

CHUVA DE SEMENTES E ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS EM AMBIENTES COM BAMBUS NA MATA ATLÂNTICA

DÉBORA CRISTINA ROTHER

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de concentração: Botânica).

RIO CLARO
Estado de São Paulo – Brasil
Junho de 2006

CHUVA DE SEMENTES E ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS EM AMBIENTES COM BAMBUS NA MATA ATLÂNTICA

DÉBORA CRISTINA ROTHER

Orientador: Prof. Dr. MARCO AURÉLIO PIZO FERREIRA
Co-orientador: Prof. Dr. RICARDO RIBEIRO RODRIGUES

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro, para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de concentração: Botânica).

RIO CLARO
Estado de São Paulo – Brasil
Junho de 2006

*Dedico este trabalho aos meus pais Elenice e Edson
e aos meus irmãos Ana Paula e Edson*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos meus familiares em especial aos meus pais e irmãos pela compreensão, pelo amor e por serem tudo pra mim!

À tia Edna por tanto me ajudar neste trabalho e por me permitir conhecer o “tapete verde” e à tia Jane pelas conversas e incentivo à “Dézinha”!!!

Ao Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo por ser um pesquisador a quem tenho grande admiração e por ter me dado uma orientação segura e tranqüila para a realização deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues pela co-orientação, por sua objetividade e pela oportunidade que me deu em participar do projeto parcelas permanentes;

Aos professores membros da banca pela disponibilidade;

Ao Projeto Diversidade, dinâmica e conservação em florestas tropicais do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes pelo apoio logístico e científico;

Ao Grupo de Fenologia e Dispersão de Sementes da Unesp de Rio Claro;

À FAPESP pela concessão da bolsa e da reserva técnica (Processo N° 03/11073-7);

À Idea Wild pela concessão dos equipamentos;

Ao Instituto Florestal e ao Maia, diretor do Parque Estadual Carlos Botelho pela permissão em trabalhar na unidade;

Aos funcionários do parque S. Ademar, S. Técio, Márcio, Ademarzinho, Baiano (*in memoriam*) pela ajuda e por proporcionarem melhores condições de trabalho em Carlos Botelho;

Aos ajudantes de campo que moram na região do parque Kiko, Henrique, Alexandre, Zaquieu, Ildo e Everton que tanto me ajudaram nas coletas de dados;

Aos queridos que “sofreram” subindo as pirambas de Carlos Botelho comigo, mas com compensações culinárias e kit lanchinho: Babi, Renato Lima, Maya, Marina, Mineiro, Aloysio, Julieta, Luciana Spinelli e Natália Guerin (em especial) que se dispôs tantas vezes a ir pra Charles;

Ao Alessandro, biólogo “roots”, pela ajuda no início do trabalho;

Aos companheiros da casa de Charles Botels: Márcia Rocca, pelas boas comidas e idéias criativas, Renato Lima e Silvana pela ajuda na identificação das plântulas em campo;

À Alzira, Chicão, Vitti do projeto parcelas e à Cândida sempre tão atenciosa;

Ao Pinus (Esalq/USP), Kaila Ressel, Valesca Ziparro e Rodrigo Castro pela ajuda na identificação das sementes;

À Kailinha, em especial, Frederico A. G. Guilherme, Renato Lima, Silvana de Souza e aos professores Marco Antonio de Assis (UNESP - Rio Claro) e Vinícius de Castro Souza (Esalq/USP) pela identificação das plântulas;

Aos professores Pedro Jordano pelas inestimáveis sugestões para o projeto, para as análises deste trabalho e por sua generosidade e, Peter Feinsenger por nos ensinar a ver a estatística com outros olhos e por sua simplicidade e amor a América Latina;

Aos professores do departamento de botânica da Unesp de Rio Claro: Marco Antonio de Assis, Patrícia Morellato, Reinaldo Monteiro, Massanori Takaki, Carlos Sanches, Júlio Lombardi, Gustavo Habberman, Vera Scatena, Adelita Paoli e funcionários: Celinha por sua competência, Val, Iraci, Edward e Zi.

Aos funcionários do Jardim experimental, em especial, ao Seu Rui que sempre lembrava de aguar minhas plântulinhas;

Aos professores Wesley Silva (Unicamp) por me permitir o acesso à carpoteca e Paulo Sentelhas (Esalq/USP) pelos dados meteorológicos do parque;

Ao Aloysio (Bebê) por me ensinar as multivariadas; ao Fábio “morcego” pela super e inestimável ajuda com as análises estatísticas, à Ursula, à Dani e à Gil da integração zoo/botânica;

À Juli, Eliana Gressler, Bia e Yve pela ajuda nas triagens da chuva de sementes;

Aos amigos do departamento de botânica por quem tenho imenso carinho: Adriana, Alessandra, Alexandra, Aline, Aloysio, Amira, Angela, Bruno, Dani Vieira, Denise Braz, Edson, Eduardo, Eliana Gressler, Fábio Socó, Gabi, Guilherme, Jerry, João, Leslie, Lu Pires, Luís Alberti, Maria Antonia, Marcelo, Martinha, Micheli, Paula Reys, Rita, Suzi, Tutty, Valesca e aos colegas de fora com quem fiz as disciplinas;

À Fátima pelas conversas, pela leitura do trabalho e suas sugestões;

Aos amigos da vilinha e do beco da cataia Bozo, Rodolpho, Mineiro, Rubim e Cris;

Aos amigos pra toda hora Ariane por nos divertir com suas histórias malucas, Julieta por tudo que me ajudou, Flávia por ser tão atenciosa, Eliana Cazzetta amiga querida dos forrós e bregas, Eliana Gressler amiga gauchesca, Rodrigo Castro e Rodrigo Fadini por serem tão especiais;

Às amigas de São Carlos Lidiane, Lucimara, Amanda e Carol;

Ao Paul pela força com os computadores, pelos pães sabor surpresa, Siddartha, Natália, Júlia e Ganso por sempre virem em casa;

Às Mafaldetes... Gel, Fê Bixetão, Babi e Fer Bueno que apesar da distância estão sempre presentes de alguma forma, à Marina pela paciência comigo e à Carol por sua alegria;

À Natália Crusco Mafaldete agregada, Otávio e Kellynha pela amizade; aos bichos que adoro Nina (cã), Nina (gata) e Bacana;

Ahhh ao Cfu que às vezes me deixa na mão, mas me leva pra lá e pra cá sempre.

Sumário

Lista de figuras.....	vi
Lista de tabelas.....	x
Anexos.....	xiii
Resumo.....	xiv
Abstract.....	xv
1 Introdução.....	1
1.1 Bambus e a dinâmica florestal.....	4
1.2 Objetivo geral.....	6
1.3 Objetivos específicos.....	7
2. Material e métodos.....	8
2.1 Área de estudo.....	8
2.1.1 Parcela permanente.....	11
2.2 Desenho amostral.....	13
2.3 Regeneração natural.....	14
2.3.1 Chuva de sementes.....	14
2.3.2 Estabelecimento de plântulas.....	15
2.4 Características de microhabitat.....	17
2.5 Análise dos dados.....	18
2.5.1 Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas.....	18
2.5.1.1 Diversidade de espécies.....	18
2.5.1.2 Dominância de espécies.....	19
2.5.1.3 Similaridade de espécies.....	19
2.5.1.4 Abundância e densidade.....	21
2.5.1.5 Sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas.....	22
2.5.2 Características de microhabitat.....	22
2.5.3 Limitação demográfica.....	24
3 Resultados.....	26
3.1 Chuva de sementes.....	26

3.1.1 Diversidade e dominância de espécies.....	26
3.1.2 Formas de vida e síndromes de dispersão.....	29
3.1.3 Similaridade de espécies.....	31
3.1.4 Abundância e densidade.....	31
3.2 Estabelecimento de plântulas.....	33
3.2.1 Diversidade e dominância de espécies.....	33
3.2.2 Formas de vida e síndromes de dispersão.....	36
3.2.3 Similaridade de espécies.....	38
3.2.4 Abundância e densidade.....	38
3.2.5 Sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas.....	42
3.3 Características de microhabitat.....	44
3.3.1 Ordenação dos ambientes com e sem bambu para sementes e plântulas.....	45
3.3.1.1 PCA: chuva de sementes e estabelecimento de plântulas.....	45
3.3.1.2 CCA: chuva de sementes.....	47
3.3.1.3 CCA: estabelecimento de plântulas.....	50
3.4 Limitação demográfica.....	53
4 Discussão.....	57
4.1 Chuva de sementes.....	57
4.2 Estabelecimento de plântulas.....	61
4.3 Sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas.....	65
4.4 Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas no contexto da regeneração natural..	67
4.5 Características de microhabitat e a comunidade de sementes e plântulas.....	70
5 Considerações finais.....	71
6 Conclusões.....	73
7 Referências Bibliográficas.....	74

Lista de Figuras

- Figura 1** - Diagrama da regeneração natural desde a semente até o recrutamento dos juvenis (modificado de Rey & Alcántara 2000, Jordano *et al.* 2004).....2
- Figura 2** - Localização geográfica do *continuum* ecológico de Paranapiacaba, SP onde se encontra o Parque Estadual Carlos Botelho (Imagem TM/Landsat de 18 de julho de 1994) (A) e principais acessos para o Parque Estadual Carlos Botelho. Fonte: Instituto Florestal do Estado de São Paulo (B).....9
- Figura 3** - Regime térmico e hídrico (A) e balanço hídrico (B) climatológico normal de Sete Barras, SP.....11
- Figura 4** - Regime térmico e hídrico do PECB, em Sete Barras, SP, no período de maio de 2004 a junho de 2005.....11
- Figura 5** - Aspecto geral da floresta do Parque Estadual Carlos Botelho na parcela permanente: à esquerda ambiente sem bambus da espécie *Guadua tagoara* (Nees) Kunth e à direita ambiente com bambus.....12
- Figura 6** - Localização da parcela permanente no Parque Estadual Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras. Fonte: Instituto Florestal do Estado de São Paulo (A). Detalhe da parcela permanente de 10,24 ha e sub-parcelas de 20 x 20 m. A cor verde representa as áreas ocupadas pelo bambu *Guadua tagoara* e os números em cor vermelha representam cada ponto com um coletor e uma parcela de avaliação (B).....13
- Figura 7** - Parcela de avaliação das plântulas e coletor de sementes (ambos com 1 m²) instalados na parcela permanente do Parque Estadual Carlos Botelho.14
- Figura 8** - Curva dominância-diversidade da comunidade de espécies de sementes dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). A abundância relativa de cada espécie de semente foi ranqueada e plotada em escala logarítmica na base 10 ordenada de forma decrescente (Magurran 1988). Em cada ambiente estão indicadas as espécies mais abundantes na amostragem. Código das sete espécies destacadas nos dois ambientes: Cegr glaz (*Cecropia glaziovii*), Eute edul (*Euterpe edulis*), Hyer alch (*Hyeronima alchorneoides*), Cous micr (*Coussapoua microcarpa*), Sola pseu (*Solanum pseudoquina*), Phyt dioi (*Phytolacca dioica*) e sp.69 (não identificada). Os nomes científicos das demais espécies se encontram no Anexo 1.....28

Figura 9 - Porcentagem (%) de sementes para as formas de vida: arbórea, arbustiva, arbustivo-arbórea, epifítica, herbáceo-subarbustiva e lianescente nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	30
Figura 10 - Porcentagem (%) de sementes para as síndromes de dispersão: anemocórica (anemo), autocórica (auto) e zoocórica (zôo) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	30
Figura 11 – Abundância total de sementes por mês e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) referente ao período de junho de 2004 a junho de 2005.....	32
Figura 12 – Abundâncias de sementes por espécie entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	32
Figura 13 – Densidade absoluta de sementes nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de junho de 2004 a junho de 2005.....	33
Figura 14 - Curva dominância-diversidade da comunidade de espécies de plântulas dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). A abundância relativa de cada espécie de plântula foi ranqueada e plotada em escala logarítmica na base 10 ordenada de forma decrescente (Magurran 1988). Em cada ambiente estão indicadas as espécies mais abundantes na amostragem. Código das seis espécies destacadas na figura nos dois ambientes: Eute edul (<i>Euterpe edulis</i>), Acant 2 (Acanthaceae2), Geon sp (<i>Geonoma</i> sp.), Tetr gran (<i>Tetrastylidium grandifolium</i>), sp.1 (não identificada), sp.27 (não identificada). Os nomes científicos das demais espécies se encontram no Anexo 3.....	36
Figura 15 - Porcentagem (%) de plântulas para as formas de vida: arbórea, arbustivo-arbórea, arbustiva, herbácea e lianescente nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	37
Figura 16 - Porcentagem (%) de plântulas para as categorias de síndrome de dispersão: autocórica (auto) e zoocórica (zôo) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	38
Figura 17 - Abundância total de plântulas por mês e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) referente ao período de julho de 2004 a junho de 2005.....	39
Figura 18 - Abundâncias de plântulas por espécie entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	40

- Figura 19** - Densidade absoluta de plântulas de TODAS as espécies (A), *E. edulis* (B) e OUTRAS espécies (C) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de julho de 2004 a junho de 2005.41
- Figura 20** - Número de plântulas emergentes (A) e mortas (B) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de agosto de 2004 a junho de 2005.....43
- Figura 21** - Taxa de sobrevivência da comunidade de plântulas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de agosto de 2004 a junho de 2005.....44
- Figura 22** - Diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) segundo as características do microhabitat abertura de dossel (AD), número de indivíduos adultos (NI) e número de espécies (NE). Os coletores e parcelas são classificados segundo as variáveis do ambiente nos diagramas A e B, respectivamente. Quadrados e círculos cheios em A representam coletores com abundância acima de 100 sementes e em B representam parcelas com abundância acima de 10 plântulas. Características do microhabitat são representadas por vetores. Ambiente B – quadrados e Ambiente SB – círculos.....46
- Figura 23** - Diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para coletores (A) e espécies (B). A análise foi baseada na distribuição do número de sementes de 25 espécies em 80 coletores no PECB e sua correlação com as características do microhabitat abertura de dossel (AD), número de indivíduos adultos (NI) e número de espécies (NE) para a chuva de sementes. Os nomes científicos completos das espécies encontram-se no Anexo 1.49
- Figura 24** - Diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para parcelas (A) e espécies (B). A análise foi baseada na distribuição do número de plântulas de 11 espécies em 80 parcelas no PECB e sua correlação com as características do microhabitat abertura de dossel (AD), número de indivíduos adultos (NI) e número de espécies (NE) para as plântulas. Os nomes científicos completos das espécies encontram-se no Anexo 3.52

Figura 25 - Limitação de dispersão para 26 espécies registradas na chuva de sementes dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Valores próximos de 1,0 representam maior limitação. Os nomes completos das espécies estão no Anexo 1.....55

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Condições climáticas médias no PECB, para o período de maio de 2004 a julho de 2005.....	10
Tabela 2 - Abundância de sementes e riqueza de espécies por família no total e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB). As famílias exclusivas de cada ambiente estão marcadas com asterisco.....	26
Tabela 3 - Número de coletores, abundância de sementes (n), densidade absoluta (n ^o de sementes/m ²), riqueza (S), diversidade (H') e equidade (J) das espécies de sementes dos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	32
Tabela 4 - Análise de variância envolvendo a densidade absoluta de sementes entre ambientes com (B) e sem bambu (SB) ao longo do ano.....	34
Tabela 5 - Abundância de plântulas e riqueza de espécies por família no total e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB). As famílias exclusivas de cada ambiente estão marcadas com asterisco.....	35
Tabela 6 - Número de parcelas, abundância de plântulas (n), densidade absoluta (n ^o de plântulas/m ²), riqueza (S), diversidade (H') e equidade (J) das espécies de plântulas dos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	40
Tabela 7 - Análise de variância envolvendo a densidade absoluta de plântulas entre ambientes com (B) e sem bambu (SB) ao longo do ano.....	42
Tabela 8 - Parâmetros de estatística descritiva relativa às plântulas emergentes e mortas mensalmente nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....	42
Tabela 9 - Análise de variância relativa à abundância de plântulas emergentes e mortas entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB) e ao longo dos meses para o período de agosto de 2004 a junho de 2005.....	43
Tabela 10 - Análise de variância relativa à taxa de sobrevivência das plântulas entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB) e ao longo dos meses para o período de agosto de 2004 a junho de 2005.....	44

- Tabela 11** - Autovalores, porcentagem de variância e porcentagem de variância acumulada para os dois primeiros eixos de ordenação da análise de componentes principais (PCA).....46
- Tabela 12** - Autovetores dos dois primeiros eixos de ordenação resultantes da análise de componentes principais (PCA) para as características do microhabitat (AD = abertura de dossel; NI = número de indivíduos adultos; NE = número de espécies) nos dois ambientes com (B) e sem bambu (SB). Correlações com valores absolutos $> 0,5$ (*sensu* ter Braak 1995) estão indicadas em negrito e coeficientes de correlação de Pearson $> 0,5$ para os dois primeiros eixos estão marcados com asterisco.....46
- Tabela 13** - Autovalores para os dois primeiros eixos canônicos, variância nos dados de espécies de sementes e correlação de Pearson entre as espécies de sementes e as variáveis ambientais.....47
- Tabela 14** - Análise de correspondência canônica (CCA): correlações *intraset** entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) no PECB. AD = abertura de dossel; NI = número de indivíduos adultos; NE = número de espécies.....48
- Tabela 15** - Autovalores para os dois primeiros eixos canônicos, variância nos dados de espécies de plântulas e correlação de Pearson entre as espécies de plântulas e as variáveis ambientais.....50
- Tabela 16** - Análise de correspondência canônica (CCA): correlações *intraset** entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) no PECB. AD = abertura de dossel; NI = número de indivíduos adultos; NE = número de espécies.....51
- Tabela 17** - Componentes da limitação demográfica (sementes, fonte, dispersão, plântulas e estabelecimento) para espécies de sementes e plântulas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Valores de limitação acima de 0,60 estão em negrito. Os nomes completos das espécies se encontram nos Anexos 1 e 3.....56

ANEXOS

- Anexo 1** – Família, espécie, abundância, síndromes de dispersão e formas de vida das sementes registradas na chuva de sementes amostradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB)94
- Anexo 2** – Resultados do teste *a posteriori* de Tukey ($\alpha = 5\%$) para a comparação das médias da densidade absoluta de sementes registradas na chuva de sementes entre meses. Período de junho de 2004 a junho de 2005. * Dados significativos para $p \leq 0,05$97
- Anexo 3** – Famílias, espécies, abundância, síndrome de dispersão e formas de vida das plântulas registradas nas parcelas dos ambientes com (B) e sem bambu (SB).....98
- Anexo 4** – Componentes da limitação de dispersão para espécies da chuva de sementes registradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Os nomes completos das espécies estão no Anexo 1.100
- Anexo 5** – Componentes da limitação de plântulas e de estabelecimento para espécies de plântulas registradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Os nomes completos das espécies estão no Anexo 3.101
- Anexo 6 – Figura 1** – Extrato do balanço hídrico para o período de maio de 2004 a junho de 2005 para o PECB.101
- Anexo 7** – Lista das espécies de todos os indivíduos com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm presentes no raio de 10 m nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no PECB.....102

Resumo

Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em ambientes com bambus na Mata Atlântica

Este trabalho teve como objetivos verificar como variam a chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas entre ambientes colonizados (B) e não colonizados (SB) pelo bambu *Guadua tagoara* na floresta Atlântica do Parque Estadual Carlos Botelho, Sete Barras – SP. Foram utilizados 40 coletores e 40 parcelas de 1m² em cada ambiente com monitoramento mensal no período de um ano. SB apresentou 38,71% mais sementes que B, maior riqueza, menor diversidade e equidade. Os ambientes mostraram uma alta similaridade no número de espécies de sementes em comum e com abundâncias semelhantes. SB apresentou maior média de sementes/mês e maior média de sementes/espécie. A densidade absoluta de sementes por coletor não variou entre ambientes, entretanto variou entre meses. Em relação às plântulas, B apresentou maior abundância, maior densidade, maior riqueza, maior dominância de *Euterpe edulis*, entretanto menor diversidade e equidade que SB. Os dois ambientes se apresentaram com baixa similaridade na composição e na abundância de plântulas por espécie. Em B houve maior média de plântulas/mês enquanto a média de plântulas/espécie foi semelhante entre ambientes. A densidade absoluta de plântulas de *E. edulis* variou entre meses e ambientes, com maior número em B. Para as demais espécies a diferença se deu entre ambientes e meses, porém maior número em SB. Quando analisadas todas as plântulas em conjunto houve diferença entre meses e ambientes. Maior média de plântulas emergiram e morreram no ambiente com bambu a cada mês. A taxa de sobrevivência variou segundo o tipo de ambiente e ao longo do ano. Nos dois ambientes *E. edulis* foi a única espécie que não apresentou qualquer tipo de limitação demográfica. Os resultados deste estudo indicaram que a chuva de sementes não variou no aspecto qualitativo de forma acentuada em relação ao tipo de ambiente, entretanto variou em termos de quantidade de sementes. Para as plântulas, a presença dos bambus exerceu influência negativa sobre seu estabelecimento tanto do ponto de vista qualitativo como quantitativo. Os ambientes tenderam a selecionar diferentes espécies particularizando a regeneração natural da floresta na área de estudo.

Palavras-chave: floresta Atlântica; dispersão de sementes; regeneração; *Guadua tagoara*

Abstract

Seed rain and seedling establishment in environments with bamboos in the Atlantic forest

This project aim to evaluate how the seed rain and the seedling establishment varied between environments with (B) and without (WB) the bamboo *Guadua tagoara* in the Atlantic forest of Carlos Botelho State Park, Sete Barras – SP. Forty traps and forty plots of 1m² were placed within each patch type during one year of monthly monitoring. We recorded higher richness and more seeds in WB than in B, nonetheless, diversity and equitability were lower. Both environments showed high similarity in composition and abundance of seeds per specie. The average of seeds per month and seeds per specie was higher in WB. Also, the absolute density of seeds per trap varied predictable in time but there was not difference between B and WB. In respect to seedlings, B environment showed higher abundance, density, richness and dominance of *Euterpe edulis*, although diversity and equitability were lower than in WB. We found low similarity between B and WB environments in seedlings composition and abundance per specie. The average of seedlings per month was higher in B while the average of seedlings per specie was similar. The absolute density of *E. edulis* and other species seedlings varied in time in both environments, showing more seedlings density of the former in B and more seedlings density of the later in WB. When all species were analyzed together, seedling density was different between environments and months. The average of seedlings that emerged and died was higher in B environment. The survival rate varied between environments and in time. We found that *E. edulis* was the only specie that did not show any demographic limitations between environments. Seed rain did not vary between environments in relation to the specie composition as much as in the seed quantity. In respect to seedlings, the bamboos presence exerted a negative influence on seedling establishment both qualitative and quantitatively. Both environments tended to select different species resulting in a dissimilar natural regeneration of the forest in the study site.

Key-words: Atlantic forest; seeds dispersal; regeneration; *Guadua tagoara*

1 Introdução

As florestas tropicais úmidas são sistemas dinâmicos (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993) que apresentam composição e estrutura que se modificam ao longo do tempo (Brokaw 1982). A queda de árvores, por exemplo, forma novos habitats que, juntamente com os contínuos processos de emigração e morte de indivíduos, dão às florestas uma configuração de mosaico composto por diferentes estádios de sucessão (Brokaw & Scheiner 1989). Esse processo dinâmico é influenciado, em grande parte, pela existência de um banco de sementes permanente ou temporário no solo resultado da entrada de propágulos provenientes da chuva de sementes que determina o recrutamento de novos indivíduos e a abundância das espécies (Harper 1977, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002).

Os processos de regeneração de uma floresta trazem consigo uma série de etapas que vai desde a produção de sementes ao êxito no recrutamento dos juvenis, incluindo a dispersão de sementes, a chuva de sementes e o nascimento e estabelecimento de plântulas (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993).

A chuva de sementes é considerada o principal determinante da disponibilidade de propágulos na floresta (Alvarez-Buylla & García-Barríos 1991), embora o banco de sementes, transitório ou permanente (Guevara-Sada & Gómez-Pompa 1972, Hall & Swaine 1980), e a rebrota também sejam vias importantes de regeneração em alguns casos. A chuva de sementes é determinada pelo fluxo de sementes que resulta tanto do processo de dispersão local (autóctone) como das sementes provenientes de outras localidades (alóctones) (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993). Para este último, especialmente, agentes dispersores exercem papel fundamental no transporte das sementes (Harper 1977, Fenner 1985, Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993).

Segundo Howe & Smallwood (1982) e Morellato & Leitão-Filho (1992) a maioria das florestas tropicais constitui-se de um misto de espécies dispersas por animais e pelo vento, com predomínio da síndrome de dispersão zoocórica. Sendo assim, a disponibilidade de propágulos e de agentes dispersores são fatores fundamentais para a chuva de sementes.

O processo de dispersão não só possibilita a chegada de sementes a locais favoráveis para o estabelecimento de plântulas (Nathan & Muller-Landau 2000) como também pode transportar a semente para longe da planta-mãe (Janzen 1970). A deposição das sementes longe da planta parental representa um importante mecanismo de sobrevivência, uma vez que diminui a competição e a predação de sementes e o adensamento de plântulas e possibilita a

colonização de novas áreas (Janzen 1970, Connell 1971, Howe & Smallwood 1982, Oliveira-Filho *et al.* 1996, Silva & Tabarelli 2001).

