será aqui testada. Portanto, a predição deste estudo é que clareiras grandes e pequenas, assim como a amostra controle de floresta com dossel fechado (sem distúrbio), receberão relativamente menor riqueza de sementes do que as clareiras médias. Adicionalmente, na composição de sementes das clareiras grandes, predominará sementes pequenas e/ou de espécies dispersas pelo vento.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Avaliação Preliminar da Regeneração

Para verificar a contribuição de diferentes mecanismos de dispersão de sementes à composição de espécies presentes na regeneração das 15 clareiras e amostra controle em floresta com dossel fechado, na Fazenda Rio Capim, procurou-se identificar a forma de dispersão de sementes das 106 espécies vegetais registradas na regeneração (apresentadas no Cap. II). Essa identificação se baseou em observações de campo, no conhecimento florestal de dois experientes parobotânicos e em dados disponíveis na literatura (VIEIRA *et al.*, 1996; RIBEIRO *et al.*, 1999; LORENZI, 2000, 2002).



## 2.2. Amostragem da Chuva de Sementes

A chuva de sementes foi monitorada durante um ano (ago/04 – jul/05) por meio de coletores de sementes instalados nas 15 clareiras, com dois anos de idade, e na floresta fechada. Os coletores foram confeccionados com tela de nylon, em forma de funil, medindo pouco mais de 70 x 70 cm de abertura, de modo que cada um cobrisse uma área de 0,5 m<sup>2</sup>. Foram usados sempre dois coletores por ponto amostral para se obter uma amostra de 1 m<sup>2</sup> de cada ponto (FIGURA 3.1).

O mesmo esquema de amostragem utilizado no monitoramento da regeneração foi mantido aqui (Capítulo II), ou seja, as amostragens foram estratificadas de acordo com a categoria de tamanho da clareira. Estabeleceu-se que cada clareira teria, no mínimo, três parcelas amostrais ou quantas fossem necessárias até que 1% de sua área fosse coberto pelos coletores. De modo que as clareiras grandes receberam 16-17 pontos amostrais, totalizando 81 m<sup>2</sup> de amostragem para essa categoria; as clareiras médias, entre 5-8 pontos, somando 34 m<sup>2</sup>; e as clareiras pequenas receberam o valor mínimo de três parcelas amostrais, totalizando 15 m<sup>2</sup>. Para cada clareira estudada, quatro pontos controle, sob dossel fechado, foram estabelecidos, distanciados entre si (em geral, duas para cada lado do menor eixo da clareira), e no mínimo a 20 m da borda das clareiras. A média dos quatro pontos amostrais representou a amostra para aquela porção da floresta fechada.

Para suprir essa demanda amostral, 380 coletores (2 por ponto amostral) foram fixados a ~1,2 m do chão, presos aos cercados construídos para o experimento de exclusão de fauna (Capítulo II). Essa disposição do coletor limitou a amostragem do aporte de sementes para aquelas que viessem a partir dessa altura, como as sementes dispersas pela fauna voadora, pelo vento e/ou por autocoria da regeneração mais avançada ou de árvores marginais. A verificação das sementes capturadas pelos

coletores era feita uma vez por mês. Apenas as sementes com tamanho  $\geq 3$  mm e fisicamente íntegras eram conferidas. Sementes ocas (sem o embrião) ou parasitadas por larvas de insetos eram descartadas da amostra. O tamanho mínimo de 3 mm foi considerado mais confiável para a quantificação precisa das sementes e para não confundi-las com detritos. Para auxiliar nas identificações de sementes desconhecidas, elas foram plantadas em sementeiras de isopor, em substrato de areia e vermiculita (1:1) e eram regadas diariamente.

### 2.3. Tratamento e Análise de Dados

Em cada ambiente monitorado, a chuva de sementes foi classificada por agente dispersor, por tamanho da semente e por micro-sítio dentro de cada clareira. No primeiro caso, as sementes foram agrupadas em “dispersão pelo vento” e “dispersão pela fauna”, conforme apresentassem características pertinentes a um ou outro agente (*e.g.*, presença de plumas, “asas”; polpa carnosa). Quanto ao seu tamanho (comprimento), as sementes foram classificadas como: pequenas – 0,3 a 1,0 cm, médias – 1,1 a 2,0 cm, ou grandes -  $> 2$  cm. E, por fim, as sementes foram agrupadas por sua área de ocorrência dentro da clareira – centro ou borda; estabelecendo-se que o “centro” para as clareiras grandes abrangeria seus quatro pontos mais centralizados, nas clareiras médias seriam os três pontos mais centrais e nas pequenas seria seu único ponto central (FIGURA 3.1).

Para análise dos resultados, os dados foram totalizados por clareira e por mês. Como o monitoramento durou 12 meses, obteve-se para cada ambiente 12 valores médios ( $n=12$ ). Após testar graficamente a normalidade e a homocedasticidade dos dados, a análise da variância (Anova) foi utilizada para avaliar as diferenças do número

relativo de sementes entre os ambientes e o teste  $t$  pareado foi empregado nas comparações entre os micro-sítios dentro de uma mesma clareira.



FIGURA 3.1: Coletores de sementes e sua distribuição nos diferentes tamanhos de clareira e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Espécies da Regeneração e Agentes Dispersores

A forma de dispersão de sementes pode ser caracterizada para 94 das 106 espécies regenerativas inventariadas nas 15 clareiras e amostras florestais, na Fazenda Rio Capim. A dispersão realizada pela fauna (zoocoria) ocorre em, pelo menos, 81 das espécies (86%), sendo esse valor certamente maior, uma vez que algumas espécies cujas sementes são dispersas pelo vento (anemocoria: 7 espécies, 7,5%) ou que apresentam dispersão explosiva (balistocoria: 6 espécies, 6,5%) também são potencialmente consumidas por animais. Dentre as espécies da regeneração, apenas as sementes de 24 delas foram seguramente reconhecidas na chuva de sementes (TABELA 3.1).

#### 3.2. Aspectos Gerais da Chuva de Sementes

Nos 190 pontos amostrais (1 m<sup>2</sup> cada) estabelecidos nos diferentes ambientes na Fazenda Rio Capim, durante um ano de monitoramento, foram obtidas 3.637 sementes ( $\geq 3$  mm; não parasitadas), pertencentes a 185 espécies. Desse número total de sementes, 800 (22%) apresentavam evidentes adaptações para dispersão pelo vento e compreendiam 23 espécies. As demais 2.837 sementes (78%) se distribuíram entre 168 espécies, sendo em sua maioria espécies com características de dispersão pela fauna (*e. g.*, mesocarpo ou arilo carnosos, amêndoa rica em lipídio). Estas sementes dispersas pela fauna não necessariamente chegaram ao coletor transportadas por animais. Algumas grandes sementes, como de *Lecythis jarana* (jarana) e *Vouacapoua americana* (acapu), provavelmente atingiram um coletor na clareira, a 1,2 m de altura do chão, ao cair de alguma árvore na borda da clareira e desviar em algum obstáculo, pois estas espécies são em geral dispersas por mamíferos de solo, como cutias e pacas (FIGURA 3.2).

TABELA 3.1: Mecanismos de dispersão de sementes das espécies regenerativas das clareiras (1,3 ano) e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<b>ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIAIS*</b>			
<b>Anacardiaceae</b>			
<i>Astronium gracile</i>	Muiracatiara	Zoocoria	
<b>Apocynaceae</b>			
<i>Aspidosperma megalocarpum</i>	Araracanga	Anemocoria, zoocoria	
<b>Bignoniaceae</b>			
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipê-roxo	Anemocoria	
<i>Jacaranda copaia</i>	Parapará	Anemocoria	<b>X</b>
<b>Boraginaceae</b>			
<i>Cordia goeldiana</i>	Freijó-cinza	Zoocoria	
<b>Burseraceae</b>			
<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	Breu-sucuruba	Zoocoria	
<i>Protium suberratum</i>	Breu-vermelho	Zoocoria	
<b>Celastraceae</b>			
<i>Goupia glabra</i>	Cupiúba	Zoocoria	
<b>Euphorbiaceae</b>			
<i>Glycidendron amazonicum</i>	Mirindiba	Zoocoria	
<b>Flacourtiaceae</b>			
<i>Laetia procera</i>	Pau-jacaré	Zoocoria	
<b>Lauraceae</b>			
<i>Licaria brasiliensis</i>	Louro-amarelo	Zoocoria	?
<i>Ocotea glomerata</i>	Louro-pimenta	Zoocoria	?
<i>Ocotea caudata</i>	Louro-preto	Zoocoria	<b>X</b>
Não-identificada	Louro-cravinho	Zoocoria	?

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.1: Continuação.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<b>Lecythidaceae</b>			
<i>Eschweilera</i> sp.	Matamatá	Zoocoria	X
<i>Couratari</i> sp.	Tauari	Zoocoria	X
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>			
<i>Vouacapoua americana</i>	Acapu	Zoocoria	X
<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	Zoocoria	X
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>			
<i>Hymenolobium petraeum</i>	Angelim-pedra	Anemocoria, zoocoria	
<i>Pithecelobium racemosum</i>	Angelim-rajado	Zoocoria	
<i>Parkia gigantocarpa</i>	Fava-atanã	Zoocoria	
<i>Parkia paraensis</i>	Fava-branca	Zoocoria	
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Fava-orelha-de-macaco	Zoocoria	X
<i>Stryphnodendron polystachyum</i>	Tachirana	Zoocoria	
<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	Timborana	Anemocoria, zoocoria	
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>			
<i>Ormosia nobilis</i>	Sucupira-tento	Zoocoria	
<b>Meliaceae</b>			
<i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	Zoocoria	
<b>Moraceae</b>			
<i>Bagassa guianensis</i>	Tatajuba	Zoocoria	
<i>Brosimum acutifolium</i>	Mururé	Zoocoria	
<i>Helicostylis</i> sp.	Inharé	Zoocoria	

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.1: Continuação.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<b>Myristicaceae</b>			
<i>Virola michellii</i>	Virola-casca-de-vidro	Zoocoria	
<i>Virola sp.</i>	Virola-de-sangue	Zoocoria	
<b>Rutaceae</b>			
<i>Euxylophora paraensis</i>	Pau-amarelo	Balisticoria/ Zoocoria	
<b>Sapotaceae</b>			
<i>Pouteria pachycarpa</i>	Abiu-goiabão	Zoocoria	?
<i>Manilkara huberi</i>	Maçaranduba	Zoocoria	?
<i>Manilkara paraensis</i>	Maparajuba	Zoocoria	?
<b>Simaroubaceae</b>			
<i>Simarouba amara</i>	Marupá	Zoocoria	
<b>Sterculiaceae</b>			
<i>Sterculia pilosa</i>	Envira-quiabo	Zoocoria	
<b>ESPÉCIES NÃO-COMERCIAIS:</b>			
<b>Anacardiaceae</b>			
<i>Tapirira obtusa</i>	Pau-pombo	Zoocoria	
<b>Annonaceae</b>			
<i>Annona montana</i>	Araticum	Zoocoria	
<i>Duguetia echinophora</i>	Ata-menju	Zoocoria	X
<i>Guatteria ovalifolia</i>	Envira-cana	Zoocoria	X
Não identificada	Ata-brava	Zoocoria	
<b>Apocynaceae</b>			
<i>Spongiospermas grandiflorum</i>	Grão-de-porco	?	

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.1: Continuação.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<b>Bixaceae</b>			
<i>Bixa arborea</i>	Urucu-da-mata	Zoocoria	
<b>Boraginaceae</b>			
<i>Cordia bicolor</i>	Freijó-branco	Zoocoria	
<i>Cordia nodosa</i>	---	Zoocoria	<b>X</b>
<b>Burseraceae</b>			
<i>Tetragastris panamensis</i>	Breu-barrote	Zoocoria	<b>X</b>
<i>Protium nitidum</i>	Breu-branco	Zoocoria	
<b>Cecropiaceae</b>			
<i>Cecropia obtusa</i>	Embaúba-branca	Zoocoria	
<i>Cecropia sciadophylla</i>	Embaúba-vermelha	Zoocoria	
<i>Pourouma guianensis</i>	Embaubarana	Zoocoria	
<i>Pourouma sp.</i>	Mapatirana	Zoocoria	<b>X</b>
<b>Chrysobalanaceae</b>			
<i>Licania paraensis</i>	Casca-seca	Zoocoria	<b>X</b>
<b>Clusiaceae</b>			
<i>Symphonia globulifera</i>	Anani	Zoocoria	
<i>Rheedia acuminata</i>	Bacuri-bravo	Zoocoria	
<i>Vismia sp.</i>	Lacre	Zoocoria	
<b>Elaeocarpaceae</b>			
<i>Sloanea sp.</i>	Urucurana	Zoocoria	
<b>Euphorbiaceae</b>			
<i>Micrandropsis scleroxylon</i>	Acapuri	Balisticoria/ zoocoria	
<i>Sapium sp.</i>	Burra-leiteira	Balisticoria/ zoocoria	
<i>Dodecastigma integrifolia</i>	Café-bravo	Balisticoria/ zoocoria	

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.



Tabela 3.1: Continuação.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<i>Phyllanthus sp.</i>	Pau-branco	Zoocoria	
<i>Hevea brasilienses</i>	Seringarana-branca	Balisticoria/ zoocoria	<b>X</b>
Não identificada	Mandioca-de-veado	?	
<b>Lecythidaceae</b>			
<i>Lecythis idatimon</i>	Jatereu	Zoocoria	
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>			
<i>Eperua sp.</i>	Juruparana	Zoocoria (?)	<b>X</b>
<i>Hymenaea parvifolia</i>	Jutaí-mirim	Zoocoria	
<i>Tachigali myrmecophyla</i>	Tachi-preto	Anemocoria	
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>			
<i>Inga micradenia</i>	Ingá-branco	Zoocoria	
<i>Inga paraensis</i>	Ingá-vermelho	Zoocoria	<b>X</b>
<i>Inga sp.1</i>	Ingá-preto	Zoocoria	<b>X</b>
<i>Inga sp.2</i>	Ingá	Zoocoria	
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>			
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Conduru-de-sangue	Anemocoria	
<i>Poecilanthe effusa</i>	Gema-de-ovo	Zoocoria	<b>X</b>
<i>Zollernia paraensis</i>	Pau-santo	?	
<b>Malpighiaceae</b>			
<i>Byrsonima crispa</i>	Muruci-da-mata	Zoocoria	
<b>Melastomaceae</b>			
<i>Miconia guianensis</i>	Canela-de-veado	Zoocoria	
<b>Meliaceae</b>			
<i>Guarea carinata</i>	Cubarana	Zoocoria	
<b>Moraceae</b>			
<i>Brosimum lanciferum</i>	Conduru-preto	Zoocoria	<b>X</b>

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.1: Continuação.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<b>Myrtaceae</b>			
<i>Myrciaria</i> sp.	Goiabinha	Zoocoria	
<i>Myrcia</i> sp.	Murta	Zoocoria	
<b>Nictaginaceae</b>			
<i>Neea floribunda</i>	João-mole	Zoocoria	
<b>Rutaceae</b>			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Tamanqueira-branca	?	
<i>Metrodoria flavida</i>	Três-folhas	?	
<b>Sapotaceae</b>			
<i>Pouteria oppositifolia</i>	Abiu-branco	Zoocoria	?
<i>Micropholis venulosa</i>	Abiu-rosadinho	Zoocoria	X
<i>Pouteria guianensis</i>	Abiu-vermelho	Zoocoria	X
<i>Ecclinusa guianensis</i>	Seringarana-preta	Zoocoria	
<b>Simaroubaceae</b>			
<i>Simaba cedron</i>	Pau-para-tudo	Zoocoria	
<b>Solanaceae</b>			
<i>Solanum</i> sp.1	Jurubeba-branca	Zoocoria	
<i>Solanum</i> sp.2	Jurubeba-gata-loura	Zoocoria	
<i>Solanum</i> sp.3	Jurubeba (sem espinho)	Zoocoria	X
<i>Solanum</i> sp.4	Jurubeba-vermelha	Zoocoria	
<b>Tiliaceae</b>			
<i>Luehea grandiflora</i>	Mutamba-preta	?	
<i>Apeiba albiflora</i>	Pente-de-macaco	Zoocoria	

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.1: Continuação.

<b>Família</b> Espécie	<b>Nome Comum</b>	<b>Dispersão de Sementes</b>	<b>Ocorrência na chuva de sementes</b>
<b>Violaceae</b>			
<i>Rinorea flavescens</i>	Canela-de-jacamim	Balisticoria/ zoocoria	<b>X</b>
<i>Rinorea guianensis</i>	Capoeiro-preto	Zoocoria	<b>X</b>
Não identificada 1	Araruta	?	
Não identificada 2	Cega-jegue	?	
Não identificada 3	Genipapo-da-mata	Zoocoria	
Não identificada 4	Guabiraba	?	
Não identificada 5	Manga-brava	?	
Não identificada 6	Marapuama	?	
Não identificada 7	---	---	
Não identificada 8	Pimenta-de-macaco	Zoocoria	
Não identificada 9	Pitomba-de-macaco	Zoocoria	

\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

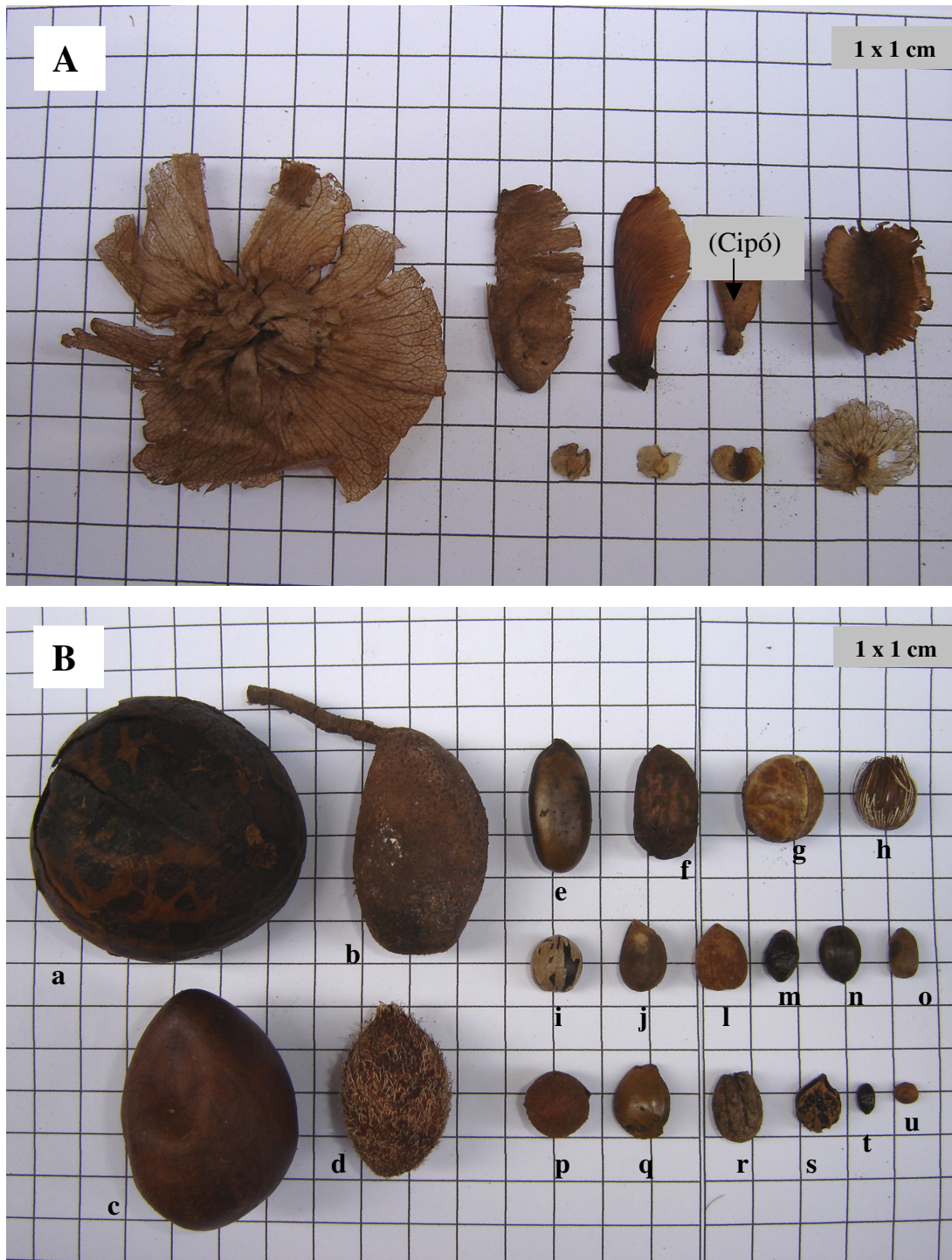


FIGURA 3.2: Exemplos de espécies presentes na chuva de sementes com adaptações para dispersão pelo vento (A) e pela fauna (B), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará. A: espécies não identificadas (NI). B: a) *L. jarana* (jarana); b) *Hymenaea* sp. (jatobá-curuba, fruto); c) *V. americana* (acapu); d) *L. paraensis* (casca-seca); e) NI, Sapotaceae; f) *Couratari* sp. (tauari); g) *Eschweilera* sp. (matamatá); h) *O. bacaba* (bacaba); i) *H. brasiliensis* (seringa-branca); j) *T. panamensis* (breu-barrote); l) *Pourouma* sp. (mapatirana); m e t) *G. ovalifolia* (envira-cana); n) *P. effusa* (gema-de-ovo); o) *Ocotea* sp. (louro); p) *B. lanciferum* (conduru-preto, fruto); q) NI, Sapotaceae; r) NI, cipó; s) NI; u) *R. guianensis* (capoeiro-preto).

### 3.3. Chuva de Sementes nas Estações Seca e Chuvosa

As diferenças sazonais na produção de sementes foram significativas apenas na floresta fechada, onde a densidade média de sementes foi estatisticamente maior no período chuvoso (Teste  $t$  pareado,  $t = 3.060$ ,  $gl=10$ ,  $P=0,012$ ; FIGURA 3.3). Em todos os ambientes, a chuva de sementes atingiu sua máxima densidade na estação chuvosa. Observando-se as oscilações mensais, principalmente nas clareiras durante o período de seca, percebe-se que a densidade de sementes varia bruscamente de um mês para outro, como se refletisse um evento pontual de produção de sementes, não associado ao tamanho em si da clareira (FIGURA 3.4).

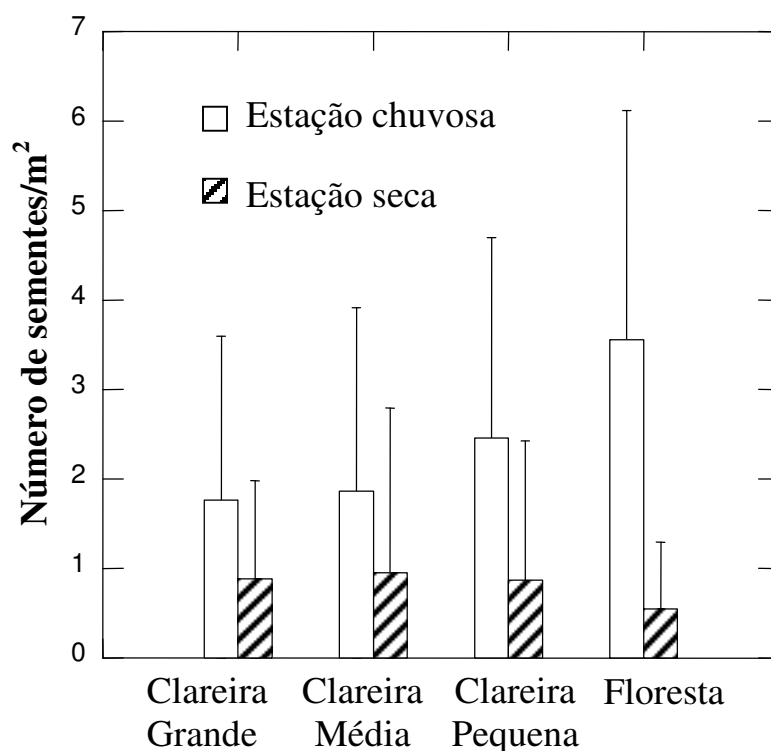


FIGURA 3.3: Número relativo de sementes nas estações seca e chuvosa, nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

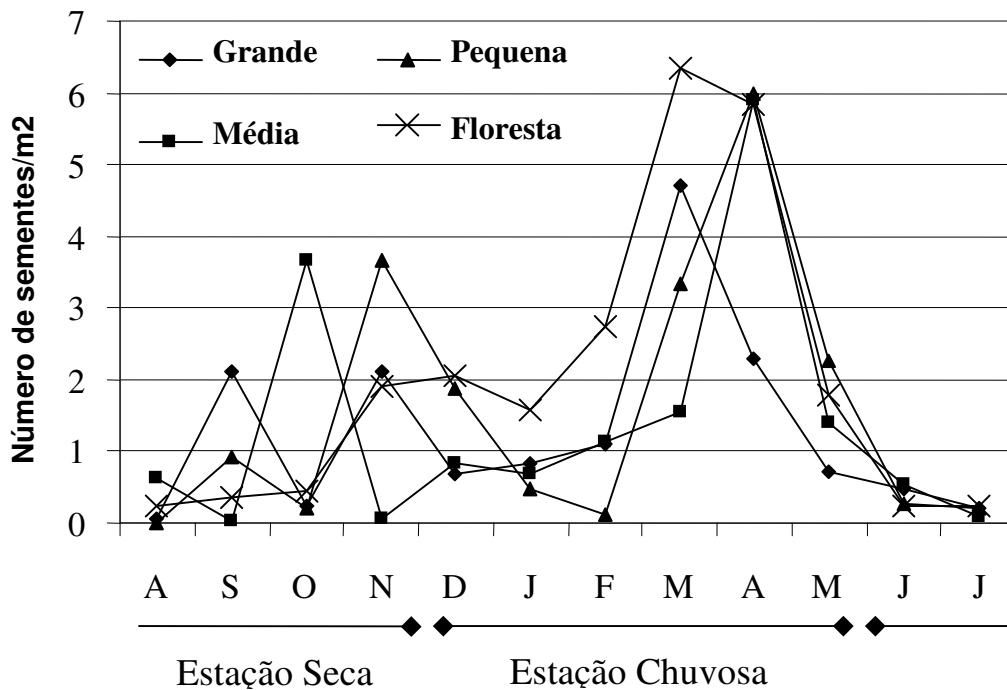


FIGURA 3.4: Variação mensal da chuva de sementes nas clareiras e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3.4. Densidade da Chuva de Sementes

#### a) Densidade de Sementes por Ponto Amostral

A limitação da dispersão de sementes se evidenciou pela, em geral, grande proporção de pontos amostrais com baixa densidade de sementes em todos os ambientes. Cerca de 12% dos pontos amostrais localizados nas grandes clareiras não receberam sequer uma única semente ao longo de um ano, nas clareiras médias esse percentual foi de, aproximadamente, 9%. Até mesmo na floresta fechada, cerca de 2% das amostras não apresentaram nenhuma semente em todo o ano. A maioria dos pontos amostrais recebeu no máximo dez sementes/ano, independente de ser uma clareira grande (64%), média (60%), pequena (53%) ou floresta (40%) (FIGURA 3.5).

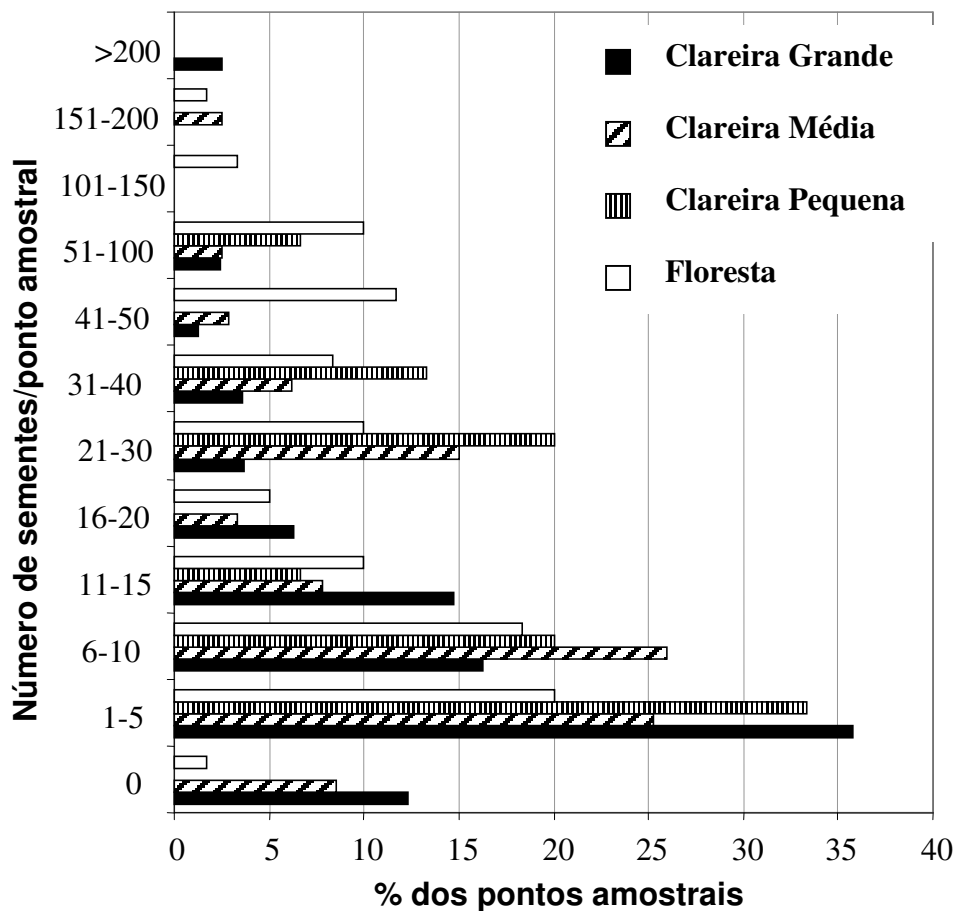


FIGURA 3.5: Frequência das sementes nos pontos amostrais de clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

#### b) Densidade de Sementes por Espécie

A maioria das sementes foi separada *por espécie* baseado em suas características físicas externas, como tamanho, cor, forma, textura, dureza, acidentes anatômicos (*e. g.*, sulcos, estrias, cristas, cicatrizes de contato com o fruto). Apesar de terem sido também sementes para complementar o processo de identificação por meio das plântulas, a baixa taxa de germinação e/ou crescimento insatisfatório dos rebentos dificultou o reconhecimento da maioria das espécies. Assim, do total anteriormente apresentado de 185 espécies, apenas 27 foram identificadas pelo menos até o nível de gênero, sendo dez espécies comerciais. Outras dez espécies não identificadas eram

cipós, sendo que duas delas apresentavam adaptações para dispersão pelo vento. Dentre as demais 148 espécies do grupo das “não-identificadas”, 20 também exibiam estruturas típicas de dispersão pelo vento (TABELA 3.2).

Dentre as espécies comerciais, o matamatá (*Eschweilera* sp.) se destacou por sua ampla ocorrência espacial - foi a única espécie comercial a ocorrer em todos os ambientes analisados e apresentou maior densidade em todos eles, e ampla disponibilidade temporal – suas sementes foram capturadas nos coletores durante nove meses (TABELA 3.2). Provavelmente, esse desempenho do matamatá se deve a sua grande abundância na área. Segundo o inventário de espécies comerciais (indivíduos com DAP  $\geq$  45 cm) nas três unidades de trabalho (UT) utilizadas neste estudo (~100 ha cada), em todas elas o matamatá foi a primeira (2 UTs) ou segunda (1 UT) espécie mais abundante (ANEXOS 1-3).

Seis espécies não comerciais e presentes na amostragem da regeneração (TABELA 3.1) também ocorreram na chuva de sementes de todos os ambientes monitorados, sendo elas ata-menju (*Duguetia echinophora*), mapatirana (*Pourouma* sp.), juruparana (*Eperua* sp.), abiu-rosadinho (*Micropholis venulosa*), abiu-vermelho (*Pouteria guianensis*) e capoeiro-preto (*Rinorea guianensis*). Esta última espécie foi a que apresentou maior densidade de sementes em todos os ambientes, dentre as espécies identificadas. A envira-cana (*Guatteria ovalifolia*) foi a espécie com mais ampla distribuição temporal, suas sementes ocorreram em 11 dos 12 meses de monitoramento, seguida pelo capoeiro-preto e pela mapatirana (8 meses cada). Sementes com adaptações para dispersão pelo vento (de espécies não identificadas e de cipós) ocorreram em maior densidade nas clareiras pequenas e em floresta fechada (TABELA 3.2).



TABELA 3.2: Densidade da chuva de sementes (número de sementes/m<sup>2</sup>) nas clareiras e floresta fechada, durante o período de um ano, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Família ....Espécie	Nome Comum	Clareira Grande (81 m <sup>2</sup> )*	Clareira Média (34 m <sup>2</sup> )	Clareira Pequena (15 m <sup>2</sup> )	Floresta (60 m <sup>2</sup> )	Meses (2004 - 2005)																								
						A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J													
<b>ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIAIS**</b>																														
<b>Bignoniaceae</b>																														
<i>Jacaranda copaia</i>	Parapará	0,05	0,00	0,07	0,22							X	X																	
<b>Lauraceae</b>																														
<i>Ocotea</i> sp.	Louro	0,02	0,00	0,00	0,87							X	X		X															
<b>Lecythidaceae</b>																														
<i>Couratari</i> sp.	Tauari	0,00	0,00	0,00	0,10							X			X															
<i>Eschweilera</i> sp.	Matamatá	0,17	0,38	0,13	1,15	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X													
<i>Lecythis jarana</i>	Jarana	0,04	0,00	0,00	0,00									X																
<b>Leg.-Caesalpinioideae</b>																														
<i>Hymenaea</i> sp.	Jatobá-curuba	0,00	0,06	0,00	0,00	X							X																	
<i>Vouacapoua americana</i>	Acapu	0,16	0,24	0,00	0,28											X	X	X	X											
<b>Leg.-Mimosoideae</b>																														
<i>Dinizia excelsa</i>	Angelim-vermelho	0,00	0,03	0,00	0,18							X	X	X																
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Orelha-de-macaco	0,04	0,00	0,00	0,00																	X								
<b>Moraceae</b>																														
<i>Brosimum acutifolium</i>	Mururé	0,02	0,00	0,00	0,05											X														

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Considerou-se como *comercial* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.2 (Continuação).

Família ...Espécie	Nome Comum	Clareira Grande (81 m <sup>2</sup> )*	Clareira Média (34 m <sup>2</sup> )	Clareira Pequena (15 m <sup>2</sup> )	Floresta (60 m <sup>2</sup> )	Meses (2004 - 2005)																				
						A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J									
<b>ESPÉCIES NÃO-COMERCIAIS</b>																										
<b>Annonaceae</b>																										
	<i>Duguetia echinophora</i>	Ata-menju	0,01	0,06	0,07	0,13										X	X	X								
	<i>Guatteria ovalifolia</i>	Envira-cana	4,00	4,38	0,00	0,57	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X					
<b>Arecaceae</b>																										
	<i>Oenocarpus bacaba</i>	Bacaba	0,02	0,06	0,00	0,17						X	X	X	X											
<b>Burseraceae</b>																										
	<i>Tetragastris panamensis</i>	Breu-barrote	0,70	0,06	0,00	0,22					X		X	X	X	X										
<b>Cecropiaceae</b>																										
	<i>Pourouma</i> sp.	Mapatirana	0,01	0,03	0,20	1,37		X	X	X	X	X	X	X							X					
<b>Chrysobalanaceae</b>																										
	<i>Licania paraensis</i>	Casca-seca	0,00	0,59	0,00	0,00						X	X	X												
<b>Euphorbiaceae</b>																										
	<i>Hevea brasilienses</i>	Seringa-branca	0,05	0,65	0,00	0,05	X	X							X											
<b>Leg.-Caesalpinioideae</b>																										
	<i>Eperua</i> sp.	Juruparana	0,36	0,35	0,93	0,13		X	X	X		X	X	X	X											
<b>Leg.-Mimosoideae</b>																										
	<i>Ingá</i> sp.	Ingá	0,04	0,00	0,00	0,10						X		X	X	X	X									
<b>Leg.-Papilionoideae</b>																										
	<i>Poecilanthe effusa</i>	Gema-de-ovo	0,01	0,03	0,00	0,00	X		X																	

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Considerou-se como *comercial* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 3.2 (Continuação).