Entre o vasto número de sementes presentes no solo e que chegam a um ambiente através da dispersão, somente uma pequena fração germina para dar origem às plântulas (Harper 1977). Assim, a presença ou ausência e a densidade de uma população de plântulas não depende somente da disponibilidade de sementes, mas da frequência de locais seguros que ofereçam as condições necessárias requeridas por uma semente para germinar e se estabelecer (Harper 1977). Para chegar à germinação uma semente tem de atravessar diversas etapas que compreendem desde a sua produção e desenvolvimento até a ação dos processos de predação, dispersão, dormência e disponibilidade de microhabitats para sua deposição (Janzen & Vásquez-Yanes 1991) (Figura 1).

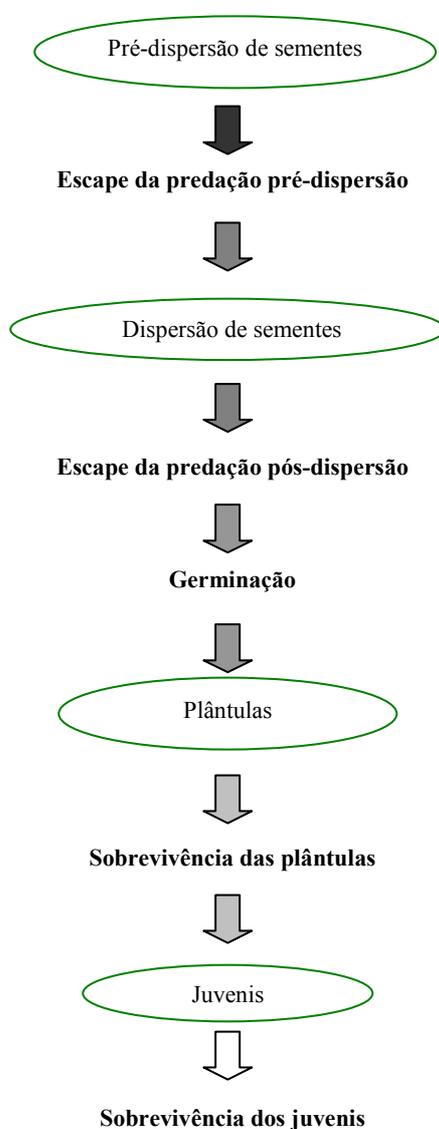


Figura 1 - Diagrama da regeneração natural desde a semente até o recrutamento dos juvenis (modificado de Rey & Alcántara 2000, Jordano *et al.* 2004).

Ao longo do ciclo de regeneração, a interferência de fatores bióticos ou abióticos sobre a chuva de sementes em determinado ambiente pode gerar o que se chama de limitação de sementes. Isso ocorre quando as sementes não chegam a todos os locais potenciais de recrutamento e constitui-se em um dos fatores que com frequência limita o recrutamento em populações de plantas (Eriksson & Ehrlén 1992, Turnbull *et al.* 2000, Muller-Landau *et al.* 2002).

A limitação de sementes pode ser produzida pela limitação de fonte e/ou pela limitação de dispersão. A primeira é resultado da baixa disponibilidade de sementes no ambiente, seja porque a densidade da população é muito baixa ou porque são produzidas poucas sementes. A limitação de dispersão ocorre quando, independente da quantidade de sementes produzidas, a quantidade de sementes dispersas é limitada pela atividade do dispersor, fazendo com que as sementes alcancem poucos dos vários sítios de recrutamento possíveis (Muller-Landau *et al.* 2002). Segundo Schupp *et al.* (2002), a limitação de dispersão ocorre devido à baixa taxa de visitas dos dispersores às plantas com frutos e aos padrões de movimentação e comportamento alimentar dos dispersores.

Em ambientes naturais ou em processo de restauração, o estudo da limitação de sementes e de seus componentes se faz necessário para a compreensão da importância da chuva de sementes e dos nichos de regeneração como determinantes da estrutura e dinâmica das comunidades vegetais (Muller-Landau *et al.* 2002). Na série de eventos da regeneração natural, a redução dos sítios seguros para as plântulas ocuparem as áreas onde as sementes chegam pode ser quantificado como limitação de estabelecimento. Independente do número de sementes que chegam a uma área, fatores como predação pós-dispersão, competição entre plântulas, ação de patógenos, temperatura elevada, sombra excessiva, granulometria do substrato, presença de serapilheira ou disponibilidade de água limitam o estabelecimento de novos indivíduos (Jordano *et al.* 2004).

Os aspectos demográficos e os fatores que influenciam sobre eles são importantes para a compreensão da regeneração natural das plantas. Neste sentido, torna-se importante conhecer como as limitações de sementes de estabelecimento variam segundo o tipo de ambiente e no caso deste estudo, como variam entre ambientes colonizados e não colonizados por bambus. Somado a isso, o conhecimento gerado pelo estudo dos processos que limitam as populações de plantas em diferentes habitats são a chave para o desenho de planos de conservação e de restauração de espécies.

1.1 Bambus e a dinâmica florestal

Pertencentes à subfamília Bambusoideae (Soderstrom & Calderón 1979), os bambus caracterizam-se pela presença de colmos lenhosos e ramificação complexa, um rígido e robusto sistema de rizomas e novos brotos recobertos por folhas especializadas (Londoño 1990). São amplamente distribuídos em todo o planeta, preferencialmente em ambientes úmidos, ocorrendo naturalmente em todos os continentes, com exceção da Europa (Soderstrom & Calderón 1974, 1979). Algumas espécies de bambus apresentam ciclo de vida que chegam a 100 anos enquanto outras espécies florescem anualmente.

A reprodução sexuada com massiva produção de sementes, como apresentada por espécies do gênero *Guadua*, em associação ao crescimento vegetativo lhes permite expandir com grande rapidez no ambiente. Apesar da vantagem da reprodução sexuada para a recombinação dentro da população (Abrahamson 1980), a reprodução vegetativa permite que as populações locais se mantenham no ambiente, pois ela aumenta a longevidade dos indivíduos tornando-os localmente abundantes. Os módulos produzidos vegetativamente se tornam “adultos” em um período de tempo mais curto (desenvolvimento rápido e direto nos estágios “maduros”) e usualmente com maior suprimento de recursos, distinto daqueles associados à formação de semente (Harper & White 1974).

Por apresentarem ciclo de vida diferente da maioria das espécies vegetais perenes (Young 1991), os bambus são geralmente adaptados a invadir áreas perturbadas (Burman & Filgueiras 1993) alterando a dinâmica das populações e a estrutura da comunidade invadida e, por isso, exercem um papel expressivo na dinâmica florestal (Veblen 1982, Okutomi *et al.* 1996).

Nas últimas décadas, especialmente nos últimos anos, alguns estudos têm sido desenvolvidos para melhor compreender a interação dos bambus com a dinâmica florestal. Bambus anões, principalmente espécies do gênero *Sasa* em florestas temperadas decíduas no Japão, e a espécie *Bashania fangiana*, na China, apresentam denso crescimento e competem com a vegetação do dossel por recursos no solo (Tripathi *et al.* 2005). Entretanto, segundo outros autores, as mortes episódicas e simultâneas desses bambus constituem um dos principais fatores do sucesso da regeneração de muitas espécies de árvores (Nakashizuka 1988, Peters *et al.* 1992, Abe *et al.* 2001, Taylor *et al.* 2004).

Um estudo de Widmer (1998) com o gênero *Chusquea* na Costa Rica mostrou que em florestas antigas o crescimento das plantas é relativamente lento por causa da baixa disponibilidade de luz, e que a grande biomassa de *Chusquea* em clareiras está relacionada ao

grande número de colmos por mancha de bambu e ao grande diâmetro desses colmos. Segundo este autor, espécies de *Chusquea* parecem inibir o estabelecimento de árvores depois de perturbações que formam áreas cobertas por bambus.

Na Amazônia peruana, Griscom & Ashton (2003) mostraram que os bambus *Guadua sarcocarpa* e *Guadua weberbaueri* criam e mantêm clareiras pelo esmagamento de árvores pequenas, enquanto Oliveira (2000) demonstrou que árvores maiores são classes de tamanho mais raras em florestas do Acre dominadas por *Guadua weberbaueri*.

No Brasil alguns estudos vêm sendo realizados acerca de formações de bambu no Estado de Minas Gerais (Oliveira-Filho *et al.* 1994a) e principalmente no Estado do Acre em florestas onde é freqüente a ocorrência de alta densidade de bambus do gênero *Guadua* (Oliveira 2000, Miranda *et al.* 2002, Nelson *et al.* 2002, Silveira *et al.* 2002).

Na floresta Atlântica é possível encontrar espécies de bambu ocorrendo em elevadas densidades em clareiras (Smith *et al.* 1981) e, principalmente, em áreas com histórico de intervenção humana. Além das clareiras, bambus são freqüentes nos habitats iluminados como Tabarelli & Mantovani (1999b) verificaram em estudo realizado no núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar.

Para Fantini (2000), uma das conseqüências da grande alteração antrópica que a floresta Atlântica vem sofrendo pelo corte seletivo de madeira ou pela retirada de palmito *Euterpe edulis* é a disseminação de espécies que apresentam alto potencial para se tornarem invasivas quando em condições propícias para sua dispersão e crescimento. Segundo este autor, este pode ser o caso do taquaruçu, nome popular do bambu *Guadua tagoara*, nativo dessa formação vegetal e que pode ser encontrado em alta densidade onde houve grande extração de madeira.

A altura do dossel adjacente e a cobertura de bambu funcionam como barreiras à chegada de luz solar direta ao chão das clareiras, o que deve afetar a germinação, o crescimento e a sobrevivência de espécies pioneiras (Tabarelli & Mantovani 1999b). Alguns autores acreditam que, uma vez estabelecidos, os bambus florestais podem restringir a regeneração de espécies arbóreas (Oliveira-Filho *et al.* 1994a, Carvalho 1997), deslocar competitivamente as árvores e os arbustos pioneiros reduzindo a riqueza destes no local onde colonizam (Tabarelli & Mantovani 1999b) ou até mesmo impedir a sucessão florestal por causar a mortalidade de plântulas (Griscom & Ashton 2003).

Resultados obtidos no estudo de Tabarelli & Mantovani (1999b), aliados às informações sobre a ecologia de bambus e bambusóides, sugerem que, na floresta Atlântica Montana, este grupo de plantas pode ocupar o nicho das árvores e dos arbustos pioneiros, afetando a

densidade, a diversidade e a riqueza local de espécies pioneiras e espécies tolerantes à sombra. Provavelmente espécies que demandem alta intensidade luminosa constituam o principal grupo afetado pelos bambus (Tabarelli & Mantovani 1997). No sul e sudeste do Brasil, somente após o florescimento e morte do bambu *Merostachys multiramea*, espécies pioneiras têm chances de estabelecimento, o que ocorre a cada dez anos (Smith *et al.* 1981).

Muitos são os fatores que podem interferir na regeneração da floresta Atlântica Montana após um distúrbio e entre eles estão o tamanho das clareiras, a altura média do dossel das árvores adjacentes e a presença de espécies de bambus na área (Tabarelli & Mantovani 2000), porém a importância relativa destas variáveis ainda necessita mais investigações.

Alguns estudos investigaram a composição da chuva de sementes entre diferentes tipos de habitats, como clareiras versus sub-bosque ou entre áreas em diferentes estágios sucessionais (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos 1990, Loiselle *et al.* 1996) e ainda entre diferentes locais de um mesmo mosaico florestal (Loiselle *et al.* 1996), mas estudos que tenham como objetivo principal a avaliação da influência de bambus sobre a chegada de sementes no solo e o estabelecimento de plântulas são inexistentes na floresta Atlântica e poderão contribuir para o entendimento dos processos envolvidos na dinâmica florestal.

Baseado no fato de que a floresta Atlântica detém grande parte da diversidade brasileira torna-se necessária a compreensão dos processos ecológicos envolvidos na sua dinâmica para adequação de ações de manejo e conservação de seus remanescentes, aqui em especial aqueles colonizados por espécies de bambus. Assim, ambientes colonizados por bambus da espécie *Guadua tagoara* tornaram-se alvo desse estudo que visou avaliar se sua presença interfere na chegada de sementes e no estabelecimento das plântulas de espécies vegetais do entorno quando comparadas com ambientes não colonizados. Foram estabelecidas duas hipóteses: 1. a ocupação dos habitats pelos bambus afeta a composição da chuva de sementes e 2. a ocupação dos habitats por bambus seleciona a composição e o estabelecimento de plântulas, o que colabora para a particularização da regeneração natural da vegetação local.

1.2 Objetivo geral: Considerando a importância do entendimento dos fatores produtores e mantenedores da diversidade e dinâmica florestal, este projeto teve como objetivo geral responder à questão: como variam a abundância e a composição da chuva de sementes e do estabelecimento de plântulas entre ambientes colonizados pelo bambu *Guadua tagoara* (Nees) Kunth e ambientes não colonizados?

1.3 Objetivos específicos:

1. Comparar a riqueza, a diversidade, a dominância, a abundância e a densidade das sementes que compõem a chuva de sementes entre ambientes colonizados e não colonizados por bambus e entre os meses estudados;
2. Comparar a riqueza, a diversidade, a dominância, a abundância e a densidade das plântulas entre os ambientes e entre os meses estudados;
3. Avaliar a emergência, a mortalidade e a taxa de sobrevivência da comunidade de plântulas entre os ambientes e entre os meses estudados;
4. Avaliar os padrões de limitação de sementes, de fonte, de dispersão, de plântulas e de estabelecimento entre os ambientes com e sem bambus.

2 Material e métodos

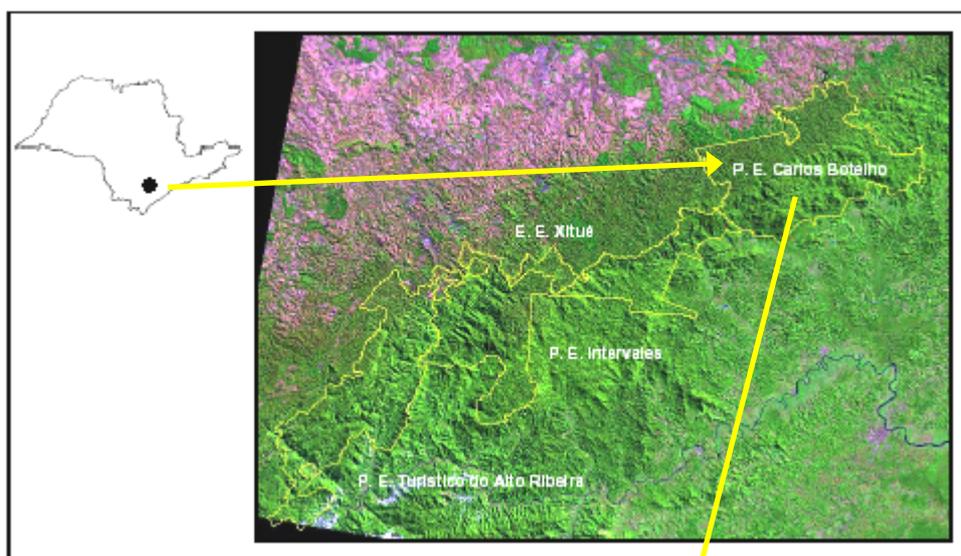
2.1 Área de estudo

Este trabalho foi realizado em uma área localizada no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), no Núcleo Sete Barras. O parque, criado em 1982 possui área total de 37.797,43 ha e encontra-se na região sul do Estado de São Paulo. Engloba parte dos municípios de São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras e Tapiraí (entre 24°00' a 24°15'S e 47°55' a 48°05'W), com altitudes que variam de 30 a 1003 m (Domingues & Silva 1988, Dias 2005) (Figura 2).

No PECB ocorre a floresta Ombrófila Densa (Submontana nas encostas de planaltos e/ou serras e Montana no alto de planaltos e/ou serras), um tipo de vegetação caracterizado pela presença de plantas arbóreas além de lianas lenhosas e epífitas em abundância que o diferencia de outros tipos de formações vegetacionais (Velo & Oliveira Filho 1992). A característica ombrotérmica dessa formação está ligada aos fatores climáticos tropicais: elevadas temperaturas (médias de 25° C) e alta precipitação bem distribuída ao longo do ano. Isso determina a inexistência de um período seco (Velo & Oliveira Filho 1992).

A área do parque compreende duas unidades geomorfológicas: o Planalto de Guapiara, drenado pelos rios que formam a bacia hidrográfica do rio Paranapanema, e a Serra de Paranapiacaba, drenada pelos ribeirões Travessão, Temível e da Serra e pelos rios Preto e Quilombo, todos formadores da bacia do rio Ribeira de Iguape (Domingues & Silva 1988). Predominam no parque as rochas graníticas, que definem um relevo altamente acidentado que, associado aos elevados índices pluviométricos, definem morfogênese acelerada nas médias e altas vertentes, acumulando material nos sopés e canais fluviais (Domingues & Silva 1988).

A



B

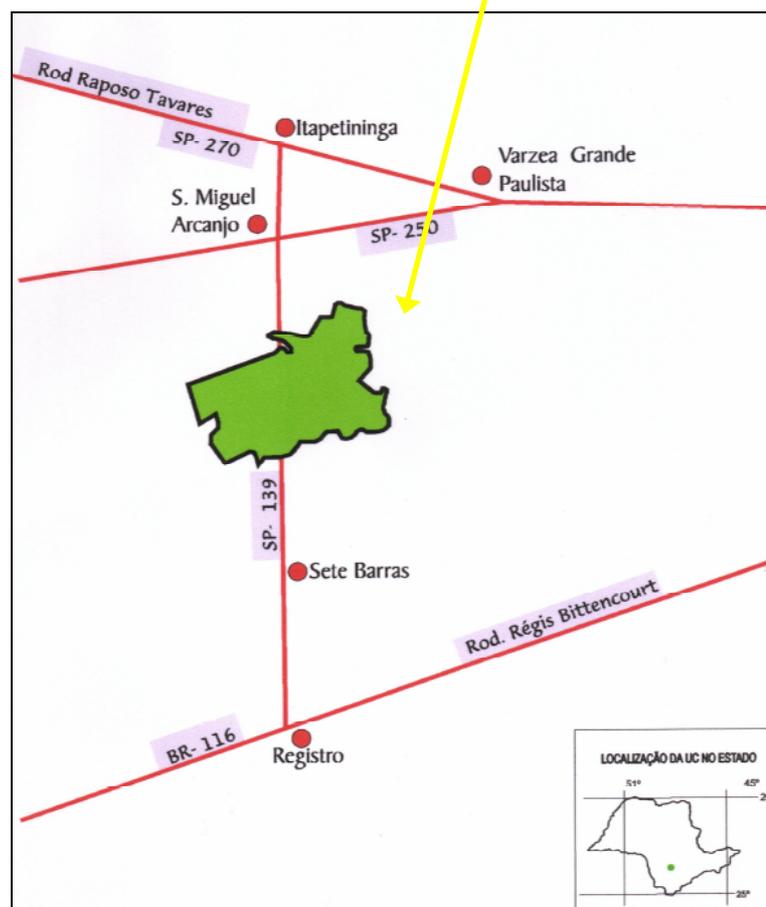


Figura 2 – Localização geográfica do *continuum* ecológico de Paranapiacaba, SP onde se encontra o Parque Estadual Carlos Botelho (Imagem TM/Landsat de 18 de julho de 1994) (A) e principais acessos para o Parque Estadual Carlos Botelho. Fonte: Instituto Florestal do Estado de São Paulo (B).

Este relevo define dois tipos climáticos diferentes, segundo a classificação de Köppen: a) clima quente úmido sem estiagem (Cfa), que ocorre em áreas do Planalto de Guapiara com altitudes inferiores a 800 m, na média e na baixa escarpa da Serra de Paranapiacaba; possui temperaturas inferiores a 18° C no mês mais frio e superiores a 22° C no mês mais quente e a precipitação total do mês mais seco é superior a 30 mm; b) clima temperado úmido sem estiagem (Cfb), nas partes mais elevadas da Serra de Paranapiacaba e que difere do anterior apenas pela temperatura média do mês mais quente que não ultrapassa 22° C (Setzer 1946).

Segundo a caracterização climática do PECB, registrada pelo DAEE/SP (Departamento de Águas e Energia Elétrica/SP), para o período de 30 anos, o núcleo Sete Barras, localizado nas coordenadas geográficas 24,38° S e 47,91° W, na altitude de 35 m, apresenta temperaturas média de 21,8° C, máxima de 31,3° C e mínima de 13,0° C com precipitação de 1582 mm. Na Tabela 1 pode-se verificar as condições climáticas médias para o período de maio de 2004 a julho de 2005 a que se refere este trabalho.

Tabela 1 - Condições climáticas médias no PECB, para o período de maio de 2004 a julho de 2005.

Local	Tmed (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	TMA (°C)	TmA (°C)	UR (%)	P _{Total} (mm)	Qg (MJm ⁻² d ⁻¹)	RFA (MJm ⁻² d ⁻¹)	VV (ms ⁻¹)	DV
P.E.C.Botelho	21,1	25,2	17,4	36,3	5,4	89,7	3384	8,1	2,0	0,3	SE

Tmed = temperatura média do ar; Tmax = temperatura máxima média do ar; Tmin = temperatura mínima média do ar; TMA = temperatura máxima absoluta; TmA = temperatura mínima absoluta; UR = umidade relativa média do ar; P_{Total} = chuva total acumulada no período, Qg = radiação solar global média; RFA = radiação fotossinteticamente ativa média; VV = velocidade média do vento; DV = direção predominante do vento.

Pelas Figuras 3 e 4, pode-se verificar o diagrama climático com o regime térmico e hídrico e balanço hídrico climatológico normal de Sete Barras, SP (período de 30 anos) e o regime térmico e hídrico do PECB, no período de maio de 2004 a junho de 2005, respectivamente.

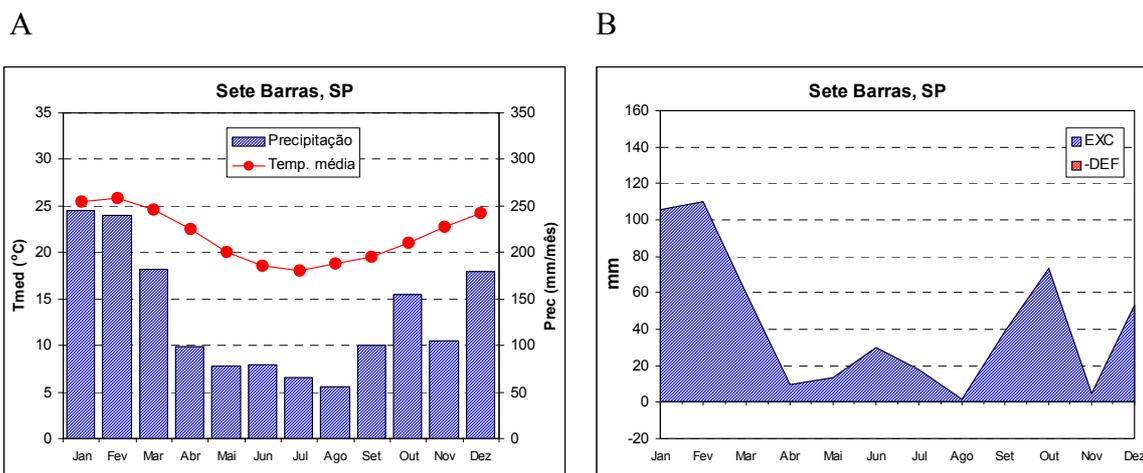


Figura 3 - Regime térmico e hídrico (A) e balanço hídrico (B) climatológico normal de Sete Barras, SP. Fonte: Departamento de Águas e Energia Elétrica.

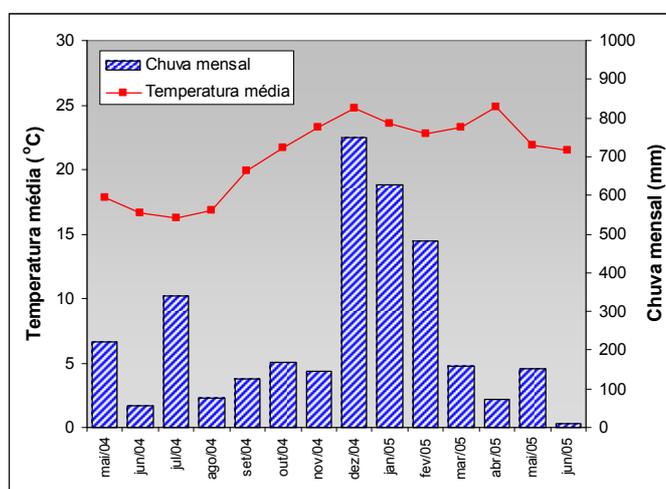


Figura 4 - Regime térmico e hídrico do PECB, em Sete Barras, SP, no período de maio de 2004 a junho de 2005.

2.1.1 Parcela permanente

A área de estudo no PECB onde este trabalho foi desenvolvido foi amostrada pelo Projeto temático "Diversidade, dinâmica e conservação em Florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes" Biota/FAPESP (Processo N^o 1999/09635-0). Para o desenvolvimento do projeto temático a parcela foi alocada em um trecho no Núcleo Sete Barras com altitude em torno de 300 m na vertente atlântica da Serra de Paranapiacaba (Figura 6A). Neste local foram montadas 256 sub-parcelas permanentes de 400 m² cada, em uma parcela maior de 320 x 320 m, totalizando 10,24 ha de área amostrada (Figura 6B).

Em cada sub-parcela foram amostrados, georreferenciados e identificados todos os indivíduos com perímetro à altura do peito (PAP) \geq 15 cm. Foi feita a caracterização do solo e

da topografia, e a caracterização continuada (quatro anos) do clima, do lençol freático e da luz, considerando todas as unidades do mosaico florestal. Para a vegetação foi feita uma caracterização das espécies ocorrentes (nas várias formas de vida) e sua estrutura foi caracterizada com dois levantamentos fitossociológicos, fisionômicos e silvigênico.