Família ...Espécie	Nome Comum	Clareira Grande (81 m <sup>2</sup> )*	Clareira Média (34 m <sup>2</sup> )	Clareira Pequena (15 m <sup>2</sup> )	Floresta (60 m <sup>2</sup> )	Meses (2004 - 2005)																			
						A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J								
<b>Moraceae</b>																									
<i>Brosimum lanciferum</i>	Conduru-preto	0,10	0,00	0,00	0,03								X	X											
<b>Sapotaceae</b>																									
<i>Micropholis venulosa</i>	Abiu-rosadinho	0,09	0,82	0,07	0,17								X	X	X										
<i>Pouteria guianensis</i>	Abiu-vermelho	0,05	0,03	0,87	0,48				X	X	X	X				X									
<i>Pouteriasp.1</i>	Abiu	0,02	0,00	0,00	0,10			X				X	X			X	X								
<i>Pouteria sp.2</i>	Abiu	0,01	0,00	0,00	0,00		X																		
<b>Violaceae</b>																									
<i>Rinorea flavescens</i>	Canela-de-jacamim	0,07	0,00	0,00	0,28						X														
<i>Rinorea guianensis</i>	Capoeiro-preto	1,99	3,59	4,73	3,78		X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X					
<b>CIPÓS</b>																									
Com adaptações para dispersão pelo vento (n=02)		0,26	0,18	2,53	3,92																				
Sem adaptações evidentes (n=08)		0,04	2,32	0,73	1,35																				
<b>ESPÉCIES NÃO-IDENTIFICADAS</b>																									
Com adaptações para dispersão pelo vento (n=20)		0,80	1,91	8,80	3,72																				
Sem adaptações evidentes (n=148)		5,68	1,24	1,40	4,90																				
<b>Total de Espécies</b>		<b>85</b>	<b>44</b>	<b>32</b>	<b>119</b>																				

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Considerou-se como *comercial* todas as espécies madeireiras efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

c) *Densidade de Sementes das Espécies em Geral e de Espécies Comerciais por Ambiente*

Considerando-se todas as espécies em conjunto, a densidade da chuva de sementes foi muito semelhante entre as três categorias de tamanho de clareiras e floresta fechada, pouco mais de uma semente/m<sup>2</sup>, não havendo diferenças significativas entre eles (Anova,  $F_{(3, 44)}=0.380$ ,  $P=0,77$ ). Analisando-se separadamente a densidade das sementes de espécies comerciais também não se evidencia divergências significativas entre os referidos ambientes (Anova,  $F_{(3, 44)}=1.656$ ,  $P=0,19$ ; FIGURA 3.6).

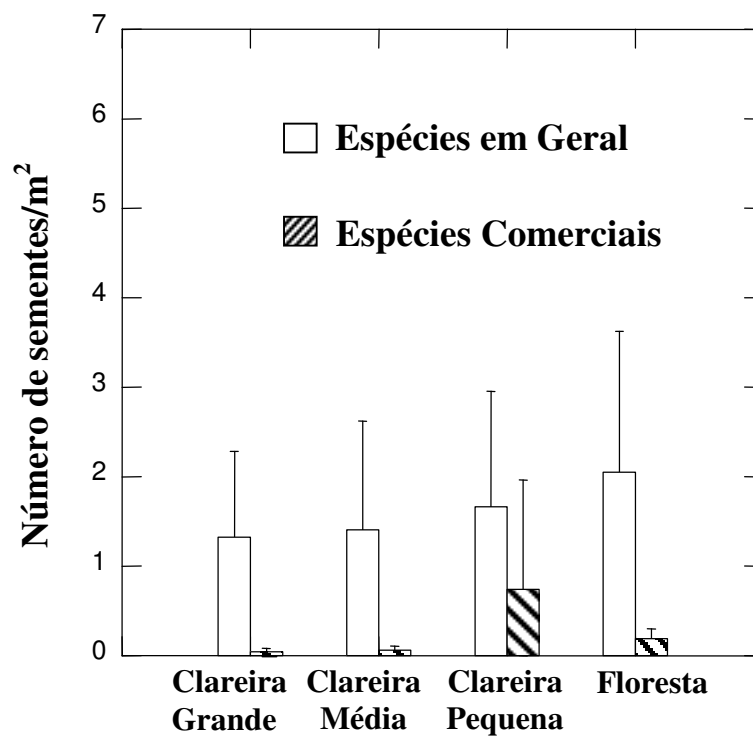


FIGURA 3.6: Densidade de sementes das espécies em geral e de espécies comerciais em cada tamanho de clareira e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

d) *Densidade de Sementes por Agente Dispersor em cada Ambiente*

A análise da chuva de sementes por mecanismos de dispersão detectou maior densidade de sementes dispersas pela fauna em clareiras médias do que em clareiras pequenas (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 44)}=2.806$ ,  $P=0,05$ ). Mas, não divergiu entre os demais ambientes. Quanto às sementes dispersas pelo vento, as clareiras pequenas receberam relativamente mais sementes desse tipo do que as clareiras grandes (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 44)}=3.217$ ,  $P=0,05$ ); as demais diferenças não foram estatisticamente significativas (FIGURA 3.7).

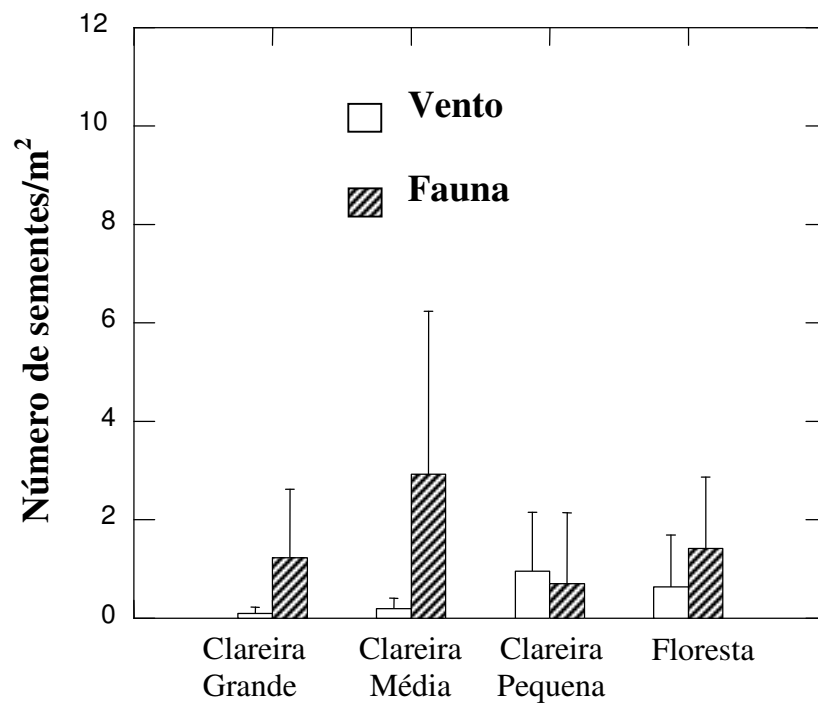


FIGURA 3.7: Densidade de sementes por agente dispersor, nos diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

e) *Densidade de Diferentes Tamanhos de Sementes em cada Ambiente*

As sementes dispersas pela fauna (2.837) foram classificadas por tamanho. As sementes pequenas (0,3 – 1,0 cm) representaram 74% (2.100) da amostra; as médias (1,1 – 2,0 cm), 19 % (535); e apenas 7% (202) consistiram em sementes grandes (> 2,0 cm). A análise da densidade de sementes de acordo com sua categoria de tamanho evidenciou que a chuva de sementes pequenas é semelhante entre os ambientes e apresentou alta variação intra-ambiente (Anova,  $F_{(3, 44)}=0.422$ ,  $P=0,74$ ). A densidade de sementes médias foi mais elevada na floresta fechada do que nas clareiras grandes (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 44)}=3.627$ ,  $P=0,02$ ). E as sementes grandes, por sua vez, foram mais frequentes na floresta fechada quando comparadas a clareiras pequenas (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 44)}=4.032$ ,  $P=0,02$ ; FIGURA 3.8).

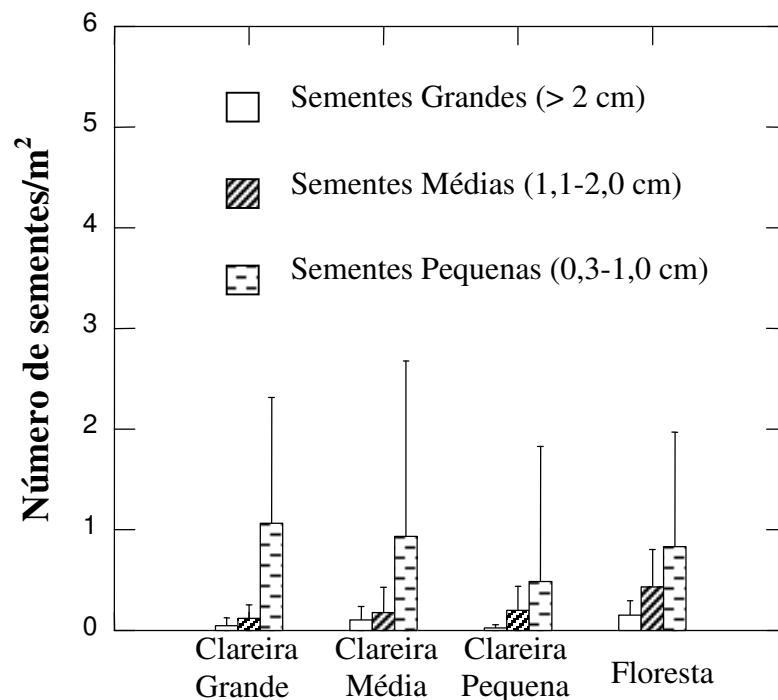


FIGURA 3.8: Densidade de sementes de três categorias de tamanhos nas clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

f) *Densidade de Sementes Intra-clareira (Centro – Borda)*

Analisando-se separadamente a chuva de sementes que atingiu a borda das clareiras e a que chegou ao seu centro, no caso das clareiras grandes e médias, evidenciou-se que o número de sementes/m<sup>2</sup> foi muito semelhante, tanto entre os diferentes tamanhos de clareiras (Anova,  $P > 0,05$  em ambos os casos), quanto nas amostras pareadas borda-centro dentro de uma mesma categoria de clareira (Teste t pareado,  $gl=11$ ,  $P>0,05$  em todos os casos; FIGURA 3.9).

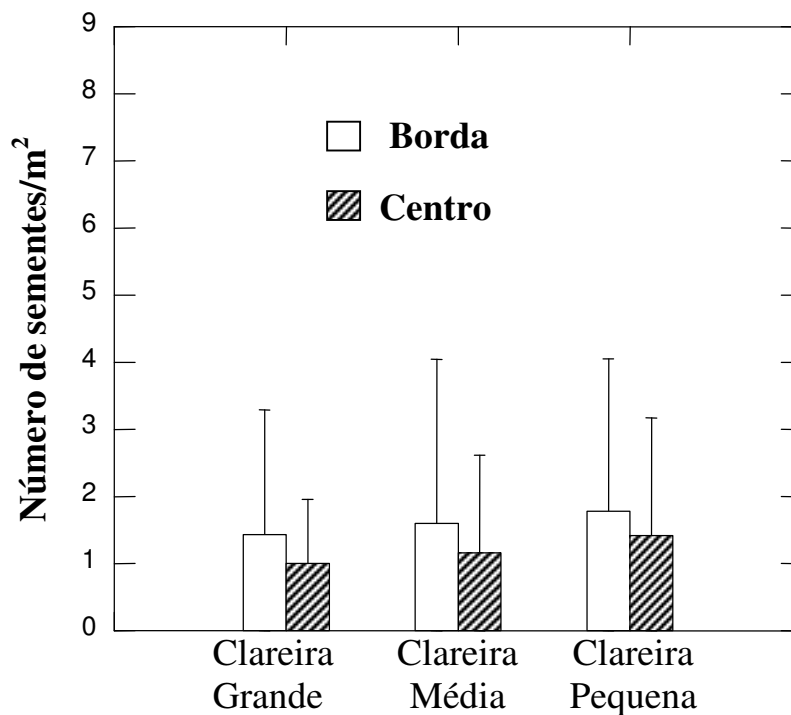


FIGURA 3.9: Densidade de sementes por micro-sítio dentro de cada categoria de tamanho de clareira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3.5. Riqueza de Espécies da Chuva de Sementes

O número de espécies de sementes/m<sup>2</sup>, ou seja, a riqueza relativa de espécies que ocorreu nos diferentes tamanhos de clareiras e em floresta fechada foi avaliada considerando-se, primeiro, as espécies como um todo e, depois, apenas as espécies comerciais. Em ambos os casos, a riqueza relativa foi semelhante entre os ambientes, sem quaisquer divergência significativa (Anova,  $F_{(3, 44)}=2.480$ ,  $P=0,07$ ;  $F_{(3, 44)}=0.746$ ,  $P=0,53$ , respectivamente; FIGURA 3.10).

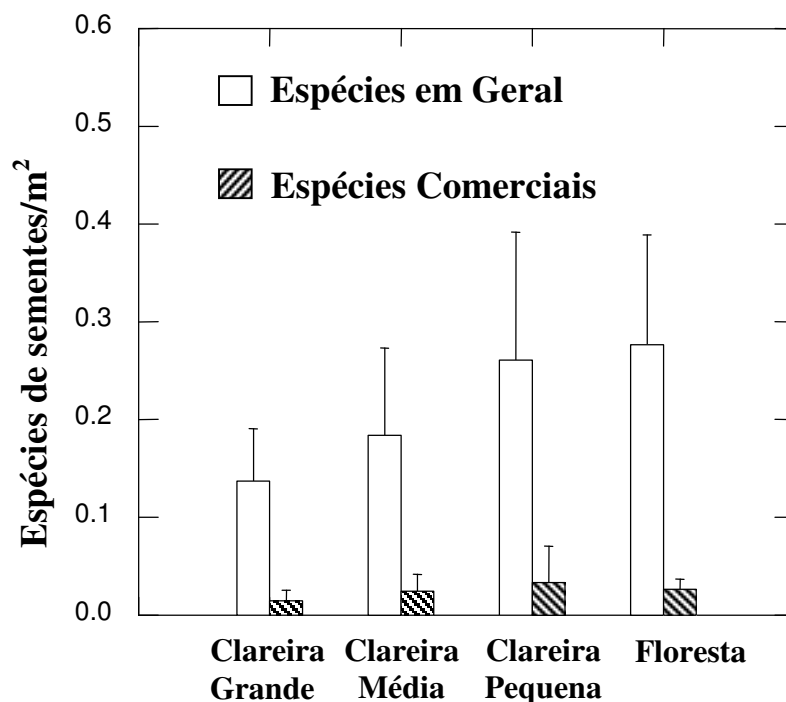


FIGURA 3.10: Riqueza relativa de espécies de sementes em geral e de espécies comerciais nas três categorias de tamanhos de clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.



## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. A Limitação da Chuva de Sementes e o Manejo Florestal

Consistentemente com o que tem sido descrito sobre os mecanismos de dispersão de sementes de espécies arbóreas tropicais (HOWE & SMALLWOOD, 1982; TERBORGH, 1983; UHL *et al.*, 1988; WILLSON *et al.*, 1989), a maioria das espécies catalogadas no período de regeneração coberto por este estudo também tem a fauna frugívora como o principal vetor de suas sementes. Tal constatação ressalta a importância chave dos animais como um elo do processo regenerativo da floresta, com alto potencial de influenciar a distribuição espacial das espécies vegetais, segundo seu padrão específico de dispersar as sementes (*e. g.*, FRAGOSO, 1997; JULLIOT, 1997). Em contrapartida, várias espécies da regeneração, principalmente espécies não-comerciais, mantiveram-se presentes na chuva de sementes por vários meses, demonstrando considerável potencial em recompensar e/ou atrair frugívoros.

Todavia, neste estudo a chuva de sementes foi caracterizada pela baixa densidade de sementes na maioria dos pontos amostrais, principalmente em clareiras, mas também nas amostras sob dossel fechado. Este resultado assemelha-se ao descrito por HUBBELL *et al.* (1999) em floresta tropical sem exploração de madeira, no Panamá, onde a chuva de sementes foi monitorada durante dez anos. Apesar desse longo período, sementes de cerca de 88% das espécies (n=260) nunca atingiram ao menos um dos 200 coletores fixados em 50 ha de floresta e apenas sete espécies tiveram pelo menos uma semente em 75% dos coletores. Estas observações foram parte do embasamento da *hipótese da limitação do recrutamento* proposta por esses autores (HUBBELL *et al.*, 1999). Segundo essa hipótese, a diversidade tropical decorre da incapacidade das espécies de atingirem os sítios favoráveis ao seu estabelecimento,

devido à limitação da fonte de sementes e/ou do mecanismo de dispersão. Assim, as espécies que ocorrem em dado ambiente não seriam necessariamente as mais adaptadas a ele, o que dificulta sua dominância na área.

Desse modo, a baixa densidade de sementes/área observada no sítio desse estudo pode estar refletindo apenas um padrão típico de floresta tropical. Quanto a esse aspecto é oportuno acrescentar que, segundo o modelo Janzen-Connell, as sementes são mais eficientemente dispersas quando depositadas em baixa densidade e em sítios distantes da planta mãe (JANZEN, 1970; CONNELL, 1971). Assim, o padrão de aparente escassez de semente poderia ser na verdade um estado “ótimo” de dispersão e não uma deficiência (sem considerar a distância da planta-mãe). O problema real estaria na ausência completa de sementes. Nesse contexto, um aspecto relevante em face ao manejo madeireiro é que a distância entre a “ótima” e a dispersão nula é ínfima, de modo que a remoção de uma dada matriz pode implicar a anulação de muitos pontos “ótimos”. Inevitavelmente, o manejo madeireiro não poderá se efetivar sem causar alguma escala de alteração ambiental, mas para garantir a reposição natural de espécies de interesse e seu uso em múltiplos ciclos de corte, sua super-exploração deve ser evitada para que a fonte de sementes de muitos sítios favoráveis ao seu recrutamento não se esgote.

No sítio deste estudo, dentre as espécies comerciais mais abundantes no estoque de árvores adultas (ver ANEXOS 1-3), apenas o matamatá (*Eschweilera* sp.) esteve bem representado na chuva de sementes, seguido à distância pelo acapu (*V. americana*). Sementes de espécies igualmente abundantes no estoque adulto como maçaranduba (*Manilkara huberi*) e maparajuba (*Manilkara paraensis*) não foram registradas na amostra anual de sementes. Considerando-se que estas espécies são intensamente exploradas na área (ANEXOS 1-3), apresentam um ritmo muito lento de

crescimento (*e. g.*, SILVA *et al.*, 1995) e um breve período de produção de frutos (um ou dois meses/ano; *e. g.*, PINTO, 2001) elas preliminarmente denotam baixa capacidade de recomposição e, em conseqüência, limitado potencial para exploração sustentável. Tratamentos silviculturais podem ser usados para enriquecer uma área e/ou favorecer espécies de interesse econômico, mas haverá sempre um custo associado.

#### 4.2. A Chuva de Sementes nos Diferentes Ambientes da Floresta Explorada

A semelhante densidade da chuva de sementes entre os diferentes ambientes da Fazenda Rio Capim revela que a esperada limitação que as clareiras maiores representariam à dispersão de sementes não se confirmou. Considerando-se que no início deste monitoramento as clareiras já abrigavam uma regeneração com dois anos de idade, presume-se que o tamanho delas certamente não exigiu nenhum excessivo esforço físico da fauna para cruzá-la, pois havia muitos “poleiros” para pouso, no caso dos voadores, tampouco representaram áreas de excepcional exposição a predadores ou rigor micro-climático, que precisassem ser evitadas pela fauna. Além da regeneração avançada, eventuais arvoretas, que foram apenas quebradas durante a queda da árvore extraída, rebrotam e também servem de ponto de descanso. Em ambiente com mais drástica alteração como em pastagens abandonadas, esses elementos representam micro-sítios preferidos de pássaros e morcegos, produzindo uma *dispersão direcionada* de sementes (UHL *et al.* 1991; da SILVA *et al.*, 1996; NEPSTAD *et al.*, 1996; HOLL, 1998).

Ademais, sementes da própria regeneração avançada podem ter sido fonte de sementes para os coletores, pelo menos 24 das 106 espécies foram representadas na chuva de sementes. Visto que a densidade da maioria das espécies que compuseram a

regeneração não variou significativamente entre os tamanhos de clareira - exceto o grupo das espécies pioneiras, em especial, as embaúbas cujas sementes não foram conferidas ( $< 3$  mm) (Capítulo IV) – sua contribuição potencialmente em similar intensidade pode ter contribuído para uma maior homogeneidade da abundância relativa de sementes entre os ambientes.

Em adição, o formato elíptico da maioria das clareiras, inclusive das grandes, faz com que a distância entre as bordas laterais não seja obstáculo significativo para animais voadores, mesmo que não houvesse os “poleiros” naturais, talvez apenas a fauna de primatas, que é predominantemente arborícola, evitasse cruzar a área, pois teriam que descer ao chão. Mas, inúmeras vezes, guaribas (*Alouatta belzebul*) e sauins (*Saguinos midas*) foram observados em deslocamento no dossel às margens das clareiras.

A segunda parte da hipótese inicial deste estudo previa que a composição da chuva de sementes em relação ao mecanismo de dispersão também diferisse entre as clareiras, havendo maior incidência de sementes dispersas pelo vento nas grandes clareiras. Todavia, ela também não foi corroborada. Ao contrário, dentre os quatro ambientes analisados, as clareiras grandes foram as que apresentaram menor abundância relativa de sementes dessa procedência, chegando a diferir significativamente em comparação com as pequenas clareiras. Segundo BURROWS (1975), as sementes dispersas pelo vento tendem a precipitar nas clareiras devido à turbulência do ar nessas áreas. Como essa potencial interferência não foi testada neste trabalho, não se pode atribuir os resultados a uma diferencial turbulência do ar atrelada a diferentes tamanhos de clareiras. Ademais, neste estudo, considerável densidade de sementes dispersas pelo vento também alimentaram as amostras sob dossel fechado. Uma análise mais pontual, clareira por clareira, sugere que a chuva de sementes depende muito do entorno

imediate, mesmo se tratando de sementes dispersas pelo vento. Embora as espécies desenvolvam muitas adaptações para dispersar suas sementes para longe de sua fonte produtora, a maioria das sementes ainda cai próxima à planta-mãe, onde são secundariamente dispersas ou predadas (SCHUPP, 1993; CHAPMAN & CHAPMAN, 1995; WENNY, 2000). Assim, a diferença observada entre clareiras grandes e pequenas quanto à intensidade da chuva de sementes anemocóricas parece decorrer de um evento pontual, especificamente referente a uma clareira pequena, cujos pontos amostrais foram frequentemente contemplados por duas espécies não identificadas de sementes dispersas pelo vento.

A mesma explicação se mostra pertinente em relação à densidade relativa dos diferentes tamanhos de sementes em cada ambiente. A amostra em floresta apresentou significativamente maior abundância relativa de sementes grandes quando comparada a clareiras pequenas e, também, maior quantidade de sementes médias em relação a clareiras grandes, sendo a presença de matrizes próximas a aparente causa desses resultados. Essas interferências pontuais podem ser claramente percebidas quando se analisa o desempenho mensal da chuva de sementes nos quatro ambientes. Não há um padrão definido para cada ambiente, o que se destaca é o pico de produção de sementes em todos os ambientes sob a influência da estação chuvosa.

Estas observações reiteram a importância da manutenção regular de matrizes sementeiras para mais ampla distribuição das espécies vegetais, inclusive das comerciais. No entanto, não fornecem elementos consistentes sobre o efeito do tamanho de clareiras sobre a distribuição das sementes. Deve-se ressaltar, que a forma de amostragem aqui utilizada, com coletores de sementes fixados a 1,2 m do chão, excluiu da análise a potencial contribuição da fauna de chão da floresta (*e. g.*, cutias, pacas, antas, porcos, etc.) que possuem ativa participação na dinâmica predação-

dispersão de sementes nas florestas neotropicais. Todavia, os resultados anteriormente obtidos com o monitoramento de parcelas da fauna local (Capítulo II) sinalizam que eles não promoveriam nenhum diferencial aporte e/ou consumo de sementes entre os ambientes analisados, pois não divergiram significativamente na frequência de uso dos mesmos. Por sua vez, essa não divergência no uso desses espaços pode ser uma resposta pertinente à inexistência de uma diferencial provisão de frutos/sementes nessas áreas, como num processo de retroalimentação positiva.

Assim, até então, da perspectiva desses dois importantes elos bióticos da regeneração florestal – herbívoros vertebrados e sementes, as três categorias de tamanho de clareiras aqui analisadas não impuseram nenhuma limitação significativa que afetasse o destino da regeneração. Alguns estudos indicam que o estado regenerativo de uma clareira depende muito mais de sua história passada do que dos eventos presentes. Em outras palavras, a regeneração atual de uma clareira seria composta principalmente por espécies já presentes em seu banco de sementes, plântulas, arvoretas, formados numa fase “pré-clareira” (*e. g.*, UHL *et al.*, 1988). Assim, as potenciais alterações nos fatores físicos (*e. g.*, luz, temperatura, umidade) atreladas ao tamanho das clareiras poderiam ser mais determinantes à composição específica da regeneração local do que as interações bióticas pós-formação da clareira. Nesse contexto, sucessivos ciclos de corte de madeira tendem a afetar os estoques em geral (*e. g.*, sementeiras, sementes, plântulas) e, gradativamente, limitar o potencial regenerativo das futuras clareiras, em especial das espécies que sofrem maior pressão comercial atual.

## CAPÍTULO IV

**REGENERAÇÃO FLORESTAL ASSOCIADA A TAMANHOS DE CLAREIRAS  
PÓS-EXPLORAÇÃO MADEIREIRA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

## 1. INTRODUÇÃO

Nas florestas tropicais, grande parte das espécies vegetais arbóreas demanda luz solar para recrutarem e/ou crescerem efetivamente (HARTSHORN, 1978; WHITMORE, 1989; OLDEMAN & van DIJK, 1990). Esta informação ecológica tem subsidiado algumas práticas silviculturais voltadas para o favorecimento de espécies madeireiras comerciais que, em geral, promovem aberturas no dossel, removendo ou matando por anelamento árvores vizinhas sem reconhecido valor econômico (HARTSHORN, 1989; SILVA, 2001).

Neste sentido, FREDERICKSEN & PUTZ (2003) acreditam que os distúrbios causados pela remoção de árvores podem beneficiar a área florestal manejada, aumentando o recrutamento e crescimento de espécies comerciais nas clareiras. Assim, para esses autores uma excessiva redução de impacto durante a exploração madeireira pode tornar a área economicamente pouco atrativa em médio ou longo prazo. Por outro lado, SIST & BROWN (2004) consideram adequada a intensidade de distúrbio gerada pela exploração de impacto reduzido, e salientam que historicamente a diversidade tropical é mantida por pequenos, antes que por grandes distúrbios.

Certamente, a intensidade do distúrbio exerce um papel chave na composição vegetal de uma determinada área florestal, mas se deve ressaltar que ela é principalmente um agente seletivo. A recomposição vegetal de uma área alterada depende, em princípio, dos estoques de sementes, de plântulas, de arvoretas, que esta área acumulou ao longo do tempo. De modo que a tendência geralmente observada é

que as novas condições microclimáticas estabelecidas pelo distúrbio acionem um processo de “ascensão ontogenética”. Neste processo, as sementes de espécies que demandam aquela intensidade de luz e calor passarão ao estágio de plântulas, da mesma forma, as plântulas pré-existentes favorecidas crescerão até diferentes níveis de altura e outras, intolerantes às novas condições, certamente morrerão (CONNELL, 1989; WHITMORE, 1989; BROKAW, 1989; DENSLOW *et al.*, 1990).

Assim, quando um distúrbio afeta uma área sem danificar intensamente os estoques regenerativos mais desenvolvidos (*e. g.*, plântulas, arbustos, arvoretas), estes tendem a ganhar a competição com os estádios ou indivíduos menores, recobrando a área mais rapidamente. Em geral, esse é o mecanismo predominante em pequenos distúrbios, como as clareiras naturais ou mesmo decorrentes da remoção de árvores (*e. g.*, UHL *et al.*, 1988). Porém, quando o distúrbio é mais drástico, destruindo quase completamente os bancos de sementes e plântulas, como em áreas utilizadas em cultivos agrícolas ou pastagem, a regeneração natural dependerá do gradativo aporte de sementes na área alterada. Neste caso, a recomposição será mais lenta, muitas vezes passando por estádios sucessionais dominados por ervas e espécies arbustivas ou arbóreas pioneiras, até que propágulos de espécies típicas de floresta madura consigam chegar à área em regeneração e se estabelecer. Isso dependerá também do impacto do distúrbio sobre os animais vetores e/ou predadores de sementes (UHL, 1987; UHL *et al.*, 1988; SALDARRIAGA *et al.*, 1988).

A exploração madeireira, não desmata a floresta, mas, dependendo da técnica utilizada, danifica em alguma intensidade a vegetação remanescente (JOHNS *et al.*, 1996). Todavia, a regeneração de espécies comerciais tem se mostrado abundante nas clareiras de pequeno a médio tamanho ( $\sim 330 \text{ m}^2$ , em média), em diferentes sítios de exploração madeireira na Amazônia Oriental (UHL *et al.*, 1991; VERÍSSIMO *et al.*,



1992). Durante a extração de madeira, a derrubada de árvores emergentes tende a produzir grandes clareiras (*e. g.*, VERÍSSIMO *et al.*, 1995; GRIESER JOHNS, 1997). Porém, não se conhece a que extensão de distúrbio as espécies comerciais respondem positivamente, ou seja, qual impacto clareiras maiores que 1000 m<sup>2</sup>, por exemplo, teriam sobre seu processo regenerativo.

Neste sentido, o presente trabalho avaliará a regeneração natural em três diferentes categorias de tamanho de clareiras geradas pela exploração madeireira de impacto reduzido, no município de Paragominas – PA, na Amazônia Oriental. A hipótese suscitada por este trabalho toma como base principal uma das teorias que tentam explicar a diversidade das florestas tropicais, trata-se da hipótese do “distúrbio intermediário” (CONNELL, 1978), detalhada no Capítulo I. Tal como exemplificado por CONNELL, o desenho experimental do presente trabalho apresenta uma seqüência de diferentes intensidades de distúrbios até atingir uma amostra em floresta fechada considerada “sem distúrbio”. Dessa forma, a expectativa deste estudo é encontrar maior riqueza de espécies em geral e de espécies comerciais em clareiras de tamanho intermediário, pois clareiras muito grandes devem favorecer um conjunto mais restrito de espécies pioneiras que suportam condições microclimáticas mais rigorosas. Por outro lado, a regeneração sob dossel fechado e clareiras pequenas tenderá a ser representada por um outro grupo pequeno de espécies mais adaptadas as suas condições. E nas clareiras de tamanho médio, com condições ambientais mais diversificadas, recrutariam um conjunto bem mais amplo de espécies.

Adicionalmente, para melhor compreensão do significado ecológico dos diferentes tamanhos de clareiras, bem como sua relevância para o manejo florestal sustentável, outros aspectos também serão analisados em cada ambiente, como a

densidade e composição da regeneração, sua taxa de recrutamento, mortalidade e crescimento.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

A regeneração florestal foi analisada em clareiras com duas distintas idades: *clareiras jovens*, com 1,3 ano de formação, na Fazenda Rio Capim (descritas no Capítulo I) e *clareiras antigas*, com 8,5 anos, situadas na fazenda Cauaxi (3°45'32''S, 48°10'06''W; FIGURA 4.1). Essas propriedades são áreas contíguas, pertencentes ao mesmo grupo madeireiro (Cikel Brasil Verde S/A), sendo ambas localizadas no município de Paragominas, Pará.

Assim como na Fazenda Rio Capim, a parcela florestal utilizada por este estudo na Cauaxi (100 ha) foi também explorada sob a técnica de impacto reduzido, em 1996, sob a direção do atual Instituto de Floresta Tropical (IFT), o principal centro de treinamento dessa técnica na Amazônia. Entretanto, a intensidade de exploração foi maior na Rio Capim (32 m<sup>3</sup>/ha, 7-10 árvores removidas/ha) do que na Fazenda Cauaxi (25 m<sup>3</sup>/ha, 3,2 árvores removidas/ha).

A Fazenda Cauaxi apresenta uma área de aproximadamente 27 mil hectares, com histórico de uso da terra semelhante ao da Fazenda Rio Capim – com grandes áreas destinadas à atividade madeireira e outras de pastagens. A floresta tropical de terra firme é a vegetação dominante em ambas as áreas e a pluviosidade média anual é de 1.750 mm.

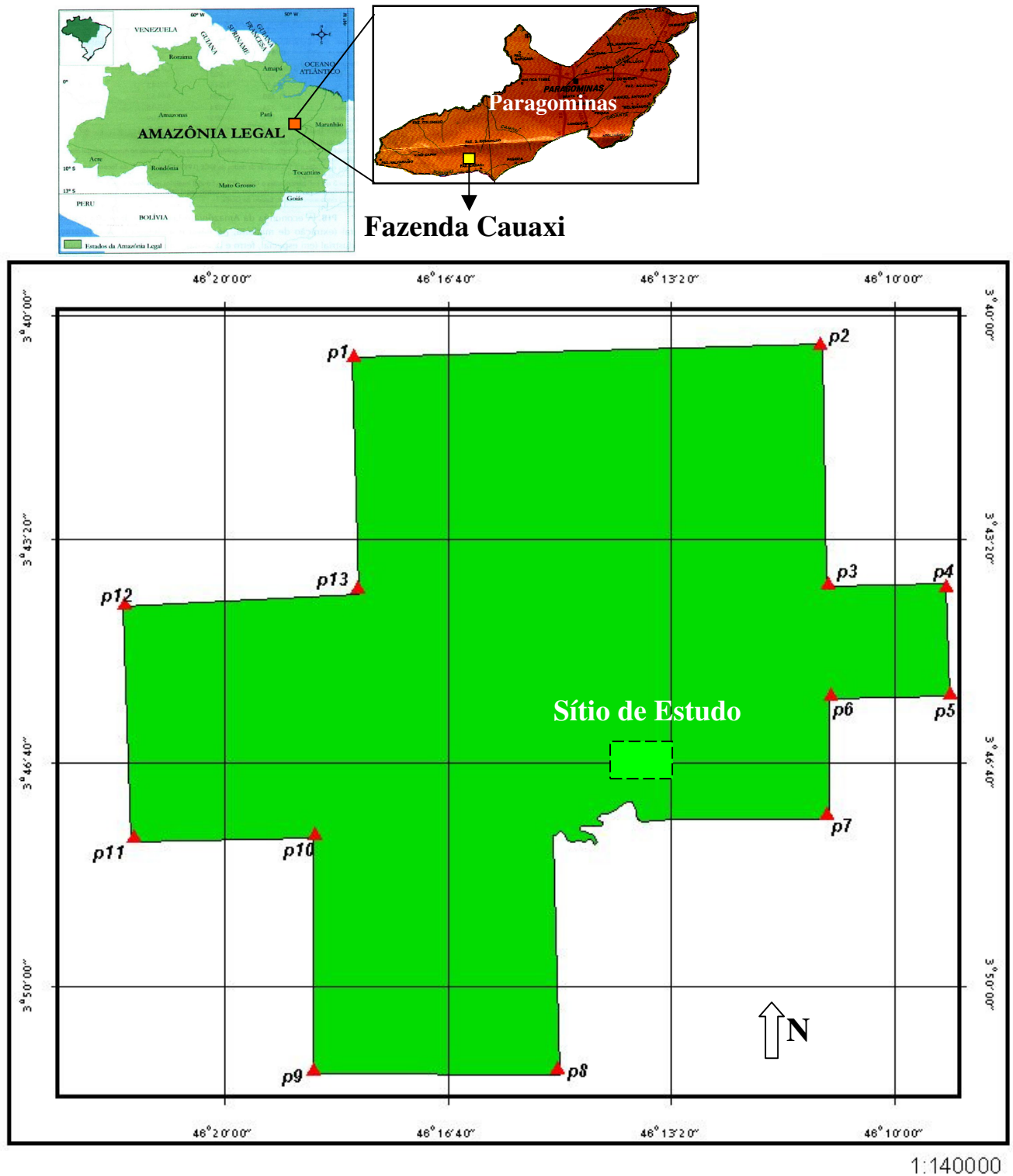


FIGURA 4.1: Localização da Fazenda Cauaxi e do sítio de estudo, município de Paragominas, Pará.

## 2.2. Seleção de Clareiras e o Monitoramento da Regeneração

### a) Clareiras jovens (1,3 ano)

Estas consistem nas quinze clareiras selecionadas na Fazenda Rio Capim, representando três categorias de tamanho: cinco *clareiras pequenas* – com 30 a 100 m<sup>2</sup>; cinco *clareiras grandes* -  $\geq 1500$  m<sup>2</sup>; e cinco *clareiras médias* – entre 500 a 800 m<sup>2</sup> conforme descrito no Capítulo I. A regeneração dentro dessas clareiras, assim como na amostra controle sob dossel fechado foi monitorada nas parcelas amostrais de 1 x 2 m (2 m<sup>2</sup>) delimitadas para o experimento de exclusão de herbívoros e detalhadas no Capítulo II. Como não houve diferenças significativas no desempenho da regeneração entre as amostras experimental (com cerca de exclusão) e controle (sem o cercado), os resultados apresentados neste capítulo decorrem da análise combinada dessas amostras.

Tal como anteriormente descrito, as amostragens foram estratificadas de acordo com a categoria de tamanho. Estabeleceu-se que cada clareira teria, no mínimo, três parcelas amostrais ou quantas fossem necessárias até que os 2% de sua área fossem atingidos. De modo que as clareiras grandes receberam 16-17 pontos amostrais, totalizando 162 m<sup>2</sup> de amostragem para essa categoria; as clareiras médias, entre 5-8 pontos, somando 68 m<sup>2</sup>; e as clareiras pequenas receberam o valor mínimo de três parcelas amostrais, que suplantam os 2%, totalizando 30 m<sup>2</sup>. Para análise dos resultados, os dados foram totalizados por clareira e, como cada categoria de tamanho foi representada por cinco clareiras, os dados referentes a cada tamanho são valores médios (n=5). Para compor uma amostra controle, parcelas amostrais de 1 x 2 m foram delimitadas na mesma área florestal das clareiras, porém sob dossel fechado. A localização desses pontos foi orientada pela localização das clareiras. Para cada clareira estudada, quatro parcelas controle foram estabelecidas, distanciadas entre si (em geral, duas para cada lado do menor eixo da clareira), e no mínimo a 20 m da borda das

clareiras. A média dos quatro pontos amostrais representou a amostra para aquela porção da floresta fechada, obtendo-se ao final 15 médias para o controle.

Considerando-se a idade dessas clareiras (1 ano e 4 meses) e uma preliminar observação da regeneração em campo, arbitrou-se que somente integrariam a amostra da regeneração as plantas entre 0,2 e 5,0 m de altura, pressupondo-se que neste intervalo estavam os indivíduos mais influenciados pela abertura do dossel. Assim, todas as plantas enquadradas nesse critério e situadas dentro das parcelas amostrais foram etiquetadas (com plaquetas numeradas de alumínio), identificadas pelo menos como morfoespécie e suas alturas foram medidas. Esses procedimentos iniciais permitiram a caracterização da densidade e riqueza relativa da regeneração nos diferentes ambientes. Durante os quinze meses seguintes, essas plantas foram monitoradas em quatro intervalos de tempo: três verificações trimestrais consecutivas e, uma última, semestral. Essas verificações visaram caracterizar o ritmo de crescimento das espécies em regeneração, assim como suas taxas de recrutamento e mortalidade nos ambientes analisados.

b) *Clareiras antigas (8,5 anos)*

Em 100 ha de floresta explorada em 1996 na Fazenda Cauaxi foram mapeadas e mensuradas todas as clareiras, naturais ou produzidas pela exploração, que interceptavam ou margeavam um conjunto de oito trilhas que atravessavam a área no sentido leste-oeste. Esse levantamento prévio foi feito 1,5 ano pós-exploração, localizando-se 87 clareiras, sendo esse mapeamento reaproveitado neste estudo. As clareiras foram medidas e suas áreas foram calculadas pelos mesmos procedimentos adotados para as clareiras da Fazenda Rio Capim (Cap. I; Oliveira & Silveira, dados não publ.).

Essa área não sofreu nenhum adicional evento de exploração madeireira ou outra atividade antrópica. Decorridos 8,5 anos da exploração, no final do segundo semestre de 2005, do conjunto de clareiras acima, procurou-se clareiras que representassem as mesmas categorias de tamanho das estabelecidas na Fazenda Rio Capim e que estivessem distanciadas pelo menos 100 m uma das outras. Doze clareiras que atendiam a essas características foram selecionadas, sendo quatro pequenas (30-100 m<sup>2</sup>), quatro médias (500-800 m<sup>2</sup>), porém não se obteve quatro grandes no mesmo molde adotado na Fazenda Rio Capim (>1.500 m<sup>2</sup>). Assim, a categoria “clareira grande” em Cauaxi é representada por clareiras a partir de 1.000 m<sup>2</sup> (TABELA 4.1).

A amostra da vegetação cobriu 1% de cada clareira, distribuído em parcelas amostrais de 1 x 1 m, a cada 5 m, ao longo do maior eixo das clareiras, guiando-se pelo toco e galhada da árvore removida, pois o dossel de todas já estava fechado. Conforme os procedimentos adotados na Fazenda Rio Capim, aqui também se predefiniu que cada clareira teria, no mínimo, três parcelas amostrais e, no máximo, quantas fossem necessárias até que o 1% de sua área fosse alcançado. Desse modo, as clareiras grandes receberam 11-14 pontos amostrais, totalizando 46 m<sup>2</sup> de amostragem para essa categoria; as clareiras médias, entre 6-8 pontos, somando 28 m<sup>2</sup>; e as clareiras pequenas receberam o valor mínimo de três parcelas amostrais, que supera 1%, totalizando 12 m<sup>2</sup>. Para análise dos resultados, os dados foram totalizados por clareira e, como cada categoria de tamanho foi representada por quatro clareiras, os dados referentes a cada tamanho são valores médios (n = 4).

Os limites das clareiras não eram mais perceptíveis para estabelecer amostras controle seguramente distantes das bordas das antigas clareiras. Dessa forma, a amostra controle foi composta por pontos amostrais localizados em uma área de 75 ha de floresta não-explorada, contígua à área explorada onde estavam as clareiras. Em quatro

trilhas, distanciadas 100 m uma da outra, foi estabelecido um total de cinco pontos amostrais a cada 5m. Os dados obtidos foram totalizados para cada trilha, de modo que os resultados referentes à amostra controle são valores médios ( $n = 4$ ).

Considerando-se a idade dessas clareiras, estabeleceu-se que somente os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou maior que 10 cm e com altura mínima de 2 m seriam medidos (segundo MAGNUSSON *et al.*, 1999). Esses indivíduos foram identificados e seus respectivos DAPs foram registrados. Adicionalmente, com o propósito de caracterizar a densidade do banco de plântulas em cada ambiente, os indivíduos menores que essas medidas foram apenas conferidos, ou seja, não foram identificados botanicamente.

TABELA 4.1: Medidas das clareiras monitoradas por este estudo, decorrentes da atividade madeireira, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

Clareiras	Maior eixo (m)	Menor eixo (m)	Área (m <sup>2</sup> )
Pequena 1 (P1)	16	4	50
Pequena 2 (P2)	27	3	63
Pequena 3 (P3)	11	8	66
Pequena 4 (P4)	22	6	100
Média 1 (M1)	44	22	770
Média 2 (M2)	35	25	687
Média 3 (M3)	33	25	648
Média 4 (M4)	30	24	565
Grande 1 (G1)	65	22	1155
Grande 2 (G2)	40	35	1.112
Grande 3 (G3)	45	30	1.080
Grande 4 (G4)	44	40	1.394

### 2.3. Monitoramento de Fatores Abióticos

#### a) *Temperatura e Umidade Relativa*

As variações da temperatura e umidade relativa no centro das quinze clareiras selecionadas e na amostra controle sob dossel fechado foram registradas por sensores do modelo “HOBO Pro RH/Temp” fixados a ~1,2 m do chão. Estes sensores registram temperaturas de -30°C a +50°C e foram programados para registros de “alta resolução”; quanto à umidade relativa (0 – 100 %), os registros apenas são feitos no “modo padrão”, com margem de erro de  $\pm 3\%$ . Como o sensor de umidade é externo e não pode molhar, um recipiente plástico foi adaptado para cada sensor para protegê-los da chuva (FIGURA 4.2). Devido ao número limitado de sensores, em cada mês nove clareiras foram monitoradas por vez, sendo três de cada categoria de tamanho. Para cada uma dessas clareiras, um ponto amostral sob dossel fechado, situado há no mínimo 20 m da borda destas, foi também monitorado, representando uma amostra controle. Assim, todo mês se obtinha uma média para cada tamanho de clareira ( $n = 3$ ) e uma média para a amostra controle ( $n = 9$ ). Este monitoramento começou quando as clareiras anteriormente descritas estavam completando dois anos de formação e cobriu todo o terceiro ano das mesmas (set/04 – ago/05).

Um rodízio dos sensores garantia a inclusão de todas as clareiras no monitoramento, com diferentes combinações mensais. Cada sensor foi programado para realizar registros de hora em hora de temperatura e umidade relativa e permanecia quatro dias completos/mês em um determinado ponto (centro de uma clareira ou “floresta”), sendo então realocado para outro ponto. Uma análise preliminar desses fatores demonstrou que durante a noite as curvas de temperatura e umidade relativa dos diferentes ambientes estão quase completamente sobrepostas. Por isso, apenas os



registros diurnos –das 7 às 18h- foram utilizados nas análises, pois esse período é que pode influenciar diferencialmente a regeneração nas diferentes clareiras e floresta fechada.

A amostragem de umidade relativa se limitou aos quatro meses iniciais (três meses de seca e um de chuva), pois os sensores de umidade começaram a funcionar irregularmente após o quinto mês em campo. De toda maneira, no período de chuva, com a saturação da umidade do ar, as diferenças entre micro-ambientes são mais difíceis de detectar.

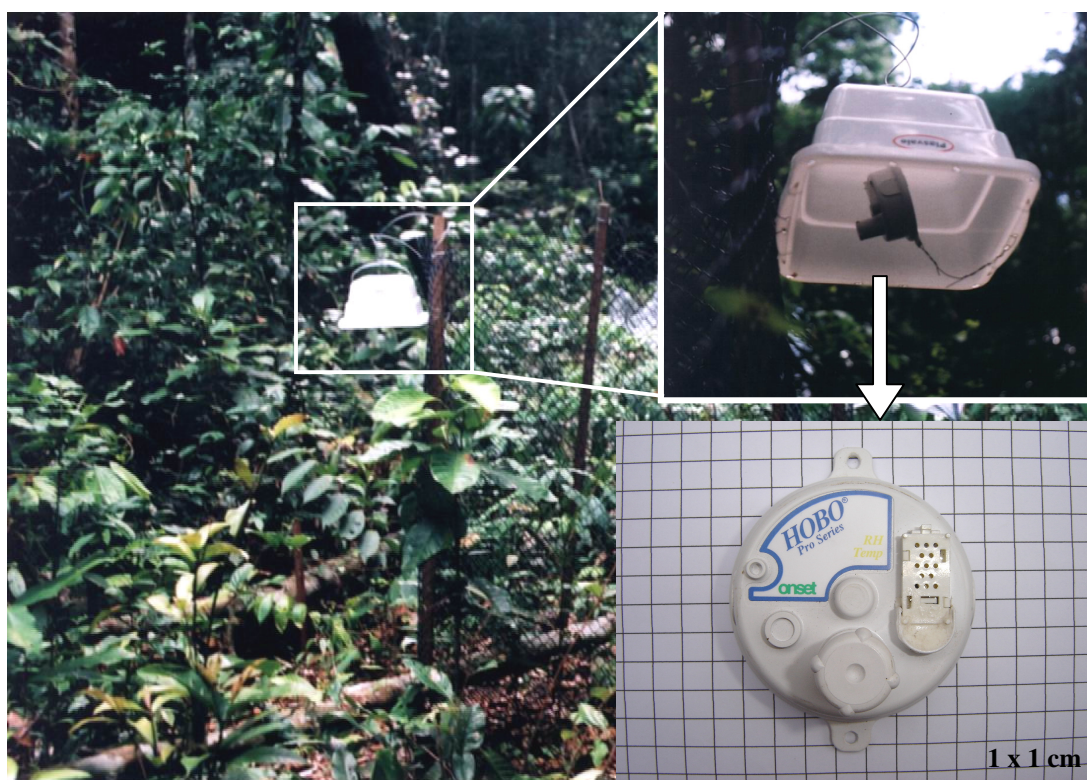


FIGURA 4.2: Sensores de temperatura e umidade relativa utilizados nas clareiras e floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Para verificar possível heterogeneidade em diferentes posições dentro de uma mesma clareira, nas cinco clareiras grandes e em três clareiras médias uma avaliação preliminar analisou a variação da temperatura em três pontos amostrais, localizados um no centro, outro na borda (dentro da clareira, a 5 m da floresta fechada) e outro intermediário a estes dois. Eles foram monitorados simultaneamente durante quatro dias/clareira, em um único mês/clareira. Nas clareiras médias os registros foram obtidos entre setembro e outubro/04 (período de seca) e, nas clareiras grandes, entre janeiro e fevereiro/05 (período chuvoso).

b) *Monitoramento do Déficit de Pressão de Vapor (DPV)*

A demanda evaporativa nos diferentes tamanhos de clareira e no controle (floresta fechada) foi calculada a partir dos dados de temperatura e de umidade relativa, e indica quão distante (quão grande é o déficit de vapor) um ambiente está da saturação, conforme resume a fórmula:  $DPV = PV_{sat} - PV_{ar}$ , onde  $PV_{sat}$  é a pressão de vapor do ar saturado e  $PV_{ar}$  é a pressão de vapor atual do ar (ver PRENGER & LING, 2000, para completo detalhamento da fórmula).

Assim, quanto maior o DPV, mais demanda há por transpiração e condensação e, por conseguinte, maior o murchamento dos tecidos vivos e/ou ressecamento das superfícies úmidas. De modo que esta informação pode fornecer um bom indicativo do rigor climático sobre a vegetação e da propensão florestal ao fogo. O DPV é uma medida mais completa do que a umidade relativa, pois enquanto esta confere apenas uma porcentagem de vapor d'água existente no ar, o DPV fornece uma medida absoluta sobre a quantidade de água que o ar ainda pode comportar, considerando o efeito da temperatura (PRENGER & LING, 2000).

Neste estudo, o DPV foi medido em cada uma das quinze clareiras, nas horas mais críticas do dia – 12, 13 e 14 h (maiores temperaturas e menores umidades), durante quatro dias consecutivos em um único mês/clareira, entre os dois meses finais da estação seca (out-nov/04). Para a amostra controle, foram mantidos os nove pontos/mês em floresta fechada, conforme anteriormente descrito.

#### **2.4. Análise de Dados**

A normalidade e a homocedasticidade das variâncias foram graficamente verificadas antes de executar os testes paramétricos (ZAR, 1999). As diferenças entre as três categorias de tamanho de clareiras e floresta relativas à densidade, riqueza, crescimento, taxas de recrutamento e mortalidade, temperatura, umidade relativa e déficit de pressão de vapor, assim como as comparações entre diferentes pontos dentro de uma mesma clareira, foram estatisticamente avaliadas por meio da análise de variância (Anova), seguida pelo pós-teste de Bonferroni. Uma análise de correspondência foi utilizada para comparar a composição de espécies da regeneração nos diferentes ambientes, dos dois sítios de estudo. Para os dados obtidos na forma de porcentagem, como as taxas de recrutamento e natalidade, os valores foram primeiramente transformados (arco-seno das raízes quadradas) para então se executar o teste. O coeficiente de correlação de Pearson foi utilizado para analisar a relação entre temperatura e atributos da regeneração, como riqueza, densidade e crescimento. O teste t para amostras independentes foi aplicado em comparações de temperatura entre as estações seca e chuvosa. O teste não-paramétrico de Mann-Whitney (Teste U) foi empregado na comparação entre os diferentes ambientes das fazendas Cauaxi (8,5 anos pós-exploração) e Rio Capim (1,3 ano pós-exploração).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Clareiras Jovens (1,3 ano), Fazenda Rio Capim

##### 3.1.1. Fatores Abióticos: Temperatura, Umidade Relativa e DPV

###### a) *Temperatura*

A temperatura média não diferiu significativamente entre os ambientes avaliados (Anova:  $F_{(3; 44)}=1.958$ ,  $P=0,13$ ). Nas clareiras, oscilou entre 20 e 35°C, mantendo uma média de 27°C independente do tamanho da clareira. Na floresta fechada, variou entre 20 e 30°C, com média em torno de 26°C (TABELA 4.2). A variação horária da temperatura média também evidenciou estreita semelhança entre os ambientes, principalmente entre as clareiras, com um suave pico de temperatura por volta das 13 horas (FIGURA 4.3).

TABELA 4.2: Temperatura média diurna (°C) em clareiras de diferentes tamanhos, com idade inicial de dois anos, e em floresta sob dossel fechado, ao longo de um ano, em uma área de exploração madeireira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

	Média ( $\pm$ Desvio Padrão)	Máxima	Mínima
<b>Clareiras Grandes</b>	27,4 ( $\pm$ 2,83)	34,7	20,2
<b>Clareiras Médias</b>	27,0 ( $\pm$ 2,69)	35,2	20,4
<b>Clareiras Pequenas</b>	27,0 ( $\pm$ 2,74)	34,9	19,9
<b>Floresta (controle)</b>	26,4 ( $\pm$ 2,15)	30,3	20,0

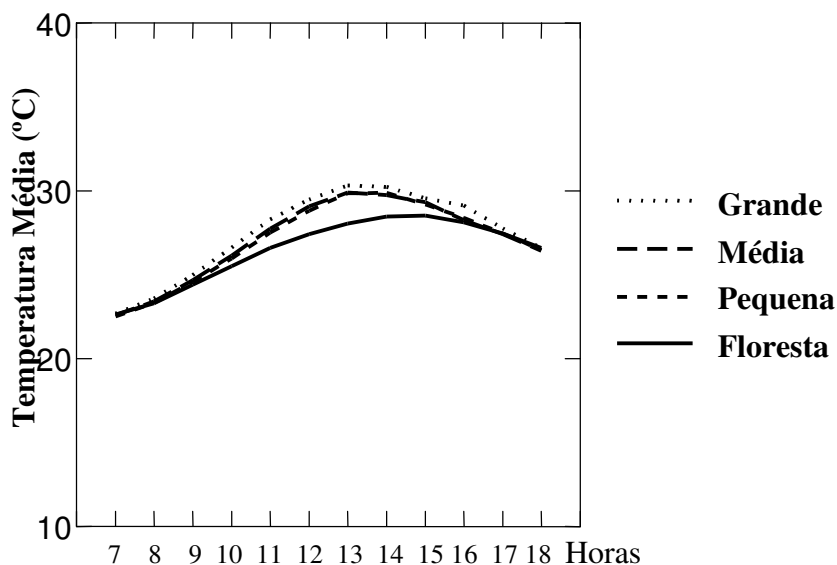


FIGURA 4.3: Variação da temperatura média (°C) ao longo do dia nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Por outro lado, a média das temperaturas máximas mensais foi significativamente maior nas clareiras grandes quando comparado com a floresta fechada, mas não divergiu dos demais tamanhos de clareiras (Anova:  $F_{(3; 44)}=3.380$ ,  $P=0,03$ ; FIGURA 4.4). Comparações entre as estações seca (jun-nov) e chuvosa (dez-mai) evidenciaram que as temperaturas máximas foram, em média, 2°C mais elevadas nas clareiras e menos de 1°C maiores na floresta durante o período seco (FIGURA 4.5). Essas diferenças na temperatura máxima entre as estações foram significativas nas clareiras grandes (Teste  $t = -2.198$ ,  $gl = 10$ ,  $P = 0,05$ ), médias (Teste  $t=-2.632$ ,  $gl = 10$ ,  $P=0,02$ ) e na floresta (Teste  $t = -2.303$ ,  $gl = 10$ ,  $P = 0,04$ ). Porém, não divergiram significativamente nas clareiras pequenas (Teste  $t = -1.875$ ,  $gl = 10$ ,  $P = 0,09$ ).

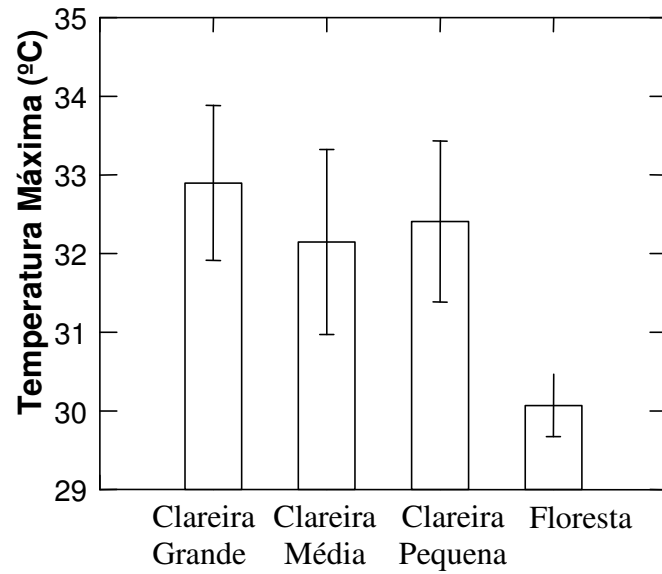


FIGURA 4.4: Temperatura máxima diária (°C) em clareiras de diferentes tamanhos, com idade inicial de dois anos, e em floresta sob dossel fechado, ao longo de um ano, em uma área de exploração madeireira, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

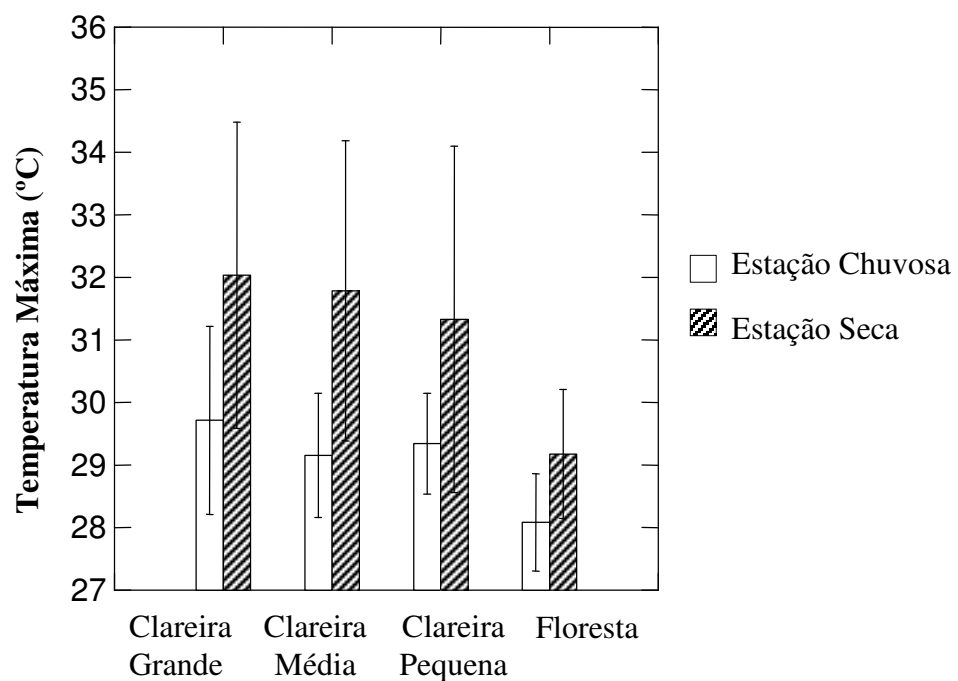


FIGURA 4.5: Variação sazonal (seca e chuva) da temperatura máxima diária (°C) nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

A análise da temperatura máxima em três diferentes posições dentro de clareiras grandes e médias também não evidenciou variações significativas (Anova:  $F_{(2; 12)} = 0,954$ ,  $P = 0,41$ ;  $F_{(2; 6)} = 0,220$ ,  $P = 0,81$ , respectivamente). Nas clareiras grandes, cujos micro-sítios foram monitorados em meses do período chuvoso, a média das temperaturas máximas ficou em torno de 31°C nas três localizações – borda, intermediário e centro, sendo a mais alta temperatura (~38°C) registrada no centro da clareira. Nas clareiras médias, cujos micro-sítios foram monitorados em meses do período de seca, a média das temperaturas máximas foi também muito equilibrada nas diferentes posições (~ 34-35°C), e a mais elevada temperatura foi também 38°C, registrada nas posições centro e intermediário (TABELA 4.3).

TABELA 4.3: Temperaturas máximas em diferentes pontos dentro de clareiras grandes (n = 5) e médias (n = 3), na fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

	<b>Borda</b>	<b>Intermediário</b>	<b>Centro</b>
<b>Clareira Grande</b>			
Média ( $\pm$ DP)	30,6 ( $\pm$ 1,85)	31,9 ( $\pm$ 2,71)	32,2 ( $\pm$ 3,11)
Máx.-Mín.	33,8 - 26,1	36,1 - 27,0	37,8 - 28,4
<b>Clareira Média</b>			
Média ( $\pm$ DP)	33,8 ( $\pm$ 1,58)	35,1 ( $\pm$ 2,29)	34,1 ( $\pm$ 2,99)
Máx.-Mín.	36,1 - 31,7	37,8 - 31,0	38,0 - 28,9

#### b) *Umidade Relativa*

A umidade relativa média não diferiu significativamente entre os diferentes ambientes, ficando em torno de 80-82% (Anova:  $F_{(3; 12)} = 0,185$ ,  $P = 0,91$ ; TABELA 4.4). As mais baixas umidades médias foram verificadas no período entre 12 e 14 horas (FIGURA 4.6), na mesma faixa horária em que ocorreram as mais elevadas temperaturas.

TABELA 4.4: Umidade relativa média diurna (%), durante quatro meses (set-dez/04), nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

	Média ( $\pm$ Desvio Padrão)	Máxima	Mínima
<b>Clareiras Grandes</b>	79,5 ( $\pm$ 6,29)	88,9	76,1
<b>Clareiras Médias</b>	81,9 ( $\pm$ 5,98)	90,5	76,6
<b>Clareiras Pequenas</b>	79,5 ( $\pm$ 7,38)	90,4	74,3
<b>Floresta (controle)</b>	81,7 ( $\pm$ 4,99)	88,7	77,4

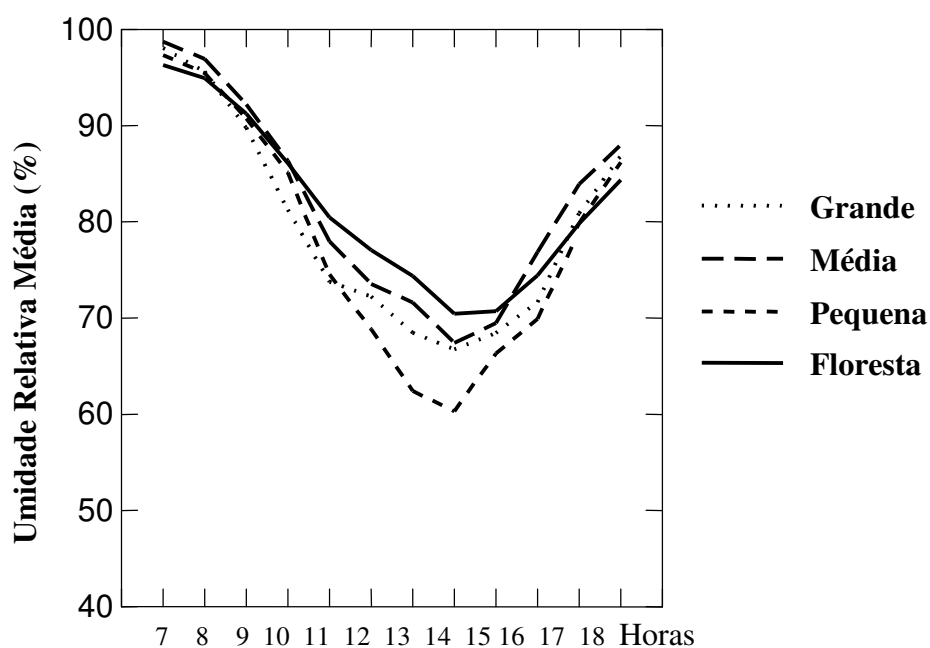


FIGURA 4.6: Variação horária da umidade relativa média diurna (%), durante quatro meses (set-dez/04), nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.



c) *Déficit de Pressão de Vapor (DPV)*

A demanda evaporativa foi ligeiramente inferior na floresta fechada e muito semelhante entre as clareiras independentemente de seu tamanho. Todavia, essas diferenças não foram estatisticamente significativas em nenhum dos horários considerados mais críticos (com maiores temperaturas e menores umidades) - às 12 h (Anova:  $F_{(3; 20)} = 1.713$ ,  $P = 0,20$ ), às 13 h ( $F_{(3; 20)} = 1.023$ ,  $P = 0,40$ ) e às 14 h ( $F_{(3; 20)} = 0,041$ ,  $P = 0,99$ ; TABELA 4.5).

TABELA 4.5: Média ( $\pm$  desvio padrão) do déficit de pressão de vapor (DPV), da temperatura e da umidade relativa, entre 12-14 h, durante quatro dias consecutivos de monitoramento em um mês do período seco, nas clareiras e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

	DPV (kPa)			Temperatura (°C)			Umidade (%)		
	12 h	13 h	14 h	12 h	13 h	14 h	12 h	13 h	14 h
<b>Clareira Grande</b>	1,52 ( $\pm 0,300$ )	1,52 ( $\pm 0,300$ )	1,52 ( $\pm 0,300$ )	31,3 ( $\pm 0,95$ )	32,5 ( $\pm 0,84$ )	33,3 ( $\pm 1,43$ )	67,0 ( $\pm 4,82$ )	61,8 ( $\pm 3,03$ )	58,9 ( $\pm 5,61$ )
<b>Clareira Média</b>	1,56 ( $\pm 0,770$ )	1,56 ( $\pm 0,770$ )	1,56 ( $\pm 0,770$ )	31,3 ( $\pm 2,77$ )	31,0 ( $\pm 0,97$ )	31,3 ( $\pm 1,69$ )	67,5 ( $\pm 9,92$ )	68,0 ( $\pm 5,80$ )	65,6 ( $\pm 9,13$ )
<b>Clareira Pequena</b>	1,65 ( $\pm 0,584$ )	1,76 ( $\pm 0,751$ )	1,61 ( $\pm 0,466$ )	31,4 ( $\pm 1,74$ )	31,3 ( $\pm 0,73$ )	31,3 ( $\pm 0,62$ )	65,1 ( $\pm 9,47$ )	59,2 ( $\pm 9,75$ )	64,5 ( $\pm 2,17$ )
<b>Floresta</b>	1,12 ( $\pm 0,273$ )	1,24 ( $\pm 0,354$ )	1,51 ( $\pm 0,468$ )	28,8 ( $\pm 0,65$ )	29,2 ( $\pm 0,57$ )	29,9 ( $\pm 0,68$ )	71,9 ( $\pm 5,98$ )	69,5 ( $\pm 7,66$ )	64,6 ( $\pm 9,84$ )

### 3.1.2. Características Gerais e Composição de Espécies da Regeneração

Um total de 3.287 indivíduos (0,2–5,0 m de altura) foi registrado nas amostras da regeneração nas clareiras e na floresta, dentre os quais 14% (471) eram cipós (não reconhecidos na área como sendo de valor comercial). Excluindo-se os cipós, pois não foram identificados, os demais indivíduos (2.816) pertencem a 106 espécies. No entanto, cabe ressaltar que às vezes ocorre de um nome comum ser compreendido por um grupo de espécies, o que acarreta uma subestimativa do número de espécies presentes. Dentre essas 106 espécies, 36% (38) foram comercialmente exploradas pela atividade madeireira no sítio de estudo em 2002 (*e. g.*, FIGURA 4.7) e as demais “não-comerciais” (*e. g.*, FIGURA 4.8) integram os diferentes estratos da floresta.

Treze dessas 106 espécies (12%) foram classificadas como pioneiras, pois recrutavam e cresciam quase somente nas áreas abertas, comportamento característico desse grupo ecológico (DENSLOW, 1987; CLARK & CLARK, 1992). Elas corresponderam a 27% dos indivíduos (762). As demais, independentemente de seu grau de tolerância à sombra, foram agrupadas na categoria de “não-pioneiras” (TABELA 4.6).

Quanto ao hábito ou porte dessas espécies quando adultas, neste sítio de estudo, excluindo-se apenas uma espécie desconhecida, houve predomínio das espécies de porte arbóreo, sendo que 72 espécies (69%) formavam o dossel contínuo (~25-35 m de altura), outras espécies ficavam ligeiramente acima (2 espécies emergentes, 2%) ou abaixo dessa faixa (12 espécies de sub-dossel, 11%). Apenas 19 espécies eram típicas do sub-bosque, sendo mais frequentes as arvoretas (12 espécies, 13%) seguidas por espécies arbustivas (7 espécies, 5%) (TABELA 4.6).

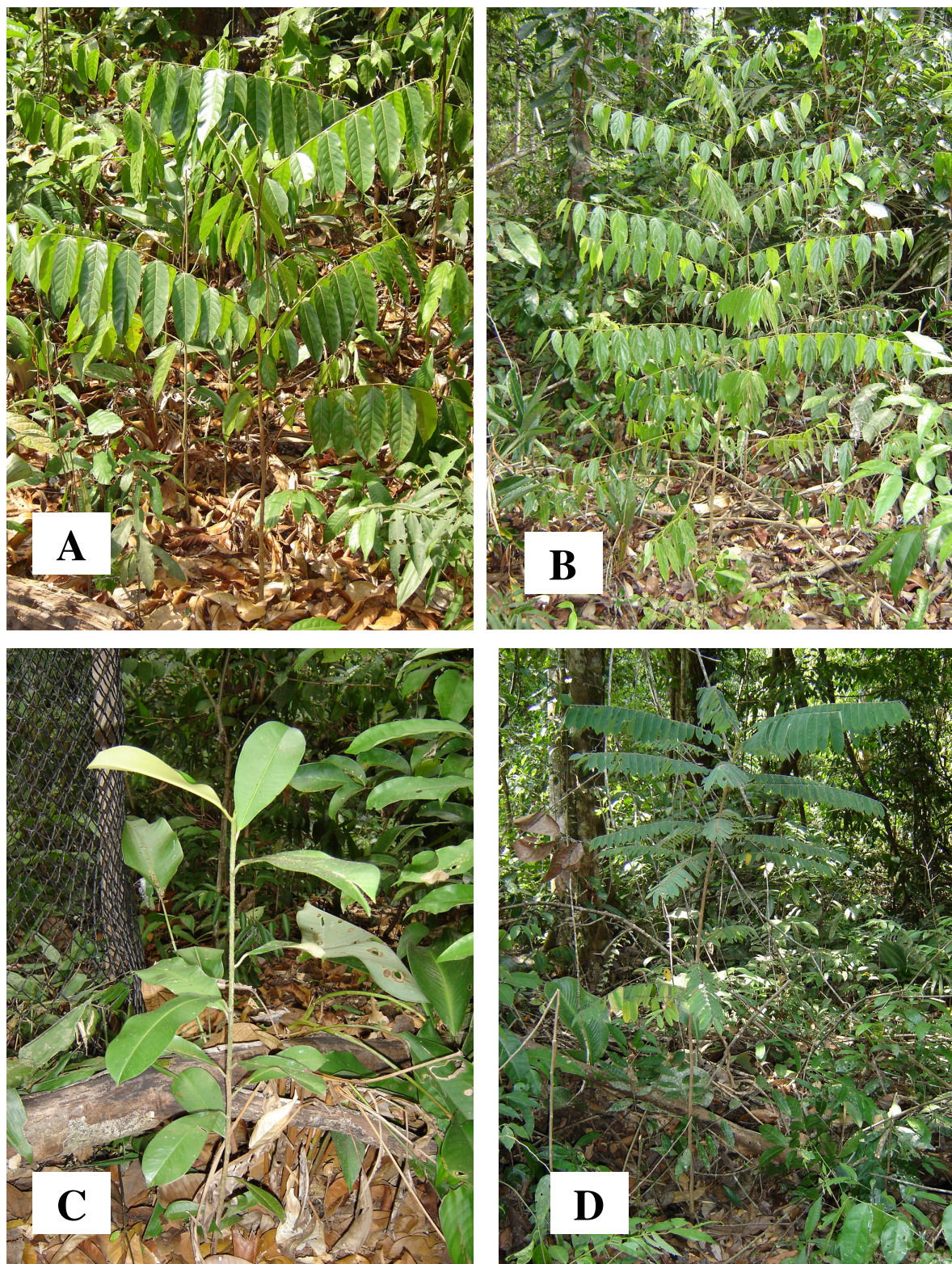


FIGURA 4.7: Exemplos de espécies comerciais da regeneração em clareiras e/ou floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (A – *Laetia procera*, pau-jacaré; B – *Goupia glabra*, cupiúba; C – *Manilkara huberi*, maçaranduba; e D – *Hymenolobium petraeum*, angelim-pedra).