A parcela representa uma “amostra” da vegetação na região baixa do PECB que se caracteriza por apresentar árvores em média com 20-30 m de altura e pela ocorrência típica no sub-bosque de *Euterpe edulis* (palmito), bambus alto-escandentes, ciataáceas, rubiáceas e rutáceas (Rizzini 1979, Custódio-Filho 2002) (Figura 5).

O bambu *G. tagoara* que ocorre em cerca de 3 ha da parcela é descrito como uma planta perene, com rizomas; colmos lenhosos, 8-15 (-20) m, 5-10 cm diâmetro, eretos na base, apoiantes ou escandentes no ápice, ramos dos nós espinescentes, espinhos mais desenvolvidos nos nós inferiores do ramo principal, entrenós ocos, folhas caulinares caducas, às vezes persistentes nos nós basais. O gênero *Guadua* é o bambu americano de mais ampla distribuição e contém aproximadamente 30 espécies (Young & Judd 1992, Londoño 1998).

A espécie *Guadua tagoara* é distribuída no Brasil na Bahia e Região Sudeste em áreas de mata Atlântica, especialmente em áreas de matas secundárias. O comportamento reprodutivo desta espécie precisa ser melhor estudado, porém há indicações de que floresce freqüentemente e as plantas não morrem depois da floração (confirmado por observação pessoal), ao contrário da maioria das Bambuseae (Londoño 2001) (Figura 5).



Figura 5 - Aspecto geral da floresta do Parque Estadual Carlos Botelho na parcela permanente: à esquerda ambiente sem bambus da espécie *Guadua tagoara* (Nees) Kunth e à direita ambiente com bambus.

2.2 Desenho amostral

Os ambientes da parcela do Projeto parcelas permanentes Biota/FAPESP do PECB que se encontram colonizados pelo bambu *G. tigoara* foram comparados com o restante da área não ocupada pela espécie. Os pontos para colocação dos coletores e instalação das parcelas foram inicialmente sorteados. Entretanto, devido à declividade da área, dificuldade de acesso e à presença de extrativistas ilegais do palmito juçara (*Euterpe edulis*) na região superior e à direita da parcela, alguns dos pontos sorteados foram realocados para outras áreas (Figura 6B). A distribuição dos coletores de sementes abrangeu sub-parcelas que cobriam cerca de 8 dos 10,24 ha da área da Parcela Permanente, porém, a amostragem foi de 80 m² para o ambiente com bambu e 80 m² para o ambiente sem bambu (ver detalhes em 2.3.1 Chuva de sementes e 2.3.2 Estabelecimento de plântulas) (Figura 7).

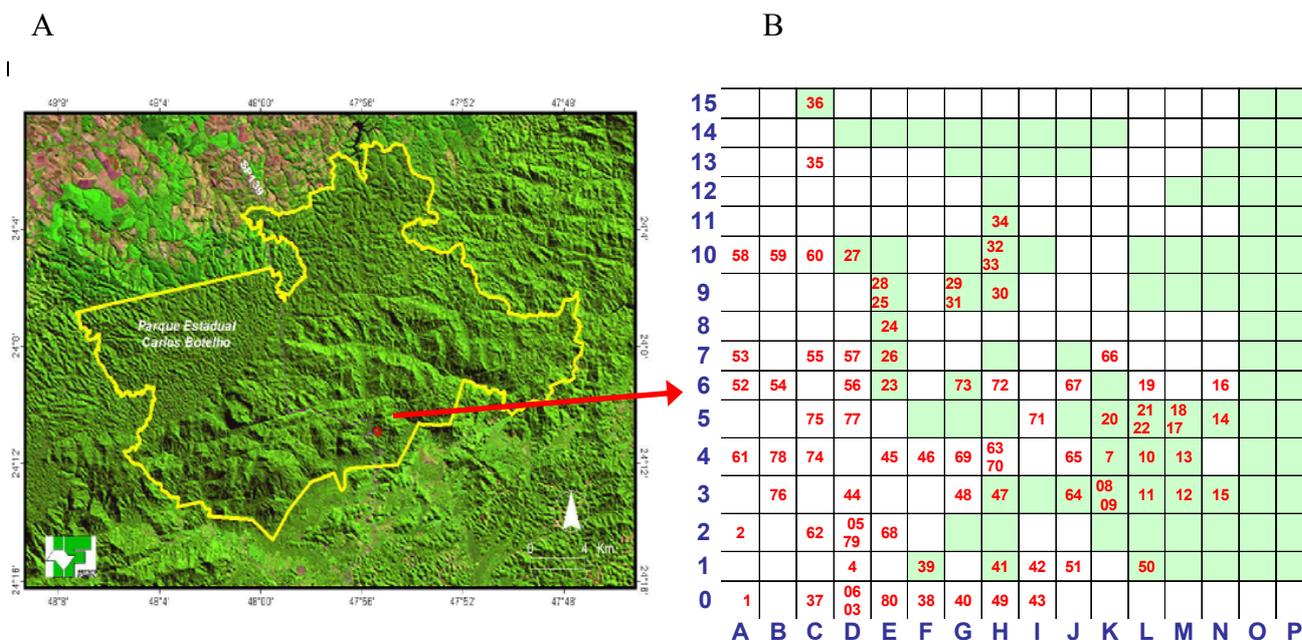


Figura 6 - Localização da parcela permanente no Parque Estadual de Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras. Fonte: Instituto Florestal do Estado de São Paulo (A). Detalhe da parcela permanente de 10,24 ha e sub-parcelas de 20 x 20 m. A cor verde representa as áreas ocupadas pelo bambu *Guadua tigoara* e os números em cor vermelha representam cada ponto com um coletor e uma parcela de avaliação (B).



Figura 7 – Parcela de avaliação das plântulas e coletor de sementes (ambos com 1 m²) instalados na parcela permanente do Parque Estadual Carlos Botelho.

2.3 Regeneração natural

O processo de regeneração natural das espécies traz consigo uma série de etapas que vai desde a produção de sementes ao êxito no estabelecimento das plântulas. Neste trabalho, a etapa de dispersão de sementes foi avaliada pelo estudo da chuva de sementes e a etapa das plântulas foi avaliada pelo estudo do estabelecimento que envolve a emergência, a mortalidade e a sobrevivência das plântulas.

2.3.1 Chuva de sementes

Para comparar a chuva de sementes entre ambientes com bambu (B) e sem bambu (SB) foram instalados coletores de sementes de 1 m² feitos de madeira e tela de nylon e posicionados a 30 cm do solo. Estes coletores retêm sementes pequenas como as de *Cecropia* spp., mas permitem a drenagem de água da chuva (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos 1990). Coletores têm sido utilizados em muitos trabalhos para a coleta dos propágulos dispersos pela fauna, vento ou autodispersão (Pijl 1982), com a finalidade de avaliar a chuva de sementes em florestas tropicais, seja em estudos para uma espécie-focal (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos 1990) como para estudos de comunidade (Loiselle *et al.* 1996, Penhalber & Mantovani 1997).

Os coletores foram dispostos a uma distância mínima de 20 m uns dos outros na parcela permanente, totalizando 80 coletores (40 em ambientes B e 40 em SB). O monitoramento destes coletores foi realizado mensalmente (junho de 2004 a junho de 2005) e as sementes neles retidas foram triadas e quantificadas por espécie/morfoespécie no Laboratório de Apoio à Pesquisa de Campo do Departamento de Botânica da UNESP – Rio Claro.

Como critério de inclusão, foram consideradas todas as sementes que se apresentavam inteiramente livres de seus frutos, ou seja, quando frutos inteiros eram retidos nos coletores, suas sementes não eram consideradas como provenientes da dispersão. A identificação das sementes foi realizada por comparação nos herbários HRCB da UNESP de Rio Claro/SP e ESA da Esalq/USP - Piracicaba/SP, através da bibliografia disponível ou por consulta aos pesquisadores Marco Aurélio Pizo da UNISINOS – São Leopoldo/RS, Kaila Ressel, Valesca Ziparro e Rodrigo Castro da UNESP - Rio Claro/SP. A classificação dos taxa foi baseada em APG II (2003).

Depois deste processo as sementes foram contadas e classificadas segundo a literatura e sua morfologia quanto ao tipo predominante de dispersão primária: anemocórica, autocórica e zoocórica, conforme Pijl (1982). As anemocóricas são espécies que apresentam, na maioria dos casos, sementes com ‘alas’ ou plumas’, espécies autocóricas apresentam cápsulas ‘explosivas’ que se abrem liberando suas sementes e as espécies zoocóricas são as que apresentam frutos com polpa. A dispersão secundária das sementes não foi considerada nesse trabalho.

Quanto à forma de vida, as sementes foram classificadas em hábito arbóreo, arbustivo, herbáceo, lianescente e epifítico baseado em Jesus (2005). Para os espécimes não identificados em nível específico e cujo hábito é variável no grupo ao qual pertence, foram então consideradas as formas arbustivo-arbórea para Anacardiaceae 1 e 2, *Psychotria* sp., *Psychotria* sp.2 e *Psychotria* sp.3; e herbáceo-subarbustiva para Asteraceae 1 e 2, por exemplo.

Foi elaborada uma carpoteca para recepção das amostras provenientes do campo e como coleção de referência para auxiliar a identificação. O material cuja identificação não foi possível foi quantificado separadamente em morfoespécie.

2.3.2 Estabelecimento de plântulas

Para comparar o estabelecimento de plântulas entre os ambientes com bambu (B) e sem bambu (SB) foram instaladas parcelas de avaliação de tamanho equivalente aos coletores de

sementes, ou seja, 1 m². Estas parcelas foram dispostas ao lado dos coletores de sementes, também a uma distância de 20 m umas das outras, totalizando 80 parcelas de avaliação (40 em ambientes B e 40 em SB). O monitoramento das parcelas foi realizado mensalmente no intervalo de um ano (julho de 2004 a junho de 2005). As plântulas (i.e., indivíduos jovens menores que 30 cm de altura) presentes em cada parcela foram marcadas com pequenas placas de plástico, numeradas e, quando possível, anotada a espécie correspondente.

A cada mês as novas plântulas eram marcadas e numeradas. Este procedimento de marcação com placas permitiu o acompanhamento mensal da mortalidade e emergência de novas plântulas nas parcelas. Os indivíduos presentes nas parcelas de avaliação que apresentavam crescimento vegetativo ou em “estolão” não foram considerados pela dificuldade de se definir o estágio de desenvolvimento em que se encontravam (i.e., plântula, juvenil). As espécies de hábito herbáceo foram consideradas somente quando em estágio inicial de desenvolvimento, ou seja, quando não apresentaram flor ou fruto durante qualquer mês do período de estudo. Estas espécies não foram incluídas nas análises que envolviam dinâmica temporal como taxa de sobrevivência, nascimento e morte de plântulas, por apresentarem ciclo de vida curto se comparado às demais espécies.

As plântulas foram contadas e classificadas quanto ao tipo predominante de dispersão primária: anemocórica, autocórica e zoocórica, conforme Pijl (1982). Quanto à forma de vida, as plântulas foram classificadas em hábito arbóreo, arbustivo, herbáceo e lianescente baseado em Jesus (2005). Para os espécimes não identificados em nível específico e cujo hábito do grupo varia entre arbustivo e arbóreo, foi então considerada a categoria arbustivo-arbóreo.

A identificação das plântulas foi realizada por comparação no herbário HRCB da UNESP de Rio Claro/SP e ESA da Esalq/USP - Piracicaba/SP, por comparação com plântulas cultivadas em casa de vegetação do Jardim Experimental da UNESP de Rio Claro, através da bibliografia disponível ou com auxílio dos pesquisadores Kaila Ressel, Frederico A. G. Guilherme, Marco Antonio de Assis da UNESP - Rio Claro/SP, Renato Lima e Vinícius de Castro Souza da Esalq/USP - Piracicaba/SP, Silvana de Souza da UNICAMP - Campinas/SP. A classificação dos taxa foi baseada em APG II (2003).

Foi elaborado um acervo de imagens de referência das plântulas presentes nas parcelas de avaliação e o material cuja identificação não foi possível foi numerado e quantificado como morfoespécie. Além disso, exemplares de espécies ou morfoespécies das plântulas registradas para as parcelas foram coletados ao longo da trilha de acesso à parcela permanente, prensados e secos em estufa com o objetivo de servirem como material testemunho deste trabalho. Muitas plântulas morreram antes que sua identificação fosse

possível e não foram usadas em análises de comparação da composição de espécies entre ambientes.

Em virtude da fácil identificação de *Euterpe edulis* e da elevada abundância de plântulas com até 30 cm de altura nas parcelas de 1 m² do ambiente com bambu, optou-se por verificar diferenças no recrutamento de indivíduos desta espécie entre os ambientes com e sem bambu. Para isso foram levantados e medidos os palmitos em todas as alturas presentes no interior de parcelas de 10 x 10 m aleatoriamente estabelecidas em cada ambiente (20 parcelas em B e 20 em SB). Para cada indivíduo foi medida sua altura desde o solo até a inserção da folha mais jovem e classificado em: plântula ($\leq 0,30$ m), jovem I (entre 0,31 m e 1,00 m), jovem II (entre 1,01 e 2,00 m), jovem III (entre 2,01 e 6,00 m) ou adulto ($> 6,01$ m).

2.4 Características de microhabitat

Para relacionar os dados relativos à chuva de sementes e ao estabelecimento de plântulas com características de microhabitat, em cada um dos pontos com um coletor e uma parcela foram medidos abertura de dossel (AD), profundidade da serapilheira (SE), abundância de indivíduos adultos (NI) e número de espécies correspondentes aos adultos (NE). A seleção destas variáveis foi baseada na sua importância em outros estudos. Abertura de dossel (disponibilidade de luz) é conhecida por ser um importante fator para germinação e crescimento de plântulas tropicais (Howe *et al.* 1985, Swaine 1996). A serapilheira pode influenciar na predação de sementes ou germinação (Schupp 1988, Molofsky & Augspurger 1992). A chuva de sementes, por sua vez, depende em grande parte da densidade de indivíduos adultos e a composição de espécies da área (Clark *et al.* 1998).

Com um densiômetro esférico (Lemmon 1957) posicionado na altura do peito (1,30 m) foram feitas leituras voltando-se para cada um dos pontos cardeais norte, sul, leste e oeste e obtida a média dessas quatro leituras. Esse procedimento foi realizado para cada um dos 80 pontos amostrais com um coletor e uma parcela. Segundo as instruções presentes no densiômetro foi determinada a densidade de abertura de dossel em porcentagem.

Para SE foi calculada uma média do número de folhas pinçadas por uma estaca de madeira enfiada no solo em quatro pontos localizados nos cantos de cada parcela e outro no centro dela. Para NI e NE foi registrado o número de indivíduos adultos com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm e suas espécies correspondentes em um raio de 10 m com centro em cada ponto com um coletor e uma parcela.

2.5 Análise dos dados

2.5.1 Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas

2.5.1.1 Descrição da diversidade de espécies

Para avaliar o efeito da presença do bambu sobre a chuva de sementes e sobre o estabelecimento de plântulas foram considerados dois componentes: a composição de espécies e a abundância de sementes e plântulas amostradas. Como descritores da diversidade de espécies foram calculados riqueza (S = número de espécies na amostra), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equidade de Pielou (J) (Brower & Zar 1984).

A diversidade de Shannon-Wiener foi calculada considerando-se a base logarítmica natural e neste caso expressa em $\text{nats.indivíduo}^{-1}$. Quando se usa a base de logaritmos naturais, as propriedades matemáticas de H' apresentam muito maior consistência e coerência (Magurran 1988). Quanto maior H' , maior o conteúdo de informação de um indivíduo tomado da comunidade de modo independente e aleatório, isto é, há necessidade de se tomar um número muito grande de indivíduos para que seja possível conhecer S , o número de espécies na comunidade (Martins & Santos 1999).

O coeficiente de equidade de Pielou (J) varia de 0 a 1 e representa a distribuição dos indivíduos entre as espécies da amostra. Assim, quanto maior for J mais homogênea é a distribuição dos indivíduos entre as espécies, o que denota uma maior diversidade da comunidade estudada (Brower & Zar 1984).

Fórmulas utilizadas no Microsoft Office Excel 2003 para a descrição da diversidade de espécies dos ambientes B e SB:

- Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'):

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \times \ln p_i$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener

$p_i = n_i / N$

n_i = número de sementes ou plântulas amostradas da i -ésima espécie;

N = número total de sementes ou plântulas amostradas.

- Coeficiente de equidade de Pielou (J):

$$J = H' / H'_{\text{máx}}$$

Onde:

J = Coeficiente de equidade de Pielou;

$H'_{\text{máx}} = \ln S$ (diversidade máxima);

S = número de espécies de sementes ou plântulas.

2.5.1.2 Dominância de espécies

No estudo básico da diversidade de espécies relativo à estrutura de uma floresta ou de um determinado ambiente, a utilização única de índices como o índice de diversidade de Shannon-Wiener é adequada. No entanto, pela preocupação conservacionista de que se reveste este trabalho, algumas informações sobre as espécies na comunidade poderiam ser perdidas pelo uso exclusivo do índice. Neste caso, optou-se também por representar a diversidade por gráficos de abundâncias relativas das espécies encontradas nos ambientes com e sem bambu. A abundância relativa de cada espécie de semente e plântula foi ranqueada e plotada em escala logarítmica na base 10 ordenada de forma decrescente (Magurran 1988). Curvas separadas foram construídas para cada um dos ambientes (B e SB) e foram utilizadas somente as espécies mais abundantes em cada ambiente. O formato das curvas obtidas permitiu comparar os ambientes quanto a riqueza, abundância e dominância relativas e equidade entre as espécies. Os possíveis modelos para a curva são quatro: modelo da vara quebrada ("broken stick" MacArthur 1957) no qual a abundância é semelhante entre as espécies, ou seja, a equidade é grande; modelo lognormal em que poucas espécies apresentam grande abundância, poucas espécies apresentam pequena abundância e a maioria das espécies apresenta abundância intermediária (Preston 1948); modelo logsérie segundo o qual algumas espécies apresentam grande abundância e a maioria das espécies apresenta abundância muito pequena (Fisher *et al.* 1943); modelo geométrico em que a abundância é muito grande em uma espécie e diminui rápida e constantemente nas demais (Whittaker 1965). Assim, a equidade é maior no modelo da vara quebrada, diminuindo progressivamente nos modelos lognormal e logsérie, até chegar ao mínimo no modelo geométrico.

2.5.1.3 Similaridade de espécies

A partir dos dados de composição da chuva de sementes e das plântulas foi descrita a similaridade entre os ambientes com e sem bambu de forma quantitativa e qualitativa. As seguintes análises foram usadas:

1. abundância das espécies entre ambientes e meses pelo coeficiente de Morisita-Horn (similaridade quantitativa);
2. presença/ausência das espécies entre ambientes e meses pelo coeficiente de similaridade de Jaccard (similaridade qualitativa);

Para investigar possíveis diferenças na similaridade das espécies em relação aos meses e ao tipo de ambiente foi utilizado o teste de randomização de Mantel pelo Programa *NTSYSpc 2.02i*, com 1.000 permutações. A randomização dos dados foi utilizada como forma de aumentar a acurácia das estimativas. O teste de Mantel determina a associação entre os elementos de duas matrizes e como resultado tem-se um valor para a correlação (r) que pode ser usada como uma medida da força das relações entre essas matrizes (95% de significância). No caso de p significativo, as comunidades são similares. A finalidade é determinar a significância desta comparação com a distribuição da estatística encontrada pela realocação randômica da ordem dos elementos em uma das matrizes.

Pelo coeficiente de similaridade de Morisita, modificado por Horn (C_{mH}) (1966) foi utilizada uma matriz para as espécies coletadas em B e suas abundâncias mensais e outra para as espécies de SB e suas abundâncias mensais. O índice varia de 0 a 1, em que zero indica ausência de espécies em comum entre os ambientes e 1 todas as espécies são comuns e se apresentam com mesma abundância (Magurran 1988).

Pelo coeficiente de similaridade de Jaccard (J) foram comparadas duas matrizes de presença/ausência das espécies para cada mês em cada ambiente. O índice varia de 0 a 1, sendo que zero indica que os ambientes são completamente dissimilares, ou seja, não apresentam espécies em comum e 1 indica total similaridade (Magurran 1988).

O coeficiente de similaridade de Morisita, modificado por Horn é um índice robusto que nos permite descrever as comunidades quanto à estrutura, enquanto o coeficiente de similaridade de Jaccard nos permite descrever as comunidades quanto à composição de espécies.

- Coeficiente de similaridade de Morisita, modificado por Horn (C_{mH}):

$$C_{mH} = 2 \times \sum (B_i \times SB_i) / [N_B \times N_{SB} \times (\sum B_i^2 / N_B^2 + \sum SB_i^2 / N_{SB}^2)]$$

Onde:

B_i : número de espécies de sementes ou plântulas i no ambiente B;

SB_i : número de espécies de sementes ou plântulas i no ambiente SB;

N_B : número total de espécies de sementes ou plântulas no ambiente B;

N_{SB} : número total de espécies de sementes ou plântulas no ambiente SB.

- Coeficiente de similaridade de Jaccard (J):

$$C_j = c / S$$

Onde:

C_j = coeficiente de similaridade de Jaccard para a comunidade de sementes ou plântulas;

c = número de espécies de sementes ou plântulas em comum para B e SB;

S = número total de espécies encontradas nos dois ambientes (riqueza de B + riqueza de SB – espécies em comum aos dois ambientes).

2.5.1.4 Abundância e densidade

Os dados da abundância de sementes e plântulas por mês foram comparados entre os ambientes B e SB e os dados da abundância de cada uma das espécies em comum foram comparados entre ambientes. Como estes dados não seguiram aos pressupostos de homogeneidade de variância e normalidade para se aplicar um teste paramétrico, foram analisados pelo teste não-paramétrico de Wilcoxon (Zar 1996), tendo cada ambiente como variável dependente.

Com o objetivo de verificar como variava a densidade absoluta de sementes e plântulas nos coletores e parcelas entre os ambientes B e SB, entre os meses e a interação entre ambientes e meses, os dados transformados para $\log(x+1)$ foram analisados segundo a análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas (Zar 1996). Ao existir diferenças significativas na análise, aplicou-se o teste de Tukey HSD ($\alpha = 5\%$) *a posteriori* para verificar a comparação múltipla das médias (Zar 1996). Todas as análises foram realizadas no programa STATISTICA 6.0 (2001).

Pelo fato de ter sido observada uma elevada densidade de plântulas de *Euterpe edulis* (palmito juçara) nas parcelas do ambiente B, optou-se por realizar a ANOVA relativa às plântulas de três formas: somente com plântulas de *E. edulis*; com as OUTRAS espécies (i.e., todas as espécies com exceção de *E. edulis*) e com TODAS as espécies de plântulas. As plântulas que morreram antes de serem identificadas não foram consideradas nesta análise.

Para os dados das classes de altura dos indivíduos de *E. edulis* levantados nas parcelas de 10 x 10 m, foi utilizado o teste de qui quadrado para cada estágio a fim de testar as diferenças entre os ambientes (com e sem bambu) (Zar 1996). O teste foi realizado no programa SYSTAT 10.

- Densidade absoluta:

$$Da_i = n_i / A$$

Onde:

Da_i = densidade absoluta da i-ésima espécie;

n_i = número de sementes ou plântulas amostradas da i-ésima espécie;

A = ambiente amostrado em m².

2.5.1.5 Sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas

Para o período de agosto de 2004 a junho de 2005, a partir dos dados do número de plântulas presentes em cada uma das 80 parcelas, foi obtida a taxa de sobrevivência (σ) calculada a partir do número de plântulas que sobreviveram durante determinado mês (s) por parcela, dividido pelo número de plântulas vivas no mês anterior (N) na mesma parcela (Silva-Matos & Watkinson 1998):

$$\sigma = s / N$$

A emergência e mortalidade das plântulas foram analisadas a partir dos dados mensais do número de plântulas emergidas e/ou mortas por parcela a cada visita. Os dados referentes às taxas de sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas foram transformados para $\log(x+1)$ e analisados segundo a ANOVA de medidas repetidas tendo ambientes e meses como variáveis independentes. Ao existir diferenças significativas na análise, aplicou-se o teste de Tukey HSD ($\alpha = 5\%$) a *posteriori* para verificar a comparação múltipla das médias (Zar 1996).

Apesar de serem parâmetros para análise populacional, a sobrevivência, emergência e mortalidade foram utilizadas para verificar tendências na dinâmica da comunidade de plântulas ocupando um espaço particular em determinado tempo. Para isso foram levados em consideração dois aspectos: a existência de espécies dominantes na comunidade de plântulas amostradas que poderiam predominar nas análises e o fato das plântulas que crescem juntas apresentarem requerimentos ecológicos semelhantes (guildas) já que se encontram sob condições bióticas e abióticas parecidas em cada ambiente.

2.5.2 Características de microhabitat

Os dados de abundância de indivíduos adultos (NI) e número de espécies correspondentes aos adultos (NE) dos ambientes com e sem bambu foram comparados pelo teste de Mann-Whitney segundo o número de indivíduos por espécie enquanto os dados de abertura de dossel (AD) e profundidade de serapilheira (SE) foram analisados pelo teste de Wilcoxon.

Foram utilizados dois métodos de ordenação para verificar as possíveis relações entre a abundância das espécies de sementes e plântulas e as variáveis do ambiente. Para isso, foi realizada uma análise de componentes principais, PCA (*Principal Correspondence Analysis*) (Causton 1988) das características do microhabitat nos coletores e parcelas e uma análise de correspondência canônica, CCA (*Canonical Correspondence Analysis*) (ter Braak 1987) com a abundância das espécies conjugada com as características do microhabitat. A CCA foi realizada a fim de complementar e confirmar os resultados da PCA.

No caso da PCA da chuva de sementes foi utilizada uma matriz com os dados registrados para as variáveis ambientais: AD, SE, NI e NE. A matriz de características do microhabitat por coletor consistiu de três variáveis (AD, NI e NE) para a chuva e de quatro para as plântulas (AD, SE, NI e NE). A serapilheira (SE) não foi analisada para a chuva de sementes considerando-se que esta variável não tem relação com a chuva de sementes. Os dados da variável AD que se apresentavam em porcentagem foram transformados para raiz quadrada do arco seno e os dados das variáveis SE, NI e NE para seu logaritmo natural a fim de normalizar a distribuição de suas frequências. Após realizar uma PCA preliminar, a variável SE foi eliminada da análise por sua baixa correlação com os eixos do diagrama de ordenação. Ao final foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson e sua significância para verificar a consistência da relação entre as variáveis e os eixos do diagrama de ordenação.

Para investigar a relação entre abundância das espécies de sementes e plântulas (entre ambientes B e SB) e as características do microhabitat foi utilizada a CCA (ter Braak 1987). As matrizes de abundância das espécies (sementes e plântulas em separado) foram construídas com o número de indivíduos por espécie por coletor, no caso da chuva de sementes, ou por parcela, no caso das plântulas. Para as sementes considerou-se apenas as espécies com 30 ou mais indivíduos amostrados, totalizando 25 espécies, e para as plântulas considerou-se as espécies com 10 ou mais indivíduos amostrados, totalizando 11 espécies. Assim como na

PCA, a matriz de características do microhabitat por coletor a princípio consistiu de três variáveis (AD, NI e NE) para a chuva de sementes e quatro para as plântulas (AD, SE, NI e NE), porém a variável SE foi eliminada das análises posteriormente. O teste de permutação de Monte Carlo (ter Braak 1988) com 10.000 permutações foi realizado para avaliar a significância da correlação entre a abundância das espécies e as variáveis ambientais. Para os dois métodos de ordenação (PCA e CCA) as análises foram realizadas no Programa PC-ORD 4.14 (McCune & Mefford 1999).

2.5.3 Limitação demográfica

Considerando-se a série de etapas que determinam a dinâmica demográfica das populações de plantas e os vários fatores que afetam a regeneração natural da vegetação, foram calculados a limitação de sementes, limitação de fonte, limitação de dispersão, limitação de plântulas e limitação de estabelecimento. Para isso foram utilizados os dados de abundância de sementes e plântulas amostradas em cada coletor e parcela, respectivamente, ao final do estudo para cada ambiente (com e sem bambu).

A limitação de sementes e seus componentes foram calculados para as 26 espécies de sementes mais abundantes amostradas nos coletores e cuja identificação foi possível em nível específico. Para isso foram utilizadas as fórmulas apresentadas em Muller-Landau *et al.* (2002). Assim, a limitação de sementes foi definida como:

$$\text{Limitação de sementes} = 1 - a / n$$

onde: a = número de coletores em que a semente foi coletada e n = número total de coletores.

Para calcular a limitação devido à disponibilidade de sementes (limitação de fonte) foi seguido o método estocástico de Clark *et al.* (1998). Segundo este método a deposição uniforme (ao acaso) das sementes no ambiente seguiria uma distribuição de Poisson em que todos os coletores teriam a mesma probabilidade de receber sementes. Portanto, a proporção de coletores que não recebem sementes sob tais condições é dada pela probabilidade de Poisson de ocorrência de nenhum evento (i.e., não receber sementes de certa espécie) dada a possibilidade de ocorrência de s/n eventos, ou:

$$\text{Limitação de fonte} = \exp(-s/n)$$

onde: s = número total de sementes coletadas e n = número total de coletores.

Comparando a proporção de coletores que de fato receberam sementes com a proporção de coletores que as receberiam caso a deposição de sementes no ambiente fosse uniforme foi possível calcular a limitação devido à dispersão das sementes:

$$\text{Limitação de dispersão} = 1 - \{(a / n) / 1 - \text{limitação de fonte}\}$$

onde: a = número de coletores em que a semente foi coletada e n = número total de coletores.

A limitação de plântulas e de estabelecimento foram calculadas para as 12 espécies de plântulas mais abundantes nas parcelas e cuja identificação foi possível em nível específico tanto como plântula como semente. Para isso foram utilizadas as fórmulas apresentadas em Muller-Landau *et al.* (2002). A limitação de plântulas foi definida como:

$$\text{Limitação de plântulas} = 1 - r / n$$

onde: r = número de parcelas ocupadas por uma dada espécie de plântula e n = número total de parcelas.

Dadas as informações tanto da chegada de sementes como do estabelecimento de plântulas na mesma escala espaço-temporal, a redução de sítios ocupados por plântulas devido ao insucesso no estabelecimento pôde ser quantificada como:

$$\text{Limitação de estabelecimento} = 1 - r / a$$

onde: r = número de parcelas em que a plântula foi encontrada e a = número de coletores onde as sementes da mesma espécie da plântula foi encontrada.

A comparação entre valores de cada tipo de limitação (sementes, fonte, dispersão, plântulas e estabelecimento) obtidos para ambientes com e sem bambu foi feita pelo teste pareado não paramétrico de Wilcoxon (Zar 1996) considerando as espécies de sementes e plântulas amostradas. A análise foi realizada no programa STATISTICA 6.0 (2001).

3 Resultados

3.1 Chuva de sementes

3.1.1 Diversidade e dominância de espécies

Foi registrado um total de 16860 sementes pertencentes a 37 famílias e 145 morfoespécies. Destas, 44 foram identificadas em nível específico, 18 em gênero, 24 em família e 59 indeterminadas (Anexo 1). Das 16860 sementes, 12155 foram registradas para o ambiente sem bambu e 4705 para o ambiente com bambu.

As famílias que apresentaram as maiores abundâncias de sementes nos ambientes com e sem bambu foram Arecaceae, Euphorbiaceae, Phytolaccaceae e Urticaceae sendo esta última a família com maior número de sementes em ambos ambientes. Myrtaceae e Rubiaceae apesar de não se apresentarem entre as famílias mais abundantes, apresentaram-se com maior riqueza específica nos dois ambientes (Tabela 2, Anexo 1). Tanto o ambiente com como o sem bambu apresentaram cinco famílias exclusivas com uma única espécie ou morfoespécie cada (Tabela 2). Do total de 37 famílias, 24 (21 famílias em B e 20 em SB) foram representadas por uma única espécie.

Tabela 2 – Abundância de sementes e riqueza de espécies por família no total e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB). As famílias exclusivas de cada ambiente estão marcadas com asterisco.

Família	Abundância (no. de sementes/família)			Riqueza (no. de espécies/família)		
	Total	B	SB	Total	B	SB
Anacardiaceae	22	3	19	2	2	2
Annonaceae	53	15	38	1	1	1
Apocynaceae	6	0	6	1	0	1*
Araceae	112	27	85	2	2	2
Araliaceae	5	2	3	1	1	1
Arecaceae	1555	1324	231	4	2	4
Asteraceae	17	8	9	2	2	1
Bignoniaceae	20	5	15	2	2	1
Boraginaceae	6	0	6	1	0	1*
Burseraceae	5	1	4	1	1	1
Canellaceae	18	14	4	1	1	1
Celastraceae	29	12	17	1	1	1
Chrysobalanaceae	2	1	1	1	1	1
Clusiaceae	10	6	4	1	1	1
Costaceae	25	21	4	1	1*	0
Curcubitaceae	11	11	0	1	1*	0
Elaeocarpaceae	40	1	39	1	1	1
Euphorbiaceae	4282	868	3414	4	2	3
Leguminosae (Fabaceae)	1	1	0	1	1*	0

Família	Abundância (no. de sementes/família)			Riqueza (no. de espécies/família)		
	Total	B	SB	Total	B	SB
Lauraceae	11	6	5	3	1	3
Malpighiaceae	2	2	0	1	1*	0
Marcgraviaceae	70	0	70	1	0	1*
Menispermaceae	42	7	35	3	2	2
Myristicaceae	28	14	14	1	1	1
Myrsinaceae	58	26	32	3	3	2
Myrtaceae	162	71	91	18	11	16
Nyctaginaceae	2	1	1	1	1	1
Olacaceae	14	2	12	1	1	1
Phytolaccaceae	636	202	434	1	1	1
Quiinaceae	9	0	9	1	0	1*
Rubiaceae	161	46	115	15	8	12
Sabiaceae	11	1	10	1	1	1
Salicaceae	24	24	0	1	1*	0
Sapindaceae	8	0	8	1	0	1*
Sapotaceae	52	21	31	2	1	2
Solanaceae	151	103	48	1	1	1
Urticaceae	7331	1638	5693	2	2	2

Em relação ao número de espécies, o ambiente sem bambu apresentou 117 espécies e o ambiente com bambu, 100. A diversidade de sementes e a equidade foram maiores para o ambiente com bambu apesar do ambiente sem bambu ter apresentado maior riqueza específica (Tabela 3).

É importante notar que nos dois ambientes houve ocorrência de elevado número de sementes de algumas poucas espécies. Por exemplo, para *Cecropia glaziovii*, uma espécie pioneira comum na floresta Atlântica e que apresenta elevada produção de frutos ao longo do ano (Tabarelli & Mantovani 1999b), foram registradas 1431 sementes no ambiente com bambu e 5240 no sem bambu. Para *Hyeronima alchorneoides*, também uma espécie pioneira, registrou-se 3303 sementes que constituíram 27,17% do total de sementes coletadas no ambiente sem bambu, enquanto no bambu apresentou 825 sementes (17,53%) desta espécie.

Euterpe edulis, espécie presente no estrato médio da floresta Atlântica, foi registrada com 1316 (27,97%) sementes no ambiente com bambu e somente 195 (1,6%) no ambiente sem bambu.

Pelo ranqueamento das espécies segundo a abundância relativa em escala logarítmica foi observado um pequeno número de espécies abundantes e uma grande proporção de espécies raras (Figura 8). *Cecropia glaziovii* foi a espécie de semente dominante nos dois ambientes (43,11% em SB e 30,41% em B), seguida por *Hyeronima alchorneoides*. É interessante notar que *Euterpe edulis* foi a segunda espécie em dominância no ambiente com bambu, diferindo bastante do ambiente sem bambu onde foi registrada com menor abundância. Segundo o

formato das curvas dominância-diversidade na Figura 8, os ambientes com e sem bambu seguiram o modelo logsérie, ou seja, algumas espécies apresentaram grande abundância e a maioria apresentou abundância muito baixa.

Tabela 3 – Número de coletores, abundância de sementes (n), densidade absoluta (nº de sementes/m²), riqueza (S), diversidade (H') e equidade (J) das espécies de sementes amostradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

	Ambiente B	Ambiente SB
Número de coletores	40	40
Abundância de sementes (n)	4705	12155
Densidade absoluta (nº de sementes/m ²)	117,6	303,9
Riqueza de espécies (S)	100	117
Índice de diversidade de Shannon H' (Ln) (nats. indivíduo ⁻¹)	2,16	1,86
Equidade de Pielou (J)	0,47	0,39

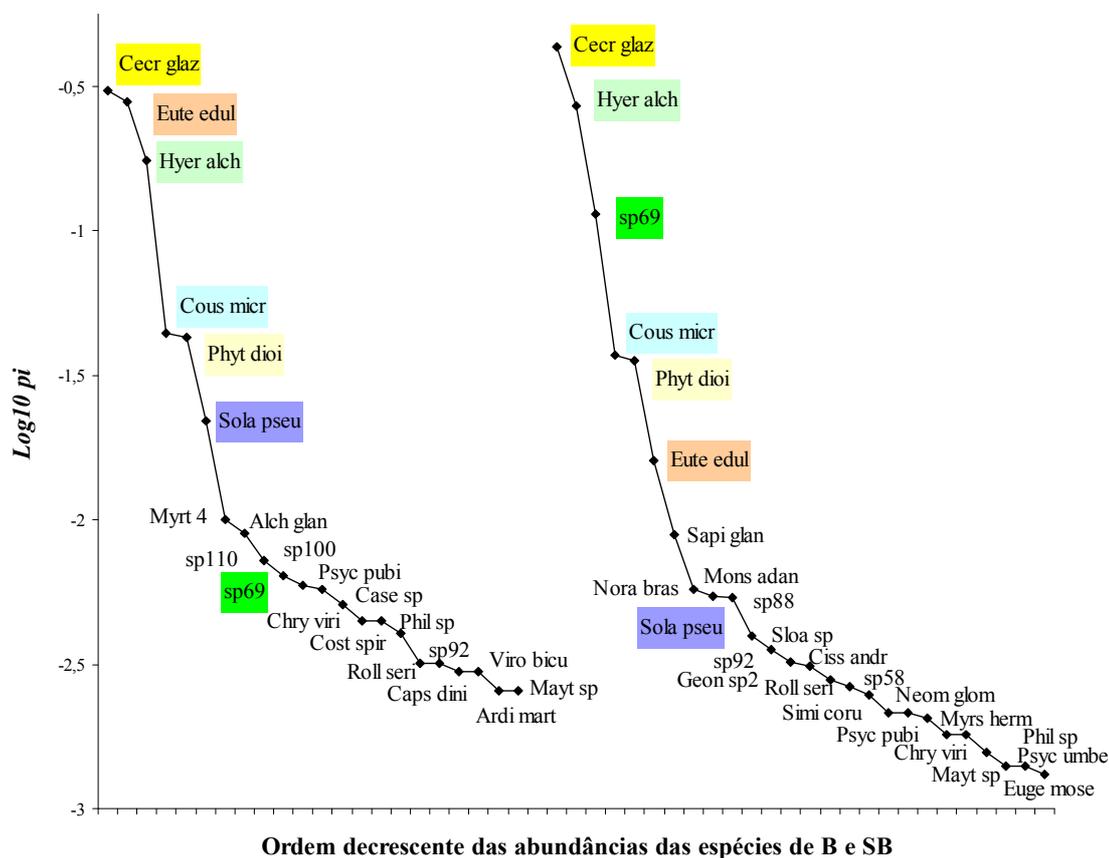


Figura 8 - Curva dominância-diversidade da comunidade de espécies de sementes dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). A abundância relativa de cada espécie de semente foi ranqueada e plotada em escala logarítmica na base 10 ordenada de forma decrescente (Magurran 1988). Em cada ambiente estão indicadas as espécies mais abundantes na amostragem. Código das sete espécies destacadas nos dois ambientes: CeCr glaz (*Cecropia glaziovii*), Eute edul (*Euterpe edulis*), Hyer alch (*Hyeronima alchorneoides*), Cous micr (*Coussapoua microcarpa*), Sola pseu (*Solanum pseudoquina*), Phyt dioi (*Phytolacca dioica*) e sp.69 (não identificada). Os nomes científicos das demais espécies se encontram no Anexo 1.

Em linhas gerais, o ambiente sem bambu apresentou 38,71% mais sementes que o ambiente com bambu, maior riqueza específica, menor diversidade e equidade e maior heterogeneidade na distribuição da densidade de sementes entre as espécies. Tanto o ambiente com como o sem bambu revelaram dominância de sementes para poucas espécies e grande proporção de espécies raras.

3.1.2 Formas de vida e síndromes de dispersão

Do total de 14921 sementes cuja forma de vida foi obtida, as arbóreas foram as que apresentaram o maior número de sementes (14384 sementes; 95,96%), seguidas pelas arbustivo-arbóreas (250; 1,67%), epífitas (182; 1,21%), lianescentes (87; 0,58%), arbustivas (69; 0,46%) e herbáceo-subarbustivas (17; 0,11%). Do total de 16860 sementes registradas, 1939 sementes (11,50%) não puderam ser classificadas quanto à forma de vida devido à ausência de informações precisas sobre suas espécies.

Foram observadas associações significativas entre as formas de vida e os ambientes ($\chi^2 = 73239,13$; $gl = 5$; $p < 0,001$). O ambiente sem bambu apresentou maior porcentagem de sementes de espécies arbóreas (10065 sementes; 96,44%) e de lianescentes (64; 0,61%). O ambiente com bambu apresentou maior porcentagem para epifíticas (97; 2,13%), arbustivas (29; 0,64%) e herbáceo-subarbustivas (8; 0,18%). A forma de vida arbustivo-arbórea apresentou-se na mesma porcentagem nos dois ambientes (Figura 9).

Quanto aos tipos predominantes de síndromes de dispersão, a maioria das sementes coletadas e identificadas foi zoocórica (15027 sementes; 98,54%), seguida pelas autocóricas (151; 0,99%) e anemocóricas (72; 0,47%). As sementes cuja identificação da síndrome de dispersão não foi possível corresponderam a 1610 sementes ou 9,55% do total de sementes.

Foram observadas associações significativas entre as síndromes de dispersão e os ambientes ($\chi^2 = 30055,84$; $gl = 2$; $p < 0,001$). O ambiente sem bambu apresentou maior proporção de sementes das síndromes de dispersão anemocóricas (57 sementes; 1,06%) e autocóricas (113; 0,54%) (Figura 10). As zoocóricas se apresentaram em maior proporção no bambu (98,85%).

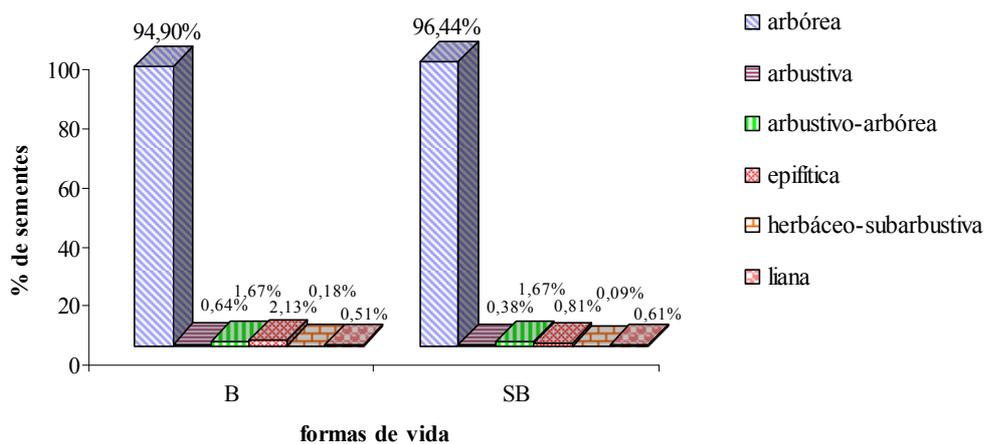


Figura 9 - Porcentagem (%) de sementes para as formas de vida: arbórea, arbustiva, arbustivo-arbórea, epifítica, herbáceo-subarbustiva e lianescente nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

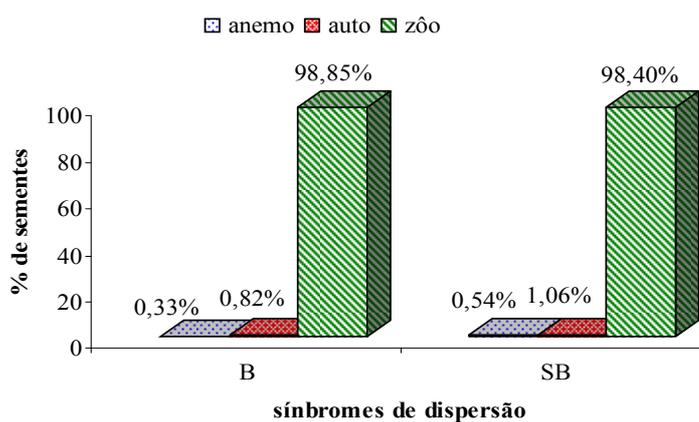


Figura 10 - Porcentagem (%) de sementes para as síndromes de dispersão: anemocórica (anemo), autocórica (auto) e zoocórica (zôo) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

Em resumo, nos dois ambientes predominaram sementes de espécies arbóreas e com dispersão zoocórica como de *Cecropia glaziovii*, *Coussapoua microcarpa*, *Hyeronima alchorneoides*, *Euterpe edulis*, *Phytolacca dioica* e *Solanum pseudoquina* embora esta última em menor proporção no ambiente sem bambu. Maior proporção de sementes de espécies arbóreas e lianescentes nas síndromes anemocóricas e autocóricas foi apresentada pelo ambiente sem bambu enquanto o ambiente com bambu apresentou maior proporção de sementes de espécies epifíticas, arbustivas e herbáceo-subarbustivas e predomínio da zoocoria.

3.1.3 Similaridade de espécies

Do total de 145 morfoespécies de sementes registradas, 28 foram exclusivas do ambiente com bambu, 45 foram exclusivas do ambiente sem bambu e 72 foram comuns aos dois ambientes. Baseado nos dados de presença e ausência de espécies de sementes comuns e exclusivas foi observada similaridade entre os ambientes em 49% das espécies apesar da baixa correlação apresentada entre eles ($C_j = 0,49$; $r = 0,22$; $p = 0,002$). Da mesma forma, em relação à abundância de sementes por espécie, foi observada baixa correlação temporal entre os ambientes que, no entanto, apresentaram-se similares em 78% ($C_{mH} = 0,78$; $r = 0,22$; $p = 0,039$). Assim, os ambientes com e sem bambu apresentaram-se similares tanto do ponto de vista da composição de espécies como da estrutura, ou seja, foi registrado grande número de espécies de sementes em comum e com abundâncias semelhantes.

3.1.4 Abundância e densidade

Setembro de 2004 e abril de 2005 foram, respectivamente, os meses com menor e maior registro de sementes nos dois ambientes, tendo-se registrado no bambu 48 e 1039 sementes e no sem bambu 75 e 4902 sementes, respectivamente (Figura 11).

Houve diferença significativa ($n = 13$; $Z = 1,21$; $p = 0,039$) entre os ambientes com e sem bambu na distribuição mensal das abundâncias de sementes, com maior abundância no ambiente sem bambu ($935,0$ sementes/mês $\pm 1312,13$ em SB e $361,9 \pm 315,13$ em B) (Tabela 3). Junho a agosto de 2004 foi o único período em que a abundância de sementes no ambiente com bambu foi maior que no sem bambu. Esse período coincidiu com a época de frutificação de *E. edulis* cujas sementes foram abundantemente coletadas no ambiente com bambu. Observou-se ainda um pico no mês de abril de 2005 para as sementes registradas nos coletores dos dois ambientes, resultado do grande número de sementes de *Hyeronima alchorneoides* registradas especialmente nos coletores do ambiente sem bambu (Figura 11).

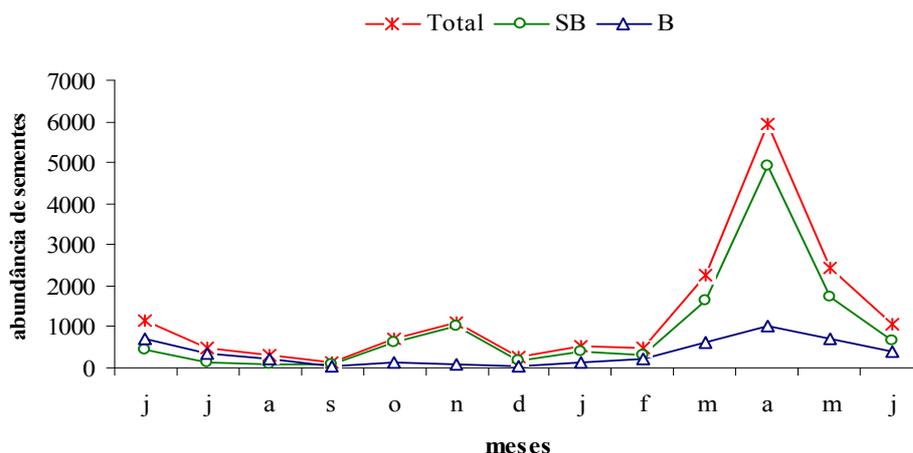


Figura 11 – Abundância total de sementes por mês e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) referente ao período de junho de 2004 a junho de 2005.

A abundância das sementes por espécie foi significativamente diferente entre os ambientes com e sem bambu ($n = 145$; $Z = 2,98$; $p = 0,002898$) (Figura 12), enquanto a densidade absoluta de sementes por coletor variou significativamente ao longo do ano, o que se deveu às altas densidades registradas nos meses de agosto, setembro e dezembro de 2004, março, abril e maio de 2005 (Tabela 4, Figura 13). No entanto, tais diferenças foram mais acentuadas para abril e maio de 2005, que diferiram da maioria dos meses (Anexo 2).

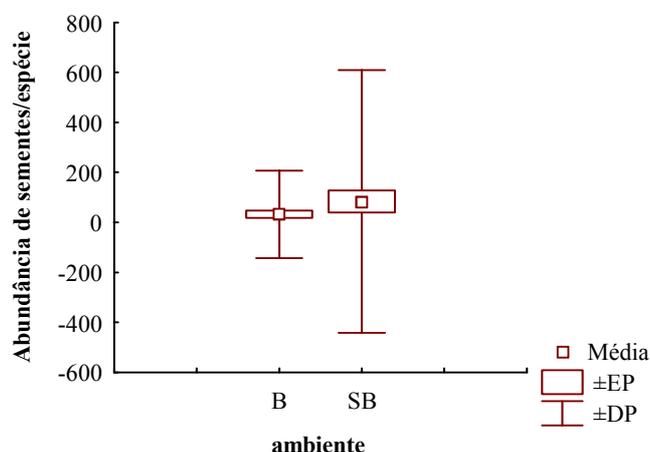


Figura 12 – Abundâncias de sementes por espécie entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB).