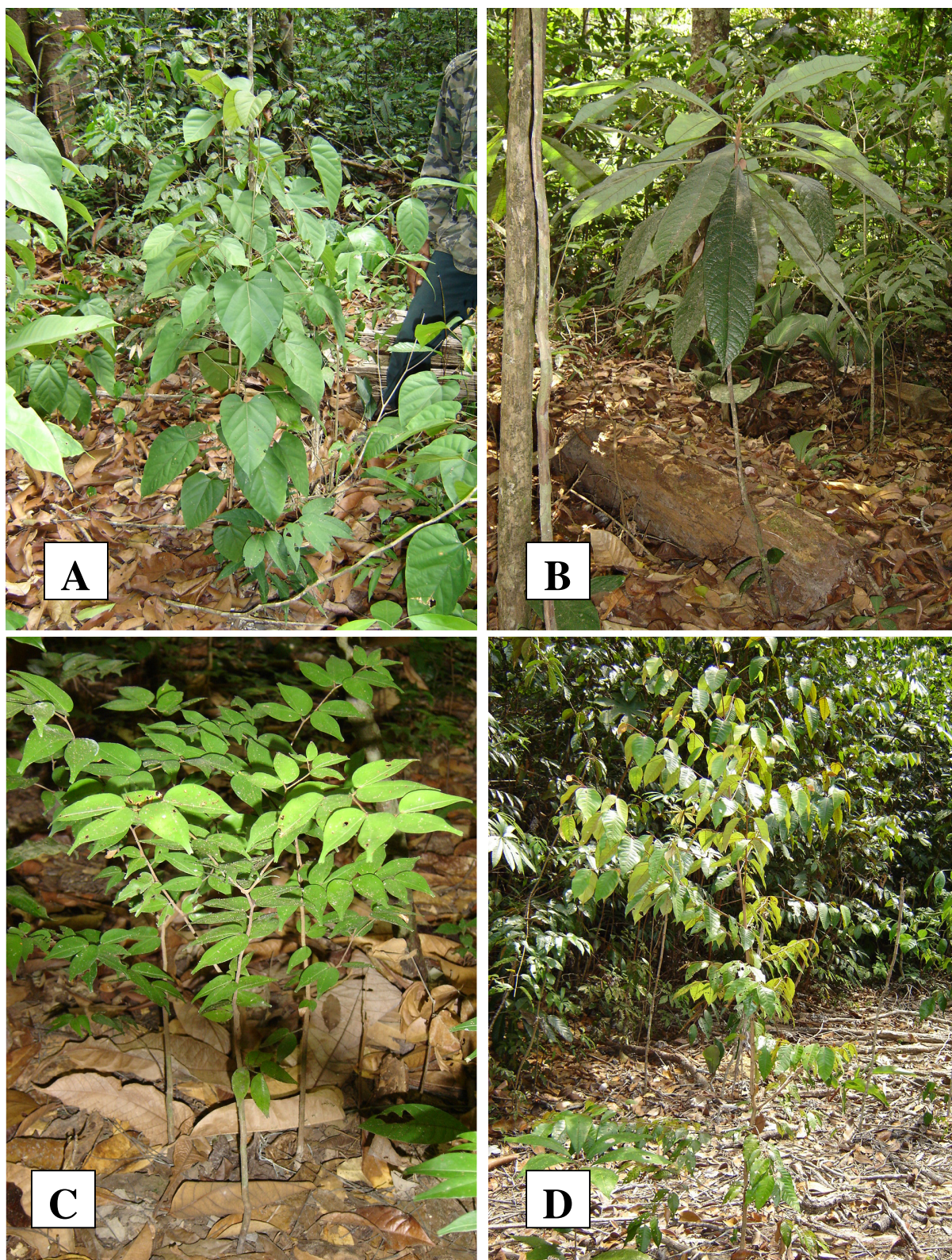


FIGURA 4.8: Exemplos de espécies não-comerciais da regeneração em clareiras e/ou floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará (A – *Bixa arborea*, urucu-da-mata; B – *Eperua* sp., juruparana; C – *Brosimum lanciferum*, conduru-preto; e D – *Vismia* sp., lacre).

TABELA 4.6: Densidade e características ecológicas gerais das espécies registradas nas três categorias de tamanho de clareira (com 1,3 ano de idade) e na amostra controle (floresta), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIAIS**:</b>							
<b>Anacardiaceae</b>							
(1) <i>Astronium gracile</i>	Muiracatiara	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Apocynaceae</b>							
(2) <i>Aspidosperma megalocarpum</i>	Araracanga	0,01	0,01	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Bignoniaceae</b>							
(3) <i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipê-roxo	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(4) <i>Jacaranda copaia</i>	Parapará	0,14	0,04	0,23	0	Pioneira	Árvore (dossel)
<b>Boraginaceae</b>							
(5) <i>Cordia goeldiana</i>	Freijó-cinza	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Burseraceae</b>							
(6) <i>Trattinnickia rhoifolia</i>	Breu-sucuruba	0,02	0,12	0,07	0,03	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(7) <i>Protium subserratum</i>	Breu-vermelho	0,04	0,18	0	0,13	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Celastraceae</b>							
(8) <i>Goupia glabra</i>	Cupiúba	0,14	0,03	0,23	0	Pioneira	Árvore (dossel)
<b>Euphorbiaceae</b>							
(9) <i>Glycidendron amazonicum</i>	Mirindiba	0,03	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Flacourtiaceae</b>							
(10) <i>Laetia procera</i>	Pau-jacaré	0,65	0,26	0,30	0	Pioneira	Árvore (dossel)
<b>Lauraceae</b>							
(11) <i>Licaria brasiliensis</i>	Louro-amarelo	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(12) <i>Ocotea glomerata</i>	Louro-pimenta	0,05	0,01	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(13) <i>Ocotea caudata</i>	Louro-preto	0,30	0,22	0,10	0,16	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(14) Não-identificada	Louro-cravinho	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Lecythidaceae</b>							
(15) <i>Eschweilera</i> sp.	Matamatá	0,14	0,31	0,07	0,29	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(16) <i>Couratari</i> sp.	Tauari	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>							
(17) <i>Vouacapoua americana</i>	Acapu	0,03	0,09	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(18) <i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	0	0,12	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>							
(19) <i>Hymenolobium petraeum</i>	Angelim-pedra	0	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (emergente)
(20) <i>Pithecelobium racemosum</i>	Angelim-rajado	0,02	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (emergente)
(21) <i>Parkia gigantocarpa</i>	Fava-atanã	0,02	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(22) <i>Parkia paraensis</i>	Fava-branca	0	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(23) <i>Enterolobium schomburgkii</i>	Fava-orelha-de- macaco	0	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(24) <i>Stryphnodendron polystachyum</i>	Tachirana	0	0,01	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(25) <i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	Timborana	0,06	0,04	0	0,10	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>							
(26) <i>Ormosia nobilis</i>	Sucupira-tento	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Meliaceae</b>							
(27) <i>Carapa guianensis</i>	Andiroba	0	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Moraceae</b>							
(28) <i>Bagassa guianensis</i>	Tatajuba	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(29) <i>Brosimum acutifolium</i>	Mururé	0,01	0,04	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(30) <i>Helicostylis</i> sp.	Inharé	0,01	0,09	0	0,03	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Myristicaceae</b>							
(31) <i>Virola michellii</i>	Virola-casca-de- vidro	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(32) <i>Virola</i> sp.	Virola-de-sangue	0	0	0,03	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Rutaceae</b>							
(33) <i>Euxylophora paraensis</i>	Pau-amarelo	0,17	0	0,07	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.



Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Sapotaceae</b>							
(34) <i>Pouteria pachycarpa</i>	Abiu-goiabão	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(35) <i>Manilkara huberi</i>	Maçaranduba	0,02	0	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(36) <i>Manilkara paraensis</i>	Maparajuba	0,01	0	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Simaroubaceae</b>							
(37) <i>Simarouba amara</i>	Marupá	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Sterculiaceae</b>							
(38) <i>Sterculia pilosa</i>	Envira-quiabo	0,01	0,03	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>ESPÉCIES NÃO-COMERCIAIS:</b>							
<b>Anacardiaceae</b>							
(39) <i>Tapirira obtusa</i>	Pau-pombo	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Annonaceae</b>							
(40) <i>Annona montana</i>	Araticum	0,04	0	0,03	0,03	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
(41) <i>Duguetia echinophora</i>	Ata-menju	0,31	0,29	0,20	0,63	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
(42) <i>Guatteria ovalifolia</i>	Envira-cana	0,71	0,22	0,57	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(43) Não identificada	Ata-brava	0,03	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
<b>Apocynaceae</b>							
(44) <i>Spongiospermas grandiflorum</i>	Grão-de-porco	0,06	0,04	0,03	0,05	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Bixaceae</b>							
(45) <i>Bixa arborea</i>	Urucu-da-mata	0	0	0,30	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Boraginaceae</b>							
(46) <i>Cordia bicolor</i>	Freijó-branco	0,12	0,07	0	0,04	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(47) <i>Cordia nodosa</i>	---	0,01	0,03	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
<b>Burseraceae</b>							
(48) <i>Tetragastris panamensis</i>	Breu-barrote	0,20	0,16	0,07	0,32	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(49) <i>Protium nitidum</i>	Breu-branco	0,02	0,01	0	0,03	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Cecropiaceae</b>							
(50) <i>Cecropia obtusa</i>	Embaúba-branca	1,54	0,57	1,60	0,01	Pioneira	Árvore (dossel)
(51) <i>Cecropia sciadophylla</i>	Embaúba-vermelha	0,32	0,04	0,30	0	Pioneira	Árvore (dossel)
(52) <i>Pourouma guianensis</i>	Embaubarana	0	0	0	0,01	Pioneira	Árvore (dossel)
(53) <i>Pourouma sp.</i>	Mapatirana	0,01	0,01	0	0,04	Pioneira	Árvore (dossel)
<b>Chrysobalanaceae</b>							
(54) <i>Licania paraensis</i>	Casca-seca	0,02	0,04	0,07	0,07	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Clusiaceae</b>							
(55) <i>Symphonia globulifera</i>	Anani	0,01	0,03	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(56) <i>Rheedia acuminata</i>	Bacuri-bravo	0	0	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
(57) <i>Vismia sp.</i>	Lacre	0,35	0,24	0,30	0	Pioneira	Árvore (sub-dossel)
<b>Elaeocarpaceae</b>							
(58) <i>Sloanea sp.</i>	Urucurana	0,01	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Euphorbiaceae</b>							
(59) <i>Micrandropsis scleroxylon</i>	Acapuri	0,10	0,13	0,20	0,33	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(60) <i>Sapium</i> sp.	Burra-leiteira	0,04	0,04	0,03	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(61) <i>Dodecastigma integrifolia</i>	Café-bravo	0,01	0,01	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
(62) <i>Phyllanthus</i> sp.	Pau-branco	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(63) <i>Hevea brasilienses</i>	Seringarana-branca	0	0	0,03	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(64) Não identificada	Mandioca-de-veado	0,01	0,03	0,27	0	Não-pioneira	Arbusto (sub-bosque)
<b>Lecythidaceae</b>							
(65) <i>Lecythis idatimon</i>	Jatereu	0,01	0,03	0	0,03	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>							
(66) <i>Eperua</i> sp.	Juruparana	0,15	0,12	0,03	0,16	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(67) <i>Hymenaeae parvifolia</i>	Jutaí-mirim	0	0,03	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(68) <i>Tachigali myrmecophyla</i>	Tachi-preto	0,01	0,04	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>							
(69) <i>Inga micradenia</i>	Ingá-branco	0,10	0,09	0,10	0,13	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(70) <i>Inga paraensis</i>	Ingá-vermelho	0,22	0,24	0,10	0,22	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(71) <i>Inga</i> sp.1	Ingá-preto	0,02	0,03	0,07	0,03		Árvore (dossel)
(72) <i>Inga</i> sp.2	Ingá	0,01	0,01	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>							
(73) <i>Myrocarpus frondosus</i>	Conduru-de-sangue	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(74) <i>Poecilanthe effusa</i>	Gema-de-ovo	0,21	0,19	0,07	0,27	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(75) <i>Zollernia paraensis</i>	Pau-santo	0,03	0	0	0,03	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Malpighiaceae</b>							
(76) <i>Byrsonima crispera</i>	Muruci-da-mata	0,04	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
<b>Melastomaceae</b>							
(77) <i>Miconia guianensis</i>	Canela-de-veado	0,01	0,04	0,10	0,04	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Meliaceae</b>							
(78) <i>Guarea carinata</i>	Cubarana	0	0,04	0	0,07	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Moraceae</b>							
(79) <i>Brosimum lanciferum</i>	Conduru-preto	0,44	0,01	0	0,07	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Myrtaceae</b>							
(80) <i>Myrciaria</i> sp.	Goiabinha	0,05	0	0	0	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(81) <i>Myrcia</i> sp.	Murta	0,18	0,16	0,07	0,15	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
<b>Nictaginaceae</b>							
(82) <i>Neea floribunda</i>	João-mole	0,12	0,10	0	0,02	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Rutaceae</b>							
(83) <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Tamanqueira- branca	0,10	0,03	0,27	0	Pioneira	Árvore (sub-dossel)
(84) <i>Metrodoria flavida</i>	Três-folhas	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Sapotaceae</b>							
(85) <i>Pouteria oppositifolia</i>	Abiu-branco	0,04	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(86) <i>Micropholis venulosa</i>	Abiu-rosadinho	0,11	0,10	0,13	0,18	Não pioneira	Árvore (dossel)
(87) <i>Pouteria guianensis</i>	Abiu-vermelho	0,27	0,46	0,13	0,29	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(88) <i>Ecclinusa guianensis</i>	Seringarana-preta	0	0	0	0,03	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Simaroubaceae</b>							
(89) <i>Simaba cedron</i>	Pau-para-tudo	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Solanaceae</b>							
(90) <i>Solanum</i> sp.1	Jurubeba-branca	0,08	0,03	0,03	0	Pioneira	Arbusto (sub-bosque)
(91) <i>Solanum</i> sp.2	Jurubeba-gata-loura	0,06	0,04	0,03	0	Pioneira	Arbusto (sub-bosque)
(92) <i>Solanum</i> sp.3	Jurubeba (sem espinho)	0,01	0,01	0	0	Pioneira	Arbusto (sub-bosque)
(93) <i>Solanum</i> sp.4	Jurubeba-vermelha	0,04	0,01	0,03	0	Pioneira	Arbusto (sub-bosque)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.

Tabela 4.6: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas	
		Grande (162 m <sup>2</sup> )*	Média (68 m <sup>2</sup> )	Pequena (30 m <sup>2</sup> )	Floresta (120 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Hábito
<b>Tiliaceae</b>							
(94) <i>Luehea grandiflora</i>	Mutamba-preta	0,41	0,21	0,60	0,10	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
(95) <i>Apeiba albiflora</i>	Pente-de-macaco	0,31	0,10	0,20	0,12	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Violaceae</b>							
(96) <i>Rinorea flavescens</i>	Canela-de-jacamim	0,12	0,38	0,03	0,28	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(97) <i>Rinorea guianensis</i>	Capoeiro-preto	0,26	0,26	0,27	0,39	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
(98) Não identificada 1	Araruta	0,01	0	0	0	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(99) Não identificada 2	Cega-jegue	0,05	0,01	0	0	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(100) Não identificada 3	Genipapo-da-mata	0	0	0	0,01	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(101) Não identificada 4	Guabiraba	0	0,01	0	0,05	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(102) Não identificada 5	Manga-brava	0	0,01	0	0	Não-pioneira	Árvore (sub-dossel)
(103) Não identificada 6	Marapuama	0	0	0	0,02	Não-pioneira	Arvoreta (sub-bosque)
(104) Não identificada 7	---	0	0	0,03	0	---	---
(105) Não identificada 8	Pimenta-de-macaco	0	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
(106) Não identificada 9	Pitomba-de-macaco	0,01	0	0	0,01	Não-pioneira	Árvore (dossel)
<b>Total de Espécies</b>		<b>80</b>	<b>69</b>	<b>40</b>	<b>63</b>		

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 2% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo, em 2002.



A análise da composição de espécies, com base nas densidades apresentadas na tabela anterior, demonstra que cada ambiente teve uma composição particular, compreendendo algumas espécies exclusivas ou com melhor desempenho (maior densidade), sendo que a maioria das espécies se dispersou sem denotar preferência por algum hábitat especial (FIGURA 4.9).

Do total de 106 espécies, cerca de 22% (23 delas) foram comuns aos diversos ambientes analisados, ou seja, ocorreram na amostra da regeneração dos três diferentes tamanhos de clareira e em floresta fechada (espécies contornadas pela linha contínua, FIGURA 4.9). Dentre essas espécies, há três comerciais – *T. rhoifolia* (sp6: breu-sucuruba), *O. caudata* (sp13: louro-preto) e *Eschweilera* sp. (sp15: matamatá); e apenas uma espécie pioneira – *C. obtusa* (sp50: embaúba-branca).

Dentre as espécies que foram exclusivamente registradas em um determinado ambiente (circundadas pela linha pontilhada, FIGURA 4.9), nenhuma delas pertence ao grupo de espécies pioneiras, que segundo sua ecologia teriam maior propensão a se especializar nas áreas abertas. Assim, presume-se que não houve nenhuma notória especialização na composição dos diferentes ambientes. A diferença observada na composição pode refletir em parte a heterogênea distribuição de espécies peculiar às florestas tropicais (RICHARDS, 1996). Neste contexto de comparação, a quantidade de espécies aglomeradas em torno de cada ambiente pode ser um artefato do diferente tamanho amostral de cada ambiente. Análises adequadas de riqueza de espécies serão apresentadas posteriormente.

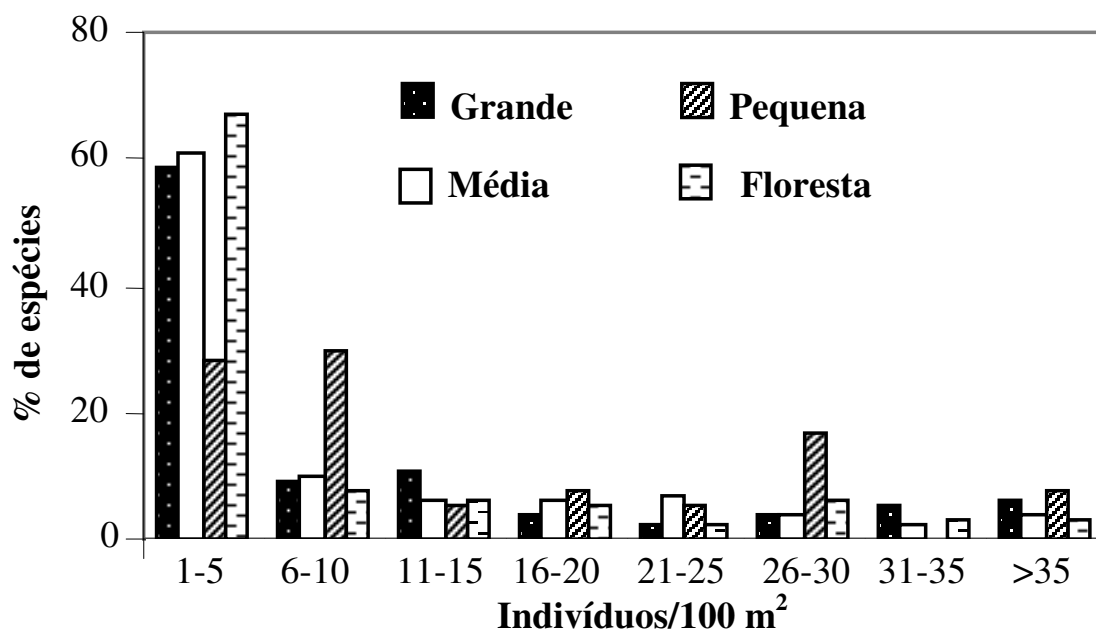


### 3.1.3. Densidade da Regeneração

Analisando-se espécie por espécie, observa-se que a baixa densidade foi uma característica freqüente em todos os ambientes (TABELA 4.6). Dentre as espécies que ocorreram nas clareiras grandes (n = 80), assim como nas médias (n = 69), cerca de 60% em ambas foram representadas por apenas 1-5 indivíduos para cada 100 m<sup>2</sup> desses ambientes. A floresta fechada também ficou por volta desse patamar (63%; n = 63 espécies), sendo que, nas clareiras pequenas (n = 40), a densidade da maioria das espécies (58%) se distribuiu entre as faixas de 1-5 e 6-10 indivíduos/100 m<sup>2</sup> (FIGURA 4.10).

Muitas das espécies que exibiram maior e mais regular densidade na regeneração nos diferentes ambientes foram as mesmas que ocorreram com mais freqüência e amplitude espacial e/ou temporal na chuva de sementes (Capítulo III). Nesse contexto, enquadram-se, por exemplo, o matamatá (*Eschweilera* sp.) e espécies não-comerciais como a ata-menju (*D. echinophora*), a envira-cana (*G. ovalifolia*), a juruparana (*Eperua* sp.) e o capoeiro-preto (*R. guianensis*). Assim, essas espécies demonstraram razoável capacidade de atingir e de se estabelecer nos diferentes tamanhos de clareiras aqui analisados.

As três espécies comerciais e pioneiras – parapará (*J. copaia*), cupiúba (*G. glabra*) e pau-jacaré (*L. procera*), somente ocorreram na regeneração em clareiras e, em geral, em alta densidade, sinalizando sua dependência de áreas abertas para recrutarem e crescerem.



**Figura 4.10:** Proporção de espécies vegetais por faixa de densidade (número de indivíduos/100m<sup>2</sup>) nos diferentes ambientes, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

#### a) Espécies em Geral e Espécies Comerciais

Considerando-se todas as espécies em conjunto, exceto os cipós, o número de indivíduos por unidade de área diferiu significativamente apenas entre as clareiras grandes e a floresta fechada (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 5.206$ ,  $P = 0,005$ ). As clareiras grandes apresentaram uma regeneração mais densa, com cerca de 9 indivíduos/m<sup>2</sup>, enquanto a densidade de clareiras médias e pequenas se manteve um pouco abaixo, por volta de 7 indivíduos/m<sup>2</sup>. A floresta fechada apresentou cerca de 5 indivíduos/m<sup>2</sup>. Da mesma forma, analisando-se somente as espécies comerciais, a densidade destas foi mais elevada nas clareiras grandes quando comparadas à floresta fechada, mas não diferiu dos demais tamanhos de clareira (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)}=3.638$ ,  $P=0,044$ ; FIGURA 4.11).

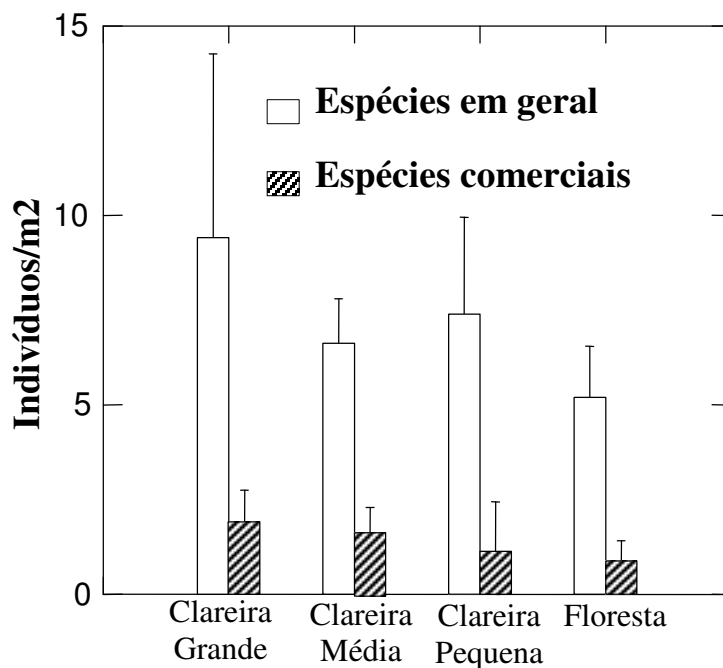


FIGURA 4.11: Densidade da vegetação, entre 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

#### b) Espécies Pioneiras e Espécies Não-Pioneiras

A análise da densidade da regeneração da perspectiva desses dois grupos ecológicos permitiu a confirmação de que são as espécies pioneiras que significativamente contribuem para as diferenças observadas entre os ambientes. As clareiras grandes e as clareiras pequenas apresentaram maior densidade de pioneiras do que a floresta fechada (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 12.471$ ,  $P < 0,001$ , em ambos os casos), mas não divergiram entre si, nem em relação às clareiras médias ( $P > 0,05$ , em todos os casos). A densidade das espécies não-pioneiras foi similar entre os diferentes ambientes (Anova,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 4.12).

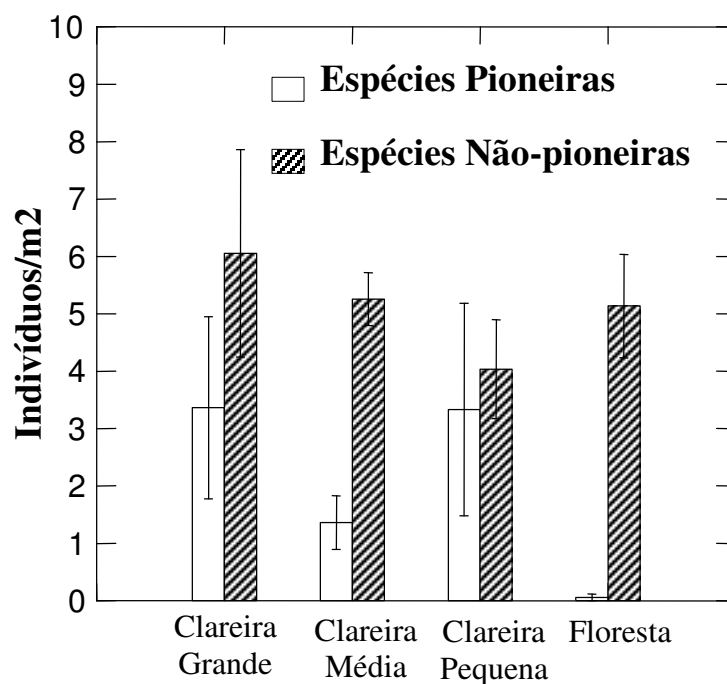


FIGURA 4.12: Densidade de espécies pioneiras e não-pioneiras, entre 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### c) Cipós

A quantidade de cipós aumentou de 471 indivíduos no início do estudo para 740 decorridos 15 meses. Porém, sua densidade não diferiu significativamente entre as clareiras e floresta fechada, nem no levantamento inicial (Anova,  $F_{(3, 26)} = 0,717$ ,  $P = 0,55$ ), tampouco no realizado 15 meses após (Anova,  $F_{(3, 26)} = 2,138$ ,  $P = 0,12$ ; FIGURA 4.13). Nesse segundo levantamento, a densidade de cipós cresceu em todos os ambientes, porém a comparação entre as porcentagens de crescimento não identifica diferenças significativas entre os mesmos (Anova,  $F_{(3, 26)} = 2,000$ ,  $P = 0,14$ ).

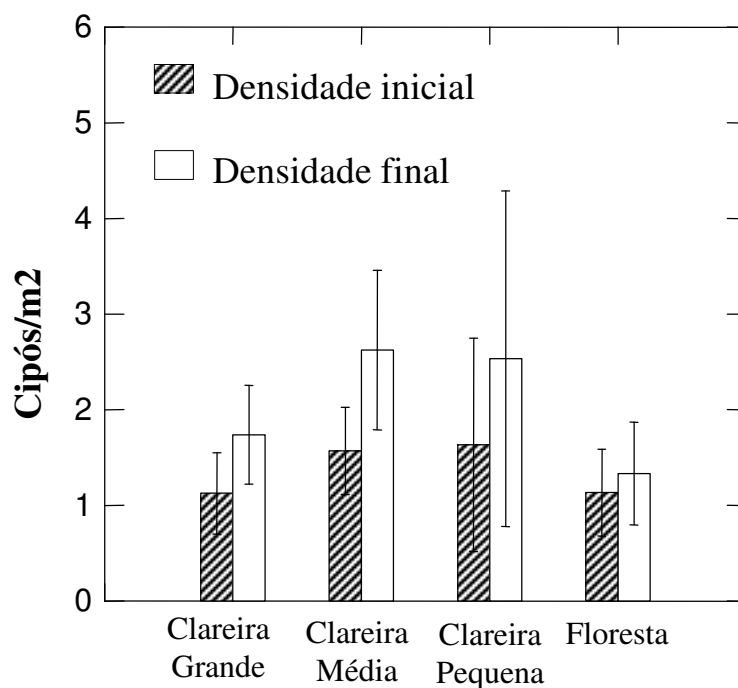


FIGURA 4.13: Variação na densidade de cipós, 16 e 31 meses pós-exploração madeireira, nos diferentes tamanhos de clareiras e floresta, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

#### d) *Correlação Temperatura x Densidade da Regeneração*

Considerando-se que a média das temperaturas máximas respondeu positivamente em relação ao aumento da clareira, de modo que temperaturas significativamente maiores foram registradas nas grandes clareiras quando comparadas com a condição “floresta fechada”, a relação entre essa variável e a densidade da regeneração foi analisada para as espécies como um todo, por grupo ecológico (pioneiras & não-pioneiras), por uso madeireiro (comercial & não-comercial) e somente para os cipós em cada um dos ambientes separadamente, porém nenhuma correlação significativa foi encontrada (Correlação de Pearson,  $P > 0,05$ , em todos os casos).

### 3.1.4. Riqueza da Regeneração

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Comerciais*

Como houve diferença significativa na densidade da regeneração entre os ambientes, para neutralizar o chamado “efeito da densidade”, segundo o qual ambientes com maior número de indivíduos/área têm naturalmente maior probabilidade de serem mais diversos, neste trabalho a riqueza relativa consiste na razão entre o número de espécies pelo número de indivíduos existentes em cada ambiente analisado, tal como recomendado em DENSLOW (1995) e HUBBELL *et al.* (1999).

A análise de todas as espécies da regeneração indicou que as clareiras grandes apresentam menor riqueza de espécies do que qualquer um dos demais ambientes (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 13.106$ ,  $P < 0,001$ , em todos os casos). Considerando-se apenas as espécies comerciais, as clareiras grandes mantêm sua menor riqueza relativa em relação à floresta fechada e às clareiras pequenas (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 7.996$ ,  $P = 0,008$  e  $P = 0,001$ , respectivamente), mas não em relação às clareiras médias ( $P = 0,79$ ). Porém, estas são mais pobres em espécies comerciais do que as clareiras pequenas ( $P = 0,003$ ; FIGURA 4.14).

#### b) *Espécies Pioneiras e Espécies Não-Pioneiras*

A menor riqueza de espécies anteriormente verificada nas clareiras grandes quando comparadas aos demais ambientes se deve à escassez de espécies não-pioneiras. As clareiras grandes foram significativamente mais pobres em espécies não-pioneiras do que clareiras médias, pequenas e floresta (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 11.171$ ,  $P < 0,001$ ,  $P < 0,001$  e  $P = 0,011$ , respectivamente). Quanto às espécies pioneiras, não houve diferença na riqueza relativa entre os ambientes analisados (FIGURA 4.15).



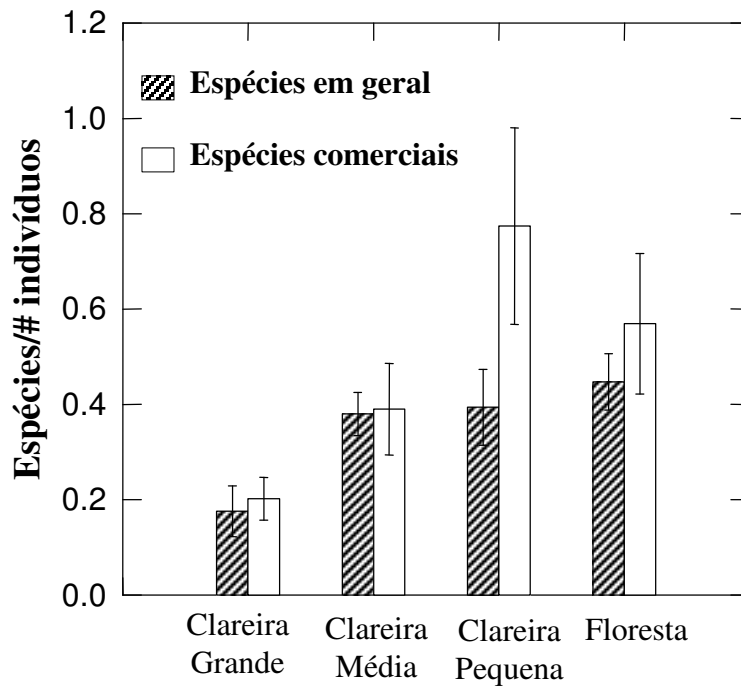


FIGURA 4.14: Riqueza relativa da regeneração como um todo e de espécies comerciais, com 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

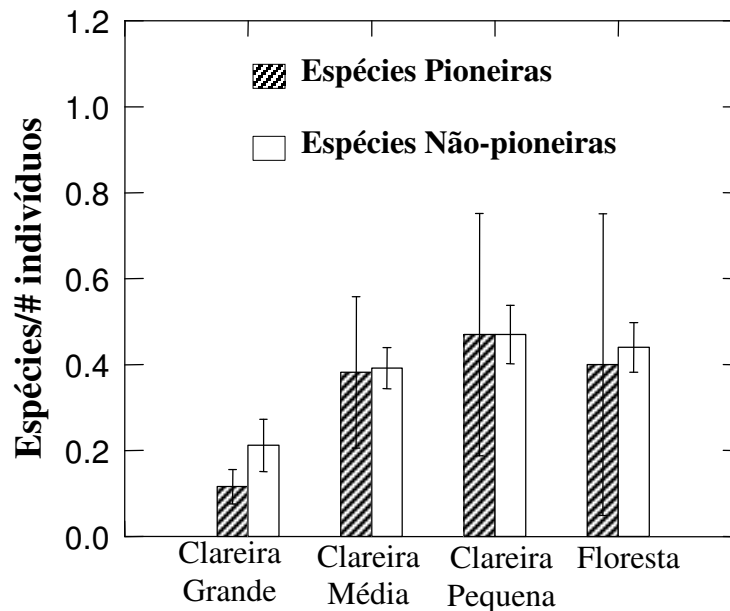


FIGURA 4.15: Riqueza relativa de espécies vegetais pioneiras e não-pioneiras, com 0,2-5,0 m de altura, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### c) *Correlação Temperatura x Riqueza da Regeneração*

Tal como realizado em relação à densidade da regeneração, aqui também para cada ambiente se avaliou a relação entre a riqueza de diferentes grupos de espécies e a variação na temperatura máxima. Nenhuma correlação significativa foi encontrada (Correlação de Pearson,  $P > 0,05$ , em todos os casos).

### 3.1.5. Crescimento em Altura da Regeneração

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Comerciais*

O crescimento em altura foi avaliado para toda a vegetação presente na amostra inicial e que persistiu até a última verificação, totalizando 2.218 indivíduosNo início do monitoramento, a altura média da regeneração era semelhante entre todos os ambientes (Anova,  $F_{(3, 26)} = 1.062$ ,  $P = 0,38$ ). Porém, após quinze meses, a regeneração nas clareiras pequenas, médias e grandes tinha crescido significativamente mais do que na floresta fechada (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 24.678$ ,  $P < 0,001$ , nos três casos; FIGURA 4.16).

Por meio das três verificações trimestrais, calculou-se o crescimento médio trimestral da regeneração em cada ambiente. O ritmo de crescimento em altura foi muito semelhante entre as clareiras, cerca de 11-13 cm/trimestre, porém quatro vezes maior do que o valor verificado na floresta fechada (3 cm/trimestre). Ou seja, o crescimento da regeneração foi significativamente mais lento na floresta fechada do que nas clareiras (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 17.203$ ,  $P < 0,001$ , nos três casos). Analisando-se somente o ritmo de crescimento das espécies comerciais, os resultados são semelhantes, exceto pela inexistência de diferença significativa entre as clareiras médias e a floresta fechada (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 10.613$ ,  $P = 0,06$ ). Porém, as diferenças entre esta e as clareiras grandes e pequenas se mantiveram ( $P = 0,001$  e  $P = 0,002$ , respectivamente; FIGURA 4.17).