Tabela 4 – Análise de variância envolvendo a densidade absoluta de sementes nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) ao longo do ano.

	gl	F	P
Ambientes	1	2,24	0,14
Meses	11	12,78	0,00
Meses*Ambientes	11	1,67	0,07

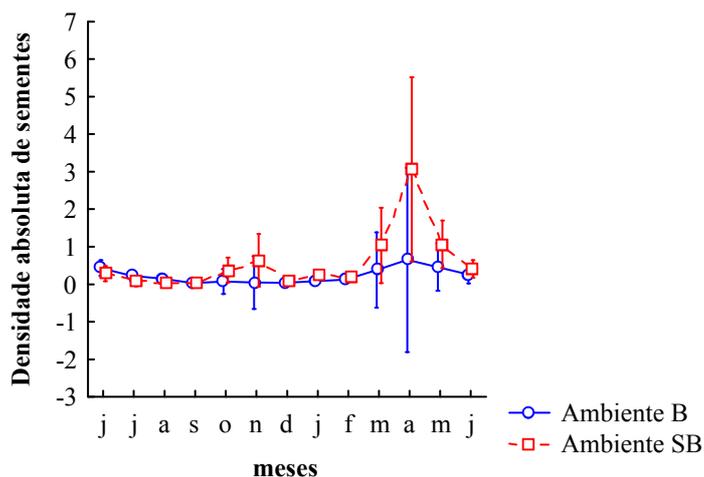


Figura 13 – Densidade absoluta de sementes nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de junho de 2004 a junho de 2005.

Em resumo, setembro de 2004 e abril de 2005 constituíram os meses de menor e maior registro de sementes nos dois ambientes, respectivamente. O ambiente sem bambu apresentou maior média de sementes/mês e maior média de sementes/espécie. A densidade absoluta de sementes não variou entre ambientes, entretanto variou ao longo do ano.

3.2 Estabelecimento de plântulas

3.2.1 Diversidade e dominância de espécies

Foram registradas 1089 plântulas distribuídas em 31 famílias e 111 morfoespécies, das quais 34 foram identificadas em nível específico, 27 em gênero, 23 em família e 27 não puderam ser classificadas em nenhum nível taxonômico (Anexo 3). Das 1089 plântulas registradas, 320 (mais 93 que morreram antes da identificação) ocorreram no ambiente sem bambu e 603 (mais 73 que morreram antes da identificação) no ambiente com bambu. Do total de morfoespécies, 66 foram registradas em SB e 73 em B (Anexo 3).

Arecaceae, Acanthaceae, Myrtaceae e Rubiaceae foram as famílias mais abundantes no ambiente com bambu e Arecaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Acanthaceae no sem bambu. Myrtaceae, Rubiaceae e Leguminosae (Fabaceae) foram as famílias que apresentaram maior riqueza específica de plântulas (Tabela 5). Do total de 31 famílias, 27 foram registradas no ambiente com bambu e 17 no sem bambu. A diferença entre os ambientes se deveu às famílias com uma única espécie (Tabela 5) e às 14 famílias que ocorreram no bambu e não no

ambiente sem bambu. Das 18 famílias com uma única espécie ou morfoespécie, 17 foram registradas em B e sete em SB.

Tabela 5 - Abundância de plântulas e riqueza de espécies por família para os ambientes com (B) e sem bambu (SB). As famílias exclusivas de cada ambiente estão marcadas com asterisco.

Família	Abundância (no. de plântulas/família)			Riqueza (no. de espécies/família)		
	Total	B	SB	Total	B	SB
Acanthaceae	58	27	31	5	2	4
Araliaceae	1	1	0	1	1	0
Arecaceae	566	471	95	2	2	2
Asteraceae	3	3	0	1	1*	0
Boraginaceae	3	3	0	1	1*	0
Burseraceae	1	1	0	1	1*	0
Cannabaceae	1	1	0	1	1*	0
Chrysobalanaceae	1	1	0	1	1*	0
Elaeocarpaceae	2	1	1	2	1	1
Euphorbiaceae	2	2	0	2	2	0
Leguminosae (Fabaceae)	13	8	5	9	7	4
Lauraceae	4	3	1	2	2	1
Loganiaceae	1	1	0	1	1*	0
Malpighiaceae	1	1	0	1	1*	0
Melastomataceae	1	1	0	1	1*	0
Menispermaceae	3	0	3	1	0	1*
Monimiaceae	2	2	0	2	2	0
Moraceae	1	0	1	1	0	1*
Myristicaceae	7	6	1	1	1	1
Myrsinaceae	11	3	8	1	1	2
Myrtaceae	63	16	47	19	14	13
Nyctaginaceae	2	2	0	1	1*	0
Olacaceae	19	4	15	1	1	1
Piperaceae	6	1	5	2	1	2
Rubiaceae	50	12	38	15	6	10
Rutaceae	1	0	1	1	0	1*
Salicaceae	13	4	9	3	3	2
Sapindaceae	7	3	4	3	2	2
Sapotaceae	12	0	12	2	0	2
Ulmaceae	1	1	0	1	1*	0
Urticaceae	3	3	0	1	1*	0

O ambiente com bambu apresentou maior riqueza específica ($S = 73$), enquanto maior diversidade e equidade foram observadas no sem bambu (Tabela 6), apesar de *E. edulis* ter representado 25,9% do total de 320 plântulas amostradas neste ambiente. Por outro lado, das 603 plântulas registradas no ambiente com bambu, 466 (77,3%) correspondiam a *E. edulis*.

Assim como para a chuva de sementes, a comunidade de espécies de plântulas nos ambientes estudados foi representada por um pequeno número de espécies abundantes e uma grande proporção de espécies raras, característica principalmente observada no ambiente com bambu. Este resultado não foi tão acentuado em parcelas do ambiente sem bambu, pois as curvas dominância-diversidade de espécies diferiram entre os ambientes (Figura 14). *Euterpe edulis* foi a espécie de plântula dominante nos dois ambientes, seguida por Acanthaceae², entretanto, no ambiente com bambu tais espécies/morfoespécies se apresentaram com abundância muito discrepante que quaisquer das demais espécies (Figura 14).

O ambiente sem bambu apresentou a curva dominância-diversidade do modelo logsérie, ou seja, algumas espécies apresentaram grande abundância e a maioria apresentou abundância muito pequena, enquanto o ambiente com bambu apresentou sua curva segundo o modelo geométrico em que a abundância foi muito elevada para uma espécie e diminuiu progressivamente nas demais. A equidade, de acordo com o formato das curvas, é maior para comunidades que seguem o modelo logsérie como do ambiente sem bambu (Figura 14).

Tabela 6 - Número de parcelas, abundância de plântulas (n), densidade absoluta (n° de plântulas/m²), riqueza (S), diversidade (H') e equidade (J) das espécies de plântulas dos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

	B	SB
Número de parcelas	40	40
Abundância de plântulas (n)	603	320
Densidade absoluta (n° de plântulas/m ²)	15,1	8,0
Riqueza de espécies (S)	73	66
Índice de diversidade de Shannon H' (Ln) (nats. indivíduo ⁻¹)	1,41	3,12
Equidade de Pielou (J)	0,33	0,74

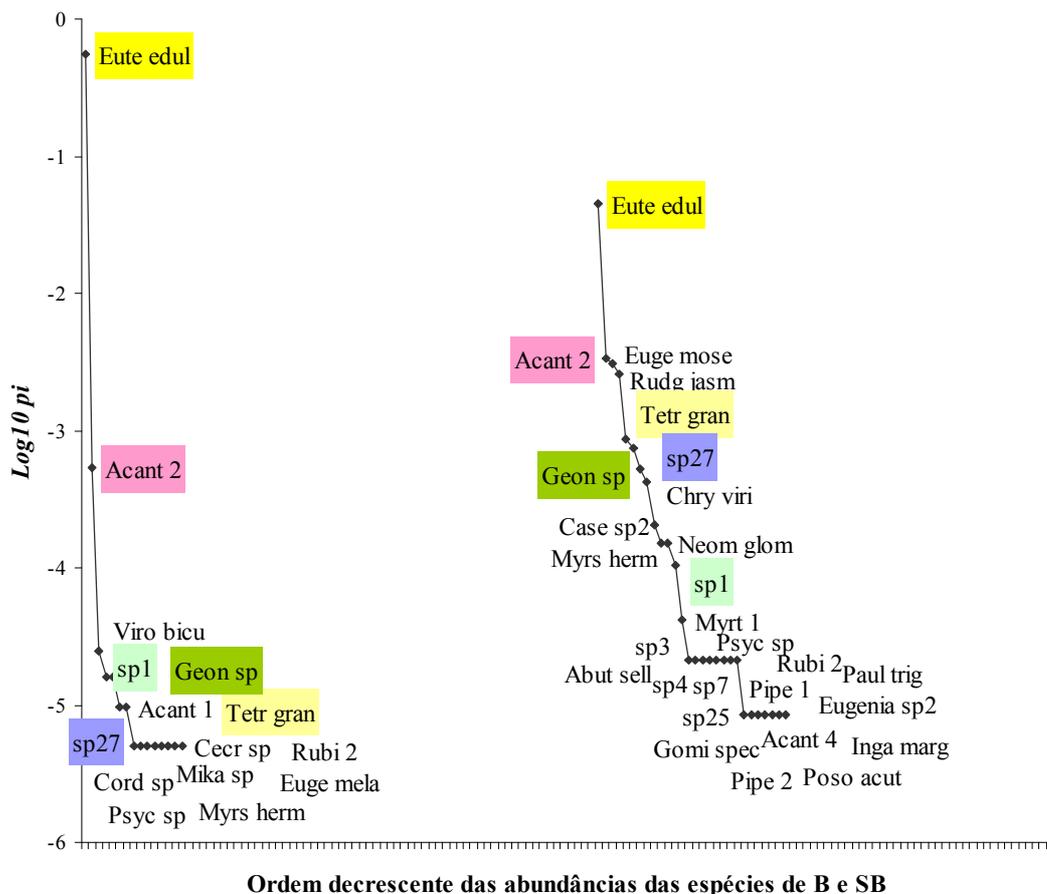


Figura 14 - Curva dominância-diversidade da comunidade de espécies de plântulas dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). A abundância relativa de cada espécie de plântula foi ranqueada e plotada em escala logarítmica na base 10 ordenada de forma decrescente (Magurran 1988). Em cada ambiente estão indicadas as espécies mais abundantes na amostragem. Código das seis espécies destacadas na figura nos dois ambientes: Eute edul (*Euterpe edulis*), Acant 2 (Acanthaceae2), Geon sp (*Geonoma* sp.), Tetr gran (*Tetrastylidium grandifolium*), sp.1 (não identificada), sp.27 (não identificada). Os nomes científicos das demais espécies se encontram no Anexo 3.

Em resumo, o ambiente com bambu apresentou 53% mais plântulas, maior número de espécies, entretanto menor diversidade e equidade que o ambiente sem bambu. A dominância de espécies, especialmente *E. edulis* no ambiente com bambu, promoveu o baixo valor de equidade encontrado para este ambiente. No ambiente sem bambu, a distribuição das abundâncias de plântulas foi relativamente mais homogênea.

3.2.2 Formas de vida e síndromes de dispersão

Quanto à forma de vida das espécies de plântulas, de um total de 855 plântulas as arbóreas foram as que apresentaram maior número (741 plântulas; 86,67%), seguidas pelas herbáceas (61; 7,13%), arbustivas (24; 2,81%), arbustivo-arbóreas (20; 2,34%) e lianescentes

(9; 1,05%). Sessenta e oito plântulas (7,37%) não puderam ser classificadas quanto à sua forma de vida. Foram observadas associações significativas entre as formas de vida e os ambientes ($\chi^2 = 3212,82$; gl = 4; $p < 0,05$). O ambiente com bambu foi o que apresentou maior registro de plântulas de espécies arbóreas (531 plântulas), o que se deveu à dominância de plântulas de *E. edulis*, com 466 indivíduos do total de 603 plântulas registradas no ambiente com bambu. Já o ambiente sem bambu apresentou maior número de plântulas para todas as outras formas de vida (Figura 15).

Quanto aos tipos predominantes de síndromes de dispersão, a maioria das plântulas registradas era zoocórica (799 plântulas; 93,12%), seguida pelas autocóricas (59; 6,88%). As plântulas cuja identificação não foi possível quanto à síndrome de dispersão corresponderam a 7,04% (65). Nenhuma plântula de espécie anemocórica foi registrada.

Foi observada maior proporção de plântulas de espécies zoocóricas no ambiente com bambu (553 plântulas; 95,18%) que no sem bambu. Assim como o resultado obtido para as formas de vida, o elevado número de indivíduos de *E. edulis* foi responsável por essa predominância da zoocoria no ambiente com bambu. Para o sem bambu houve maior proporção de plântulas de espécies autocóricas (31; 11,19%) (Figura 16). Entretanto, não foram observadas associações significativas entre as síndromes de dispersão e os ambientes ($\chi^2 = 1,16$; gl = 1; $p = 0,28$).

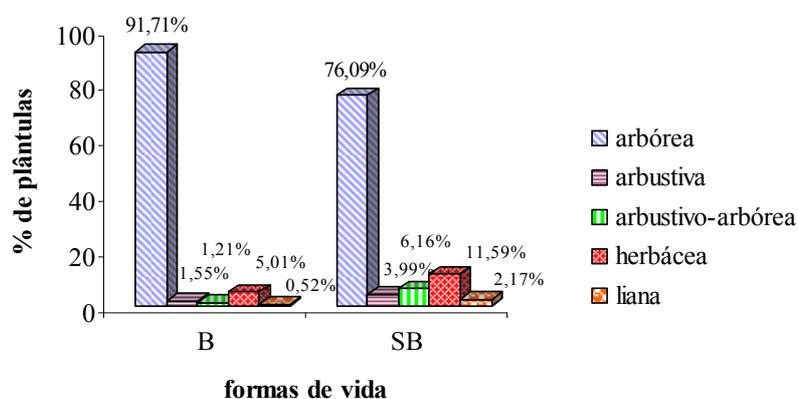


Figura 15 - Porcentagem (%) de plântulas para as formas de vida: arbórea, arbustivo-arbórea, arbustiva, herbácea e lianescente nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

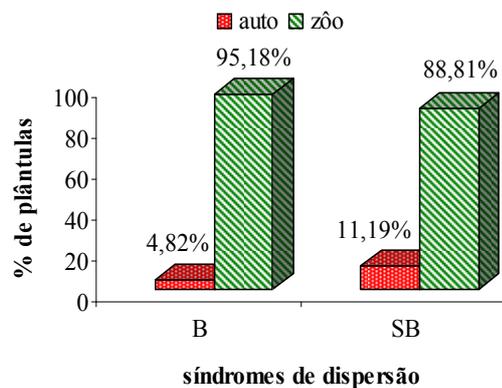


Figura 16 - Porcentagem (%) de plântulas para as categorias de síndrome de dispersão: autocórica (auto) e zoocórica (zôo) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

Em resumo, semelhante a chuva de sementes os dois ambientes demonstraram predominância de espécies arbóreas e síndrome de dispersão zoocórica. Quando comparados os dois ambientes encontrou-se maior proporção de plântulas de espécies arbóreas no ambiente com bambu. Plântulas de espécies arbustivas, arbustivo-arbóreas, herbáceas e lianas apresentaram-se em maior proporção no ambiente sem bambu. Em relação às síndromes de dispersão, não houve diferença entre os ambientes.

3.2.3 Similaridade de espécies

Do total de 111 morfoespécies de plântulas registradas para os ambientes com e sem bambu, 45 foram exclusivas de B, 38 de SB e 28 foram comuns aos dois ambientes.

Baseado nos dados de presença e ausência de plântulas houve baixa correlação entre as matrizes dos ambientes, com baixa similaridade entre si ($C_j = 0,25$; $r = -0,01$; $p = 0,47$). Da mesma forma, foi observada baixa correlação e baixa similaridade entre os ambientes em relação à abundância das plântulas ($C_{mH} = 0,60$; $r = -0,10$; $p = 0,22$).

3.2.4 Abundância e densidade

Julho de 2004 foi o mês com menor número de plântulas registradas no ambiente com bambu (199 plântulas), enquanto para o ambiente sem bambu o menor número de plântulas foi registrado em outubro de 2004 (177). Abril e junho de 2005 foram os meses nos quais se registrou maior número de plântulas no bambu (463) e no sem bambu (266), respectivamente. Desconsiderando a composição de espécies verificou-se que os ambientes diferiram quanto a variação temporal na abundância de plântulas ($n = 12$; $Z = 3,06$; $p < 0,05$; 339,1 plântulas/mês

$\pm 115,36$ em B e $223,3 \pm 34,56$ em SB) (Figura 17). Isso resultou, provavelmente, do elevado número de plântulas de *E. edulis* registrado no ambiente com bambu.

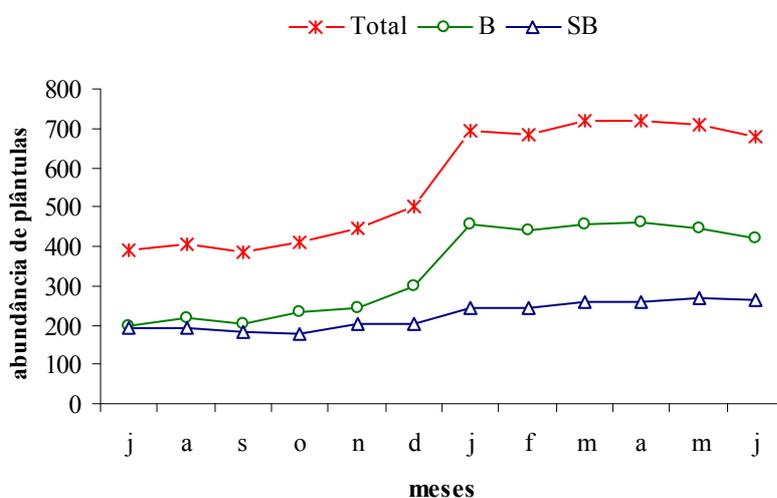


Figura 17 – Abundância total de plântulas por mês e para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) referente ao período de julho de 2004 a junho de 2005.

Ao contrário dos resultados obtidos para a abundância das sementes por espécie, a abundância de plântulas para cada espécie registrada apresentou-se de forma similar nos dois ambientes ($n = 111$; $Z = 1,13$; $p = 0,260062$) (Figura 18).

Quando comparada a densidade absoluta de todo o conjunto de plântulas foi verificada diferença marginalmente significativa entre os ambientes e diferença significativa entre os meses e na interação envolvendo meses e ambientes (Figura 19A). A densidade absoluta de plântulas de *E. edulis* diferiu tanto entre os ambientes, com maior densidade no bambu, como entre meses e na interação meses e ambientes (Figura 19B). Excluindo-se *E. edulis* da análise, para as demais espécies de plântulas (OUTRAS) também houve diferença entre ambientes e meses, porém registrou-se, neste caso, maior densidade de plântulas no ambiente sem bambu. Na interação envolvendo meses e ambientes não se verificou diferença (Tabela 7, Figura 19C).

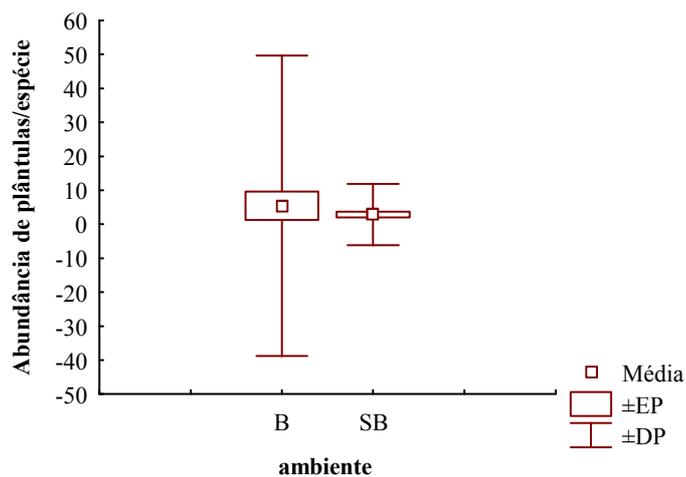


Figura 18 - Abundâncias de plântulas por espécie entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB).

Tabela 7 - Análise de variância envolvendo a densidade absoluta de plântulas entre ambientes com (B) e sem bambu (SB) ao longo do ano.

	gl	F	P
TODAS			
Ambiente	1	3,63	0,060
Meses	11	22,56	0,000
Meses*Ambientes	11	5,59	0,000
<i>EUTERPE EDULIS</i>			
Ambiente	1	13,81	0,000
Meses	11	18,51	0,000
Meses*Ambientes	11	6,57	0,000
OUTRAS			
Ambiente	1	10,31	0,002
Meses	11	4,54	0,000
Meses*Ambientes	11	0,42	0,946

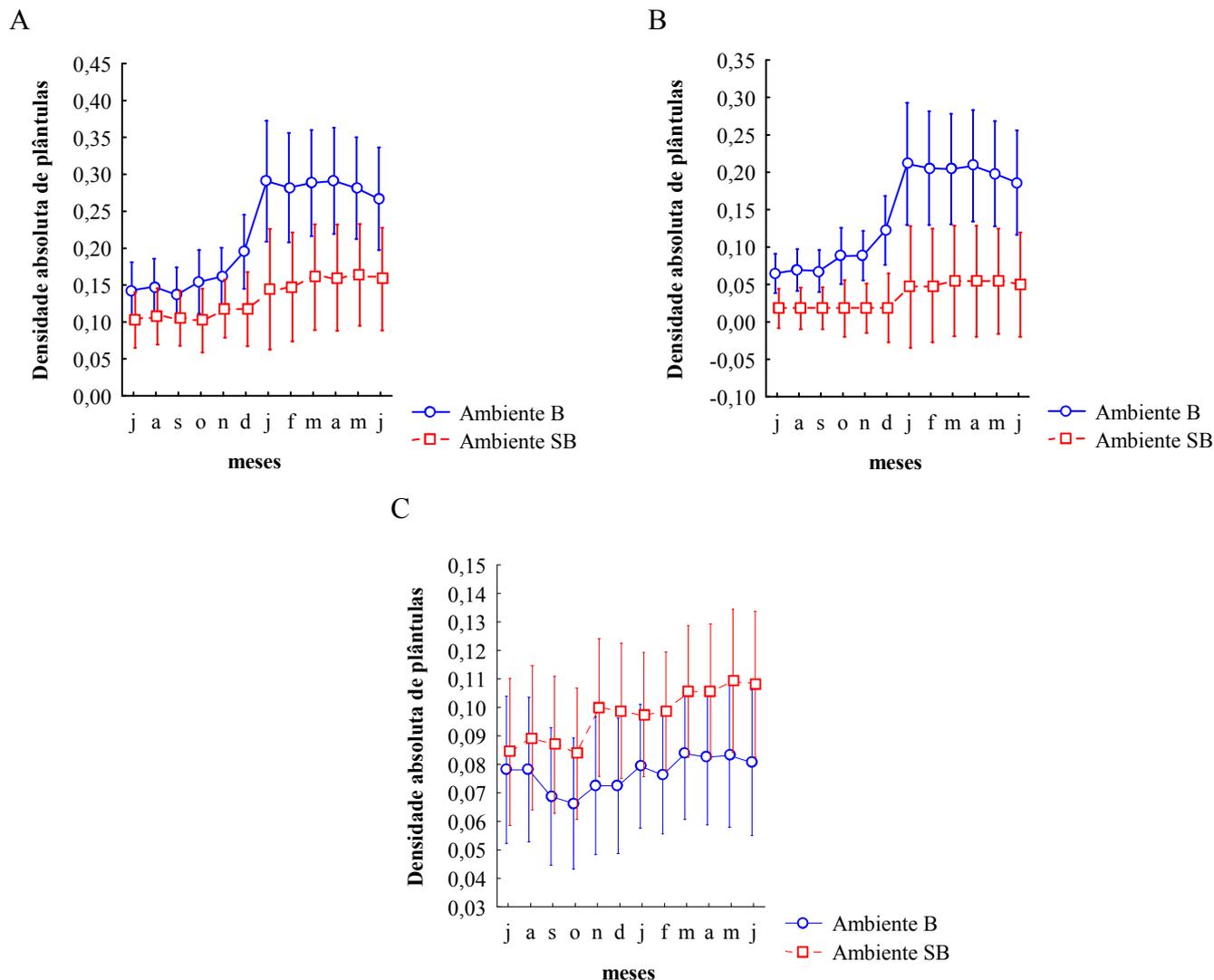


Figura 19 – Densidade absoluta de plântulas de TODAS as espécies (A), *Euterpe edulis* (B) e OUTRAS espécies (C) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de julho de 2004 a junho de 2005.

Em relação ao levantamento dos indivíduos de *E. edulis* presentes nas parcelas de 10 x 10 m e suas classes de altura, foi observada diferença altamente significativa entre os ambientes com e sem bambu ($\chi^2 = 227,205$; gl = 4; $p < 0,001$). O tipo de ambiente exerceu forte influência quanto ao tipo predominante de classe de altura. Registrou-se 285 palmitos no ambiente sem bambu com altura média de $1,05 \pm 1,55$ m (Erro padrão = 0,09) enquanto para os 724 palmitos registrados no ambiente com bambu a altura média foi de $0,29 \pm 0,47$ m (Erro padrão = 0,02). Na classe de plântulas ($\leq 0,30$ m) foram registrados 581 e 96 indivíduos nos ambientes com e sem bambu, respectivamente; jovem I (entre 0,31 m e 1,00 m) 123 em B e 121 em SB; jovem II (entre 1,01 e 2,00 m) 7 em B e 23 em SB; jovem III (entre 2,01 e 6,00 m) 13 em B e 37 em SB e adulto ($> 6,01$ m) zero em B e oito em SB.

Em resumo, os resultados apresentados para abundância e densidade revelaram que julho de 2004 para o ambiente com bambu e outubro de 2004 para o sem bambu constituíram os meses de menor registro de plântulas enquanto abril e junho de 2005 os de maior registro em ambos os ambientes. O ambiente com bambu apresentou maior média de plântulas/mês e a média de plântulas/espécie foi semelhante entre ambientes. A densidade absoluta de plântulas de *E. edulis* presentes nas parcelas foi diferente entre ambientes, com maior densidade no ambiente com bambu e variando entre meses. Para as demais espécies, também houve diferença entre ambientes e meses, com maior densidade no ambiente sem bambu. Quando comparado todo o conjunto de plântulas houve diferença entre meses e diferença marginalmente significativa entre ambientes. A frequência de indivíduos de *E. edulis* nas classes de altura variou segundo o tipo de ambiente; o ambiente com bambu teve maior número de indivíduos desta espécie, entretanto com altura média 27,6% menor que os indivíduos registrados no sem bambu.

3.2.5 Sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas

No ambiente com bambu emergiram, em média, 41,3 plântulas/mês e, no sem bambu, 17,4 plântulas/mês. O ambiente com bambu apresentou 42,1% mais plântulas emergidas a cada mês quando comparado ao ambiente sem bambu (Tabela 8 e Figura 20A). A abundância de plântulas que emergiram variou significativamente entre os ambientes, entre os meses, principalmente dezembro de 2004 e janeiro de 2005, e houve interação significativa entre estes fatores (Tabela 9). Em relação à mortalidade, o ambiente com bambu apresentou maior média de plântulas mortas/mês enquanto para o ambiente sem bambu a média foi 52,5% mais baixa (Tabela 8 e Figura 20B). A abundância de plântulas mortas variou de maneira marginalmente significativa em relação ao tipo de ambiente e diferença significativa foi verificada na mortalidade tanto entre meses, especialmente janeiro, fevereiro e junho de 2005 ($p < 0,05$), como na interação meses e ambientes (Tabela 9).

Tabela 8 – Parâmetros de estatística descritiva relativa às plântulas emergentes e mortas mensalmente nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

	N (meses)	Média de plântulas/mês \pm DP	Mínimo	Máximo
Emergentes B	11	41,27 \pm 54,76	2	196
Emergentes SB	11	17,36 \pm 18,76	3	66
Mortas B	11	21,45 \pm 17,29	1	52
Mortas SB	11	11,27 \pm 4,65	6	24

DP = desvio padrão

Tabela 9 – Análise de variância relativa à abundância de plântulas emergentes e mortas entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB) ao longo dos meses para o período de agosto de 2004 a junho de 2005.

Plântulas	gl	F	P
Emergentes			
Ambientes	1	7,29	0,008
Meses	10	21,35	0,000
Meses*Ambientes	10	3,95	0,000
Mortas			
Ambientes	1	3,36	0,071
Meses	10	6,04	0,000
Meses*Ambientes	10	3,31	0,017

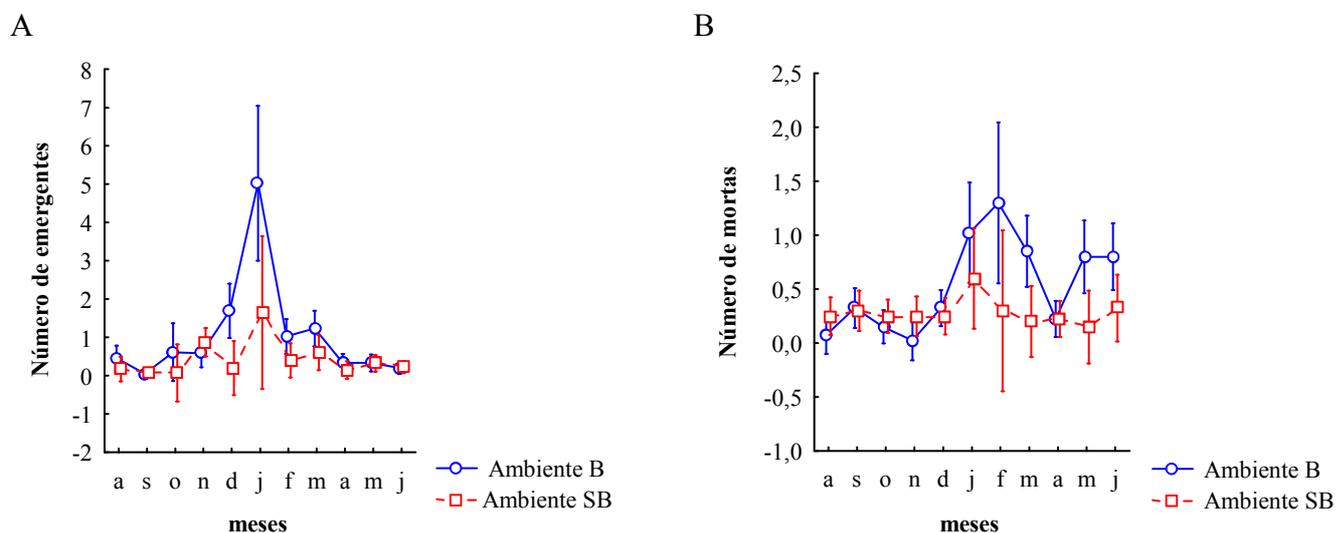


Figura 20 – Número de plântulas emergentes (A) e mortas (B) nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de agosto de 2004 a junho de 2005.

A taxa de sobrevivência de plântulas diferiu entre meses, porém não variou entre os ambientes com e sem bambu. A interação envolvendo meses e ambientes foi significativa (Tabela 10). No ambiente com bambu, agosto e setembro de 2004 diferiram significativamente de dezembro de 2004 enquanto setembro de 2004 diferiu de março de 2005. Para os dois ambientes, janeiro de 2005 diferiu de todos os outros meses ($p < 0,05$) (Figura 21).

Tabela 10 – Análise de variância relativa à taxa de sobrevivência das plântulas entre os ambientes com (B) e sem bambu (SB) ao longo dos meses para o período de agosto de 2004 a junho de 2005.

	gl	F	P
Ambientes	1	0,26	0,609
Meses	10	9,67	0,000
Meses*Ambientes	10	2,97	0,001

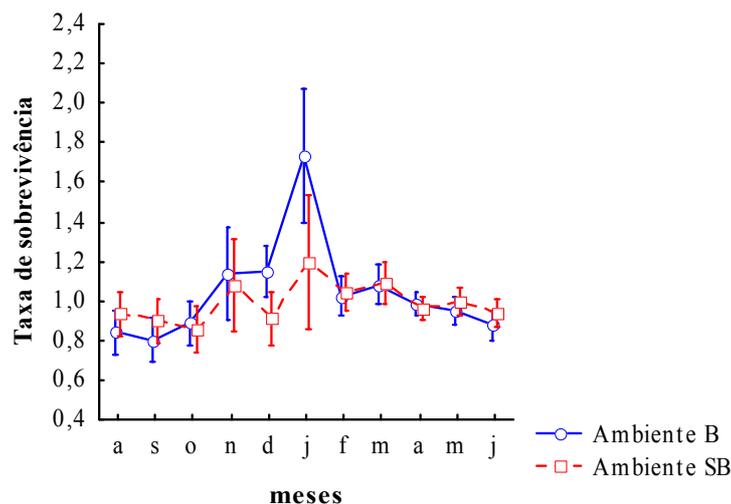


Figura 21 – Taxa de sobrevivência da comunidade de plântulas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no período de agosto de 2004 a junho de 2005.

Resumindo, a abundância de plântulas emergentes variou entre ambientes e meses, com 42,1% mais plântulas emergidas no ambiente com bambu a cada mês se comparado ao ambiente sem bambu. Em relação às plântulas mortas, o ambiente sem bambu apresentou mortalidade 52,5% mais baixa que o ambiente com bambu. A abundância de plântulas mortas variou em relação ao tipo de ambiente e entre meses. Na comunidade de plântulas, a taxa de sobrevivência diferiu entre meses, mas não entre ambientes.

3.3. Características de microhabitat

Nas parcelas circulares de raio de 10 m a abundância de cada uma das espécies de adultos não variou significativamente entre os ambientes com e sem bambu ($n_B = 140$ e $n_{SB} = 157$; $Z = -0,20$; $p = 0,84$). O ambiente sem bambu, entretanto, apresentou 157 espécies e 1607 indivíduos adultos, enquanto o ambiente com bambu apresentou 140 espécies e 1264 indivíduos adultos.

A abertura de dossel ($n = 40$; $Z = 3,54$; $p = 0,000408$) e a profundidade de serapilheira ($n = 40$; $Z = 2,87$; $p = 0,004054$) variaram significativamente segundo o tipo de ambiente sendo o ambiente com bambu o que apresentou maiores valores para estas variáveis.

3.3.1 Ordenação dos ambientes com e sem bambu para sementes e plântulas

3.3.1.1 PCA: chuva de sementes e estabelecimento de plântulas

Na análise de componentes principais das características do microhabitat, os dois primeiros eixos explicaram 82,85% do total da variância acumulada. O autovalor obtido para o eixo 1 (2,35) pode ser considerado alto, enquanto o baixo autovalor para o eixo 2 indica um gradiente curto e que outros fatores ambientais influenciaram na ordenação dos ambientes neste eixo (Tabela 11). A AD correlacionou-se com o segundo eixo de ordenação e NE e NI correlacionaram-se com o primeiro (Tabela 12). Na Figura 22 estão representados os diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos para a PCA. O primeiro eixo foi caracterizado por uma alta correlação com a abundância de indivíduos adultos e suas espécies correspondentes e observa-se um agrupamento dos coletores e/ou parcelas do ambiente sem bambu associados a estas variáveis (NE e NI). Esse agrupamento indica certo grau de similaridade dos coletores e parcelas do ambiente sem bambu em termos de estrutura do microhabitat. O segundo eixo foi caracterizado por uma forte correlação com a abertura de dossel. Neste caso, coletores e parcelas do ambiente com bambu estiveram associados a locais mais iluminados da floresta (Figura 22). Pela disposição dos pontos na Figura 22 nota-se que os coletores e parcelas amostrados no ambiente sem bambu são, em conjunto, mais homogêneos em relação ao microhabitat que os coletores e parcelas localizados no ambiente com bambu. Enquanto os primeiros formam um agrupamento mais coeso, os pontos no bambu estão mais espalhados na Figura 22.

Os resultados da PCA sugerem que as variáveis ambientais exerceram influência na ordenação dos coletores e parcelas segundo o tipo de ambiente, entretanto, nesta análise não foi detectado um gradiente claro.

Tabela 11 – Autovalores, porcentagem de variância e porcentagem de variância acumulada para os dois primeiros eixos de ordenação da análise de componentes principais (PCA).

Eixos	Autovalores	% de variância	% de variância acumulada
1	2,35	58,71	58,71
2	0,97	24,14	82,85

Tabela 12 – Autovetores dos dois primeiros eixos de ordenação resultantes da análise de componentes principais (PCA) para as características do microhabitat (AD = abertura de dossel; NI = número de indivíduos adultos; NE = número de espécies) nos dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Correlações com valores absolutos > 0,5 (*sensu* ter Braak 1995) estão indicadas em negrito e coeficientes de correlação de Pearson > 0,5 para os dois primeiros eixos estão marcados com asterisco.

Características do microhabitat	Autovetores	
	1	2
AD	0,379*	-0,637*
NI	-0,587*	-0,391
NE	-0,586*	-0,394

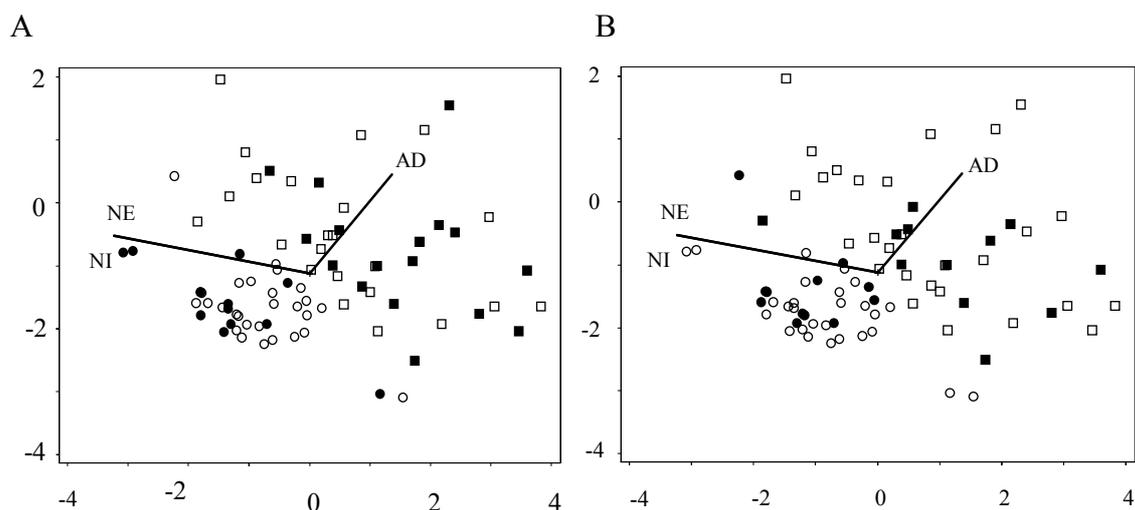


Figura 22 - Diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos (eixo1-horizonta e eixo2-vertical) da análise de componentes principais (PCA) segundo as características do microhabitat abertura de dossel (AD), número de indivíduos adultos (NI) e número de espécies (NE). Os coletores e parcelas são classificados segundo as variáveis do ambiente nos diagramas A e B, respectivamente. Quadrados e círculos cheios em A representam coletores com abundância acima de 100 sementes e em B representam parcelas com abundância acima de 10 plântulas. Características do microhabitat são representadas por vetores. Ambiente B □ e Ambiente SB ○

Observando-se os dois diagramas da Figura 22 quando considerados os coletores com abundância acima de 100 sementes e as parcelas com abundância acima de 10 plântulas pode-se dizer que não houve padrão, ou seja, nem sempre os coletores que receberam maior número de sementes corresponderam às parcelas com maior número de plântulas.

3.3.1.2 CCA: chuva de sementes

Na análise de correspondência canônica para a chuva de sementes, os autovalores para os dois primeiros eixos de ordenação foram de 0,426 (eixo 1) e 0,279 (eixo 2). Segundo ter Braak (1995), estes autovalores podem ser considerados baixos ($< 0,5$) o que indica a existência de um gradiente curto, ou seja, ocorrem poucas substituições de espécies entre os dois extremos do eixo e o que predomina é a variação nas abundâncias das espécies das sementes. A maioria das espécies foi distribuída por todo o gradiente e apenas uma minoria concentrou-se em setores particulares do gradiente. Isso significa que os ambientes B e SB formaram um grupo florístico relativamente coeso, com muitas espécies de sementes em comum, como já sugerido no item 3.1.3 Similaridade de espécies.

Os dois primeiros eixos explicaram somente 6,6% (eixo 1) e 4,3% (eixo 2) da variância, perfazendo apenas 10,9% da variância total (Tabela 13). Estes baixos valores indicam muito “ruído” na análise, ou seja, existência de uma variância remanescente não explicada pelas variáveis ambientais quantificadas. Apesar disso, foram obtidos valores altos para a correlação de Pearson entre espécie/variável ambiental nos dois primeiros eixos de ordenação (0,768 eixo 1 e 0,643 eixo 2), embora não tenham sido significativamente correlacionadas segundo o teste de permutação de Monte Carlo (Tabela 13).

A variável NE correlacionou-se positivamente com o primeiro eixo (0,502) e AD correlacionou-se forte e negativamente com o segundo eixo de ordenação (-0,943; Tabela 14).

Tabela 13 - Autovalores para os dois primeiros eixos canônicos, variância nos dados de espécies de sementes e correlação de Pearson entre as espécies de sementes e as variáveis ambientais.

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	0,426	0,279
Variância nos dados de espécies		
% de variância explicada	6,6	4,3
% de variância cumulativa explicada	6,6	10,9
Correlação de Pearson, espécie/variável ambiental	0,768 NS	0,643 NS

NS: correlações não significativas segundo o teste de permutação de Monte Carlo.

Tabela 14 - Análise de correspondência canônica (CCA): correlações *intraseta** entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) no PECB. AD = abertura de dossel; NI = número de indivíduos adultos; NE = número de espécies.

Variáveis ambientais	Eixo 1	Eixo 2
AD	-0,317	-0,943
NI	0,085	0,082
NE	0,502	-0,022

* correlações internas entre as variáveis ambientais.

A ordenação dos coletores no primeiro eixo (Figura 23A) sugere uma separação parcial dos coletores entre os ambientes com bambu, na região inferior do diagrama, e o sem bambu na superior. Semelhante a PCA, grande número de coletores do ambiente com bambu vincularam-se aos ambientes da floresta que se encontram com maior abertura de dossel, ocorrendo o inverso com os coletores do ambiente sem bambu.

A ordenação das espécies pela CCA (Figura 23B) sugere que somente para algumas das espécies é possível realizar uma separação entre tipos de ambientes, pois os coletores apresentaram-se espalhados no diagrama. Sementes de *Euterpe edulis*, por exemplo, tendem a ser mais abundantes nos coletores presentes em ambientes com bambu, enquanto *Chrysophillum viride* e *Phytolacca dioica* no ambiente sem bambu (Figura 23B).

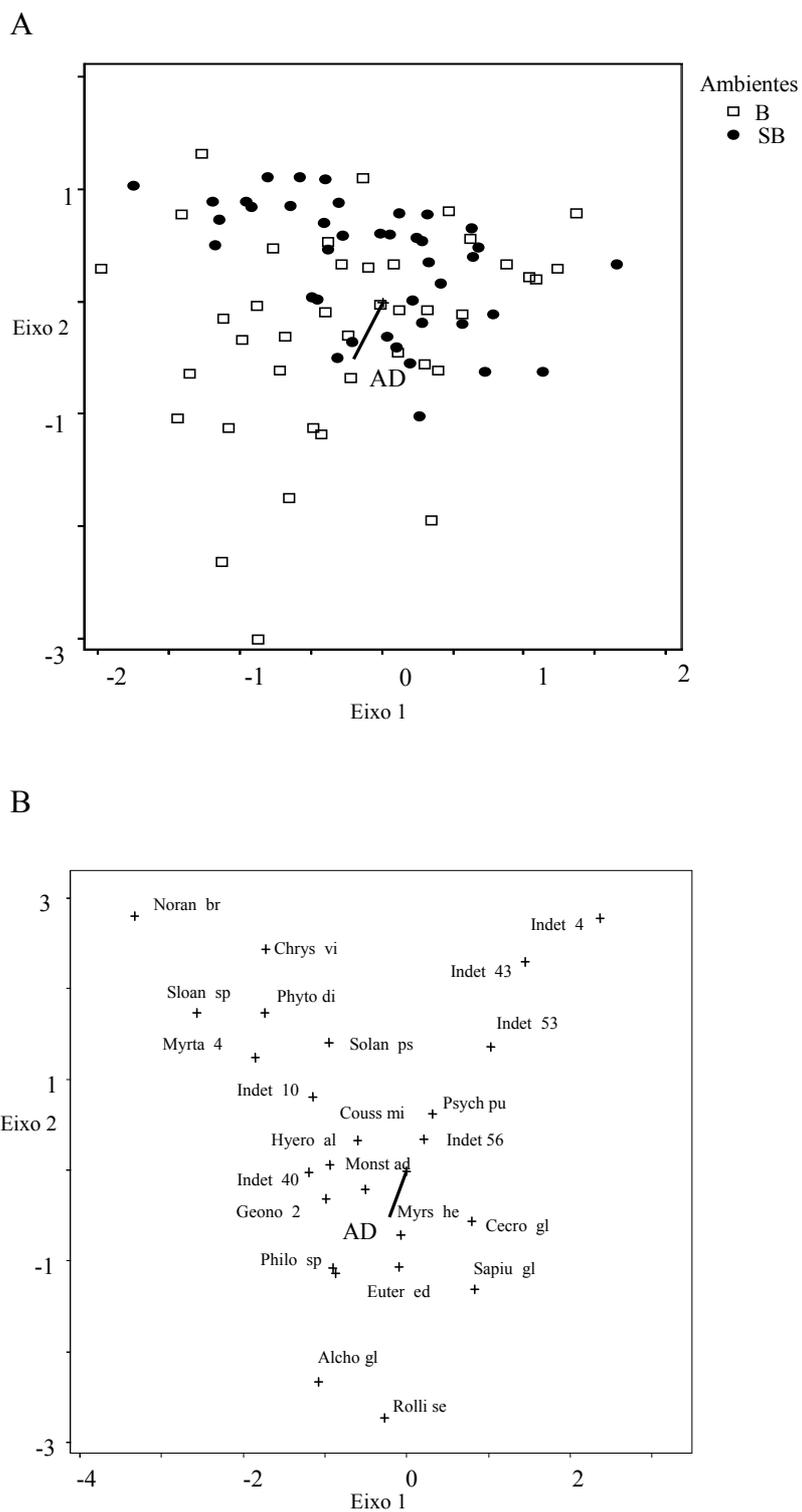


Figura 23 - Diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para coletores (A) e espécies (B). A análise foi baseada na distribuição do número de sementes de 25 espécies em 80 coletores no PECB e sua correlação com as características do microhabitat abertura de dossel (AD), número de indivíduos adultos (NI) e número de espécies (NE) para a chuva de sementes. Os nomes científicos completos das espécies encontram-se no Anexo 1.

3.3.1.3 CCA: estabelecimento de plântulas

Na análise de correspondência canônica para as plântulas, os autovalores para os dois primeiros eixos de ordenação foram de 0,11 (eixo 1) e 0,05 (eixo 2). Assim como para a chuva de sementes, ocorreu um gradiente curto, ou seja, poucas substituições de espécies entre os dois extremos do eixo e predominância na variação das abundâncias das espécies de plântulas. A maioria das espécies foi distribuída por todo o gradiente e apenas uma minoria concentrou-se em setores particulares do gradiente. Isso significa que os ambientes com e sem bambu formaram um agrupamento de parcelas com espécies de plântulas em comum.

Os dois primeiros eixos explicaram 4,1% (eixo 1) e 1,7% (eixo 2) da variância, perfazendo 5,8% da variância total cumulativa explicada para os dados das espécies de plântulas e das variáveis ambientais (Tabela 15). Os baixos valores da variância nos dados das espécies indicam a existência de uma variância remanescente não explicada pelas variáveis ambientais quantificadas. Para a correlação de Pearson entre espécie/variável ambiental nos dois primeiros eixos de ordenação foram obtidos os valores 0,457 para o eixo 1 e 0,459, para o eixo 2. Apesar desses valores terem sido baixos, as abundâncias das espécies de plântulas e as variáveis ambientais foram significativamente correlacionadas segundo o teste de permutação de Monte Carlo para o eixo 2 ($p \leq 0,05$) (Tabela 15).

As três variáveis ambientais AD, NE e NI correlacionaram-se mais fortemente com o primeiro eixo (Tabela 16). A abertura de dossel correlacionou-se forte e negativamente (-0,673) com o eixo 1 e positivamente com o eixo 2 (0,534) enquanto o número de espécies de adultos e o número de indivíduos adultos correlacionaram-se positivamente com o primeiro eixo de ordenação (Tabela 16).

Tabela 15 - Autovalores para os dois primeiros eixos canônicos, variância nos dados de espécies de plântulas e correlação de Pearson entre as espécies de plântulas e as variáveis ambientais.

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	0,110	0,046
Variância nos dados de espécies		
% de variância explicada	4,1	1,7
% de variância cumulativa explicada	4,1	5,8
Correlação de Pearson, espécie/variável ambiental	0,457 NS	0,459*

* correlações significativas segundo o teste de permutação de Monte Carlo e NS, não significativas.

Tabela 16 - Análise de correspondência canônica (CCA): correlações *intra-set** entre as variáveis ambientais e os dois primeiros eixos de ordenação para os ambientes com (B) e sem bambu (SB) no PECB. AD = abertura de dossel; NI = número de indivíduos adultos; NE = número de espécies.

Variáveis ambientais	Eixo 1	Eixo 2
AD	-0.673	0.534
NI	0.786	0.220
NE	0.849	0.450

* correlações internas entre as variáveis ambientais.

A ordenação das parcelas no primeiro eixo (Figura 24A) sugere uma separação entre os ambientes de parte das parcelas com bambu na região inferior do diagrama e das parcelas sem bambu na superior e à direita. As correlações entre parcelas e as três variáveis apresentam-se bem evidentes no diagrama, pois um grande número de parcelas do ambiente com bambu vincula-se aos ambientes da floresta que se encontram com maior abertura de dossel e o inverso ocorre com as parcelas do sem bambu. Parcelas no ambiente sem bambu apresentam-se mais vinculadas às variáveis NE e NI onde a vegetação encontra-se relativamente mais densa e com maior número de espécies de indivíduos adultos se comparados com as do ambiente com bambu. Estes resultados se assemelham aos obtidos para a ordenação da chuva de sementes.

A ordenação das espécies pela CCA (Figura 24B) sugere que plântulas de *Euterpe edulis* tendem a ser mais abundantes nas parcelas dos ambientes com bambu enquanto *Eugenia mosenii*, *Myrsine hermogenesii*, *Rudgea jasminoides* e *Tetrastylidium grandifolium* tendem a ser mais abundantes nas parcelas de SB.