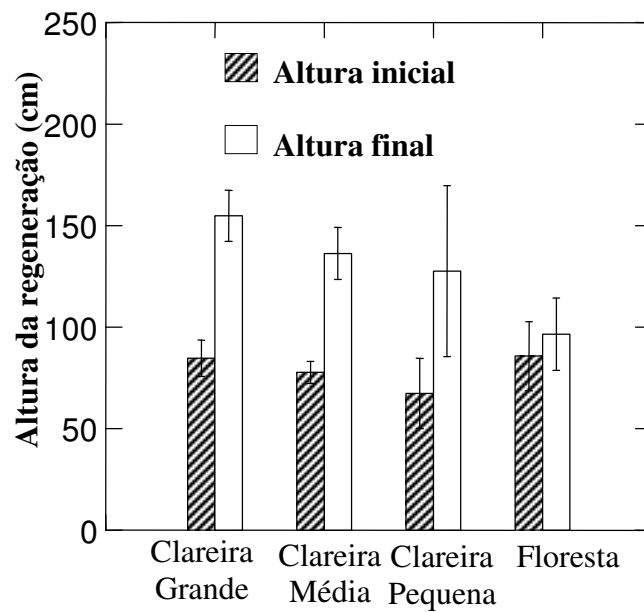


FIGURA 4.16: Altura inicial e final (após 15 meses) da regeneração nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

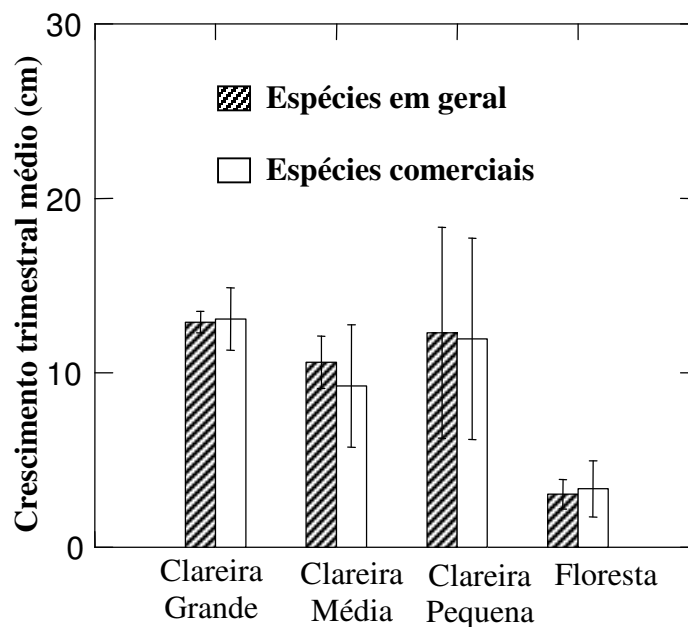


FIGURA 4.17: Crescimento trimestral médio em altura (n=3 medições) da regeneração em geral e de espécies comerciais nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

b) *Espécies Pioneiras e Não-Pioneiras*

As espécies pioneiras cresceram a um ritmo um pouco mais acelerado do que as não-pioneiras, mas a diferença no ritmo de crescimento entre esses dois grupos ecológicos somente foi significativa nas clareiras grandes (Teste *t* pareado,  $t = 5.164$ ,  $gl = 4$ ,  $P = 0,007$ ). Nas comparações entre os ambientes, as clareiras grandes significativamente favoreceram o mais rápido crescimento de espécies pioneiras em comparação com a floresta fechada (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 4.845$ ,  $P = 0,011$ ), mas não divergiram em relação às clareiras médias e pequenas ( $P = 0,12$  e  $P = 0,37$ , respectivamente). As espécies não-pioneiras, por sua vez, responderam com mais rápido ritmo de crescimento em todas as clareiras, independentemente do tamanho destas, do que sob dossel fechado (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 20.559$ ,  $P < 0,001$ , nos três casos; FIGURA 4.18).

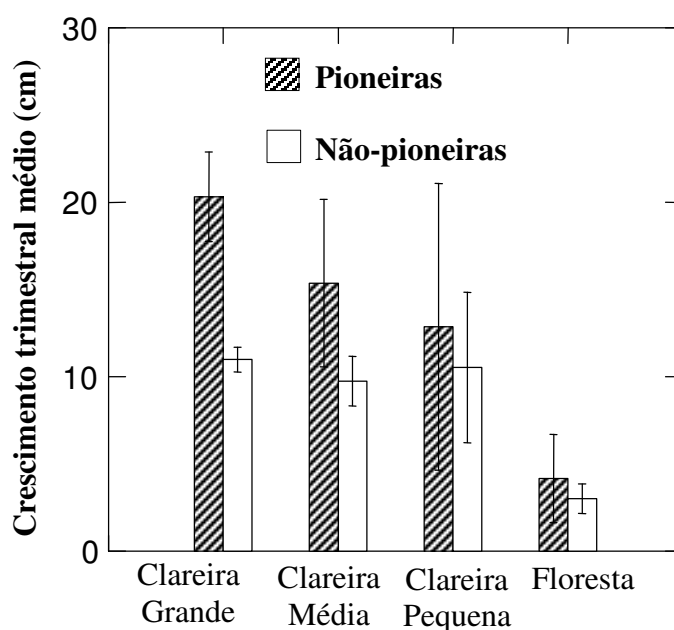


FIGURA 4.18: Crescimento trimestral médio em altura ( $n=3$  medições) de espécies pioneiras e não-pioneiras, nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

c) *Cipós*

Quanto aos cipós, um total de 434 indivíduos teve seu crescimento monitorado durante quinze meses. Tal como ocorreu com a demais regeneração, a altura dos cipós no início deste estudo também não diferia significativamente entre os diferentes ambientes (Anova,  $F_{(3, 26)} = 0,474$ ,  $P < 0,70$ ). Porém, após quinze meses, os cipós localizados nas clareiras médias e grandes apresentavam crescimento consistentemente maior do que os situados na floresta sob dossel fechado (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 10,403$ ,  $P = 0,006$  e  $P < 0,001$ , respectivamente). Não foram significativas as diferenças observadas entre as clareiras médias e grandes, tampouco entre as clareiras pequenas e floresta fechada ( $P = 1,00$  e  $P = 0,08$ , respectivamente; FIGURA 4.19).

O ritmo de crescimento dos cipós, analisado por meio dos incrementos trimestrais médios, foi significativamente mais intenso nas clareiras em geral do que na floresta fechada (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 31,113$ ,  $P < 0,001$ , em todos os casos), mas não diferiu entre os diferentes tamanhos de clareira ( $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 4.20).

d) *Correlação Temperatura x Crescimento em Altura da Regeneração*

A variação na média das temperaturas máximas se correlacionou significativamente com o ritmo de crescimento da regeneração em duas circunstâncias. Nas clareiras pequenas se evidenciou uma relação negativa entre o aumento da temperatura e os incrementos em altura da vegetação como um todo (exceto cipós), segundo a qual cerca de 81% da variação no crescimento estava associada à temperatura ( $r_{(5)} = -0,90$ ,  $P = 0,04$ ,  $r^2 = 0,81$ ; FIGURA 4.21). Na floresta fechada, o ritmo de crescimento dos cipós também respondeu significativamente à variação nas

temperaturas máximas, porém de forma positiva ( $r_{(15)} = 0,27$ ,  $P = 0,03$ ,  $r^2 = 0,32$ ; FIGURA 4.22). Um terço (32%) da variação observada no ritmo de crescimento dos cipós esteve associado ao aumento da temperatura.

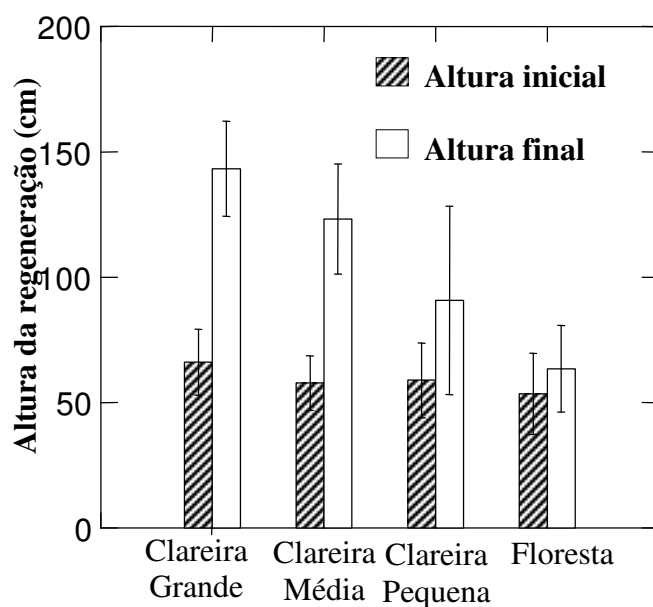


FIGURA 4.19: Altura inicial e final (após 15 meses) de cipós nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

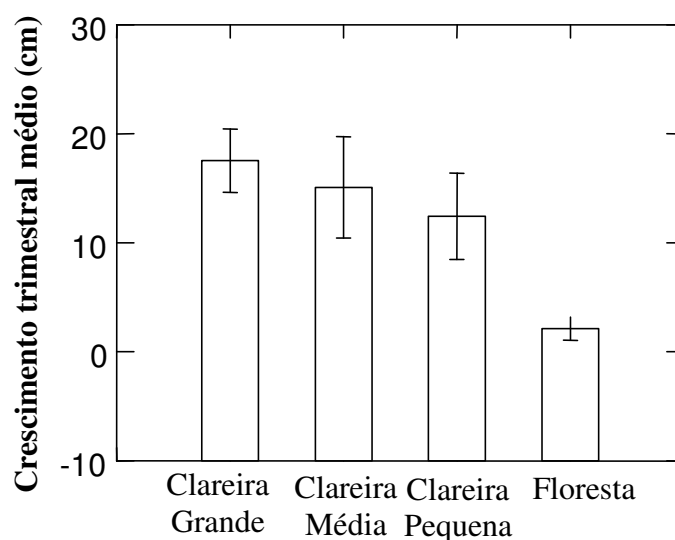


FIGURA 4.20: Crescimento trimestral médio em altura (n=3 medições) de cipós, nas três categorias de tamanho de clareira (com idade inicial de 1,3 ano) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

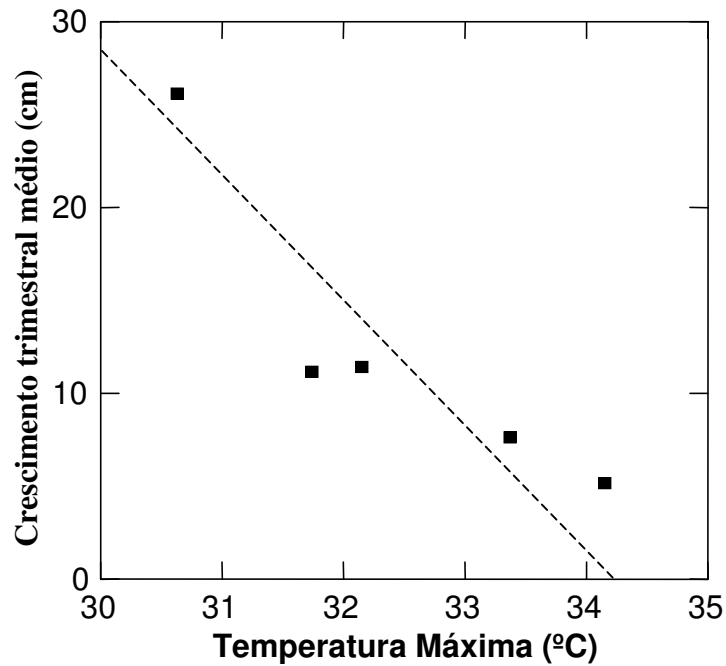


FIGURA 4.21: Relação entre ritmo de crescimento da regeneração (todas as espécies) e temperatura máxima observada nas clareiras pequenas, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

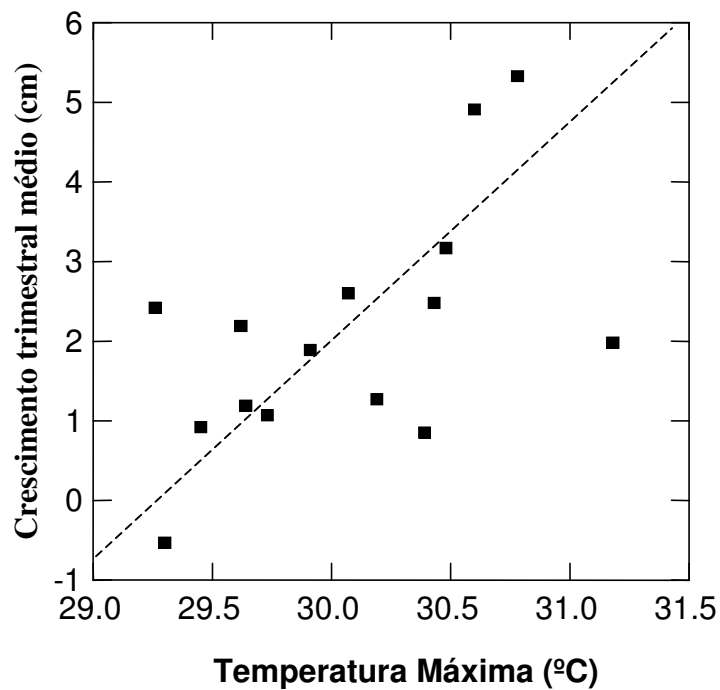


FIGURA 4.22: Relação entre ritmo de crescimento de cipós e temperatura máxima observada na floresta com dossel fechado, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3.1.6. Recrutamento da Regeneração

Durante os 15 meses de monitoramento da regeneração, mais 933 indivíduos foram incorporados à amostragem inicial, ou seja, enquadraram-se no intervalo de altura pré-estabelecido (0,2-5,0 m). Os cipós representaram 29% desse valor (269 indivíduos). Dentre os 71% restantes (664), 26% corresponderam a espécies madeireiras comerciais.

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Comerciais*

A taxa de recrutamento de novas plantas se comportou de forma muito semelhante em todos os ambientes, ao longo das quatro verificações, não diferindo significativamente em nenhum dos períodos avaliados (Anova,  $P > 0,05$ , em todos os casos). Na última verificação, a taxa de recrutamento de todos os ambientes apresentava apenas uma estreita variação entre 15 e 20% (FIGURA 4.23). Analisando-se somente as espécies comerciais, as semelhanças são ainda maiores, exceto pelas clareiras pequenas cuja taxa de recrutamento apresentou uma tendência superior àquelas dos demais ambientes, porém, em nenhum momento, diferiu significativamente (Anova,  $P > 0,05$ , em todas as verificações; FIGURA 4.24).



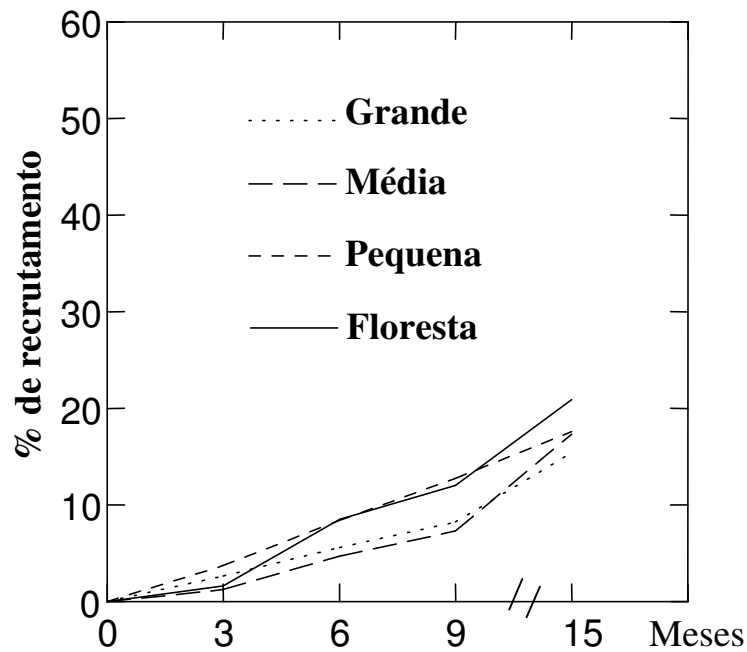


FIGURA 4.23: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

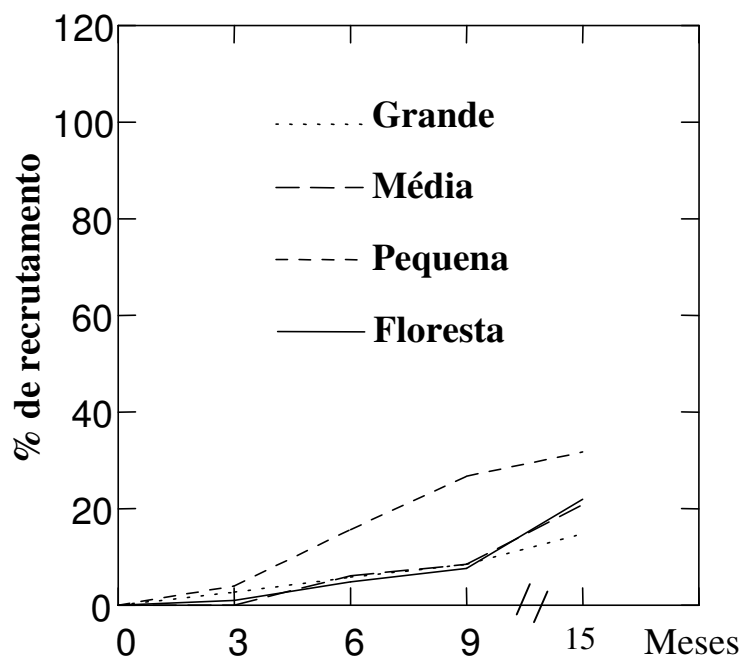


FIGURA 4.24: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos de espécies comerciais, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

b) *Espécies Pioneiras e Não-Pioneiras*

O recrutamento de plantas pioneiras não divergiu significativamente entre os ambientes analisados em nenhuma das verificações (Anova,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 4.25). Da mesma forma, as espécies não-pioneiras mantiveram taxas semelhantes de recrutamento entre os ambientes e este recrutamento ainda permanecia em ascensão em todas as clareiras e floresta fechada após a última verificação (Anova,  $P > 0,05$ , em todos os casos; FIGURA 4.26).

No conjunto final de todos os indivíduos que recrutaram, as espécies não-pioneiras predominaram em todos os ambientes, correspondendo a 90% dos recrutamentos nas clareiras grandes, 92% nas clareiras médias, 97% nas clareiras pequenas e 98% na floresta fechada.

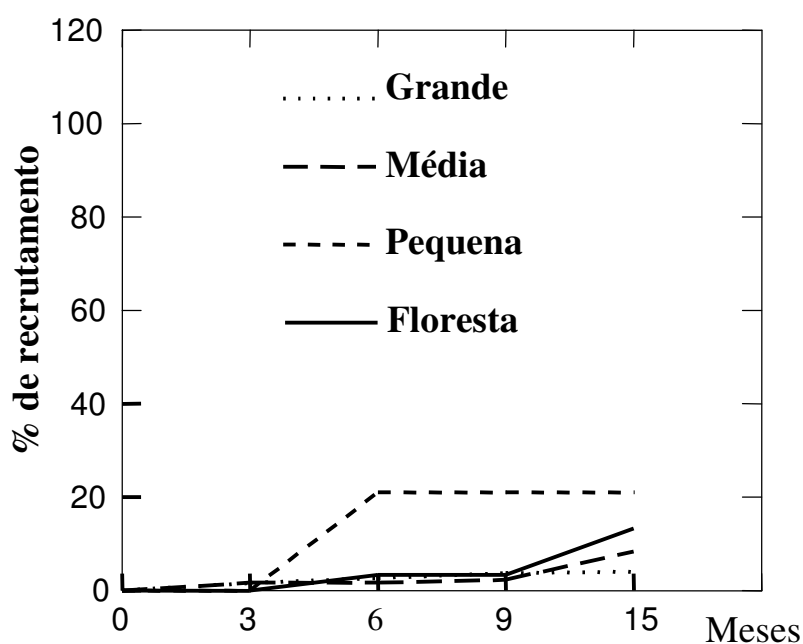


FIGURA 4.25: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos de espécies pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

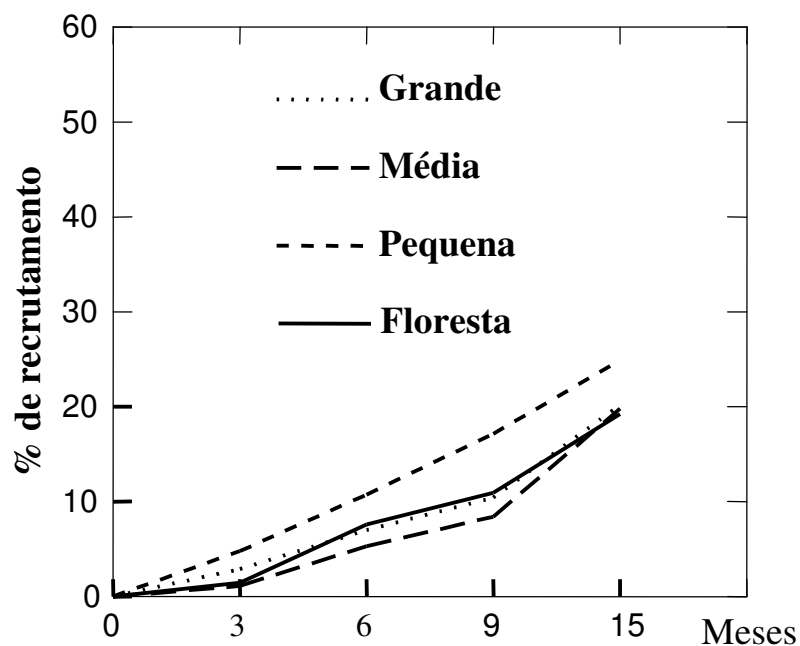


FIGURA 4.26: Porcentagem cumulativa de recrutamento de indivíduos de espécies não-pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### c) Cipós

A taxa de recrutamento de cipós ao longo dos quinze meses de acompanhamento não diferiu em nenhum momento entre os ambientes analisados (Anova,  $P > 0,05$ , em todos os casos). Até a última verificação, as curvas de recrutamento de cipós em todos os ambientes continuavam em ascensão, sendo de forma um pouco mais acentuada nas clareiras em geral (FIGURA 4.27).

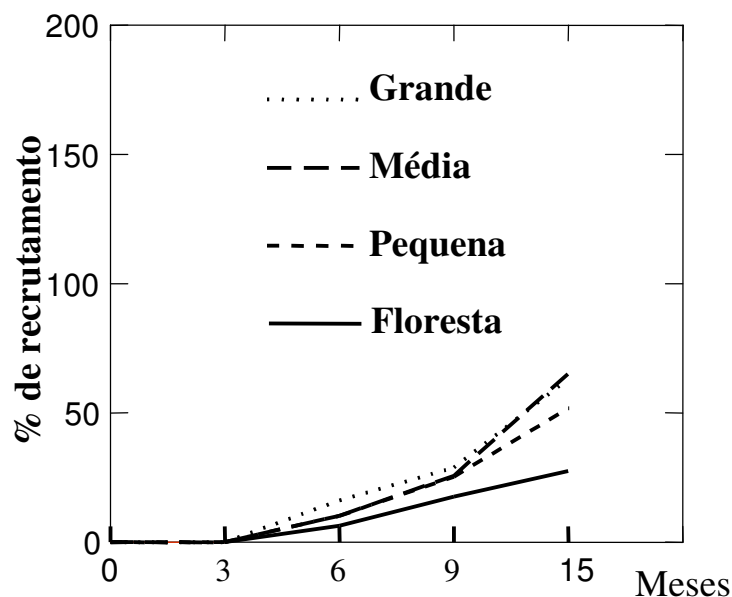


FIGURA 4.27: Porcentagem cumulativa de recrutamento de cipós, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3.1.7. Mortalidade da Regeneração

Um total de 598 indivíduos morreu durante os 15 meses de monitoramento, dos quais apenas 30 (5%) eram cipós. Dentre os 568 indivíduos restantes, 93 (16%) eram espécies madeireiras comerciais. Em todos os ambientes, maior parte da mortalidade da regeneração (excluindo-se os cipós) ocorreu entre os indivíduos com até 1,5 m de altura (FIGURA 4.28).

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Comerciais*

As taxas de mortalidade não diferiram significativamente entre as clareiras, tanto considerando as espécies como um todo, quanto apenas as comerciais (Anova,  $P > 0,05$ , em ambos os casos e em todas as verificações; FIGURA 4.29 e FIGURA 4.30, respectivamente). A evolução das curvas de mortalidade do conjunto total de espécies

foi muito semelhante entre as clareiras pequenas e grandes, devido ao fato dessas categorias possuírem densidades iniciais de pioneiras muito próximas, sendo esse grupo vegetal o principal responsável pelo padrão de mortalidade verificado nas diferentes clareiras.

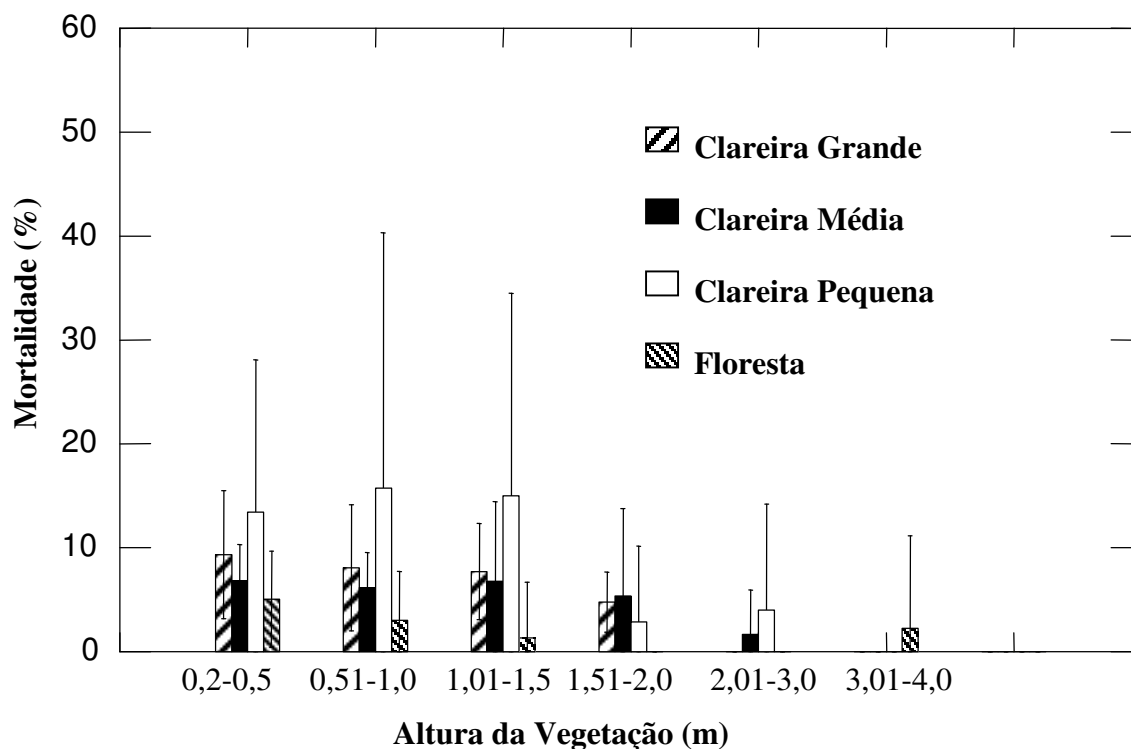


FIGURA 4.28: Mortalidade da regeneração em geral por classe de altura, durante 15 meses, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

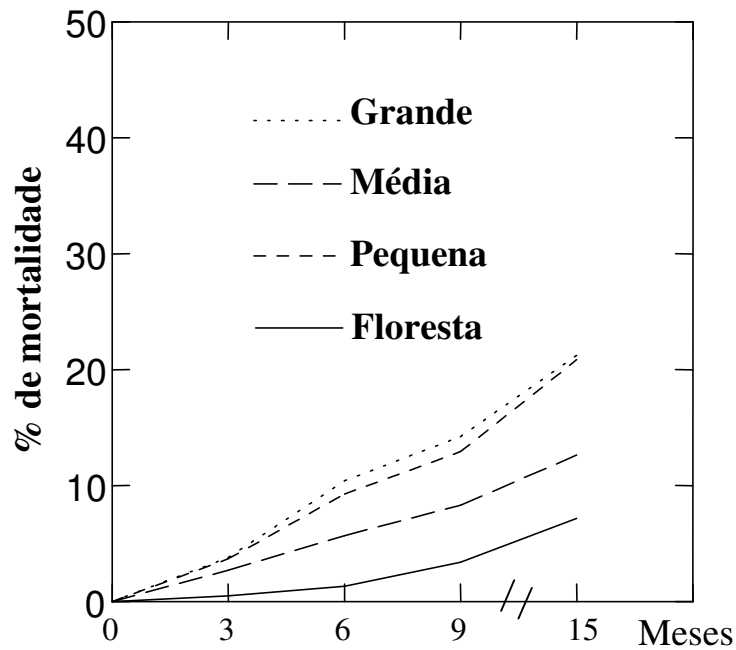


FIGURA 4.29: Porcentagem cumulativa de mortalidade da regeneração, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

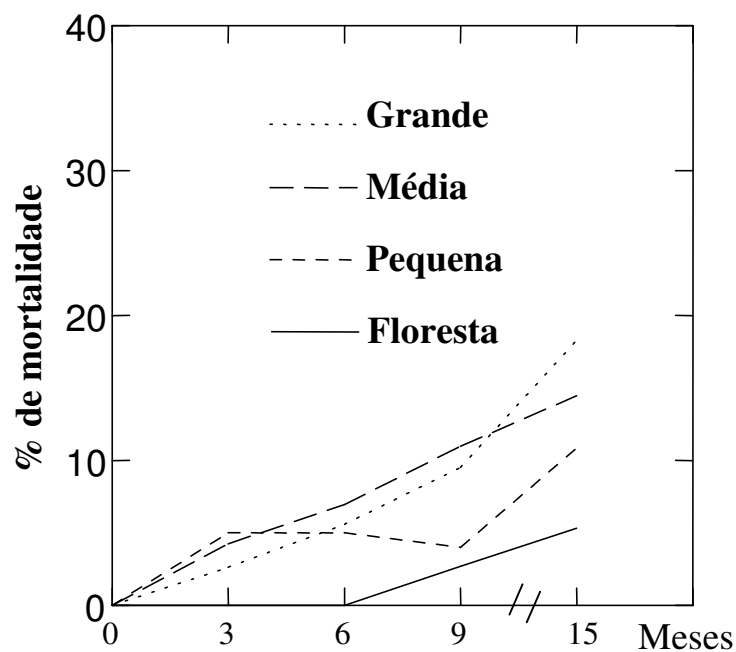


FIGURA 4.30: Porcentagem cumulativa de mortalidade de espécies comerciais, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

b) *Espécies Pioneiras e Não-Pioneiras*

As taxas de mortalidade não diferiram significativamente entre os ambientes, tanto considerando as espécies pioneiras quanto as não-pioneiras (Anova,  $P > 0,05$ , em ambos os casos e em todas as verificações; FIGURA 4.31 e FIGURA 4.32, respectivamente). Decorridos os 15 meses de monitoramento, os níveis de mortalidade de ambos os grupos de espécies continuavam em ascensão em todos os ambientes. Nas clareiras em geral, a maior parte da mortalidade ocorreu no grupo das espécies pioneiras, sendo de 80% nas clareiras grandes, 63% nas médias e 85% nas pequenas. Na floresta fechada, apenas um (2%) dos 42 indivíduos que morreram nesse ambiente era do grupo de espécies pioneiras.

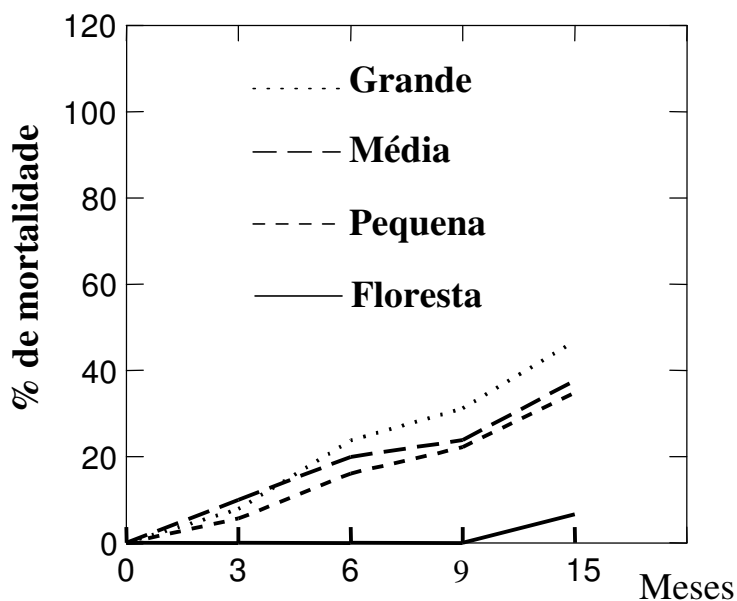


FIGURA 4.31: Porcentagem cumulativa de mortalidade de espécies pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

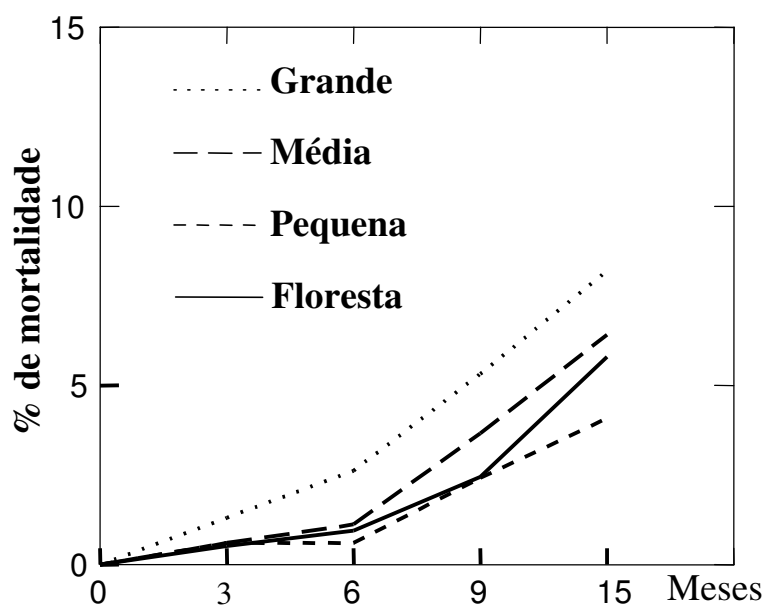


FIGURA 4.32: Porcentagem cumulativa de mortalidade de espécies não-pioneiras, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### c) Cipós

De modo geral, a mortalidade de cipós foi muito baixa em todos os ambientes. Ao longo das quatro verificações, somente na segunda houve significativa diferença na taxa de mortalidade entre os ambientes, sendo esta maior nas clareiras grande e média em relação à verificada nas clareiras pequenas e floresta (Anova/Pós-teste Bonferroni,  $F_{(3, 26)} = 8.251$ ,  $P < 0,05$ , em todos os casos). Nas verificações subsequentes, a taxa de mortalidade de cipós foi convergindo para um mesmo patamar nos diferentes ambientes (~5%), mantendo-se em ascensão até a última verificação (FIGURA 4.33).

Assim, como inicialmente verificado para as demais espécies da regeneração, a mortalidade de cipós também se concentrou entre os indivíduos menores, de modo que quase todos os cipós que morreram tinham no máximo um metro de comprimento, salvo algumas exceções verificadas em clareiras grandes (FIGURA 4.34).