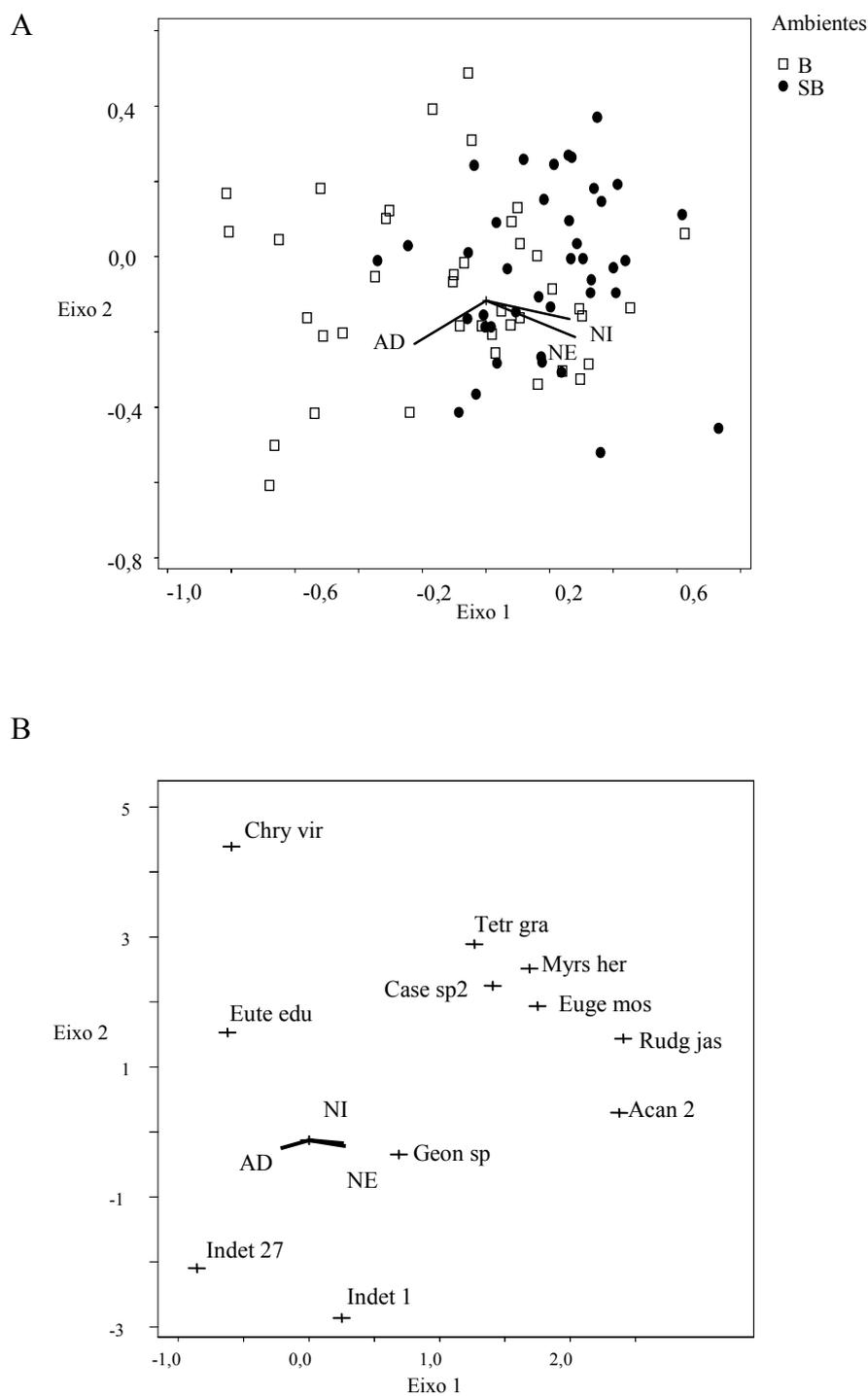


Figura 24 - Diagramas de ordenação nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA) para parcelas (A) e espécies (B). A análise foi baseada na distribuição do número de plântulas de 11 espécies em 80 parcelas no PECB e sua correlação com as características do microhabitat abertura de dossel (AD), número de indivíduos adultos (NI) e número de espécies (NE) para as plântulas. Os nomes científicos completos das espécies encontram-se no Anexo 3.

Em linhas gerais, as duas análises PCA e CCA sugeriram resultados semelhantes. Na PCA, entretanto foi possível notar um agrupamento maior dos coletores e parcelas segundo as variáveis ambientais quantificadas. Possivelmente na CCA seria necessário maior número de variáveis ambientais que associadas a abundância de sementes ou plântulas fossem suficientes para explicar a distribuição da comunidade entre os ambientes com e sem bambu.

Resumindo, na PCA foi observado um agrupamento dos coletores e/ou parcelas do ambiente sem bambu associado às variáveis: número de indivíduos adultos e número de espécies enquanto coletores e/ ou parcelas do ambiente com bambu estiveram associados a locais mais iluminados da floresta. De forma semelhante, na CCA da chuva de sementes grande número de coletores do ambiente com bambu se vinculou aos ambientes da floresta que se encontraram com maior abertura de dossel, ocorrendo o inverso com os coletores presentes no ambiente sem bambu. A ordenação das espécies sugeriu que sementes de *Euterpe edulis*, por exemplo, tenderam a ser mais abundantes nos coletores presentes em ambientes com bambu. Semelhante aos resultados acima para as sementes, na CCA envolvendo as plântulas um grande número de parcelas do ambiente com bambu se vinculou aos ambientes com maior abertura de dossel e parcelas do ambiente sem bambu apresentaram-se mais vinculados às variáveis NE e NI. Plântulas de *Euterpe edulis* tenderam a ser mais abundantes nas parcelas com bambu, enquanto *Eugenia mosenii*, *Myrsine hermogenesii*, *Rudgea jasminoides* e *Tetrastylidium grandifolium* tenderam a ser mais abundantes nas parcelas do ambiente sem bambu.

3.4 Limitação demográfica

A limitação de sementes apresentou-se forte para a maior parte das espécies estudadas nos dois ambientes. No entanto, no bambu, espécies como *Eugenia mosenii*, *Myrsine hermogenesii* e *Tetrastylidium grandifolium* para o ambiente com bambu e *Capsicodendron dinisii* para o ambiente sem bambu foram espécies dispersas com êxito (Tabela 17).

Para a maioria das espécies, o número de sementes disponíveis foi o fator que mais contribuiu para a elevada limitação de fonte. O ambiente sem bambu apresentou menor limitação de fonte do que o ambiente com bambu para 15 das 26 espécies estudadas. A limitação de fonte mostrou grande variação interespecífica, desde $< 0,01$ para espécies como *Cecropia glaziovi*, *Coussapoua microcarpa* e *Hyeronima alchorneoides* a 1,00 para *Neomitranthes glomerata*, *Norantea brasiliensis*, *Sapium glandulatum* e *Simira corumbensis* para o ambiente com bambu (Tabela 17, Anexo 3).

Quanto à limitação de dispersão, o ambiente sem bambu apresentou menores valores do que o bambu para 17 das 26 espécies estudadas (Figura 25, Anexo 4). *Cecropia glaziovii*, *Coussapoua microcarpa* e *Hyeronima alchorneoides*, que são exemplos de espécies que apresentam sementes de pequeno tamanho (i.e., 2-4 mm de diâmetro) foram registradas com elevada abundância e dispersas com êxito nos dois ambientes. Apesar disso, apresentaram intensa limitação de plântulas e de estabelecimento (Tabela 17).

Em relação à limitação de estabelecimento, o ambiente com bambu apresentou-se mais limitado para um maior número de espécies se comparado ao sem bambu, entretanto as espécies *Capsicodendron dinisii*, *Coussapoua microcarpa* e *Hyeronima alchorneoides* se apresentaram altamente limitadas nos dois ambientes. Nenhuma plântula destas espécies foi registrada tanto no ambiente com como no sem bambu. Em contraste, o ambiente sem bambu apresentou condições bióticas e abióticas adequadas para o estabelecimento das plântulas de *Chrysophyllum viride*, *Cryptocarya moschata*, *Eugenia mosenii*, *Neomitranthes glomerata* e *Myrsine hermogenesii* (Tabela 17).

No grupo das 26 espécies estudadas, *Euterpe edulis* foi a única que não apresentou qualquer tipo de limitação demográfica, resultado provavelmente da elevada densidade de indivíduos adultos na área, da grande produção de frutos por indivíduo adulto, da atividade dos agentes dispersores e do êxito em atingir locais adequados para a germinação das sementes e estabelecimento de suas plântulas (Tabela 17, Anexo 5).

Resumindo, em 80,76 % das espécies do ambiente com bambu e em 73,1 % do ambiente sem bambu predominou a limitação de sementes. O ambiente sem bambu apresentou-se menos limitado para todos os tipos de limitantes demográficos estudados, porém a limitação de plântulas foi semelhante nos dois ambientes. *Euterpe edulis* foi a única espécie que não apresentou qualquer tipo de limitação demográfica nos dois ambientes. De forma geral, a limitação de sementes e de estabelecimento e seus componentes foi maior para o ambiente com bambu, entretanto nenhuma diferença estatisticamente significativa foi encontrada. A comparação dos dados das 26 espécies estudadas revelou que o tipo de ambiente não influenciou significativamente a limitação de sementes e seus componentes ($p > 0,05$) resultado semelhante para as 12 espécies na limitação de estabelecimento e de plântulas ($p > 0,05$).

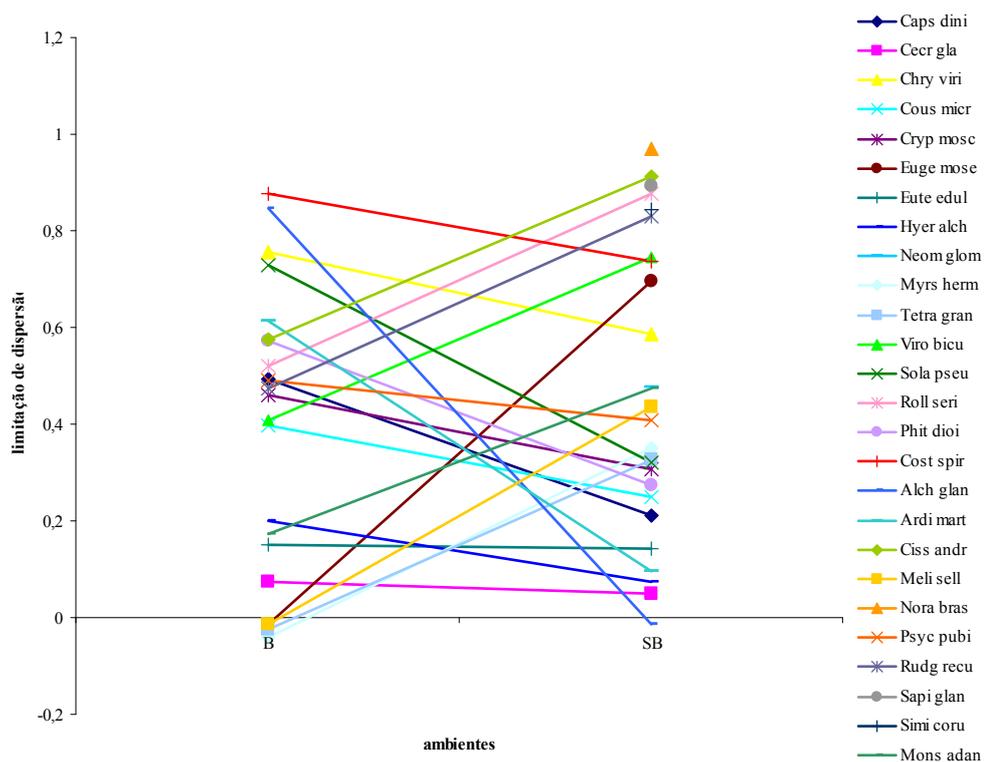


Figura 25 – Limitação de dispersão para 26 espécies registradas na chuva de sementes dos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Valores próximos de 1,0 representam maior limitação. Os nomes completos das espécies estão no Anexo 1.

Tabela 17 – Componentes da limitação demográfica (sementes, fonte, dispersão, plântulas e estabelecimento) para espécies de sementes e plântulas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Valores de limitação acima de 0,60 estão em negrito. Os nomes completos das espécies se encontram nos Anexos 1 e 3.

Espécies	Ambiente B					Ambiente SB				
	Limitação sementes	Limitação fonte	Limitação dispersão	Limitação plântulas	Limitação estab.	Limitação sementes	Limitação fonte	Limitação dispersão	Limitação plântulas	Limitação estab.
<i>Alch glan</i>	0,90	0,35	0,85	PNI	PNI	0,98	0,98	<0,01	PNI	PNI
<i>Ardi mart</i>	0,90	0,74	0,61	PNI	PNI	0,80	0,78	0,10	PNI	PNI
<i>Caps dini</i>	0,85	0,70	0,49	1,00	1,00	0,93	0,90	0,21	1,00	1,00
<i>Cecr gla</i>	0,08	<0,01	0,07	0,95	0,95	0,05	<0,01	0,05	1,00	1,00
<i>Chry viri</i>	0,90	0,59	0,76	1,00	1,00	0,83	0,58	0,59	0,85	0,14
<i>Ciss andr</i>	0,95	0,88	0,57	PNI	PNI	0,95	0,43	0,91	PNI	PNI
<i>Cost spir</i>	0,95	0,59	0,88	PNI	PNI	0,98	0,90	0,74	PNI	PNI
<i>Cous micr</i>	0,40	<0,01	0,40	1,00	1,00	0,25	<0,01	0,25	1,00	1,00
<i>Cryp mosc</i>	0,93	0,86	0,46	0,98	0,67	0,95	0,93	0,31	0,98	0,50
<i>Euge mose</i>	0,98	0,98	<0,01	1,00	1,00	0,90	0,67	0,70	0,78	<0,01
<i>Eute edul</i>	0,15	<0,01	0,15	0,13	<0,01	0,15	0,01	0,14	0,43	0,32
<i>Hyer alch</i>	0,20	<0,01	0,20	1,00	1,00	0,08	<0,01	0,08	1,00	1,00
<i>Meli sell</i>	0,98	0,98	<0,01	PNI	PNI	0,88	0,78	0,43	PNI	PNI
<i>Mons adan</i>	0,85	0,82	0,17	PNI	PNI	0,58	0,19	0,47	PNI	PNI
<i>Neom glom</i>	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,75	0,52	0,48	0,90	0,60
<i>Nora bras</i>	1,00	1,00	1,00	PNI	PNI	0,98	0,17	0,97	PNI	PNI
<i>Phit dioi</i>	0,58	0,01	0,57	PNI	PNI	0,28	<0,01	0,27	PNI	PNI
<i>Psyc pubi</i>	0,75	0,51	0,49	PNI	PNI	0,73	0,54	0,41	PNI	PNI
<i>Myrs herm</i>	0,75	0,76	<0,01	0,93	0,70	0,73	0,58	0,35	0,85	0,45
<i>Roll seri</i>	0,85	0,69	0,52	PNI	PNI	0,93	0,39	0,88	PNI	PNI
<i>Rudg recu</i>	0,95	0,90	0,47	PNI	PNI	0,95	0,70	0,83	PNI	PNI
<i>Sapi glan</i>	1,00	1,00	1,00	PNI	PNI	0,90	0,07	0,89	PNI	PNI
<i>Simi coru</i>	1,00	1,00	1,00	PNI	PNI	0,93	0,52	0,84	PNI	PNI
<i>Sola pseu</i>	0,75	0,08	0,73	PNI	PNI	0,53	0,30	0,32	PNI	PNI
<i>Tetra gran</i>	0,95	0,95	<0,01	0,95	<0,01	0,83	0,74	0,32	0,75	<0,01
<i>Viro bicu</i>	0,83	0,70	0,41	0,85	0,14	0,93	0,70	0,75	0,98	0,67

PNI: espécie cuja plântula não foi identificada.

4 Discussão

4.1 Chuva de sementes

A chuva de sementes nos dois ambientes foi composta por grande número de sementes das famílias Urticaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Myrcinaceae, enquanto Myrtaceae e Rubiaceae se destacaram por apresentar maior riqueza específica. De forma geral, a composição da chuva de sementes amostrada no presente estudo e as riquezas específicas encontradas para as famílias assemelham-se aos resultados encontrados no levantamento florístico do projeto parcelas permanentes e aos de outras regiões de mesmo tipo florestal (Ziparro *et al.* 2005, Jesus 2005).

Apesar de sua maior riqueza específica, o ambiente sem bambu apresentou menor diversidade e equidade, provavelmente pela distribuição acentuadamente heterogênea das densidades de sementes entre as espécies registradas. Segundo Magurram (1988) a baixa equidade está relacionada a uma grande probabilidade de vários indivíduos, tomados da comunidade de modo independente e aleatório, serem de uma mesma espécie. O índice de diversidade por ser sensível à dominância de espécies (Feinsinger 2004), foi menor no ambiente sem bambu onde sementes de *Cecropia glaziovii* foram coletadas em grandes quantidades.

As diferenças nas densidades relativas entre espécies e a dominância de poucas delas na chuva de sementes, em particular envolvendo espécies do gênero *Cecropia*, são frequentemente relatados na literatura (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993, Dalling *et al.* 1998, Murray & Garcia 2002) o que ocorre comumente em comunidades de florestas tropicais, como já observado em outros estudos (Richards 1952, Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993, Feisenger 2004).

A maioria das florestas tropicais constitui-se de um misto de espécies dispersas por animais e pelo vento, com predomínio de dispersão zoocórica. Na chuva de sementes destas florestas, em geral ocorre predominância de sementes zoocóricas (Howe & Smallwood 1982, Tabarelli & Mantovani 1999a, Tabarelli & Peres 2002) e arbóreas (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993), o que foi corroborado pelos resultados encontrados em Carlos Botelho no qual em ambos ambientes a zoocoria correspondeu em média a 98% do total de sementes registradas e o hábito arbóreo em cerca de 95% das sementes.

Em uma floresta secundária Penhalber & Mantovani (1997) encontraram 59,3% de espécies zoocóricas, 33,3% de anemocóricas e apenas 5,5% de autocóricas. Neste trabalho,

espécies arbóreas foram predominantes, apresentando 48% do total de espécies. Entretanto, em florestas semidecíduais ou em estágios iniciais de regeneração a anemocoria tende a ser a síndrome mais freqüente (Grombone-Guaratini 1999, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002, Bertoncini 2003). No trabalho de Grombone-Guaratini (1999) realizado em floresta semidecídua, a anemocoria foi a síndrome predominante ocorrendo em 84% das espécies mais freqüentes. Bertoncini (2003) encontrou resultado semelhante em uma área de vegetação perturbada do estado de São Paulo. Alguns autores sugerem, no entanto que a presença de árvores em maior densidade nestas áreas poderia aumentar a proporção de outras síndromes de dispersão (Galindo-González *et al.* 2000, Carrière *et al.* 2002, Bertoncini 2003).

Entre as síndromes de dispersão para as sementes registradas em Carlos Botelho, a porcentagem de anemocoria na comunidade dos ambientes com e sem bambu (0,33% e 0,54%, respectivamente) foi baixa para florestas tropicais (Penhalber & Mantovani 1997) o que, provavelmente, indica um bom estado de conservação da área, tendo em vista que a dispersão anemocórica é característica de espécies de estádios iniciais de sucessão (Pijl 1982, Howe & Smallwood 1982). Segundo Janzen & Vásquez-Yanes (1991) quando uma área é perturbada e a maioria dos vertebrados é removida, a tendência é que espécies zoocóricas declinem em número enquanto espécies anemocóricas tornam-se mais abundantes.

Na área de estudo, a chuva de sementes como um todo foi composta principalmente por sementes de *Cecropia glaziovii*, *Euterpe edulis*, *Hyeronima alchorneoides* e *Phytolacca dioica*, espécies arbóreas que têm em comum o fato de produzirem muitas sementes (Lorenzi 1992, Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993, Reis 1995, Dalling *et al.* 1998, Reis *et al.* 2000, Murray & Garcia 2002) e serem dispersas por uma variedade de espécies de aves e mamíferos (obs. pess., Galetti *et al.* 1997).

O modo pelos quais as sementes são dispersas pode influenciar na distribuição e no sucesso de ocupação de uma espécie em determinada área (Howe & Smallwood 1982). Dessa forma, é possível sugerir que, pela elevada abundância de sementes zoocóricas amostradas, o ambiente sem bambu apresentou mais recursos atrativos aos animais e, conseqüentemente, uma elevada capacidade em manter o fluxo das sementes (Harper 1977, Janzen 1986) se comparado ao ambiente com bambu. Além disso, sementes dispersas por animais são encontradas com maior predominância em áreas de florestas contínuas e não perturbadas (Penhalber & Mantovani 1997), caso das áreas sem bambus onde se encontrou maior abundância de adultos de espécies zoocóricas pertencentes principalmente às famílias Myrtaceae, Rubiaceae e Arecaceae (Anexo 7).

Vale lembrar, entretanto, que no ambiente com bambu também tiveram alta representatividade as sementes de algumas espécies zoocóricas (e.g., *C. glaziovi*, *E. edulis* e *H. alchorneoides*). Em várias ocasiões foram verificadas aves frugívoras como a jacutinga (*Pipile jacutinga*), o surucuá (*Trogon viride*) e o araçari-banana (*Bailloniuss bailloni*) alimentando-se dos frutos de plantas arbóreas (*E. edulis* – palmito juçara, *Virola bicuhyba*) no ambiente com bambu, indicando que a presença de *G. tagoara* não é totalmente incompatível com a atividade das aves frugívoras.

Em relação à variabilidade temporal na chuva de sementes, foram observadas espécies frutificando o ano todo. Entretanto, uma maior abundância de sementes foi registrada em dois períodos, um deles no período de setembro a dezembro de 2004 com pico em novembro e outro no período de março a maio de 2005 com um pico no mês de abril ambos pela predominância de sementes zoocóricas. Este padrão foi observado para os dois ambientes embora de forma menos pronunciada no ambiente sem bambu. Resultado como este foi encontrado por Morellato (2003) para florestas tropicais que, apesar de não experimentarem variações climáticas muito intensas ao longo do ano, mostraram padrões sazonais na floração e na frutificação.

Semelhante à Carlos Botelho, na chuva de sementes de uma floresta secundária de São Paulo, Penhalber & Mantovani (1997) verificaram dois picos na frutificação ao longo de um ano sendo um em novembro e outro em janeiro. Entretanto ao contrário do observado para Carlos Botelho, o pico de novembro para esta floresta secundária foi devido a predominância de sementes de espécies anemocóricas. Possivelmente o estado de conservação da área tenha influenciado no resultado encontrado pelos autores.

O ambiente sem bambu apresentou maior abundância de sementes se comparada com o ambiente com bambu, porém neste último, foi verificada maior abundância no período de junho a agosto de 2004. É possível que neste período as sementes de *E. edulis* registradas em elevada abundância nos coletores do bambu tenha promovido tal diferença. O pico no mês de abril de 2005 nos dois ambientes foi resultante do elevado número de sementes de *Hyeronima alchorneoides*. Nestes dois casos a variação temporal no comportamento de frutificação das plantas (Terborgh 1990) associada às altas densidades em que são encontradas na área de estudo (Anexo 7) influenciaram na abundância da chuva de sementes (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993).

Freqüentemente as diferenças no tempo de frutificação das espécies são resultantes da ação de fatores ambientais (Morellato & Leitão-Filho 1992), das características intrínsecas das espécies e de pressões seletivas bióticas (Dirzo & Domingues 1986, Clark & Clark 1989,

Kitajima & Augspurger 1989, Dirzo & Miranda 1990, Loiselle *et al.* 1996, Vázquez-Yanes *et al.* 1990, Kitajima 1992, Talora & Morellato 2000). Novembro de 2004 e abril de 2005 corresponderam aos meses com menor excedente hídrico registrado para o ano de estudo (Figura 1 do Anexo 6), no entanto, como a água não é fator limitante na floresta Atlântica ombrófila densa (Morellato *et al.* 2000, Talora & Morellato 2000), os resultados para a chuva de sementes indicam que a frutificação ocorreu mais fortemente durante os meses menos úmidos (Talora & Morellato 2000).

A composição da chuva de sementes não diferiu entre os ambientes e ao longo dos meses. Essa semelhança na composição entre os ambientes com e sem bambu era esperada visto que as áreas estudadas são adjacentes e pertencem à mesma unidade de vegetação. Outro fator associado a isso é que para espécies zoocóricas provavelmente os dispersores estão levando sementes igualmente para os dois ambientes.

Nas maiores manchas de *G. tagoara*, a presença de árvores remanescentes funcionando como poleiros (Willson & Crome 1989, Holl 2002) pode ter favorecido a chegada e permanência de animais dispersores, trazendo consigo propágulos da vegetação do entorno. No entanto, a menor abundância observada na chuva de sementes do ambiente com bambu pode estar relacionada ao fato de certos grupos de dispersores evitarem locais abertos ou ainda pode estar relacionada ao menor número de árvores no dossel. Sendo assim, a presença de uma área de floresta próxima às essas manchas de bambu é fundamental, por funcionar como fonte de propágulos (Guariguata & Ostertag 2001).

Apesar da similaridade qualitativa de espécies entre ambientes, a diminuição quantitativa da chuva de sementes verificada para o ambiente com bambu pode ser considerada uma situação preocupante do ponto de vista da regeneração de florestas neste ambiente. Segundo alguns autores, a diminuição da abundância de sementes na chuva poderia vir acompanhada de uma diminuição na abundância de certos grupos animais (Rylands & Keuroghlian 1988, Stouffer & Bierregaard 1995, Didham *et al.* 1996) e da inabilidade de alguns deles em ocupar determinadas áreas (Bierregaard *et al.* 1992).

Os animais frugívoros desempenham um importante papel na regeneração natural de florestas tropicais por serem os principais dispersores de sementes de 60-95% das espécies de plantas (Howe & Smallwood 1982, Jordano 1992). Além disso, são importantes na preservação da heterogeneidade florística destas florestas (Mckey 1975, Julliot 1997). Nesse sentido, uma possível perda dos agentes dispersores levaria a comunidade de plantas a uma redução na chuva de sementes e, possivelmente, na redução do potencial reprodutivo dos adultos (Alvarez-Buylla & Garcia-Barrios 1991, Alvarez-Buylla *et al.* 1996).