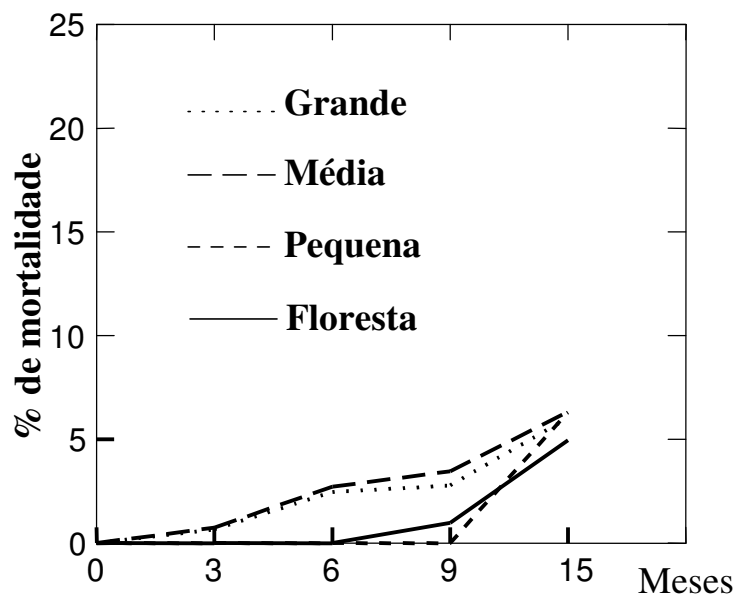


FIGURA 4.33: Porcentagem cumulativa de mortalidade de cipós, durante quatro verificações periódicas (3 trimestrais e 1 semestral), nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e na floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

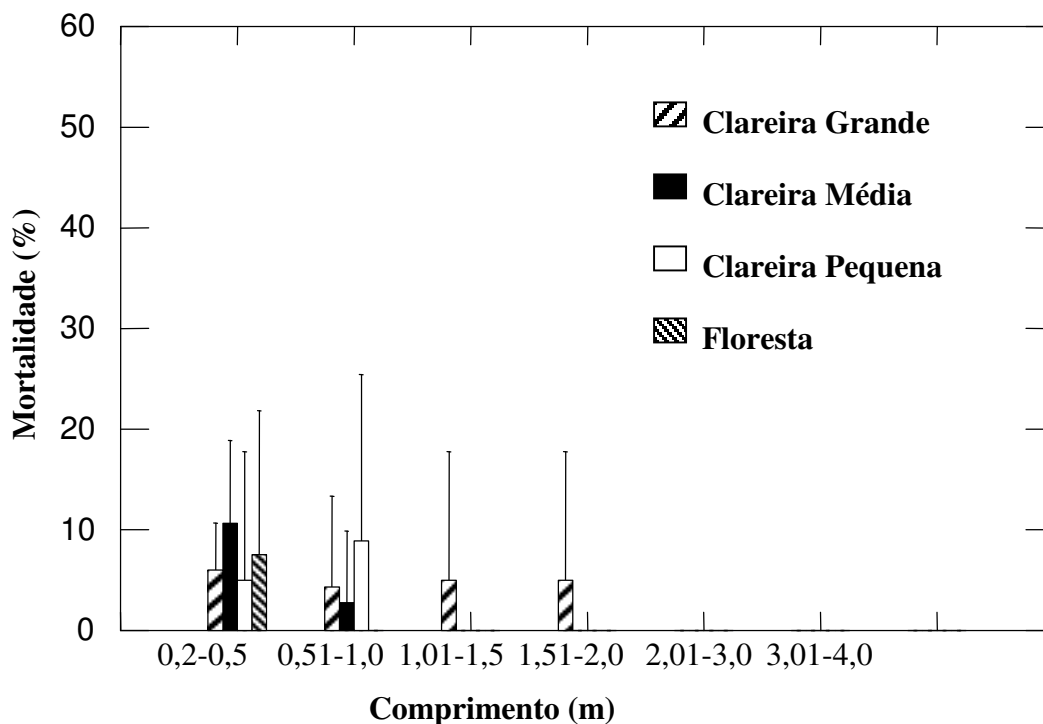


FIGURA 4.34: Mortalidade de cipós por classe de tamanho, durante 15 meses, nas três categorias de tamanho de clareira (1,3 ano de idade) e em floresta fechada, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

### 3.2. Clareiras Antigas (8,5 anos), Fazenda Cauaxi

#### 3.2.1. Características Gerais e Composição da Regeneração

Um total de 210 indivíduos ( $DAP \leq 10$  cm, altura  $\geq 2$  m) foi registrado nas amostras da regeneração nas clareiras e na floresta, dentre os quais 30% (63) eram cipós. Os demais indivíduos (147) pertencem a 44 espécies, sendo que 30% (13) destas foram comercialmente exploradas pela atividade madeira no sítio de estudo em 1996.

Espécies não-pioneiras corresponderam a 93% (41) da amostragem, ocorrendo apenas três espécies pioneiras. Quanto ao hábito ou porte dessas espécies quando adultas, neste sítio de estudo, houve predomínio das espécies de porte arbóreo, sendo que 30 espécies (68%) formavam o dossel contínuo (~25-35 m de altura), sete (16%) eram espécies um pouco menores, de sub-dossel, e outras sete eram espécies de sub-bosque, sendo seis arvoretas (14%) e uma espécie arbustiva (2%) (TABELA 4.7).

Assim como observado anteriormente na Fazenda Rio Capim (Capítulo III), a zoocoria foi a forma predominante de dispersão de sementes, ocorrendo em, pelo menos, 90% (36) das 40 espécies para as quais se conseguiu informações. A anemocoria (3 espécies, 7,5%) e a balistocoria (1 espécie, 2,5%) foram mecanismos adicionais de dispersão (TABELA 4.7).

TABELA 4.7: Densidade e características ecológicas gerais das espécies registradas nas três categorias de tamanho de clareira, com 8,5 anos de idade, e na amostra controle (floresta), na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas		
		Grande (46,5 m <sup>2</sup> )*	Média (28 m <sup>2</sup> )	Pequena (12 m <sup>2</sup> )	Floresta (20 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Dispersão de Sementes	Hábito
<b>ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIAIS**:</b>								
<b>Anacardiaceae</b>								
(1) <i>Astronium gracile</i>	Muiracatiara	0	0	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Apocynaceae</b>								
(2) <i>Aspidosperma megalocarpum</i>	Araracanga	0,05	0	0	0	Não-pioneira	Anemocoria, zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Burseraceae</b>								
(3) <i>Protium subserratum</i>	Breu-vermelho	0,04	0	0	0,05	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(4) <i>Trattinnickia rhoifolia</i>	Breu-sucuruba	0,02	0,12	0,07	0,03	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Lauraceae</b>								
(5) <i>Licaria brasiliensis</i>	Louro-amarelo	0,06	0	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(6) <i>Ocotea caudata</i>	Louro-preto	0	0,04	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo.

Tabela 4.7: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas		
		Grande (46,5 m <sup>2</sup> )*	Média (28 m <sup>2</sup> )	Pequena (12 m <sup>2</sup> )	Floresta (20 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Dispersão de Sementes	Hábito
<b>Lecythidaceae</b>								
(7) <i>Eschweilera</i> sp.	Matamatá	0,06	0,07	0,17	0,05	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(8) <i>Eschweilera amazonica</i>	Matamatá-ci	0	0,07	0	0,05	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Leguminosae-Caesalpinioideae</b>								
(9) <i>Peltogyne</i> sp.	Roxinho	0	0,04	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>								
(10) <i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	Timborana	0,04	0	0	0	Não-pioneira	Anemocoria, zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Moraceae</b>								
(11) <i>Helicostylis</i> sp.	Inharé	0	0	0,08	0,05	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Sapotaceae</b>								
(12) <i>Manilkara huberi</i>	Maçaranduba	0,02	0	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Sterculiaceae</b>								
(13) <i>Sterculia pilosa</i>	Envira-quiabo	0	0	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo.

Tabela 4.7: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas		
		Grande (46,5 m <sup>2</sup> )*	Média (28 m <sup>2</sup> )	Pequena (12 m <sup>2</sup> )	Floresta (20 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Dispersão de Sementes	Hábito
<b>ESPÉCIES NÃO-COMERCIAIS:</b>								
<b>Annonaceae</b>								
(14) <i>Duguetia echinophora</i>	Ata-menju	0,04	0	0,17	0,10	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (sub-dossel)
(15) <i>Guatteria ovalifolia</i>	Envira-cana	0,04	0,07	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Apocynaceae</b>								
(16) <i>Spongiospermas grandiflorum</i>	Grão-de-porco	0,02	0	0,08	0,05	Não-pioneira	?	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Boraginaceae</b>								
(17) <i>Cordia bicolor</i>	Freijó-branco	0	0	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Burseraceae</b>								
(18) <i>Tetragastris panamensis</i>	Breu-barrote	0,04	0,07	0	0,10	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(19) <i>Protium nitidum</i>	Breu-branco	0,02	0,04	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Cecropiaceae</b>								
(20) <i>Cecropia sciadophylla</i>	Embaúba-vermelha	0,02	0	0,08	0	Pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo.

Tabela 4.7: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas		
		Grande (46,5 m <sup>2</sup> )*	Média (28 m <sup>2</sup> )	Pequena (12 m <sup>2</sup> )	Floresta (20 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Dispersão de Sementes	Hábito
<b>Celastraceae</b>								
(21) <i>Maytenus pruinosa</i>	Chichuá	0,02	0	0	0,15	Não-pioneira	Zoocoria	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Chrysobalanaceae</b>								
(22) <i>Licania paraensis</i>	Casca-seca	0,04	0,04	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Clusiaceae</b>								
(23) <i>Symphonia globulifera</i>	Anani	0	0	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Elaeocarpaceae</b>								
(24) <i>Sloanea</i> sp.	Urucurana	0	0	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Euphorbiaceae</b>								
(25) <i>Micrandropsis scleroxylon</i>	Acapuri	0,11	0	0	0,05	Não-pioneira	Balistocoria/ zoocoria	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Lecythidaceae</b>								
(26) <i>Lecythis idatimon</i>	Jatereu	0,04	0,07	0,25	0,10	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo.

Tabela 4.7: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas		
		Grande (46,5 m <sup>2</sup> )*	Média (28 m <sup>2</sup> )	Pequena (12 m <sup>2</sup> )	Floresta (20 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Dispersão de Sementes	Hábito
<b>Leguminosae-Mimosoideae</b>								
(27) <i>Inga micradenia</i>	Ingá-branco	0,11	0,14	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(28) <i>Inga paraensis</i>	Ingá-vermelho	0	0,07	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(29) <i>Inga</i> sp.1	Ingá-preto	0,09	0,07	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(30) <i>Inga alba</i>	Ingá-xixica	0	0,07	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Leguminosae-Papilionoideae</b>								
(31) <i>Poecilanthe effusa</i>	Gema-de-ovo	0,02	0,04	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Arvoreta (sub-bosque)
(32) <i>Zollernia paraensis</i>	Pau-santo	0,02	0,04	0	0	Não-pioneira	?	Árvore (dossel)
<b>Myrtaceae</b>								
(33) <i>Myrcia</i> sp.	Murta	0,02	0,04	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (sub-dossel)
<b>Nictaginaceae</b>								
(34) <i>Neea floribunda</i>	João-mole	0	0,04	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Rutaceae</b>								
(35) <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Tamanqueira-branca	0	0,07	0,08	0	Pioneira	?	Árvore (sub-dossel)

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo.

Tabela 4.7: Continuação.

Família Espécie	Nome Comum	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> nos diferentes tamanhos de clareira e floresta				Características Ecológicas		
		Grande (46,5 m <sup>2</sup> )*	Média (28 m <sup>2</sup> )	Pequena (12 m <sup>2</sup> )	Floresta (20 m <sup>2</sup> )	Estádio Sucessional	Dispersão de Sementes	Hábito
<b>Sapotaceae</b>								
(36) <i>Micropholis venulosa</i>	Abiu-rosadinho	0,02	0	0	0	Não pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
(37) <i>Pouteria guianensis</i>	Abiu-vermelho	0,11	0,21	0,08	0,05	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Siparunaceae</b>								
(38) <i>Siparuna decipiens</i>	Envira-capitiú	0,04	0,07	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Arvoreta (sub-bosque)
<b>Solanaceae</b>								
(39) <i>Solanum</i> sp.1	Jurubeba-branca	0,02	0,07	0	0	Pioneira	Zoocoria	Arbusto (sub-bosque)
<b>Sterculiaceae</b>								
(40) <i>Theobroma</i> sp.	Cacau	0,02	0	0	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (sub-dossel)
<b>Tiliaceae</b>								
(41) <i>Luehea grandiflora</i>	Mutamba-preta	0,02	0,04	0	0	Não-pioneira	?	Árvore (sub-dossel)
(42) <i>Apeiba albiflora</i>	Pente-de-macaco	0,04	0	0,08	0	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (dossel)
<b>Violaceae</b>								
(43) <i>Rinorea guianensis</i>	Capoeiro-preto	0,04	0,14	0	0,10	Não-pioneira	Zoocoria	Árvore (sub-dossel)
(44) Não identificada 1	Bruto	0	0	0	0,15	Não-pioneira	?	Árvore (sub-dossel)
<b>Total de Espécies</b>		<b>30</b>	<b>24</b>	<b>19</b>	<b>14</b>			

\*Área amostral total de cada ambiente. Nas clareiras, corresponde a, no mínimo, 1% de sua área.

\*\*Inclui todas as espécies efetivamente exploradas no sítio deste estudo.



A análise da composição de espécies, com base nas densidades apresentadas na tabela anterior, demonstra maior similaridade entre as clareiras grandes e médias, as quais compartilham várias espécies (espécies aglomeradas próximas aos símbolos CG e CM, fora da linha pontilhada; FIGURA 4.35). Essa semelhança na composição pode ter sido influenciada pelo fato dessas categorias “grande” e “média” em Cauaxi serem mais próximas do que nas clareiras jovens utilizadas na fazenda Rio Capim. A composição de espécies das clareiras pequenas e das amostras em floresta fechada foram bem diferentes entre si e em relação às clareiras grandes e médias (FIGURA 4.35).

Do total de 44 espécies, somente quatro (9%) foram comuns aos diversos ambientes analisados, ou seja, ocorreram na amostra da regeneração dos três diferentes tamanhos de clareira e em floresta fechada (espécies contornadas pela linha contínua, FIGURA 4.35). Duas dessas espécies são comerciais – *T. rhoifolia* (sp4: breu-sucuruba) e *Eschweilera* sp. (sp7: matamatá), e ambas também ocorreram no grupo de espécies comuns a todos os ambientes nas clareiras jovens, na Fazenda Rio Capim. Assim, essas espécies comerciais reforçam sua habilidade de crescer em diversos contextos ambientais associados a diferentes níveis de abertura de dossel.

Dentre as espécies que foram exclusivamente registradas em um determinado ambiente (circundadas pela linha pontilhada, FIGURA 4.35), nenhuma delas pertence ao grupo de espécies pioneiras. Tal como ponderado no caso anterior das clareiras jovens, não se detectou nenhum indício de especialização da vegetação a um ou outro ambiente, de modo que as diferenças observadas na composição podem refletir apenas a heterogênea distribuição de espécies peculiar às florestas tropicais.

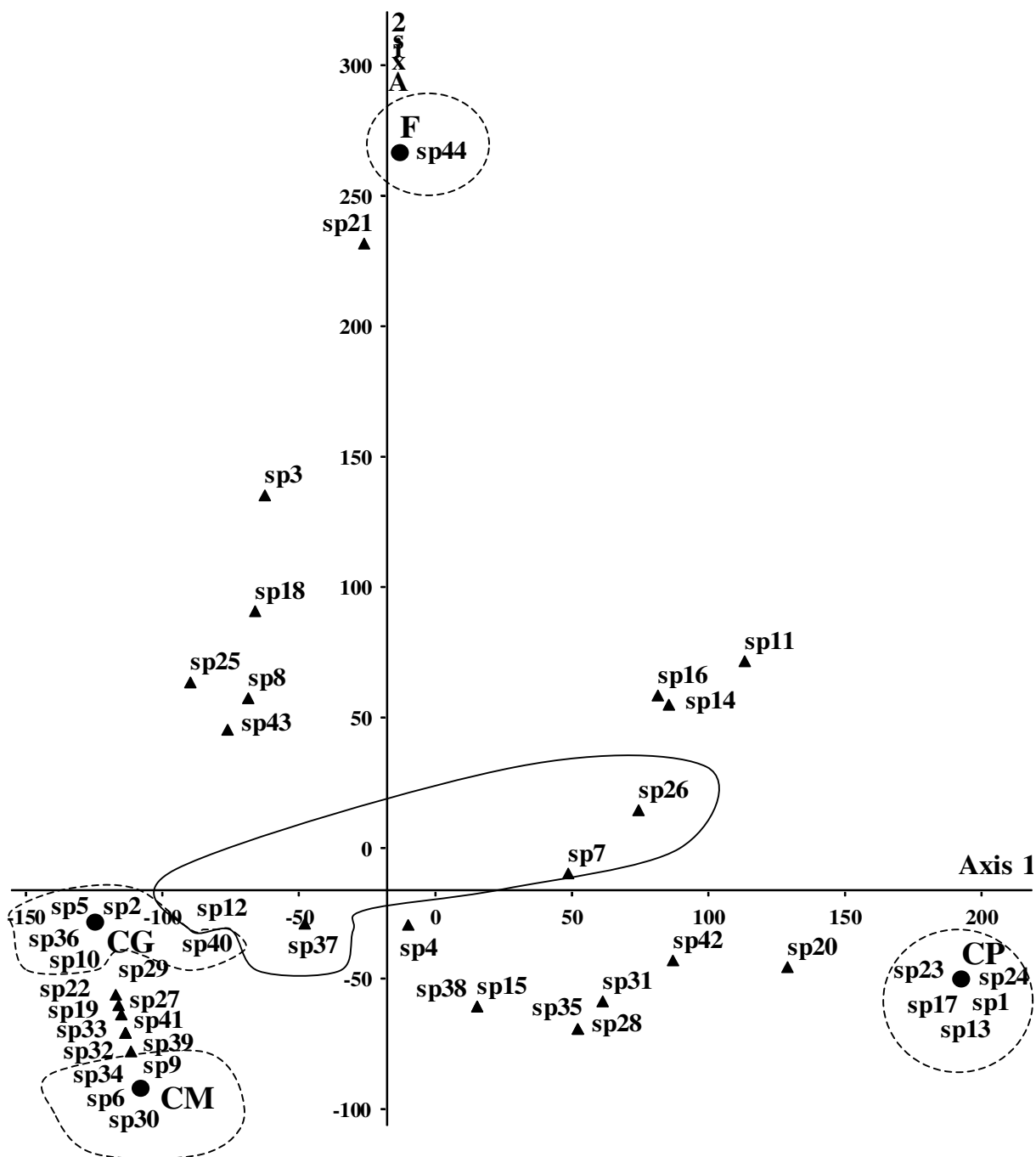


FIGURA 4.35: Análise de correspondência baseada na densidade de ocorrência das espécies vegetais na regeneração em clareiras grandes (CG), médias (CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F), na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará. O código das espécies segue a ordem apresentada na Tabela 4.7. Linha contínua: circunda as espécies comuns a todos os ambientes. Linha tracejada: circunda as espécies exclusivas a cada ambiente.

### 3.2.2. Densidade da Regeneração

#### a) *Espécies em Geral e Espécies Comerciais*

De modo geral, o número de indivíduos por unidade de área, excluindo-se os cipós, não diferiu significativamente entre os ambientes analisados (Anova,  $F_{(3, 12)} = 0,997$ ,  $P = 0,43$ ). As densidades médias apresentadas pelas clareiras foram um pouco mais elevadas do que a verificada na amostra em floresta fechada, porém houve uma grande variação dentro de cada categoria de tamanho, especialmente entre as clareiras pequenas. Da mesma forma, analisando-se somente as espécies comerciais, não se evidenciou diferenças significativas entre os ambientes (Anova,  $F_{(3, 12)} = 0,193$ ,  $P = 0,90$ ; FIGURA 4.36).

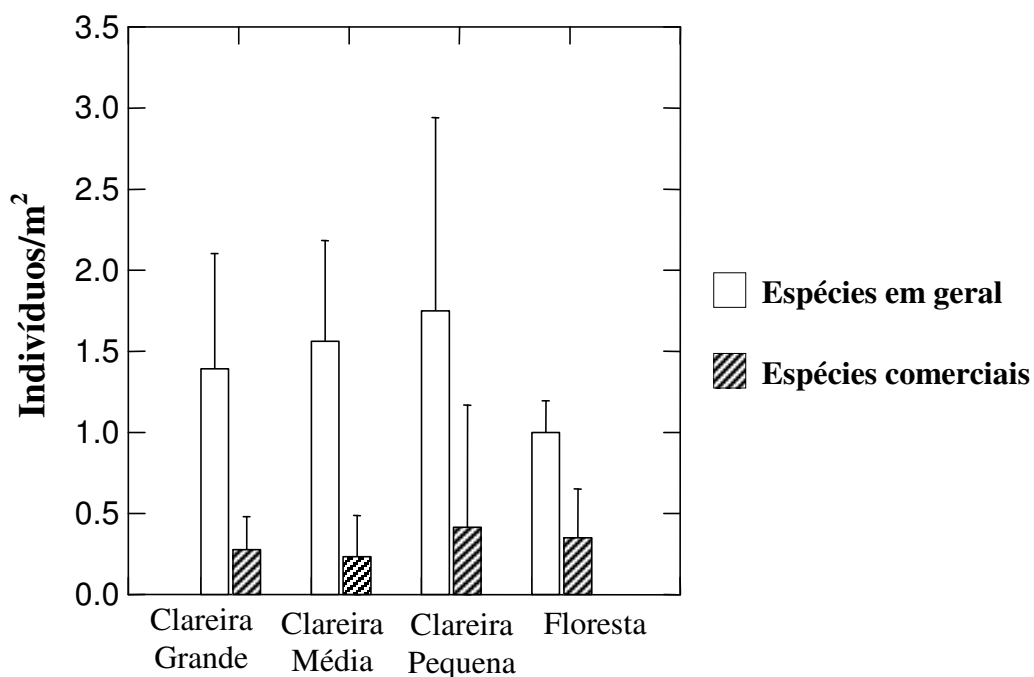


FIGURA 4.36: Densidade média das espécies em geral e das espécies madeireiras comerciais, nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

A maioria das espécies presentes nas clareiras antigas e/ou floresta controle ocorreram em baixa densidade (TABELA 4.7). Dentre as 30 espécies que ocorreram nas clareiras grandes, 80% (24 espécies) foram representadas por apenas 1-5 indivíduos para cada 100 m<sup>2</sup> desse ambiente. Na floresta controle, oito de suas 14 espécies (57%) também se concentraram nesse patamar. Porém, a maior parte das espécies das clareiras médias (11 de 24 espécies, 46%) e pequenas (16 de 19 espécies, 84%) apresentou densidades na faixa de 6-10 indivíduos/100 m<sup>2</sup> (FIGURA 4.37).

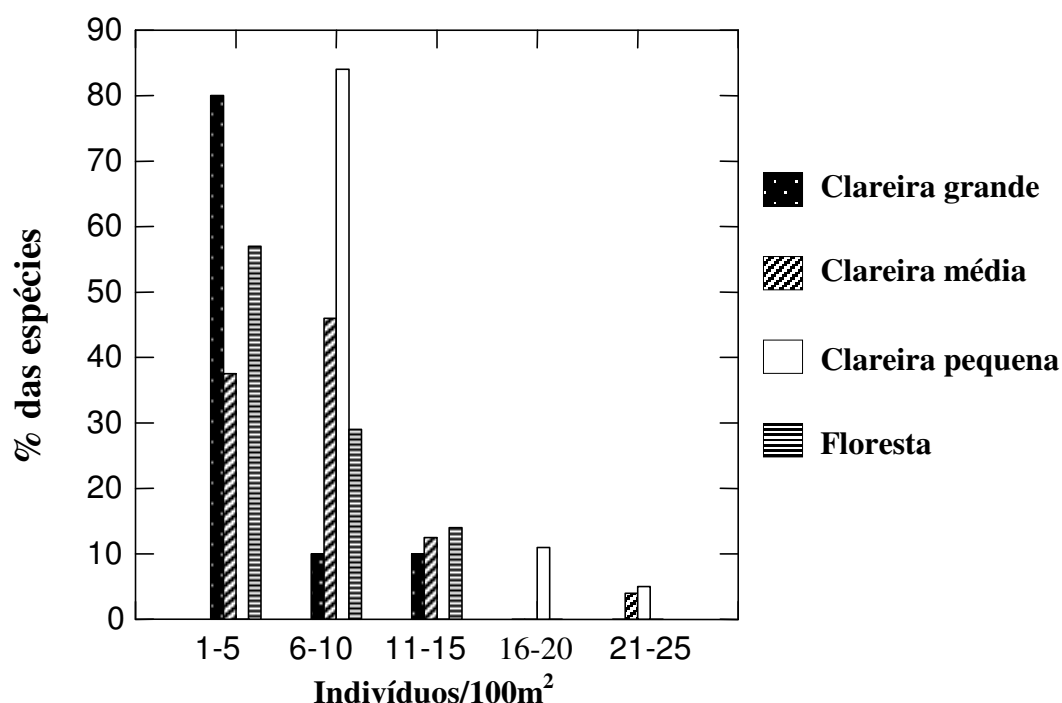


FIGURA 4.37: Proporção de espécies vegetais por faixa de densidade (número de indivíduos/100 m<sup>2</sup>) nos diferentes ambientes, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

A amostragem adicional dos indivíduos com estatura inferior a 2 m, no intuito de avaliar preliminarmente o estado do banco de plântulas e/ou varas em cada ambiente, compreendeu 548 indivíduos, entre espécies arbóreas, arbustivas e cipós. A

densidade dessa categoria foi ligeiramente maior na floresta controle do que nas clareiras em geral, porém as diferenças não foram estatisticamente significativas (Anova,  $F_{(3, 12)} = 2.127$ ,  $P = 0,15$ ; FIGURA 4.38).

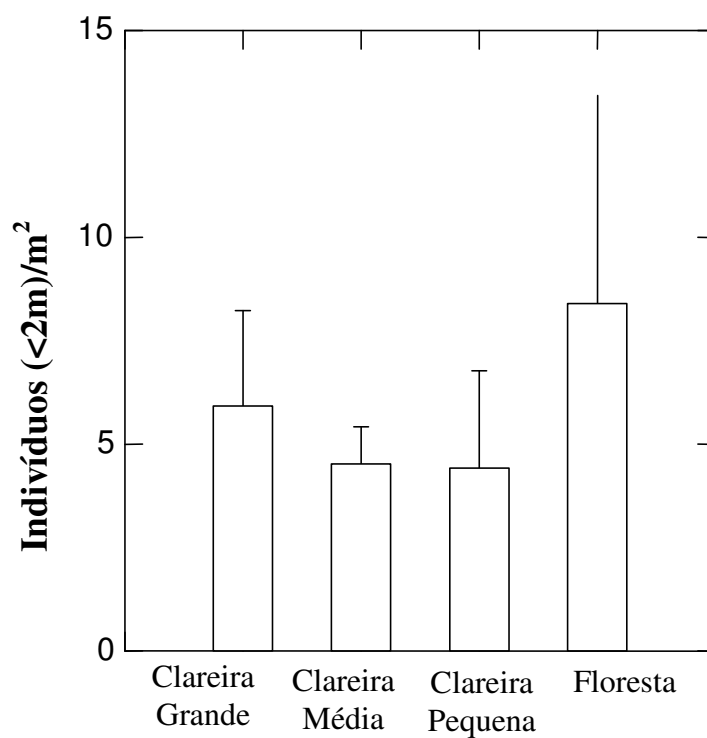


FIGURA 4.38: Densidade média de plântulas e/ou varas (<2 m de altura) nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

#### b) *Cipós*

Quase um terço (30%) da amostragem da vegetação em Cauaxi foi composto por cipós (63 indivíduos). Eles foram um pouco mais abundantes nas clareiras, mas sua densidade não divergiu significativamente da amostra controle e nem entre as categorias de clareiras (Anova,  $F_{(3, 12)} = 0,713$ ,  $P = 0,56$ ; FIGURA 4.39).

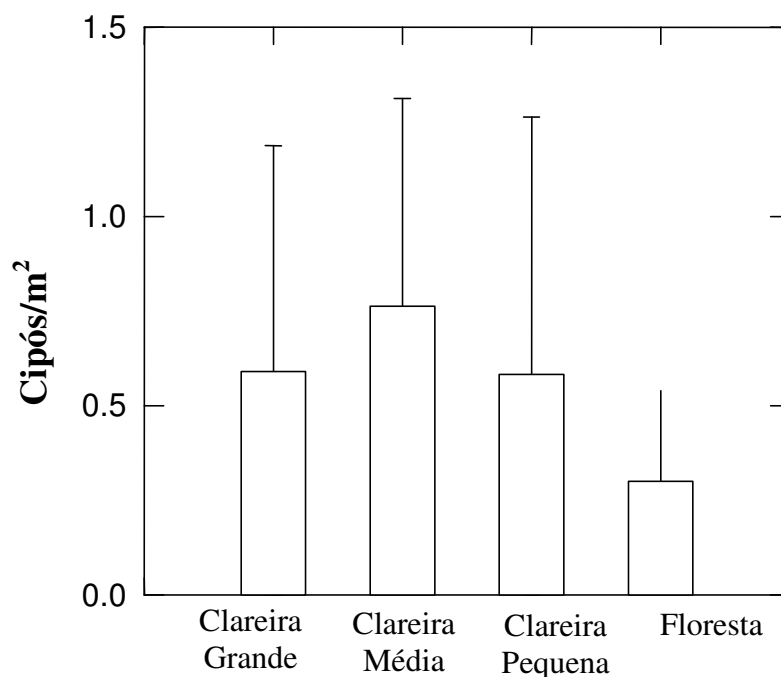


FIGURA 4.39: Densidade média de cipós nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

### 3.2.3. Riqueza da Regeneração

Apesar de nessa área de exploração antiga não ter ocorrido diferenças significativas na densidade da regeneração entre os diferentes ambientes, para padronizar as análises com as clareiras jovens, a riqueza relativa aqui também foi apresentada na forma de número de espécies/número de indivíduos registrados em cada ambiente. Assim, ao contrário do verificado nas clareiras jovens da Fazenda Rio Capim, entre estas clareiras com 8,5 anos não houve diferenças significativas na riqueza relativa de espécies entre as clareiras, nem para as espécies como um todo, nem para as comerciais em separado, assim como não divergiram da amostra em floresta fechada (Anova,  $F_{(3, 12)} = 2.455$ ,  $P = 0,11$ ;  $F_{(3, 12)} = 0,644$ ,  $P = 0,60$ , respectivamente; FIGURA 4.40).

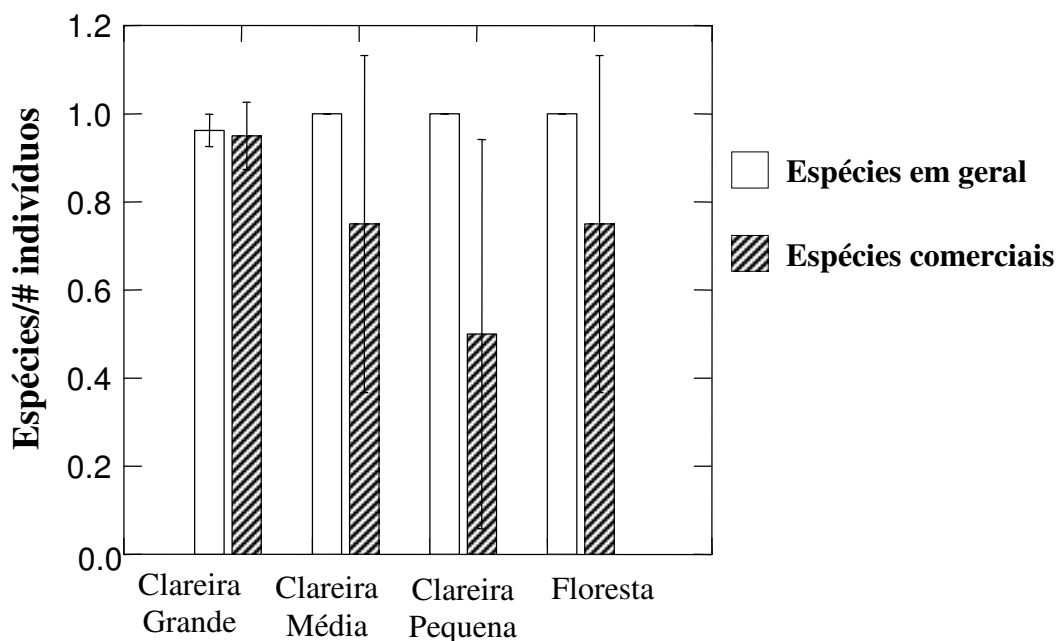


FIGURA 4.40: Riqueza relativa de espécies em geral e das espécies madeireiras comerciais, nas três categorias de tamanho de clareira (8,5 anos de idade) e na floresta controle, na Fazenda Cauaxi, Paragominas, Pará.

### 3.3. Clareiras Jovens e Antigas

#### 3.3.1. Densidade da Regeneração

Considerando todas as espécies combinadas da regeneração, a densidade em todos os ambientes analisados na Fazenda Rio Capim, 1,3 ano pós-exploração de madeira, foi significativamente maior do que os respectivos ambientes na Fazenda Cauaxi, explorada a 8,5 anos (Mann-Whitney, Clareiras Grandes:  $U = 0.01$ ,  $P = 0,014$ ; Clareiras Médias:  $U = 0.01$ ,  $P = 0,014$ ; Clareiras Pequenas:  $U = 0.01$ ,  $P = 0,014$ ; e Floresta Fechada:  $U = 0.01$ ,  $P = 0,003$ ). Analisando-se exclusivamente a densidade de indivíduos de espécies comerciais, a regeneração somente foi significativamente mais densa nas clareiras jovens grandes ( $U = 0.01$ ,  $P = 0,014$ ) e médias ( $U = 0.01$ ,  $P = 0,014$ ). Ou seja, a densidade entre clareiras pequenas e floresta fechada para espécies

comerciais foi indiferente a estes tempos pós-exploração aqui analisados ( $U = 4$ ,  $P = 0,14$ ;  $U = 12$ ,  $P = 0,07$ , respectivamente; FIGURA 4.41).

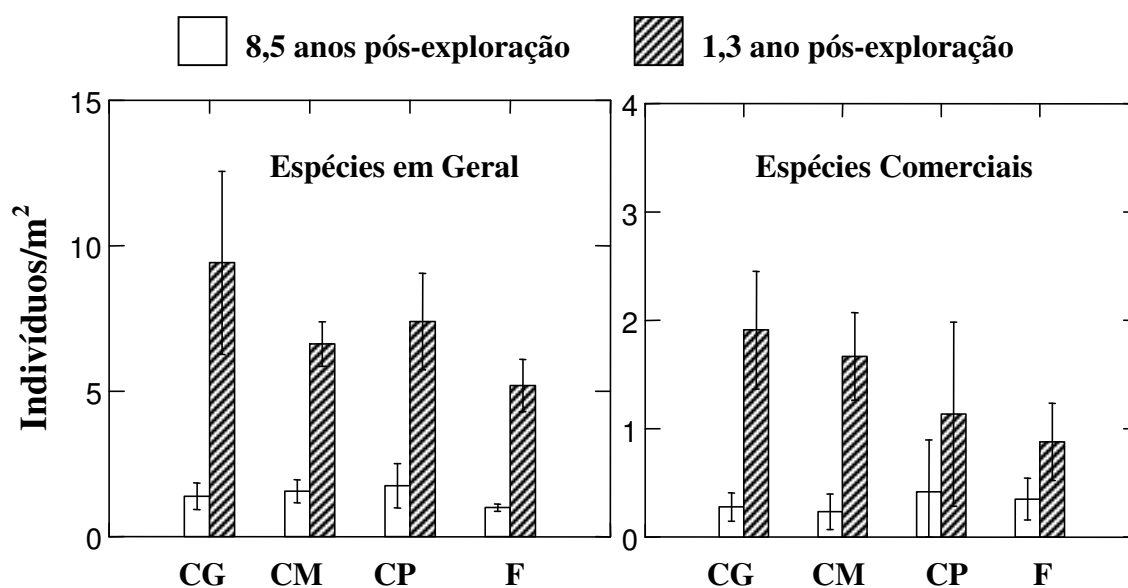


FIGURA 4.41: Densidade da regeneração em clareiras grandes (CG), médias (CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F) nas Fazendas Cauaxi (8,5 anos pós-exploração de madeira) e Rio Capim (1,3 ano pós-exploração), Paragominas, Pará.

### 3.3.2. Riqueza da Regeneração

Ao contrário do acima observado quanto a densidade da regeneração, considerando todas as espécies combinadas, a riqueza relativa em todos os ambientes analisados na Fazenda Rio Capim, 1,3 ano pós-exploração de madeira, foi significativamente menor do que os respectivos ambientes na Fazenda Cauaxi, explorada a 8,5 anos (Mann-Whitney, Clareiras Grandes:  $U = 20$ ,  $P = 0,014$ ; Clareiras Médias:  $U = 20$ ,  $P = 0,011$ ; Clareiras Pequenas:  $U = 20$ ,  $P = 0,011$ ; e Floresta Fechada:  $U = 60$ ,  $P = 0,003$ ). Analisando-se exclusivamente a riqueza de espécies comerciais, a regeneração somente foi significativamente menos diversa nas clareiras jovens-grandes



( $U = 20$ ,  $P = 0,013$ ), portanto não diferiu consistentemente entre as clareiras médias ( $U = 15$ ,  $P = 0,21$ ), pequenas ( $U = 8$ ,  $P = 0,61$ ) e floresta fechada ( $U = 43,5$ ,  $P = 0,18$ ) em função dos tempos pós-exploração analisados (FIGURA 4.42).

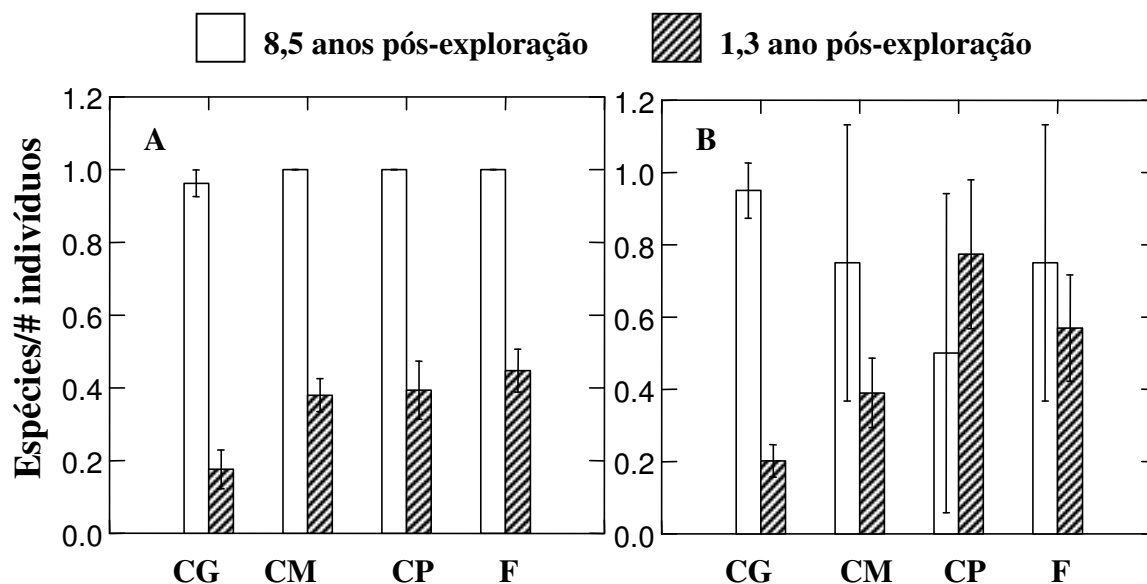


FIGURA 4.42: Riqueza relativa da regeneração em clareiras grandes (CG), médias (CM), pequenas (CP) e floresta fechada (F) nas Fazendas Cauaxi (8,5 anos pós-exploração de madeira) e Rio Capim (1,3 ano pós-exploração), Paragominas, Pará. **A:** Espécies em Geral; **B:** Espécies Comerciais.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. A Riqueza de Espécies da Regeneração e a Hipótese do “Distúrbio Intermediário”

O comportamento da riqueza de espécies da regeneração nas três intensidades de distúrbio analisadas neste estudo se mostrou muito equilibrado dentro de cada intervalo de tempo pós-distúrbio, não corroborando a hipótese do distúrbio intermediário (HDI) proposta por CONNELL (1978). Apenas as clareiras grandes e jovens foram significativamente menos diversas do que as demais clareiras de mesma idade e floresta fechada. Este resultado é condizente com uma parte da HDI, na qual menor diversidade (Connell usa *diversidade* como sinônimo de *riqueza*) é esperada em um contexto de grande distúrbio. Entretanto, não se evidenciou nenhum pico de riqueza de espécies em um nível intermediário de distúrbios (neste caso em clareiras médias), nem entre as clareiras jovens e, muito menos, entre as clareiras antigas cuja riqueza não divergiu significativamente sob nenhuma intensidade de distúrbio. Potencialmente, o tempo pós-distúrbio favorece a homogeneização de potenciais diferenças na riqueza geradas em curto prazo.

Todavia, SHEIL (2001), analisando os resultados de mais de 50 anos de dados sobre as parcelas amostrais utilizadas por EGGELING (1947) - no estudo inspirador e ilustrativo da teoria de Connell (1978) - observou a natureza transitória do padrão de riqueza de espécies. Ele detectou, por exemplo, um aumento significativo na riqueza da parcela sem distúrbio, o que contraria a pressuposição da HDI, e concluiu que em monitoramentos de longo prazo, modelos simples não conseguem explicar as variações na riqueza, havendo necessidade de considerar a influência de fatores externos, além do distúrbio em si.

Alguns estudos têm sugerido que o tamanho das clareiras naturais e mesmo daquelas geradas pela exploração madeireira não é suficientemente grande para produzir diferenças locais na riqueza de espécies. THOMPSON *et al.* (1998) produziram clareiras artificiais representando quatro categorias de tamanho (de *ca.* 40 m<sup>2</sup> a *ca.* 2.500 m<sup>2</sup>) em floresta tropical na Ilha de Maracá, Roraima, e monitoraram a distribuição das nove espécies arbóreas mais comuns na área. Eles observaram que não houve ocorrência preferencial de espécies a tamanhos específicos de clareira. Até mesmo espécies pioneiras, como o paraporá (*Jacaranda copaia*) e a embaúba (*Cecropia palmata*) recrutaram indiferentemente em todos os tamanhos de clareira. Assim, esses autores concluíram que as clareiras são muito efêmeras, o rápido crescimento de árvores vizinhas logo diminui seu tamanho inicial; ademais tendem a ser micro-ambientes internamente muito heterogêneos independente de seu tamanho, o que permite que elas comportem espécies com nichos bem diferenciados. De forma semelhante, PINZÓN *et al.* (2003) monitoraram a distribuição de seis espécies abundantes em floresta de manguezal em uma ilha da Micronésia, em clareiras naturais (a maioria < 50 m<sup>2</sup>) e em clareiras produzidas pela exploração de madeira (entre 13 e 943 m<sup>2</sup>), e não detectaram indício de repartição do espaço pelas espécies associada ao tamanho do distúrbio, de modo que eles concluíram que a atividade de exploração madeireira não alterou a riqueza de espécie na área de estudo.

Entretanto, a escala de análise pode ser determinante na avaliação do efeito da clareira sobre a diversidade florestal. A riqueza de espécies pode não ser alterada dentro dos limites da clareira, mas ela pode afetar a riqueza de uma área florestal mais ampla na qual ela está inserida. BROWN (1996) acompanhou o desempenho de três espécies arbóreas em uma clareira artificial (700 m<sup>2</sup>) e em sua borda dentro da floresta fechada, em floresta tropical na Malásia, e constatou que a periferia da clareira é um

ambiente muito propício ao estabelecimento de espécies que toleram ambientes parcialmente sombreados. Assim, estudos focados na clareira em si, segundo o conceito de BROKAW (1982) de clareira como uma projeção vertical da abertura visualizada no dossel florestal, podem subestimar a riqueza de espécies por não considerar toda a área de efetiva influência da clareira (a “clareira expandida”, POPMA *et al.*, 1988). Estudos comparativos da vegetação entre áreas com e sem exploração de madeira, não restritos a clareiras, têm registrado diferentes respostas da regeneração. MAGNUSSON *et al.* (1999) compararam a riqueza de espécies em áreas de floresta íntegra e de floresta que sofreu remoção de madeira, em Manaus - AM, e evidenciaram aumento da riqueza de espécies arbóreas na floresta explorada, em duas verificações pós-exploração (3 e 7-8 anos). SILVA *et al.* (1995) perceberam principalmente mudança na composição de espécies, onze anos pós-exploração, com favorecimento de espécies pioneiras, na Floresta Nacional do Tapajós, em Santarém – PA. PARROTTA *et al.* (2002), por sua vez, registraram maior riqueza de espécies em floresta sem distúrbio e com baixo nível de distúrbio (árvores > 45 cm de DAP removidas), onze anos após o mesmo, em Porto Trombetas – PA.

O presente estudo, centrado no comportamento regenerativo do espaço intra-clareira, pode pelo menos sinalizar a potencial contribuição direta que a multiplicação de determinado tamanho de clareira pode ter sobre a riqueza de uma área florestal mais ampla. Conforme constatado neste sítio de estudo, as clareiras grandes (> 1.500 m<sup>2</sup>), com 1,3 anos de formação, foram significativamente mais pobres em espécies do que as demais clareiras analisadas e floresta fechada, inclusive em relação a espécies comerciais, de modo que se uma área é explorada gerando muitas clareiras desse porte, ter-se-á várias “ilhas de baixa riqueza” que podem não ser compensadas por um

potencial aumento da diversidade em sua área de influência. Pois, a área de clareira aumenta “consumindo” a área de não-clareira.

Conforme anteriormente ponderado, o tempo parece neutralizar diferenças observadas em curto prazo pós-distúrbio, considerando a igualdade na riqueza observada nas clareiras com 8,5 anos de idade e confrontando-a com as diferenças registradas entre as clareiras jovens. Porém, num contexto onde muitas clareiras grandes sejam abertas – que não foi o caso da área na Fazenda Cauaxi (clareiras antigas) - as características do entorno imediato (*e. g.*, presença de sementeira, trânsito de agentes dispersores, banco de sementes e de plântulas) podem não ser satisfatórias para restaurar o ambiente em tempo compatível com o ritmo de exploração dos recursos florestais.

#### **4.2. O Desempenho Geral da Regeneração e suas Implicações sobre o Manejo Madeireiro**

As florestas tropicais maduras isentas de distúrbios exógenos parecem se manter em equilíbrio dinâmico, sem notórias modificações em sua biomassa. Nesse sentido, JARDIM (1986) monitorou a abundância de árvores ( $DAP \geq 25$  cm) em 12 ha de floresta tropical em Manaus – AM e detectou, após um período de seis anos, aumento de 0,1% no número de indivíduos. Em cinco anos, essa mesma área sofreu uma redução na área basal de 1,7 m/ha, que foi compensada por um exatamente igual incremento (JARDIM, 1990). Na Floresta Nacional de Tapajós, Santarém – PA, De CARVALHO (1992) registrou um crescimento diamétrico anual de apenas 0,2 cm em uma parcela sem distúrbio, enquanto que em outra parcela da mesma floresta, mas que havia sofrido exploração de madeira a oito anos, esse incremento foi de 0,4 cm/ano.

De modo geral, a abertura do dossel florestal tem incrementado a densidade, o crescimento (em altura e/ou diamétrico), o recrutamento e/ou a mortalidade da vegetação local. Estudos em diversos sítios amazônicos têm confirmado essa tendência: na Flona Tapajós, Santarém – PA, maior densidade e crescimento volumétrico da vegetação remanescente foram detectados nos primeiros três anos pós-exploração de madeira (SILVA *et al.*, 1995); na Estação de Manejo Florestal do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus – AM (MAGNUSSON *et al.*, 1999) e em floresta tropical boliviana (FREDERICKSEN & MOSTACEDO, 2000) a densidade da vegetação também aumentou curto prazo pós-exploração.

Consistentemente com essa tendência, o presente estudo registrou densidade e crescimento em altura significativamente maiores em clareiras (1,3 ano pós-exploração) do que em floresta fechada. Entretanto, a densidade das espécies combinadas somente foi maior nas clareiras grandes e jovens, devido à abundância da vegetação pioneira, pois a análise separada das espécies não-pioneiras não indicou diferenças significativas entre os ambientes. Nas clareiras antigas (8,5 anos pós-exploração), a densidade da regeneração ( $DAP \leq 10$  cm, altura  $\geq 2$  m) foi significativamente menor do que nas clareiras jovens – certamente porque as pioneiras já estavam bastante escassas – mas foi semelhante entre os diferentes tamanhos de clareiras e amostra controle de sua mesma área. Vale ressaltar que as comparações entre clareiras jovens e antigas devem ser feitas com cautela, pois correspondem a comparações entre sítios distanciados por cerca de 80 Km. Apesar de suas semelhanças quanto à estrutura florestal, à composição de espécies comerciais, ao clima, estes sítios podem abrigar diferenças não consideradas por este estudo, que justifiquem, por exemplo, a maior riqueza relativa observada em todos os ambientes da Fazenda Cauaxi, inclusive na comparação entre “florestas”, assim como sua menor

densidade de cipós, quando comparadas com os ambientes analisados na Fazenda Rio Capim. Em princípio, a parcela florestal utilizada em Cauaxi sofreu uma exploração madeireira bem mais amena do que as parcelas utilizadas na Rio Capim (3,2 contra 7-10 árvores removidas/ha).

Nas clareiras antigas, a densidade da vegetação de menor porte, ou seja, aquela que compõe seu atual banco de plântulas, sub-arbustos e/ou arbustos, também não diferiu entre os ambientes, mas manteve menor média nas três categorias de clareiras em comparação com a floresta fechada. Provavelmente, grande parte desse estoque nas clareiras ascendeu a estádios sucessionais mais maduros após o último evento de abertura do dossel, ainda não tendo se recomposto completamente. Na amostra florestal, com menor incidência de luz e menor crescimento, esse estrato foi ligeiramente mais denso. Dessa forma, o tempo de reincidência de uma clareira num mesmo ponto (*e. g.*, através da extração de novas árvores) é um aspecto relevante, pois se for muito curto, pode apresentar uma deficiente capacidade regenerativa. HARTSHORN (1978), em seu estudo na Ilha de Barro Colorado, Panamá, observou que as clareiras naturais apresentam uma taxa de recorrência média de 118 ( $\pm$  27) anos. No contexto do manejo florestal policíclico, esse tempo pode ser reduzido para 25-30 anos, de modo que a condição do banco regenerativo assume um papel mais crítico.

Quanto ao crescimento da regeneração, este estudo evidenciou que as espécies em geral crescem mais em clareiras do que sob dossel fechado, independente do grupo de espécies (*e. g.*, pioneiras x não-pioneiras; comerciais x não-comerciais) e das categorias de abertura do dossel aqui testadas. As comparações entre grupos revelam que as espécies pioneiras têm maior ritmo de crescimento do que as não-pioneiras apenas nas grandes clareiras, o que provavelmente favorece sua mais longa permanência nesses ambientes. A dinâmica geral da regeneração nas clareiras jovens se

caracterizou pela gradativa substituição de espécies pioneiras por espécies não-pioneiras. As espécies de valor comercial, que em sua maioria eram não-pioneiras, demonstraram uma tendência de maior recrutamento e de menor mortalidade nas pequenas clareiras quando comparadas às médias e grandes. Em todos os ambientes, maiores índices de mortalidade foram observados em classes menores de tamanho da vegetação, sugerindo que crescer rápido pode ser chave à sobrevivência da planta, possivelmente porque indivíduos menores devem ter mais dificuldades em competir por luz, menor resistência aos rigores ambientais e/ou maior vulnerabilidade ao ataque por herbívoros em geral. Segundo BROWN & WHITMORE (1992), o tamanho da plântula no momento em que uma clareira se forma exerce um papel muito mais determinante sobre sua capacidade de sobrevivência do que mesmo o tamanho da clareira.

Em síntese, da relação aqui observada entre tamanhos de clareiras e crescimento primário de plantas, destaca-se que para propiciar o mais rápido crescimento da regeneração a regra não deve ser quanto maior a clareira melhor o desempenho das espécies. Pequenas aberturas acionam satisfatoriamente esse processo. MESQUITA (2000) monitorou o crescimento da regeneração em uma floresta secundária com 20 anos de idade, em Manaus – AM, submetendo-a a cinco diferentes intensidades de abertura do dossel (desbaste da vegetação com DAP > 5 cm) e observou que o crescimento da vegetação respondeu positivamente à abertura do dossel somente até um nível intermediário, depois do qual a intensidade da abertura não repercutiu em aumento na taxa de crescimento da vegetação.

Ademais, da perspectiva do manejo florestal sustentável, conter a excessiva abertura do dossel seria uma medida prudente para evitar outros efeitos secundários à exploração de madeira, como a proliferação de cipós e a vulnerabilidade da área explorada ao fogo. Uma das ameaças à qualidade do estoque regenerativo futuro em



uma área sob manejo florestal é a proliferação de cipós. Este estudo reforça tal preocupação. Os cipós recrutam mais intensamente do que o que morrem em áreas abertas. Em 15 meses de monitoramento, aumentaram sua densidade em cerca de 70 a 80% nas clareiras médias e grandes, além de crescerem significativamente mais rápido nesses ambientes do que em clareiras pequenas e floresta fechada. As clareiras produzidas pela exploração de madeira são habitats favoráveis aos cipós, entre outros recursos, elas oferecem abundância de substratos para fixação (*e. g.*, galhadas e outros destroços), sobre os quais os cipós se espalham rapidamente, envolvendo outras espécies regenerativas, comprometendo seu desenvolvimento físico. Nessas áreas, a tendência é a formação de uma floresta mais aberta, de baixa estatura e de pouca atratividade para o manejo madeireiro (UHL *et al.*, 1988; UHL *et al.*, 1997; VIDAL & GERWING, 1993). Em síntese, considerando o comportamento dos cipós, restringir o tamanho das clareiras seria um bom investimento na qualidade da futura regeneração. Caso contrário, tratamentos silviculturais para conter a expansão dos cipós podem ser necessários para favorecer o crescimento das espécies madeireiras comerciais (GRAUEL & PUTZ, 2004; ALVIRA *et al.*, 2004).

Grandes clareiras também podem apresentar condições microclimáticas mais rigorosas, como elevada temperatura e baixa umidade que, somadas aos destroços acumulados no solo e ressecados por tais condições climáticas, poderiam torná-las verdadeiras “ilhas de inflamabilidade” (UHL & KAUFFMAN, 1990; UHL & NEPSTAD, 2000). Assim, uma área de floresta em pé, mas que abrigue muitas grandes clareiras, pode ter alta propensão a incêndios florestais rasteiros, principalmente quando atividades agropecuárias são desenvolvidas em áreas vizinhas, pois, em geral, delas provém a fonte de ignição. No presente estudo, diferenças associadas a fatores microclimáticos somente foram observadas em relação à média das temperaturas

máximas que foi significativamente maior nas clareiras grandes do que na floresta fechada. Todavia, considerando que durante esse monitoramento as clareiras já estavam entre o segundo e terceiro ano de formação, portanto recobertas por uma regeneração avançada que certamente já amenizavam o clima local, supõe-se que em momentos mais próximos da exploração esse fator ecológico deve ter sido bem mais intenso. FETCHER *et al.* (1987), analisando a taxa fotossintética de plântulas em clareiras naturais, consideraram que dois anos são suficientes para que as condições de temperatura e umidade retornem a níveis pré-clareira. Em adição, ainda que a elevação da temperatura não tenha conseqüências tão extremas quanto favorecer um incêndio florestal, ela pode afetar a composição vegetal de forma desfavorável aos interesses do manejo madeireiro. Este estudo observou que o aumento da temperatura em floresta fechada esteve positivamente relacionado ao crescimento de cipós, de modo que uma clareira com maior insolação pode estimular o desenvolvimento de cipós em sua área de influência, além dela própria já ser um ambiente favorável. Em clareiras pequenas, observou-se uma relação oposta entre temperatura máxima e crescimento da regeneração. Nelas, o ritmo crescimento da regeneração de todas as espécies combinadas (exceto cipós) foi menor sob temperaturas mais altas (ou seja, quando potencialmente havia mais luz), denotando que elas abrigavam espécies pouco tolerantes à luz, que provavelmente não se desenvolveriam satisfatoriamente em uma clareira grande.

Em resumo, dentre os aspectos aqui analisados sobre a regeneração nas clareiras, pelo menos cinco indicam tendências mais claramente associadas ao tamanho das clareiras e com potencial repercussão sobre o manejo florestal: (1) riqueza de espécies (em geral e comerciais) significativamente menor nas grandes clareiras, de modo que a proliferação desses ambientes pode conduzir uma parcela florestal a um

estádio de menor diversidade, reduzindo a lista de espécies comerciais exploráveis; (2) crescimento significativamente mais rápido de espécies pioneiras quando comparados a não-pioneiras em clareiras grandes, denotando seu retrocesso a estádios sucessionais mais precoces, que pode representar necessidade de maior tempo entre ciclos exploratórios, uma vez que a maioria das espécies comerciais de madeira ainda é tipicamente de estágio clímax; (3) relação recrutamento x mortalidade de espécies comerciais mais positiva nas pequenas clareiras; (4) densidade de cipós, com significativamente elevado ritmo de crescimento nas médias e grandes clareiras; e (5) variação da temperatura máxima, mais elevada nas grandes clareiras, que certamente influenciou muitas das respostas acima listadas, além de potencialmente aumentar a propensão da área explorada a incêndios florestais. Tais constatações apóiam a recomendação de que se limite os tamanhos de clareiras ou, pelo menos, a frequência das grandes clareiras, no intuito de se potencializar a capacidade regenerativa e produtiva da floresta em pé.

## CAPÍTULO V

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo florestal sustentável é, por sua natureza, uma prática multidimensional. Ele não se efetiva movido unilateralmente por forças ecológicas, econômicas, políticas ou sócio-culturais. Elas atuam juntas, em diferentes intensidades de acordo com o contexto, mas todas operam como fator limitante.

Não basta, por exemplo, desenvolver uma técnica de exploração de um recurso que seja perfeita numa perspectiva ecológica se ela for muito onerosa ou não absorvida culturalmente por seus agentes. Da mesma forma, modelos de exploração que contemplem a prudência ecológica, a viabilidade econômica e a inclusão social não serão sustentáveis em um cenário de instabilidade político-institucional.

No campo ecológico, no qual se concentra a contribuição direta deste trabalho, manejar sustentavelmente um recurso florestal pressupõe interagir com ele de forma tal que a intensidade de uso não suplante sua capacidade regenerativa. De modo que potencializar sua sustentabilidade requer otimizar o uso do recurso e intensificar sua regeneração. No caso da exploração madeireira há espaço nos dois sentidos.

Historicamente, o problema associado à exploração madeireira na Amazônia não é a super-exploração do recurso, mas sim o excesso de desperdício em todos os níveis de processamento, do estoque remanescente florestal às sobras de madeira nas serrarias. Em geral, apenas um terço de cada tora é efetivamente aproveitado (*e. g.*, JOHNS *et al.*, 1996). Este problema vem sendo amenizado pelo aprimoramento das técnicas de exploração, tratamentos silviculturais pré-exploração, melhor aparelhamento das serrarias, maior diversificação do mercado, absorvendo peças de tamanhos variados. Assim, a mais

eficiente utilização da matéria-prima reduz a pressão sobre sua fonte, que ganha mais tempo para se recompor.

A recomposição das espécies madeireiras é um desafio especialmente difícil no caso das madeiras “duras”, de alta densidade, que devido seu lento crescimento (*ca.* 1 m<sup>3</sup>/ano), requerem longos períodos de “descanso” entre eventos exploratórios. Todavia, contínuos tratamentos silviculturais pós-exploratórios podem incrementar este crescimento (SILVA, 2001) embora possam ter efeitos colaterais negativos sobre a diversidade local, se favorecer intensamente espécies comerciais, em detrimento das não comercializadas no momento. Uma alternativa muito promissora seria ampliar ou direcionar o mercado sobre espécies “moles”, que crescem notoriamente rápido. Elas poderiam ter um menor período de pousio e tornar a área sob manejo mais lucrativa como floresta em pé, amenizando as pressões de conversão da floresta em outro ecossistema após um único ciclo de corte.

A regeneração florestal foi o foco central do presente trabalho, com ênfase no seu desempenho em diferentes tamanhos de clareiras decorrentes da exploração madeireira de impacto reduzido. Essas aberturas no dossel são os impactos primários da atividade madeireira e podem ser uns dos poucos impactos, em áreas de manejo onde os mecanismos de controle (privado ou do estado) atuem eficientemente. Conhecer como se processa a regeneração de clareiras de acordo com seu tamanho pode contribuir para um maior refinamento das técnicas de exploração madeireira. As clareiras podem ser um instrumento silvicultural ou uma ameaça à sustentabilidade da área alterada, é crucial diagnosticar em que intensidade de distúrbio ela desempenha um ou outro papel.

Neste sentido, este estudo analisou a regeneração florestal em três diferentes categorias de tamanho de clareiras, procurando observar suas implicações sobre o manejo madeireiro sustentável. Os seguintes aspectos se sobressaíram:

1) *A densidade da regeneração foi maior nas grandes clareiras com 1,3 ano (> 1.500 m<sup>2</sup>, neste estudo), sendo inflacionada pela proliferação mais acentuada de espécies pioneiras.*

Do ponto de vista ecológico, isso indica apenas um retrocesso a estádios sucessionais mais precoces, de modo que a recolonização por espécies de floresta madura deve demorar mais a ocorrer do que nas aberturas menores. Para o manejo madeireiro, que utiliza principalmente espécies do estágio florestal maduro, isso pode representar a necessidade de um maior período de pousio ou, no mínimo, a redução sutil da área realmente disponível para o uso madeireiro em longo prazo, pois causaria a ampliação de manchas de vegetação secundária (as ex-clareiras grandes) em meio a áreas de floresta madura.

2) *As clareiras médias (500 – 800 m<sup>2</sup>) e pequenas (30 – 100 m<sup>2</sup>) demonstraram uma tendência a preservar maior riqueza de espécies, tanto em clareiras jovens (1,3 ano), quanto, mais sutilmente, em clareiras antigas (8,5 anos).*

Numa perspectiva ambiental, este dado indica que estas áreas têm maior potencial para conservar a alta diversidade local peculiar às florestas tropicais. Para o manejo madeireiro, a importância direta desse dado depende de seus objetivos comerciais. Se ele explora apenas poucas espécies, manter a riqueza local pode não ser relevante, mas se ele atende a uma demanda mais diversificada de mercado é crucial manter a variedade de seu estoque florestal. De qualquer forma, indiretamente, a manutenção da diversidade vegetal tende a afetar positivamente o manejo, pois confere maior resiliência à área florestal como um todo. O manejo que privilegia poucas espécies, potencialmente simplifica a composição florística local (e, por conseguinte, a faunística), promovendo um gradativo empobrecimento florestal. Neste contexto, o funcionamento geral do ambiente pode ser

mantido (e.g., controle climático, formação e contenção do solo, ciclagem de nutrientes), porém serviços ecológicos mais específicos, vinculados às interações sementes-dispersores/predadores, herbívoros-plântulas, presa-predador, podem ter seu equilíbrio severamente comprometido, desencadeando um efeito cascata, cujo fim pode ser a inviabilização do manejo em longo prazo.

*3) Nas clareiras grandes e médias os cipós se desenvolveram mais rapidamente do que nas clareiras pequenas e floresta fechada.*

Esse aspecto tem implicações ecológicas e econômicas graves. Os cipós, em geral, crescem mais rapidamente do que a maioria das espécies arbóreas da regeneração (obs. pes.). Eles crescem sobre ou enrolam-se nos demais vegetais, dificultando o desenvolvimento destes. Assim, os cipós se mostram fortes e fecundos competidores, que tendem a conduzir a mancha regenerativa onde ocorrem a um estado de baixa qualidade estrutural, com pouca ou nenhuma utilidade futura ao manejo madeireiro. Portanto, tratamentos silviculturais que controlem a proliferação de cipós são esforços necessários à manutenção da qualidade do estoque de espécies madeireiras em regeneração.

*4) As temperaturas máximas aumentaram gradativamente com o aumento das clareiras (com 2 anos), mas apenas diferiram significativamente entre floresta fechada e grandes clareiras.*

Esse fator ecológico deve ter sido um importante acionador da proliferação das plantas pioneiras verificada nesses ambientes, cujas conseqüências sobre o manejo já foram consideradas. Adicionalmente, ele é um sinalizador, que não deve ser subestimado, de que a área potencialmente experimentou fases mais críticas de propensão ao fogo (não avaliadas neste trabalho), o que afetaria drasticamente o manejo florestal se levado a cabo.

5) *A dinâmica da fauna e sementes não apresentou padrões específicos a cada ambiente analisado.*

Eventos pontuais, como a presença de sementeiras e/ou outras fontes alimentares às mediações da área amostrada, parecem ser os principais definidores da chuva de sementes (coletor a 1,2 m do chão) e do uso do espaço pela fauna de mamíferos vertebrados, independentemente do tamanho da clareira (aos 2 anos de idade). De modo que garantir a permanência e/ou recrutamento da fauna e de seus serviços ecológicos na área explorada, depende da regular conservação de fontes alimentares na área sob manejo.

Em síntese, como mostra o diagrama a seguir (TABELA 6.1), segundo os aspectos aqui analisados, as clareiras grandes apresentaram apenas pontos potencialmente comprometedores à sustentabilidade do manejo madeireiro. As clareiras médias se mostraram ambientes menos perigosos, reunindo mais quesitos favoráveis do que desfavoráveis à viabilidade do manejo. E as clareiras pequenas não apresentaram qualquer indicativo de ameaça ao manejo madeireiro.

Isso não significa que um modelo ideal de manejo madeireiro deva se restringir à produção de pequenas clareiras, mas que dentro do mosaico de tamanhos que, em geral, decorre da exploração, é mais recomendável que estas predominem em detrimento das demais categorias, por representar menor ameaça à qualidade e à diversidade do estoque florestal.

Especialmente, considerando o contexto político-institucional atual, às vésperas da sanção do Projeto de Lei 4.776/05, que regulamenta a gestão florestal, e tem como meta a formalização e ampliação do processo de concessões florestais em áreas públicas (PNF, 2000), aperfeiçoar as técnicas existentes de manejo madeireiro passa a ter um valor



amplificado em termos absolutos. Pequenos ajustes podem representar um diferencial chave à viabilidade em longo prazo do manejo florestal.

TABELA 6.1: Principais aspectos associados à regeneração nas três diferentes categorias de tamanho de clareiras (1,3 ano de idade), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

	<b>Clareiras Grandes</b> ( $> 1.500 \text{ m}^2$ )	<b>Clareiras Médias</b> ( $500 - 800 \text{ m}^2$ )	<b>Clareiras Pequenas</b> ( $30 - 100 \text{ m}^2$ )
• Maior crescimento de espécies pioneiras em comparação com espécies não-pioneiras	Sim	Não	Não
• Baixa diversidade da regeneração (espécies combinadas e espécies comerciais)	Sim	Não	Não
• Alta taxa de crescimento de cipós (sem reconhecido valor comercial)	Sim	Sim	Não
• Temperaturas mais elevadas do que na floresta fechada	Sim	Não	Não
• Uso do espaço por herbívoros vertebrados & chuva de sementes	Indiferente	Indiferente	Indiferente
<b>Pontos favoráveis:</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Pontos desfavoráveis:</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>

## LITERATURA CITADA

- ACSELRAD, H. & LEROY, J-P. 1999. Novas premissas da sustentabilidade democrática. Rio de Janeiro: Projeto Brasil Sustentável e Democrático, FASE.
- ACSELRAD, H. 1999. *Sustentabilidade e Desenvolvimento: modelos, processos e relações*. Cadernos de Debate n. 4. Projeto Brasil Sustentável e Democrático, FASE.
- ALMEIDA, O. 1996. *Evolução da fronteira amazônica: oportunidades para um desenvolvimento Sustentável*. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Belém/PA, Brasil. pp. 7-35.
- ALVIRA, D., PUTZ, F. E. & FREDERICKSEN, T. S. 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 190: 73-86.
- AMARAL, P., VERÍSSIMO, A., BARRETO, P. & VIDAL, E. 1998. *Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia*. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON). Belém/PA, Brasil. 137 pp.
- ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J.C.; KELLER, M. & SILVA, J. N. 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480-482.
- ASQUITH, N. M., WRIGHT, S. J. & CLAUS, M. J. 1997. Does mammal community composition control seedling recruitment in Neotropical forest? Evidence from islands in central Panama. *Ecology* 78: 941-946.
- AZEVEDO-RAMOS, C. (Coord.). 2004. Biodiversidade como ferramenta de avaliação de um bom manejo florestal industrial: avaliação econômica e ecológica do uso de bioindicadores. *Programa Norte de Pesquisa e Pós-Graduação-CNPq (Relatório Técnico)*. Belém-PA: UFPA & IPAM. 25 p.

- AZEVEDO-RAMOS, C. (Coord.). 1999. *A exploração madeireira manejada e tradicional: impacto sobre a biodiversidade animal e programa de educação ambiental na Amazônia Oriental*. Relatório de pesquisa ao Fundo Estadual de Ciência e Tecnologia do Pará. Abril 1999. Belém, PA.
- AZEVEDO-RAMOS, C., CARVALHO Jr, O. & AMARAL, B. D. (No prelo). Short-term effect of reduced-impact logging on fauna in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management*.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO JR., O. & NASI, R. 2005. *Animal Indicators: a tool to access biotic integrity after logging tropical forest? (Animais como indicadores: uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais?)*. Ipam: Belém, Brazil. 60 p.
- BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E. & UHL, C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108: 9-26.
- BARROS, A.C. & VERÍSSIMO, A. 1996. *A expansão da atividade madeireira na Amazônia: impactos e perspectivas para o desenvolvimento do setor florestal no Pará*. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON). Belém/PA, Brasil. 168 p.
- BOLTZ, F.; HOLMES, T. P.; CARTER, D. 2003. Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review. *Forest Policy and Economics* 5: 69-81.
- BROKAW, N. & BUSING, R. 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Tree* 15 (5): 183-188.
- BROKAW, N. V. L. & SCHEINER, S. M. 1989. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. *Ecology* 70 (3): 538-541.

- BROKAW, N. V. L. 1982. The Definition of Treefall Gaps and its Effect on Measures of Forest Dynamics. *Biotropica* 14 (2): 158-160.
- BROKAW, N. V. L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66 (3): 682-687.
- BROWN, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth in a Bornean lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 9: 153-168.
- BROWN, N. 1996. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. *Forest Ecology and Management* 82: 239-244.
- BROWN, N. D. & WHITMORE, T. C. 1992. Do dipterocarp seedlings really partition tropical rain forest gaps? Em: Marshall, A. G., Swaine, M. D. (Eds.). *Tropical Rain Forest: Disturbance and Recovery*, pp. 357-367. The Royal Society, London.
- BURROWS, F. M. 1975. Wind-borne seed and fruit movement. *New Phytologist* (EE.UU) 75: 405-418.
- CARVALHO, G.; NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; DIAZ, M. C. V.; SANTILLI, M. & BARROS, A. C. 2002. Frontier Expansion in the Amazon: Balancing Development and Sustainability. *Environment* 44 (3): 34-45.
- CASTRO, E. 1997. Território, Biodiversidade e Saberes de Populações Tradicionais. Em: E. Castro & F. Pinton (Org.). *Faces do Trópico Úmido: conceitos e novas questões sobre desenvolvimento e meio ambiente* (221-242). Belém: Cejup: UFPA-NAEA. 446 p.
- CHAPMAN, C.A. & CHAPMAN, L.J. 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conservation Biology* 9 (3): 675 – 678.

- CLARK, D. A. & CLARK, D. B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62: 315-344.
- CLEMENTS, F. E. 1916. *Plant succession. An analysis of the development of vegetation.* Carnegie Inst., Washington, 512 p.
- CLEMENTS, F. E. 1928. *Plant succession and indicators.* H. W. Wilson Co., New York. 453 p.
- COATES, K.D. 2002. Tree recruitment in gaps of various size, clearcuts and undisturbed mixed forest of interior British Columbia, Canadá. *Forest Ecology and Management* 155: 387-398.
- COCHRANE, M. A. & SCHULZE, M. D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forest of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- CONNELL, J. H. 1989. Some processes affecting the species composition in forest gaps. *Ecology* 70 (3): 560-562.
- CONNELL, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees. Em: P.J. Den Boer & G.R. Gradwell (eds). *Dynamics of Populations* (298 – 312). Center for Agricultural Information and Documentation, Wageningen.
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- CORDEIRO, N. J. & HOWE, H. F. 2001. Low Recruitment of Trees Dispersed by Animals in African Forest Fragments. *Conservation Biology* 15 (6): 1733-1741.

- COSTA, F. R. C. & MAGNUSSON, W. E. 2003. Effects of selective logging on the diversity and abundance of flowering and fruiting understory plants in a central Amazonian forest. *Biotropica* 35 (1): 103-114.
- Da SILVA, J. M. C.; UHL, C. & MURRAY, G. 1996. Plant Succession, Landscape Management, and the Ecology of Frugivorous Birds in Abandoned Amazonian Pastures. *Conservation Biology* 10 (2): 491-503.
- De CARVALHO. 1992. Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain forest. PhD. Thesis, University of Oxford.
- DENSLOW, J. S. 1980. Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. *Biotropica (Suppl.)*: 47-55.
- DENSLOW, J. S. 1987. Tropical Rainforest Gaps and Tree Diversity Species Diversity. *Annual Ecology and Systematic* 18: 431-451.
- DENSLOW, J. S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. *Ecological Applications* 5 (4): 962-968.
- DENSLOW, J. S.; SCHULTZ, J. C.; VITOUSEK, P. M. & STRAIN, B. 1990. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71 (1): 165-179.
- DENSLOW, J.S. & PADOCH, C. 1988. *People of the tropical rain forest*. University of California Press, Berkeley, California.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: P. W. Price; T. M. Lewinsohn; G. W. Fernandes & W. W. Benson (Eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, pp273-287. John Wiley and Sons, New York, NY.

- EGGELING, W. J. 1947. Observations on the ecology of the Budongo rain forest, Uganda. *Journal of Ecology* 34: 20-87.
- FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations). 2001. *The global forest resources assessment 2000*. Committee on forestry, fifteenth session. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations). 2005. *State of the World's Forests*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FEARNSIDE, P. M. 2003. Conservation Policy in Brazilian Amazonia: Understanding the Dilemmas. *World Development* 31 (5): 757-779.
- FETCHER, N., OBERBAUER, S. F. & STRAIN, B. R. 1985. Vegetation effects on microclimate in lowland tropical forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology* 29: 145-155.
- FETCHER, N., OBERBAUER, S. F., ROJAS, G. & STRAIN, B. R. 1987. Efectos del regimen de luz sobre la fotosintesis y el crecimiento em plântulas de arboles de um bosque lluvioso tropical de Costa Rica. *Revista de Biologia Tropical* 35: 97-110.
- FRAGOSO, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology* 85: 519 – 529.
- FREDERICKSEN, T. S. & MOSTACEDO, B. 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131: 47-55.
- FREDERICKSEN, T. S.; & PUTZ, F. E. 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation* 12: 1445-1453.

- GARBER, P. A. & LAMBERT, J. E. 1998. Primates as seed dispersers: ecological processes and directions for future research. *American Journal of Primatology* 45: 3-8.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- GILBERT, L.E. 1980. Food web organization and the conservation of neotropical diversity. In: *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. M.E. Soulé and B.A.
- GITZEN, R. A. & WEST, S. D. 2002. Small mammal response to experimental canopy gaps in the southern Washington Cascades. *Forest Ecology and Management* 168: 187-199.
- GLEASON, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Botan. Club* 53:7-26.
- GODARD, O. 1997. O Desenvolvimento Sustentável: Paisagem Intelectual. Em: E. Castro & F. Pinton (Org.). *Faces do Trópico Úmido: conceitos e novas questões sobre desenvolvimento e meio ambiente* (107-130). Belém: Cejup: UFPA-NAEA. 446 p.
- GRAAF, N.R.1986. *A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain Forest in Suriname*. Wageningen, The Netherlands: Pudoc.
- GRAUEL, W. & PUTZ, F. E. 2004. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. *Forest Ecology and Management* 190: 99-108.
- GRIESIER JOHNS, 1997. *Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests*. Cambridge University Press, Cambridge.



- GUARIGUATA, M. R. 2000. Seed and seedling ecology of tree species in Neotropical secondary forests: management implications. *Ecological Applications* 10 (1): 145-154.
- HARTSHORN, G. S. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In: P. B. Tomlinson & M. H. Zimmerman (Eds.). *Tropical Trees as Living Systems*, 617-638. New York: Cambridge University Press.
- HARTSHORN, G. S. 1980. Neotropical Forest Dynamics. *Biotropica (Suppl.)*: 23-30.
- HARTSHORN, G. S. 1989. Application of gap theory to tropical forest management: natural regeneration on strip clear-cuts in the Peruvian Amazon. *Ecology* 70 (3): 567-569.
- HOLL, K. D. 1998. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? *Restoration Ecology* 6 (3): 253-261.
- HOLMES, T.P.; BLATE, G.M.; ZWEEDE, J.C.; PEREIRA JR., R.; BARRETO, P.; BOLTZ, F. & BAUCH, R. 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 163: 93-110.
- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-223.
- HOWLETT, B. E. & DAVIDSON, D. W. 2003. Effects of seed availability, site conditions, and herbivory on pioneer recruitment after logging in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 184: 369-383.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, R.; WESCHLER, B.; WRIGHT, S.J. & LOO DE LAO, S. 1999. Light gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283: 554-557.

- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2005. *Relatório anual de desflorestamento da Amazônia*. São José dos Campos, Brasil.
- IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) & ISA (Instituto Sócioambiental). 2001. Avança Brasil: os custos ambientais para a Amazônia. Em: A. C. Barros (org.). *Sustentabilidade e Democracia para as Políticas Públicas na Amazônia* (43-66). Rio de Janeiro: Projeto Brasil Democrático e Sustentável. Série Cadernos Temáticos, n. 8. FASE/IPAM. 128 p.
- JANZEN, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. *American Naturalist* 104: 501 – 528.
- JARDIM, F. C. S. 1986. Taxa de regeneração natural na floresta tropical úmida. *Acta Amazônica* 16/17 (Vol. Único): 401-410.
- JARDIM, F. C. S. 1990. Mortalidade e crescimento na floresta equatorial de terra firme. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 6(2): 227-234.
- JOHNS, A.D. & SKORUPA, J.P. 1987. Response of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. *International Journal of Primatology* 8 (2): 157 - 191.
- JOHNS, A.D. 1983. Tropical forest primates and logging – can they co-exist? *Oryx* 17 (3).
- JOHNS, A.D. 1986. Effects of selective logging on the behavioral ecology of west Malaysian primates. *Ecology* 67 (3): 684 - 694.
- JOHNS, A.D. 1988. Effects of “selective” timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica* 20 (1): 31 – 37.

- JOHNS, A. D. 1994. Estudo preliminar sobre o uso diferencial de mata primária e áreas exploradas, por uma comunidade de primatas na Amazônia ocidental. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, sér. Zool., 10 (2): 133 – 154.
- JOHNS, J.; BARRETO, P. & UHL, C. 1996. Logging damage in planned and unplanned logging operations and its implications for sustainable timber production in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89 (1-3): 59-77.
- JULLIOT, C. 1997. Impact of seed dispersal by red howler monkeys *Alouatta seniculus* on the seedling population in the understorey of tropical rain forest. *Journal of Ecology* 85: 431 – 440.
- KAINER, K. A.; SCHMINK, M.; LEITE, A. C. P. & SILVA, M. J. F. 2003. Experiments in forest-based development in Western Amazonia. *Society and Natural Resources* 16 (10): 869-886.
- KALIF, K. A.B., S. A. O. MALCHER, C. AZEVEDO-RAMOS, P. MOUTINHO. 2001. The effect of logging on the ground-foraging ant community in eastern Amazonia. *Studies in Neotropical Fauna and Environment* 36 (3): 215-219.
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, Publisher, New York.
- LENTINI, M., VERÍSSIMO A. & SOBRAL, L. 2003. *Fatos Florestais da Amazônia 2003*. Belém, Imazon. 110 p.
- LENTINI, M.; PEREIRA, D.; CELENTANO, D. & PEREIRA, R. 2005. *Fatos Florestais da Amazônia 2005*. Belém: Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia. 140 p.
- LOPES, M.A. & FERRARI, S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: (6) 1658 – 1665.

- LOPES, S. 2000. *Procedimentos legais para exploração das florestas naturais da bacia amazônica*. Belém: EFS.
- LORENZI, HARRI. 2000. *Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil*, Vol. 1, 3ª. Edição. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum.
- LORENZI, HARRI. 2002. *Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil*, Vol. 2, 2ª. Edição. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum.
- MAGNUSSON, W., LIMA, O. P., REIS, F. Q., HIGUCHI, N. & RAMOS, J. F. 1999. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* 113: 67-74.
- MERRY, F. D.; AMACHER, G. S.; LIMA, E. & NEPSTAD, D. 2003. A Risky Forest Policy in the Amazon? *Science* 299: 1843.
- MESQUITA, R. C. 2000. Management of advanced regeneration in secondary forest of the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 130: 131-140.
- MOLINO, J-F. & SABATIER, D. 2001. Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science* 294: 1702-1704.
- MOLOFSKY, J. & FISHER, B. 1993. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade-tolerant tropical trees. *Ecology* 74 (1): 261-265.
- NEPSTAD, C. N.; 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.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M. & BROOKS, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- OCHOA, J. 2000. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de pequeños mamíferos em bosque de tierras bajas de la Guayana Venezolana. *Biotropica* 32: 146-164.
- OLDEMAN, R. A. A. & VAN DIJK, J. 1990. Diagnosis of the temperament of tropical rain forest trees. In: A. Gomez-Pompa; T. C. Whitmore & M. Hadley (Eds.). *Rain Forest Regeneration and Management*, pp 21-65. Man and Biosphere Series, Volume 6. Paris, France: Parthenon Publishing Group.
- OLIVEIRA, M. V. N. de. 2000. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanised forest exploitation in Acre, Brazil. *Forest Ecology and Management* 127: 67-76.
- PARROTTA, J. A., FRANCIS, J. K. & KNOWLES, O. H. 2002. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* 169: 243-255.
- PEARCE, D.; PUTZ, F. E. & VANCLAY, J. K. 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172: 229-247.
- PINARD, M. A., PUTZ, F. E., RUMÍZ, D. GUSMÁN, R. & JARDIM, A. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 113: 201-213.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C. M. & AGUIAR, I.B. 1993. Maturação e dispersão de sementes. Em: I. B. Aguiar, F. C. M. Piña-Rodrigues & M. B. Figliolia (coord.). *Sementes*

- Florestais Tropicais*, pp 215-275. Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes – ABRATES, Brasília, DF.
- PINTO, A. C. B. 2001. *Padrão de atividades, dieta e dispersão de sementes pelo macaco guariba Alouatta belzebul em floresta com exploração madeireira e não-explorada na Amazônia Oriental*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará.
- PINTO, A. C. B.; AZEVEDO-RAMOS, C. & CARVALHO Jr., O. 2003. Activity patterns and diet of the howler monkey *Alouatta belzebul* in areas of logged and unlogged forest in Eastern Amazonia. *Animal Biodiversity and Conservation* 26.2: 39-49.
- PINZÓN, Z. S., EWEL, K. C. & PUTZ, F. E. 2003. Gap formation and forest regeneration in a Micronesian mangrove forest. *Journal of Tropical Ecology* 19: 143-153.
- PIRES, M. O. 2003. A perspectiva do desenvolvimento sustentável. 374-384 p. Em: P. E. Little (Org.). *Políticas Ambientais no Brasil: análises, instrumentos e experiências*. Brasília, DF: Instituto Internacional de Educação do Brasil (IIEB). 463 p.
- PNF (Programa Nacional de Florestas). 2000. Brasília: MMA/SBF/DIFLOR, 52 p.
- POPMA, J., BONGERS, F., MARTÍNEZ-RAMOS, M. & VENEKLAAS, E. 1988. Pioneer species distribution in treefall gaps in neotropical rain forest: a gap definition and its consequences. *Journal of Tropical Ecology* 4: 77-88.
- PRENGER, J. J. & LING, P. P. 2000. Greenhouse condensation control: understanding and using vapor pressure deficit (VPD). *Fact Sheet (Series) AEX-804*, 1-4. Ohio State University Extension, Columbus, OH.
- PUTZ, F.E., REDFORD, K.H., ROBINSON, J.G., FIMBEL, R. & BLATE, G. 2000. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management*. The World Bank Environment Department, Biodiversity Series – Impact Studies. Washington, EUA.

- RIBEIRO, J., HOPKINS, M., VICENTINI, A., SOTHERS, C., COSTA, M., BRITO, J., SOUZA, M., MARTINS, L., LOHMANN, L., ASSUNÇÃO, P., PEREIRA, E., SILVA, C., MESQUITA, M. & PROCÓPIO, L. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. Manaus: INPA, 816 p.
- RICE, R. E., GULLISON, R. E. & REID, J. W. 1997. Can sustainable management save tropical forest? *Scientific American* 276 (4): 34-39.
- RICE, R. E., SUGAL, C. A., RATAY, S. M. & FONSECA, G. A. B. 2001. Sustainable Forest Management: a review of conventional wisdom. *Advances of Applied Biodiversity Science*, n° 3, P. 1-29. Washington, DC: CABS/Conservation International.
- RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rain forest: an ecological study*. Second edition, Cambridge University Press. 575 p.
- ROBINSON, J. G. & BENNETT, E. L. (Eds.). 2000. *Hunting for sustainability in tropical forest*. Columbia University Press, New York.
- SACHS, I. 1993. Estratégias de transição para o século XXI. Em: *Para pensar o desenvolvimento sustentável*. M. Bursztyn (org.). São Paulo: Brasiliense.
- SALDANHA, N. 2000. *Caracterização da comunidade de quirópteros (Mammalia) em áreas naturais e manejadas da Floresta Nacional do Tapajós, PA-Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém, Pará.
- SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C.; THARP, M.L. & UHL, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Columbia and Venezuela. *Journal of Ecology* 76: 938-958.
- SANFORD, R. L., BRAKER, H. E. & HARTSHORN, G. S. 1986. Canopy openings in a primary neotropical lowland forest. *Journal of Tropical Ecology* 2: 277-282.

- SCHUPP, E. W. 1993. Quantity, quality, and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* (Holanda) 107/108: 15-29.
- SHEIL, D. & BURSLEM, D. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (1): 18-26.
- SHEIL, D. 2001. Long-term observation of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. *Plant Ecology* 155: 183-199.
- SILVA, J. N. M. 2001. *Manejo Florestal*. 3ª. Edição. Embrapa Amazônia Oriental e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, DF. 50 p.
- SILVA, J. N. M., de CARVALHO, J. O. P., LOPES, C. A., ALMEIDA, B; F., COSTA, D. H. M. OLIVEIRA, L. C., VANCLAY, J. K. & SKOVSGAARD, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- SIST, P. & BROWN, N. 2004. Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Frericksen and Putz. *Biodiversity and Conservation* 13: 2381-2385.
- STONE, S.W. 1998. Evolution of the timber industry along an aging frontier: The case of Paragominas (1990-95). *World Development* 26 (3): 433-448.
- STONER, K. E. 1996. Habitat selection and seasonal patterns of activity and foraging of mantled howling monkeys (*Alouatta palliata*) in northeastern Costa Rica. *International Journal of Primatology* 17 (1): 1-30.
- SUITER, W. 2002. A Certificação Florestal e o FSC no Brasil. Em: M. S. Carneiro, M. A. Amaral Neto & I. M. Höhn (Org.). *Anais do Seminário de Certificação Florestal e Movimentos Sociais na Amazônia*, pp 7-9. Belém: GTNA, Fase Nacional, Imazon. 56p.



- TERBORGH, J. & WRIGHT, J. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two Neotropical forests. *Ecology* 75 (6): 1829-1833.
- TERBORGH, J. 1983. *Five New World primates: a study in comparative ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- THIOLLAY, J.M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology* 6:47-63.
- THIOLLAY, J.M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation* 6: 1155 – 1173.
- THOMPSON, J., PROCTOR, J., SCOTT, D. A., FRASER, P. J., MARRS, R. H., MILLER, R. P. & VIANA, V. 1998. Rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil: artificial gaps and plant response to them. *Forest Ecology and Management* 102: 305-321.
- UHL, C & BUSCHBACHER, R. 1985. A disturbing synergism between cattle ranching burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17: 265-268.
- UHL, C. & KAUFFMAN, J. B. 1990. Deforestation, fire susceptibility and potential tree response to fire in eastern Amazon. *Ecology* 71 (2): 437-449.
- UHL, C. & NEPSTAD, D. 2000. Amazonia at the Millennium. *InterCiência* 25 (3): 159-164.
- UHL, C. & VIEIRA, I.C.G. 1989. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas region of the State of Pará. *Biotropica* 21 (2): 98-106.
- UHL, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.

- UHL, C., CLARK, K., DEZZEO, N. & MARQUIRINO, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 69: 751-763.
- UHL, C., NEPSTAD, D., SILVA, J.M.C. & VIEIRA, I. 1991. Restauração da floresta em pastagens degradadas. *Ciência Hoje* 13 (76): 23 – 31.
- UHL, C.; BARRETO, P.; VERÍSSIMO, A.; VIDAL, E.; AMARAL, P.; BARROS, A.; SOUZA, C. J.; JOHNS, J. & GERWUING, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon: an integrated research approach. *BioScience* 47 (3): 160-168.
- UHL, C.; VERÍSSIMO, A.; MATTOS, M.; BRANDINO, Z. & VIEIRA, I. C. G. 1991. Social, economics, and ecological consequences of selective logging in an Amazon frontier: the cause of Tailândia. *Forest ecology and Management* 46: 243-273.
- VERÍSSIMO, A., BARRETO, P., MATTOS, M., TARIFA, R. & UHL, C. 1996. Impactos da atividade madeireira e perspectivas para o manejo sustentável da floresta numa velha fronteira da Amazônia: o caso de Paragominas. Em: *Evolução da fronteira amazônica: oportunidades para um desenvolvimento Sustentável*. Almeida, O. (ed.). Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, Belém, Brasil. pp. 7-35.
- VERÍSSIMO, A., BARRETO, P., TARDIFA, R. & UHL, C. 1995. Extraction of a high-value natural resource in Amazônia: the case of mahogany. *Forest Ecology and Management* 72: 39-60.
- VERÍSSIMO, A., COCHRANE, M.A. & SOUZA Jr., C. 2002. National Forest in the Amazon. *Science* 297: 1478.
- VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; TARIFA, R. & UHL, C. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55: 169-199.

- VIDAL, E. & GERWING, J. (Org.) 2003. *Ecologia e Manejo de Cipós na Amazônia Oriental*. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON). 141 p.
- VIEIRA, I.C.G.; GALVÃO, N. & ROSA, N.A. 1996. Caracterização morfológica de frutos e germinação de sementes de espécies arbóreas nativas da Amazônia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Botânica* 12 (2): 271-288.
- VITOUSEK, P. M.; EHRLICH, P.; EHRLICH, H. & MATSON, P. 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* 36 (6): 368-373.
- WENNY, D. G. 2000. Seed dispersal of a high quality fruit by specialized frugivores: high quality dispersal? *Biotropica* 32 (2): 327-337.
- WHITMORE, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70 (3): 536-538.
- WILLSON, M.F.; IRVINE, A.K.; WALSH, N.G. 1989. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. *Biotropica* 21: 133-147.
- WRIGHT, S. J. & DUBER, H. C. 2001. Poachers and Forest Fragmentation Alter Seed Dispersal, Seed Survival, and Seed Recruitment in the Palm *Attalea butyraceae*, with implications for Tropical Tree Diversity. *Biotropica* 33 (4): 583-595.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forest: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.
- ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ.

# **ANEXOS**

**ANEXO 1:** Inventário das espécies madeireiras comerciais, constantes no plano de exploração/2002, na unidade de trabalho n°. 20 (112 ha), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Voucapoua americana</i>	acapu	450	208	4,02	1,86	1041,32	568,53
<i>Eschweillera amazonica</i>	matamata	317	128	2,83	1,14	561,79	309,07
<i>Manilkara paraensis</i>	maparajuba	165	108	1,47	0,96	532,12	438,83
<i>Manilkara huberi</i>	maçaranduba	116	94	1,04	0,84	611,50	576,15
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	timborana	94	31	0,84	0,28	268,33	92,99
<i>Alexa grandiflora</i>	melancieiro	77	34	0,69	0,30	165,10	98,11
<i>Trattinickia burseraefolia</i>	amesclão	76	47	0,68	0,42	178,43	133,10
<i>Lecythis jarana</i>	jarana	73	50	0,65	0,45	242,83	194,25
<i>Licaria canella</i>	louro preto	72	41	0,64	0,37	166,19	114,52
<i>Hymenaea courbaril</i>	jatoba	60	51	0,54	0,46	470,69	449,68
<i>Sterculia pilosa</i>	envira quiabo	57	23	0,51	0,21	114,45	65,39
<i>Parkia gigantocarpa</i>	fava atanã	53	46	0,47	0,41	234,90	222,13
<i>Euxylophora paraensis</i>	pau amarelo	45	33	0,40	0,29	168,65	141,86
<i>Pouteria pachycarpa</i>	goiabão	43	13	0,38	0,12	76,14	30,65
<i>Lecythis paraensis</i>	sapucaia	42	30	0,38	0,27	205,16	126,77
<i>Helicostylis tomentosa</i>	inhare	42	29	0,38	0,26	120,15	98,18

**ANEXO 1:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Astronium lecointei</i>	muiracatiara	41	30	0,37	0,27	301,04	259,78
<i>Goupia glabra</i>	cupiuba	41	31	0,37	0,28	136,04	119,97
<i>Virola melinone</i>	ucuuba t.firme	32	14	0,29	0,13	67,95	38,67
<i>Couratary guianensis</i>	tauari	30	26	0,27	0,23	103,40	96,06
<i>Bombax longipedicellatum</i>	sumauma	30	13	0,27	0,12	74,96	46,92
<i>Syzygiopsis oppositifolia</i>	guajara	28	22	0,25	0,20	84,23	70,08
<i>Caryocar glabrum</i>	piquiarana	26	12	0,23	0,11	130,74	63,64
<i>Cordia goeldiana</i>	freijo cinza	26	14	0,23	0,13	62,43	41,20
<i>Jacaranda copaia</i>	parapara	21	11	0,19	0,10	45,97	30,24
<i>Endopleura uchi</i>	uxi	21	8	0,19	0,07	47,62	27,41
<i>Stryphnodendro polyftachyum</i>	taxirana	21	10	0,19	0,09	42,20	24,65
<i>Ocotea douradensis</i>	louro abacate	17	15	0,15	0,13	63,38	60,73
<i>Terminalia amazonica</i>	tanimbuca	16	11	0,14	0,10	72,23	61,63
<i>Caraipa guianensis</i>	andiroba	16	5	0,14	0,04	28,19	11,77
<i>Caryocar villosum</i>	piquia	15	12	0,13	0,11	138,98	96,98
<i>Parkia pendula</i>	fava bolota	15	13	0,13	0,12	85,49	79,48
<i>Copaifera martii</i>	copaiba	14	10	0,13	0,09	67,03	54,70

**ANEXO 1:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Vatairea paraensis</i>	angelim amargoso	14	7	0,13	0,06	33,21	19,18
<i>Qualea albiflora</i>	mandioqueiro	13	11	0,12	0,10	78,76	63,91
<i>Diplotropis sp.</i>	sucupira babona	13	6	0,12	0,05	35,63	16,22
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	orelha de macaco	12	10	0,11	0,09	28,83	24,61
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	ipe roxo	11	9	0,10	0,08	136,63	131,06
<i>Ocotea rubra</i>	louro vermelho	11	9	0,10	0,08	67,90	63,34
<i>Parahancornia amapa</i>	amapa	11	9	0,10	0,08	52,95	44,41
<i>Diplotropis purpurea</i>	sucupira preta	11	6	0,10	0,05	35,18	26,41
<i>Licaria armeniaca</i>	louro pimenta	9	7	0,08	0,06	24,55	20,58
<i>Bagassa guianensis</i>	tatajuba	8	7	0,07	0,06	68,51	61,51
<i>Anacardium giganteum</i>	caju açu	8	5	0,07	0,04	22,88	17,69
<i>Platimiscium filipes</i>	macacauba	7	5	0,06	0,04	32,70	28,95
<i>Simaruba amara</i>	marupa	7	6	0,06	0,05	20,92	19,40
<i>Capirona huberiana</i>	escorrega macaco	6	5	0,05	0,04	21,03	19,85
<i>Cordia bicolor</i>	freijo branco	5	0	0,04	0,00	6,85	0,00
<i>Hymenaea sp.</i>	jatoba curuba	5	0	0,04	0,00	25,46	0,00
<i>Dipteryx odorata</i>	cumarú	4	3	0,04	0,03	22,35	10,52

**ANEXO 1:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m³)	Volume de Árvores/ Explorar (m³)
<i>Pithecelobium racemosum</i>	angelim rajado	4	2	0,04	0,02	8,29	5,10
<i>Mezilaurus itauba</i>	itauba	4	2	0,04	0,02	7,80	5,07
<i>Ormosia nobilis</i>	sucupira tento	4	2	0,04	0,02	5,48	3,35
<i>Cariniana racemosa</i>	oiticica	4	1	0,04	0,01	6,12	1,74
<i>Ocotea sp.</i>	louro rajado	4	0	0,04	0,00	13,53	0,00
<i>Hymenolobium petraeum</i>	angelim pedra	3	2	0,03	0,02	33,99	28,36
<i>Schefflera morototoni</i>	morototo	3	2	0,03	0,02	9,49	7,64
<i>Tabebuia serratifolia</i>	ipe amarelo	2	1	0,02	0,01	12,51	10,96
<i>Ocotea dissimilis</i>	louro canela	2	1	0,02	0,01	5,13	3,09
<i>Cordia sagotii</i>	freijo	2	1	0,02	0,01	5,08	2,81
<i>Bowdicha nitida</i>	sucupira p.sapo	2	1	0,02	0,01	5,09	2,72
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro	1	0	0,01	0,00	1,69	0,00
<i>Enterolobium sp.</i>	fava tamboril	1	0	0,01	0,00	1,90	0,00
<b>Totais</b>		<b>2383</b>	<b>1343</b>	<b>21,28</b>	<b>11,99</b>	<b>7540,07</b>	<b>5482,61</b>



**ANEXO 2:** Inventário das espécies madeireiras comerciais, constantes no plano de exploração/2002, na unidade de trabalho nº 24 (100 ha), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Eschweilera amazonica</i>	matamata	306	91	3,06	0,91	438,04	182,03
<i>Manilkara huberi</i>	maçaranduba	154	117	1,54	1,17	613,32	535,00
<i>Trattinickia burseraefolia</i>	amesclão	121	53	1,21	0,53	218,46	122,72
<i>Manilkara paraensis</i>	maparajuba	101	60	1,01	0,60	269,49	203,37
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	timborana	75	16	0,75	0,16	130,01	32,02
<i>Sterculia pilosa</i>	envira quiabo	72	29	0,72	0,29	112,06	62,34
<i>Licaria canella</i>	louro preto	69	31	0,69	0,31	112,97	59,63
<i>Alexa grandiflora</i>	melancieiro	63	29	0,63	0,29	116,49	68,95
<i>Lecythis jarana</i>	jarana	58	42	0,58	0,42	178,95	153,94
<i>Syzygiopsis oppositifolia</i>	guajara	46	26	0,46	0,26	113,11	68,41
<i>Astronium lecointei</i>	muiracatiara	44	36	0,44	0,36	238,02	220,51
<i>Parkia gigantocarpa</i>	fava atanã	43	34	0,43	0,34	132,73	114,30
<i>Lecythis paraensis</i>	sapucaia	41	27	0,41	0,27	176,26	108,69
<i>Couratary guianensis</i>	tauari	39	24	0,39	0,24	90,24	64,20
<i>Hymenaea courbaril</i>	jatoba	37	29	0,37	0,29	177,17	160,56
<i>Goupia glabra</i>	cupiuba	33	27	0,33	0,27	83,61	73,53

ANEXO 2: Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m³)	Volume de Árvores/ Explorar (m³)
<i>Pouteria pachycarpa</i>	goiabão	29	9	0,29	0,09	43,32	17,46
<i>Ocotea douradensis</i>	louro abacate	29	22	0,29	0,22	87,65	66,62
<i>Caryocar glabrum</i>	piquiarana	29	11	0,29	0,11	105,01	39,84
<i>Helicostylis tomentosa</i>	inhare	19	15	0,19	0,15	48,82	44,25
<i>Diploptropis sp.</i>	sucupira babona	18	7	0,18	0,07	41,03	20,28
<i>Bombax longipedicellatum</i>	sumauma	18	7	0,18	0,07	34,54	16,10
<i>Cordia goeldiana</i>	freijo cinza	17	8	0,17	0,08	48,48	35,58
<i>Jacaranda copaia</i>	parapara	17	5	0,17	0,05	28,40	10,42
<i>Caryocar villosum</i>	piquia	17	12	0,17	0,12	68,16	48,77
<i>Virola melinone</i>	ucuuba t.firme	17	6	0,17	0,06	27,09	13,52
<i>Copaifera martii</i>	copaiba	15	13	0,15	0,13	63,07	56,34
<i>Euxylophora paraensis</i>	pau amarelo	15	11	0,15	0,11	40,46	29,78
<i>Stryphnodendro polyftachyum</i>	taxirana	15	10	0,15	0,10	34,59	26,93
<i>Capirona huberiana</i>	escorrega macaco	14	11	0,14	0,11	30,79	27,18
<i>Parkia pendula</i>	fava bolota	14	10	0,14	0,10	52,58	45,10
<i>Qualea albiflora</i>	mandioqueiro	14	12	0,14	0,12	61,49	58,76
<i>Parahancornia amapa</i>	amapa	13	10	0,13	0,10	36,36	31,94

**ANEXO 2:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Hymenaea sp.</i>	jatoba curuba	13	0	0,13	0,00	24,13	0,00
<i>Peltogyne le-cointei</i>	roxinho	12	5	0,12	0,05	22,12	11,45
<i>Endopleura uchi</i>	uxi	12	8	0,12	0,08	27,29	21,29
<i>Caraipa guianensis</i>	andiroba	11	3	0,11	0,03	12,98	4,83
<i>Ocotea sp.</i>	louro rajado	9	0	0,09	0,00	20,66	0,00
<i>Ocotea rubra</i>	louro vermelho	9	6	0,09	0,06	29,16	25,05
<i>Anacardium giganteum</i>	caju açu	8	7	0,08	0,07	22,72	19,64
<i>Bagassa guianensis</i>	tatajuba	8	6	0,08	0,06	31,62	28,81
<i>Vatairea paraensis</i>	angelim amargoso	7	3	0,07	0,03	11,37	6,04
<i>Hymenolobium petraeum</i>	angelim pedra	6	5	0,06	0,05	39,17	31,38
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	ipe roxo	6	5	0,06	0,05	76,00	74,41
<i>Ocotea dissimilis</i>	louro canela	6	1	0,06	0,01	8,50	1,74
<i>Terminalia amazonica</i>	tanimbuca	6	5	0,06	0,05	16,89	14,60
<i>Cordia bicolor</i>	freijo branco	5	0	0,05	0,00	5,68	0,00
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	orelha de macaco	4	3	0,04	0,03	10,30	8,00
<i>Aniba canelilla</i>	preciosa	4	0	0,04	0,00	8,25	0,00
<i>Diploptropis purpurea</i>	sucupira preta	4	3	0,04	0,03	14,71	13,42

**ANEXO 2:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro	3	2	0,03	0,02	10,46	8,93
<i>Cedrelinga catenaeformis</i>	cedroarana	3	2	0,03	0,02	50,47	25,97
<i>Dipteryx odorata</i>	cumarú	3	2	0,03	0,02	16,46	8,73
<i>Simaruba amara</i>	marupa	3	1	0,03	0,01	4,87	2,45
<i>Andira stipulacea</i>	angelim coco	2	1	0,02	0,01	3,85	2,60
<i>Tabebuia serratifolia</i>	ipe amarelo	2	1	0,02	0,01	3,96	2,85
<i>Schefflera morototoni</i>	morototo	2	1	0,02	0,01	6,49	2,80
<i>Cariniana racemosa</i>	oiticica	2	1	0,02	0,01	11,67	7,48
<i>Balfourodendron riedelianu</i>	pau marfim	2	1	0,02	0,01	6,96	2,41
<i>Andira micrantha</i>	sucupira	2	1	0,02	0,01	4,21	2,85
<i>Enterolobium sp.</i>	fava tamboril	1	0	0,01	0,00	11,32	0,00
<i>Ormosia coarctata</i>	sucupira f.fina	1	0	0,01	0,00	1,63	0,00
<b>Totais</b>		<b>1768</b>	<b>923</b>	<b>17,68</b>	<b>9,23</b>	<b>4566,69</b>	<b>3146,81</b>

**ANEXO 3:** Inventário das espécies madeireiras comerciais, constantes no plano de exploração/2002, na unidade de trabalho n°. 27 (100 ha), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, Pará.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m³)	Volume de Árvores/ Explorar (m³)
<i>Eschweilera amazonica</i>	matamata	216	87	2,16	0,87	354,22	185,60
<i>Manilkara paraensis</i>	maparajuba	120	81	1,20	0,81	383,86	312,51
<i>Trattinickia burseraefolia</i>	amesclão	117	61	1,17	0,61	253,80	169,34
<i>Manilkara huberi</i>	maçaranduba	109	96	1,09	0,96	545,90	524,44
<i>Voucapoua americana</i>	acapu	102	39	1,02	0,39	204,55	92,63
<i>Licaria canella</i>	louro preto	98	64	0,98	0,64	224,64	167,90
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	timborana	85	26	0,85	0,26	211,32	86,12
<i>Lecythis jarana</i>	jarana	72	56	0,72	0,56	255,16	219,34
<i>Alexa grandiflora</i>	melancieiro	57	31	0,57	0,31	115,12	77,47
<i>Sterculia pilosa</i>	envira quiabo	54	20	0,54	0,20	101,95	54,54
<i>Astronium lecointei</i>	muiracatiara	54	43	0,54	0,43	311,94	292,95
<i>Lecythis paraensis</i>	sapucaia	51	35	0,51	0,35	170,60	130,43
<i>Parkia gigantocarpa</i>	fava atanã	43	38	0,43	0,38	163,42	154,79
<i>Hymenaea courbaril</i>	jatoba	43	37	0,43	0,37	363,72	333,47
<i>Ocotea douradensis</i>	louro abacate	39	26	0,39	0,26	130,46	96,39
<i>Pouteria pachycarpa</i>	goiabão	38	13	0,38	0,13	67,88	29,82

**ANEXO 3:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m³)	Volume de Árvores/ Explorar (m³)
<i>Syzygiopsis oppositifolia</i>	guajara	38	23	0,38	0,23	105,55	63,82
<i>Helicostylis tomentosa</i>	inhare	35	21	0,35	0,21	96,77	75,67
<i>Couratary guianensis</i>	tauari	31	21	0,31	0,21	97,72	81,21
<i>Hymenaea sp.</i>	jatoba curuba	25	0	0,25	0,00	115,10	0,00
<i>Bombax longipedicellatum</i>	sumauma	20	18	0,20	0,18	71,76	68,02
<i>Stryphnodendro polyftachyum</i>	taxirana	19	11	0,19	0,11	54,08	43,51
<i>Virola melinone</i>	ucuuba t.firme	19	9	0,19	0,09	44,78	29,27
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	ipe roxo	17	15	0,17	0,15	203,69	200,64
<i>Endopleura uchi</i>	uxi	17	12	0,17	0,12	49,41	42,08
<i>Caraipa guianensis</i>	andiroba	16	3	0,16	0,03	22,50	5,94
<i>Copaifera martii</i>	copaiba	16	13	0,16	0,13	50,07	45,58
<i>Goupia glabra</i>	cupiuba	16	14	0,16	0,14	57,66	47,35
<i>Parkia pendula</i>	fava bolota	16	14	0,16	0,14	82,79	79,14
<i>Jacaranda copaia</i>	parapara	15	8	0,15	0,08	35,18	25,52
<i>Terminalia amazonica</i>	tanimbuca	14	10	0,14	0,10	34,08	26,17
<i>Peltogyne le-cointei</i>	roxinho	13	9	0,13	0,09	42,12	35,96
<i>Cordia goeldiana</i>	freijo cinza	12	3	0,12	0,03	27,32	11,77

**ANEXO 3:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Qualea albiflora</i>	mandioqueiro	12	10	0,12	0,10	56,27	45,78
<i>Euxylophora paraensis</i>	pau amarelo	12	10	0,12	0,10	37,90	33,15
<i>Caryocar glabrum</i>	piquiarana	11	2	0,11	0,02	38,13	5,73
<i>Diploptropis sp.</i>	sucupira babona	11	4	0,11	0,04	29,23	16,96
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	orelha de macaco	10	7	0,10	0,07	20,27	15,75
<i>Capirona huberiana</i>	escorrega macaco	9	6	0,09	0,06	19,43	14,46
<i>Bagassa guianensis</i>	tatajuba	9	7	0,09	0,07	46,21	30,13
<i>Parahancornia amapa</i>	amapa	8	5	0,08	0,05	21,61	17,00
<i>Vatairea paraensis</i>	angelim amargoso	8	1	0,08	0,01	13,27	1,78
<i>Enterolobium sp.</i>	fava tamboril	6	5	0,06	0,05	49,60	47,74
<i>Caryocar villosum</i>	piquia	6	5	0,06	0,05	31,48	21,25
<i>Cordia bicolor</i>	freijo branco	5	0	0,05	0,00	7,51	0,00
<i>Licaria armeniaca</i>	louro pimenta	5	3	0,05	0,03	12,12	7,85
<i>Simaruba amara</i>	marupa	5	3	0,05	0,03	10,96	8,44
<i>Diploptropis purpurea</i>	sucupira preta	5	1	0,05	0,01	9,65	3,41
<i>Ormosia nobilis</i>	sucupira tento	5	4	0,05	0,04	9,96	9,12
<i>Hymenolobium petraeum</i>	angelim pedra	4	3	0,04	0,03	20,68	12,11

**ANEXO 3:** Continuação.

Nome Científico	Nome Vulgar	# Total de Árvores	# Total de Árvores / Explorar	# Total de Árvores/ha	# Total de Árvores Explorar/ha	Volume Total de Árvores (m <sup>3</sup> )	Volume de Árvores/ Explorar (m <sup>3</sup> )
<i>Dipteryx odorata</i>	cumaru	4	3	0,04	0,03	14,73	12,35
<i>Ocotea dissimilis</i>	louro canela	4	2	0,04	0,02	17,74	15,14
<i>Ocotea sp.</i>	louro rajado	4	0	0,04	0,00	9,60	0,00
<i>Anacardium giganteum</i>	caju açu	3	0	0,03	0,00	4,70	0,00
<i>Mezilaurus itauba</i>	itauba	2	0	0,02	0,00	3,05	0,00
<i>Schefflera morototoni</i>	morototo	2	1	0,02	0,01	6,93	3,80
<i>Andira micrantha</i>	sucupira	2	0	0,02	0,00	2,95	0,00
<i>Bowdicha nitida</i>	sucupira p.sapo	2	1	0,02	0,01	3,77	2,39
<i>Pithecelobium racemosum</i>	angelim rajado	1	0	0,01	0,00	1,91	0,00
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro	1	0	0,01	0,00	2,50	0,00
<i>Tabebuia serratifolia</i>	ipe amarelo	1	0	0,01	0,00	4,10	0,00
<i>Ocotea rubra</i>	louro vermelho	1	0	0,01	0,00	5,23	0,00
<i>Cariniana racemosa</i>	oiticica	1	0	0,01	0,00	2,77	0,00
	<b>Totais</b>	<b>1796</b>	<b>1040</b>	<b>17,96</b>	<b>10,40</b>	<b>5563,37</b>	<b>4133,72</b>