Possivelmente, o histórico recente de expansão da população de *G. tagoara* não tenha interferido mais acentuadamente a ponto dos ambientes aqui comparados diferirem na abundância dos indivíduos adultos da comunidade arbórea ou serem utilizados de maneira seletiva pelos frugívoros. Entretanto, são importantes estudos a longo prazo, para verificar se o crescimento acelerado das manchas de bambu na mata Atlântica poderiam resultar em uma homogeneização da paisagem levando a uma diminuição dos tipos de habitats cujos efeitos são negativos para a diversidade de espécies (Turner 1996).

4.2 Estabelecimento de plântulas

O estabelecimento nos dois ambientes foi composto principalmente por maior número de plântulas das famílias *Arecaceae*, *Myrtaceae*, *Rubiaceae* e *Acanthaceae*, enquanto *Myrtaceae*, *Rubiaceae* e *Fabaceae* se destacaram por apresentar maior riqueza específica. Assim como para a chuva de sementes, a composição das plântulas amostradas neste estudo e suas riquezas específicas encontradas para as famílias assemelham-se à composição florística da parcela permanente e de outras regiões de mesmo tipo florestal (Ziparro *et al.* 2005, Jesus 2005).

Ao contrário das sementes, o ambiente sem bambu apresentou menor riqueza de espécies de plântulas, menor abundância e uma maior diversidade e equidade. A maior equidade significa que a probabilidade de vários indivíduos, tomados da comunidade de modo independente e aleatório, serem de uma mesma espécie seria menor no ambiente sem bambu (Magurram 1988).

O fato do ambiente com bambu apresentar menor equidade é resultado de uma maior dominância de espécies. Os dois ambientes foram dominados por plântulas de *Euterpe edulis* e de *Acanthaceae* 2, entretanto no ambiente com bambu as plântulas de palmito apresentaram abundância cinco vezes maior que a registrada no ambiente sem bambu, mesmo com a presença de menor número de adultos da espécie. Diferentemente dos adultos presentes no ambiente sem bambu, os palmitos apresentavam-se no dossel aberto no ambiente com bambu. Por essa exposição estavam sujeitos a uma maior intensidade luminosa e por um período de tempo maior ao longo do dia. Segundo Wright (1996) em florestas tropicais onde é comum a ausência de períodos de déficit hídrico a floração coincide com o de pico de irradiância, que na mata Atlântica ocorre na época chuvosa. Assim, é possível que a maior exposição à luz tenha promovido um aumento da produtividade de flores por indivíduo de palmito acompanhada por uma maior taxa de visitação pelos polinizadores e conseqüentemente maior

produtividade de frutos, tendo como resultado maior abundância de sementes e plântulas no ambiente com bambu. Estudos desta natureza não foram encontrados para *E. edulis*, entretanto foram encontrados para várias outras espécies. Segundo alguns estudos, a maior luminosidade incidente na borda e em árvores isoladas é tida como o principal fator responsável pela maior produção de flores nestes ambientes (Fuchs *et al.* 2003, Ramos & Santos 2005). Cascante *et al.* 2002 observaram número significativamente maior de sementes em árvores mais expostas à luz quando comparadas com árvores no interior da floresta.

A grande maioria das espécies arbóreas presentes nas florestas tropicais é zoocórica (Howe & Smallwood 1982, Tabarelli & Peres 2002). Resultado semelhante foi encontrado para o conjunto de plântulas dos dois ambientes em Carlos Botelho composto principalmente por espécies zoocóricas e forma de vida arbórea (Ivanauskas *et al.* 2001, Ziparro *et al.* 2005). No ambiente com bambu as plântulas de espécies arbóreas apresentaram-se em maior proporção do que no ambiente sem bambu, um reflexo da elevada abundância de *E. edulis* nas parcelas presentes no bambu. Em contrapartida, no ambiente sem bambu verificou-se maior número de plântulas para todas as outras formas de vida, especialmente pela presença de maior número de plântulas herbáceas da família Acanthaceae que se caracterizam por ocupar expressivamente o sub-bosque da floresta (Ziparro *et al.* 2005).

Em relação à variabilidade temporal das plântulas estabelecidas, o aumento no número de plântulas na transição do mês de dezembro de 2004 para janeiro de 2005 coincidiu com os meses de maior excedente hídrico em Carlos Botelho (Figura 1 do Anexo 6) e com a predominância de plântulas de *E. edulis* emergidas neste período que, segundo Rathcke & Lacey (1985), corresponde à época de melhores condições para o sucesso da dispersão e do estabelecimento das plântulas. Este padrão foi observado para os dois ambientes, embora de forma menos pronunciada no ambiente sem bambu.

De forma geral, a abundância de plântulas não apresentou grande variação ao longo dos meses do ano como na chuva de sementes. No entanto, tal diferença foi observada entre os ambientes. Mais uma vez a maior proporção de plântulas de *E. edulis* no ambiente com bambu promoveu a diferença entre ambientes. Por outro lado, considerando-se a densidade de plântulas das demais espécies, pôde-se verificar que o ambiente sem bambu sobrepujou a densidade registrada no ambiente com bambu. Esse resultado nos revela a importância da heterogeneidade do ambiente para permitir a manutenção das populações (Alvarez-Buylla *et al.* 1996), a coexistência entre diferentes espécies e formas de vida e a manutenção da diversidade (Hurt & Pacala 1995).

O fato do ambiente com bambu não ter recrutado plântulas de outras espécies nas mesmas proporções que no sem bambu indica que a comunidade nesse ambiente tende a se tornar cada vez menos rica e dominada por espécies comuns (Feinsenger 2004, Pires 2006). Essa tendência se confirmou pela baixa similaridade tanto sob o aspecto estrutural como na composição de espécies de plântulas verificada entre os ambientes. Fatores ambientais (Vásquez-Yanes & Orozco-Segovia 1993) e relações interespecíficas (Dirzo & Dominguez 1986) são capazes de influenciar na germinação das sementes e, conseqüentemente, no estabelecimento diferencial das espécies nos ambientes. Diante disso, com exceção de *E. edulis*, é possível que as plântulas enfrentem dificuldades de estabelecimento no ambiente com bambu devido a fatores como sub-bosque relativamente mais iluminado e com maior profundidade de serapilheira se comparado ao ambiente sem bambu. Reduções no estabelecimento de plântulas têm sido muitas vezes reportadas como resultantes de elevadas taxas de predação de sementes (Santos & Tellería 1994, Fleury & Galetti no prelo) e redução ou ausência de locais adequados para o estabelecimento (Bruna 2002, Meiners *et al.* 2002, Jordano *et al.* 2004).

Trabalhos como o de Silveira (2001) no sudoeste da Amazônia sugerem que a presença do bambu *Guadua weberbaueri* alterou a composição florística reduzindo em quase 40% o número de espécies em uma amostra de um hectare. A riqueza resultante nesta área foi uma das menores encontradas para a Amazônia. Ainda segundo o autor, a ação seletiva do bambu favoreceu o crescimento de espécies características dos estágios iniciais da sucessão ecológica, cujo ciclo de vida curto tem implicações diretas sobre a dinâmica da floresta.

O número de plântulas de *E. edulis* presentes nas parcelas foi significativamente maior no ambiente com bambu em relação às parcelas no ambiente sem bambu. Como ressaltado em vários estudos, possivelmente, esse é um resultado de alguns fatores como a grande produção anual de frutos (Veloso & Klein 1957, Reis 1995, Reis *et al.* 2000), o maior número de sementes de *E. edulis* que atingiram as áreas com bambu, o menor risco de predação de sementes nestas áreas (Terborgh *et al.* 1993) ou da associação deles.

Outra possível hipótese acerca da maior densidade de plântulas de *E. edulis* encontrada no ambiente com bambu pode estar relacionada com a dispersão da espécie. Nas manchas de bambu os adultos desta espécie eram abundantes e conspícuos, o que pode ter facilitado a localização pela avifauna frugívora. Possivelmente a deposição diferencial de sementes no ambiente com bambu pelos frugívoros tenha promovido a maior densidade de plântulas neste ambiente. Segundo Schupp (1993) a eficiência de um animal frugívoro como dispersor depende de aspectos relacionados ao padrão de deposição das sementes que este animal

produz, ou seja, como e onde as sementes ingeridas são depositadas. Além disso, os dispersores podem diferir desde o processo de seleção dos frutos e comportamento de forrageio como também por seleção de habitats alterando a quantidade de sementes depositadas (Schupp 1993, Alcántara *et al.* 2000). Dessa forma, os frugívoros podem ter apresentado um comportamento que diferiu entre os ambientes favorecendo a maior abundância de sementes e plântulas de palmito no ambiente com bambu.

Segundo Hubbell (1979), a grande produção de frutos e sementes de uma dada espécie poderia facilitar a sua chegada ao estágio de plântula ainda que o nível de predação fosse intenso. Entretanto, a presença ou ausência e a densidade de plântulas não depende somente da disponibilidade de sementes, como também da frequência de locais seguros que ofereçam as condições requeridas por uma semente para germinar e se estabelecer. O estabelecimento envolve, portanto, uma série de eventos consecutivos (Harper 1977). Deste modo, o estabelecimento das plântulas de palmito pode ter sido facilitado por condições “especialmente” favoráveis nos ambientes ocupados por bambu.

Guilherme *et al.* (2004), por exemplo, verificaram um grande número de recrutas de *Geonoma schottiana*, uma espécie de palmeira tolerante à sombra, em áreas ocupadas pelo bambu *Merostachys fistulosa*, no sul do estado de Minas Gerais. Parece que a crescente densidade de colmos deste bambu não está ainda interferindo no processo de recrutamento da palmeira, possivelmente por esta ser uma espécie clímax tolerante à sombra e possuir um pequeno porte. No entanto, existe a possibilidade de *G. schottiana* estar sendo favorecida pelo bambu ao exercer um efeito negativo sobre outras espécies arbóreas (Canham & Marks 1985).

Ao contrário do encontrado para *G. schottiana*, Griscom & Ashton (2003) verificaram que em ambientes dominados pelo bambu *Guadua sarcocarpa* na Amazônia peruana, os danos físicos causados pelo bambu são em grande parte os responsáveis pela mortalidade de plântulas. A sucessão florestal é estagnada, como demonstrado por dados de distribuição de classes de tamanho e mortalidade de plântulas. Neste caso, Griscom & Ashton (2003) observaram que os colmos de *G. sarcocarpa* crescem constantemente, colapsando e morrendo. Isto, por conseguinte, criava um ambiente nos quais os indivíduos jovens sob os bambus teriam uma alta probabilidade de serem esmagados. Em Carlos Botelho, apesar de *G. tagoara* apresentar um ciclo de vida semelhante ao de *G. sarcocarpa*, provavelmente os danos físicos gerados pelo adensamento dos colmos não estejam influenciando a densidade de *E. edulis* no estágio de plântulas com até 30 cm de altura.

Estudos sobre a influência do sub-bosque dos bambus na sucessão florestal na China (Tailor & Zisheng 1988) e no Japão (Tanaka 1988) têm atribuído a reduzida densidade de

plântulas aos reduzidos níveis de luz sob o bambu. Ao contrário, em Carlos Botelho, os ambientes com bambu estavam associados a maiores valores de abertura de dossel e apresentaram maior abundância de plântulas por mês em relação à SB.

Alguns trabalhos sugerem ainda que não somente os danos físicos, a competição por luz, umidade do solo ou nutrientes são fatores responsáveis pela baixa densidade de plantas no sub-bosque de algumas áreas, mas um resultado do efeito alelopático de algumas espécies como, por exemplo, *Acacia confusa*, uma espécie amplamente distribuída em Taiwan (Kuo *et al.* 1989) e *Callicarpa acuminata* no México (Anaya *et al.* 2003). Ainda não há estudos que comprovem o efeito alelopático de *G. tagoara* sobre as espécies florestais, porém esta poderia ser uma das possibilidades para explicar a baixa densidade de plântulas (com exceção de *E. edulis*) nas áreas com bambus.

Este cenário do estabelecimento das plântulas nos remete ao fato que, do ponto de vista ecológico, espécies dominantes como o palmito que apresentam importantes relações mutualísticas dentro da comunidade são fundamentais para estrutura da vegetação e manutenção de guildas de frugívoros, porém são as espécies menos abundantes que contribuem e que contribuíram neste trabalho para a diversidade observada nos dois ambientes, especialmente no ambiente sem bambu.

4.3 Sobrevivência, emergência e mortalidade das plântulas

A sobrevivência das plântulas não pareceu estar relacionada com a densidade de plântulas ou com o tipo de ambiente, porém variou temporalmente. Dezembro de 2004 e janeiro de 2005 apresentaram as maiores taxas de sobrevivência em consequência do aumento da emergência de plântulas, em especial de *E. edulis*, no ambiente com bambu. É provável que neste caso, o período de maior excedente hídrico, que é um fator extrínseco, tenha promovido as condições adequadas para a sobrevivência das plântulas nos ambientes. Entretanto, outros fatores associados a este podem ter influenciado no resultado.

A compreensão do recrutamento das plantas e a regeneração em florestas tropicais dependem, sobretudo, de se identificar a importância relativa do evento de dispersão e fatores da pós-dispersão de sementes para a sobrevivência das plântulas e sementes (Alvarez-Buylla & García-Barrios 1991, Schupp 1993). Em Carlos Botelho, um ano de dados de mortalidade mostrou que os ambientes dominados por bambus estiveram associados a uma maior mortalidade mensal (Griscom & Ashton 2003) e o oposto foi verificado para a emergência de plântulas.

Em geral a cobertura da vegetação no interior da floresta com uma folhagem densa (Malcolm 1994), juntamente com o dossel fechado podem aumentar a mortalidade das plântulas pela diminuição da penetração da luz (Camargo & Kapos 1995), entretanto os resultados para abertura de dossel demonstraram maior luminosidade no ambiente com bambu. Outros estudos têm reportado a diminuição do recrutamento e a mortalidade das plântulas ao aumento e queda de escombros do dossel que danificam as plântulas (Clark & Clark 1989, 1991, Benítez-Malvido 1995), ao pisoteio por animais (Aizen & Feizinger 1994), à presença de serapilheira (Rotundo & Martin 2005) ou ao ataque de formigas e ortópteros (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos 1990). Possivelmente alguns destes fatores ou a ação conjunta deles pode ter resultado na maior mortalidade das plântulas no ambiente com bambu. Em contrapartida, as condições para emergência neste ambiente parecem ter sido mais favoráveis que as do ambiente sem bambu. No entanto, vale lembrar que os resultados para emergência estão estreitamente relacionados à emergência de *E. edulis* como já observado anteriormente para a densidade de plântulas e que o pico pronunciado na curva da comunidade é resultante da dominância desta espécie no ambiente com bambu, em especial. Partindo-se do pressuposto que a emergência está relacionada com a densidade das plântulas a cada mês, ao considerarmos somente as outras espécies, a emergência de plântulas seria mais uniforme na comunidade assim como foi para a densidade excetuando-se plântulas de palmito (Figura 19C).

A distribuição das classes de altura de *E. edulis* apresentou diferenças entre o tipo de ambiente no qual se encontrava. As fases de plântula e jovem I apresentaram-se como as mais frequentes no ambiente com bambu, indicando que existe um banco potencial de plântulas e juvenis com até 1,0 m para a regeneração da floresta. Por outro lado no ambiente sem bambu, apesar da população apresentar menor frequência nestas classes, apresentou potencial de produção no estoque de indivíduos nas classes de jovens acima de 1,0 m e adultos. É provável que a presença do *G. tigoara* esteja interferindo na demografia de *E. edulis* principalmente nas classes de tamanho dos indivíduos maiores no ambiente com bambu. Esse resultado corrobora com o estudo de Griscom & Ashton (2003) em áreas dominadas por *G. sarcocarpa* na Amazônia peruana. Segundo estes autores, a redução na sobrevivência e recrutamento está associada ao aumento do estresse na umidade do solo durante a estação menos úmida que leva à competição entre as espécies e aos danos físicos pela queda dos colmos que se dobram sobre si mesmos.

4.4 A chuva de sementes e o estabelecimento de plântulas no contexto da regeneração natural

Tanto em B como em SB muitas das famílias registradas para as sementes foram também registradas para as plântulas (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993). Entretanto, resultado semelhante não foi observado para muitas das espécies, especialmente para *Cecropia glaziovii* e *Hyeronima alchorneoides*. As duas espécies se apresentaram dominantes na chuva de sementes, mas não foram registradas como plântulas na mesma proporção nos dois ambientes devido principalmente ao fato de serem espécies dependentes de clareiras (Martínez-Garza & González-Montagut 1999)

Para a maioria das espécies dos ambientes com e sem bambu ocorreu uma forte redução numérica na transição das sementes para as plântulas, assim como verificaram Martínez-Ramos & Soto-Castro (1993) em Los Tuxtlas, no México. Essa redução observada em Carlos Botelho pode ter sido causada por uma variedade de fatores intrínsecos e extrínsecos relativos às espécies e que influenciaram no sucesso de suas sementes, incluindo desordens fisiológicas, predação pré-dispersão, inibição da germinação pela serapilheira (Vásquez-Yanes *et al.* 1990, Rotundo & Martin 2005), predação pós-dispersão (Dirzo & Domingues 1986, Howe 1990, Donatti 2004) ou ataque de patógenos (Dirzo & Domingues 1986, Howe 1990).

Espécies que produzem sementes de pequeno tamanho (i.e., 3-4 mm de diâmetro) como *Cecropia glaziovii*, *Coussapoua microcarpa*, *Hyeronima alchorneoides* e *Phytolacca dioica* sofreram a mais forte redução numérica (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993) neste estudo. Espécies pioneiras como essas estão associadas a uma gama mais restrita de condições favoráveis do microhabitat para se estabelecerem (Dalling *et al.* 2002). *Coussapoua microcarpa*, por ser uma hemiepífita não se esperaria que germinasse e se estabelecesse no solo, entretanto, no caso de *Hyeronima alchorneoides* e *Phytolacca dioica* nenhuma plântula foi registrada. Por serem espécies pioneiras e com semente de pequeno tamanho, é provável que nos dois ambientes não encontraram condições adequadas de luminosidade para a germinação de suas sementes e estabelecimento das plântulas.

Fatores abióticos como o pH, a umidade do solo e a razão vermelho/vermelho extremo são controladores da viabilidade das sementes e/ou de sua germinação (Vasquez-Yanes & Orozco-Segovia 1993). Por exemplo, algumas espécies como *Cecropia glaziovii* não atingiram o estágio de plântula nas áreas sem bambu já que suas sementes não germinam sob as condições de microhabitat oferecidas nesses locais. No entanto, para a maioria das espécies

como aquelas pertencentes às famílias Myrtaceae e Rubiaceae que produzem sementes recalcitrantes capazes de germinar sob dossel das florestas maduras se apresentaram com maior abundância e riqueza específica no ambiente sem bambu. Nestes casos, mais importante que as condições abióticas para a sua sobrevivência são possivelmente, os insetos, microorganismos e vertebrados que as predam (Dirzo & Dominguez 1986).

Como resultado dos refinados processos que operam sobre a abundância das espécies, a equidade e a diversidade aumentam nas comunidades (Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993, Feinsinger 2004). No ambiente sem bambu, por exemplo, foi verificado um aumento no valor destes índices para a comunidade das plântulas. É provável que, como visto anteriormente, a não ocorrência das espécies de sementes pequenas no estágio de plântulas tenha influenciado neste resultado. Por outro lado, no ambiente com bambu, ocorreu diminuição da diversidade e da equidade como reflexo da dominância de plântulas de *Euterpe edulis* e da baixa mortalidade de sementes desta espécie (Martínez-Ramos 1991, Martínez-Ramos & Soto-Castro 1993). Entretanto, do total de sementes de *E. edulis* que chegaram ao ambiente com bambu, somente 35,41% delas se tornaram plântulas contra 42,6% no sem bambu. Neste sentido, uma redução na fonte de sementes de *E. edulis* poderia resultar em um estabelecimento mais limitado no ambiente com bambu do que em ambientes onde *G. tagoara* esteja ausente.

Segundo Fenner (1985), Kitajima (1992) e Ressel *et al.* (2004), no contexto da comunidade o tamanho das sementes e a morfologia das plântulas influenciam na sua probabilidade de sobrevivência que, somados à ação conjunta de fatores fisiológicos (Kitajima 1992), dos limitantes demográficos (Jordano *et al.* 2004) e de fatores ao acaso (Hubbell & Foster 1986) resultam na organização da regeneração avançada. No entanto, estes são aspectos pouco estudados do ponto de vista ecológico.

Os processos demográficos, em particular, desempenham um importante papel na dinâmica das espécies vegetais, tanto da perspectiva da evolução como no que se refere aos aspectos de colonização, regeneração e conservação (Hubbell 2001, Jordano *et al.* 2004). Partindo deste princípio, para se compreender a importância da chuva de sementes e dos nichos de regeneração na estrutura e dinâmica das comunidades é necessário considerar a série de etapas desde a produção de sementes ao êxito no estabelecimento das plântulas (Harper 1977), assim como os tipos de limitação do maior número possível das espécies de uma comunidade (Muller-Landau *et al.* 2002).

Para a maioria das espécies estudadas em Carlos Botelho, pode-se sugerir que a limitação de sementes predominou, entretanto houve uma variação dos demais tipos de

limitação predominante dependendo da espécie e do ambiente em que ela ocorria. No geral, as análises do recrutamento em relação à abundância de sementes indicaram que quase todas as espécies estudadas se apresentaram fortemente limitadas do ponto de vista do estabelecimento, assim como das sementes. Esse resultado foi semelhante ao encontrado por Dalling & Hubbell (2002) e Müller-Landau *et al.* (2002).

Para grande parte das espécies, o número de sementes disponíveis foi o fator que mais contribuiu para a elevada limitação de fonte, em especial para o ambiente com bambu. Além disso, houve variação considerável nos valores entre as espécies. Com base nos resultados, é possível que o ambiente com bambu tenha sido mais susceptível à variação, em nível populacional, na disponibilidade de sementes resultante das diferenças na abundância de adultos, na produção de sementes por adulto e da atividade dos dispersores. (Dalling *et al.* 2002). Espécies como *Norantea brasiliensis*, *Neomitranthes glomerata*, *Sapium glandulatum* e *Simira corumbensis* foram as espécies mais limitadas no ambiente com bambu. No entanto, pode-se afirmar com base nos dados do levantamento florístico da área que adultos destas espécies se apresentam em baixa abundância. Para alguns autores, a composição de espécies nas proximidades de uma determinada área é um fator importante para a composição da chuva de sementes e conseqüentemente para as plântulas. No entanto, para espécies que ocorrem naturalmente com baixa abundância, com distribuição agrupada ou ambos, as sementes não alcançam todos os locais disponíveis e estes fatores combinados com a dispersão local seriam a causa da limitação (Clark *et al.* 1998).

O ambiente sem bambu apresentou menores valores para a limitação de dispersão nas espécies estudadas do que o ambiente com bambu. Para Münzbergová & Herben (2005), a distribuição das espécies em um ambiente está limitada pela disponibilidade de sementes na paisagem. Isso representa uma situação de não-equilíbrio das espécies para as quais o número de populações é limitado pela baixa capacidade de se espalhar no ambiente. No bambu, espécies como *Eugenia mosenii*, *Myrsine hermogenesii* e *Tetrastylidium grandifolium*, e no sem bambu a espécie *Capsicodendron dinisii* foram dispersas com êxito. Apesar disso, algumas delas apresentaram limitação de plântulas ou de estabelecimento mais intensa no ambiente com bambu onde as sementes provenientes de uma dispersão exitosa possivelmente não encontraram condições bióticas e abióticas favoráveis para germinarem e se estabelecerem (Harper 1977).

No outro extremo, *Euterpe edulis* foi a única espécie entre as estudadas que não apresentou qualquer tipo de limitação demográfica nos dois ambientes. Esse pode ter sido o resultado de algumas características da planta, como a elevada abundância dos indivíduos

adultos na área, a elevada produção de frutos por indivíduo adulto, a atividade dos agentes dispersores, o êxito em atingir locais adequados para a germinação das sementes e estabelecimento de suas plântulas ou da ação conjunta destes fatores.

4.5 Características de microhabitat e a comunidade de sementes e plântulas

Em uma escala mais ampla, a heterogeneidade espacial no ambiente pode ser um importante fator de promoção da coexistência de espécies na comunidade da floresta (Fowler 1988). Na comunidade de Carlos Botelho, os coletores de sementes e as parcelas do ambiente com bambu foram associados aos locais em que a floresta apresentou-se com dossel mais aberto. Provavelmente algumas espécies encontrariam neste ambiente as condições adequadas para suas sementes germinarem e se estabelecerem.

Sementes e plântulas de *Euterpe edulis* estiveram fortemente correlacionadas ao ambiente com bambu que coincidem com as áreas de maior abertura de dossel semelhante ao encontrado por Martini (2002) em uma área de floresta no sul da Bahia. Neste trabalho, os resultados sugerem que indivíduos pequenos de *E. edulis* ocorriam em ambientes em que as aberturas no dossel e a luz total transmitida eram maiores.

Segundo Nakazono *et al.* (2001), as plântulas de *E. edulis* diferem na sua resposta à variação de luz. Sua aclimatação ao aumento de irradiância sugere que a espécie poderia beneficiar-se, por exemplo, do aparecimento de clareiras para sua regeneração. Por outro lado, outros estudos sugerem que depois da germinação de suas sementes forma-se um banco das plântulas que exige um microclima relativamente específico com sombreamento temporário (Nodari *et al.* 2000) para seu crescimento inicial (Bovi *et al.* 1990). É provável que neste caso outros fatores além da luminosidade estejam associados ao êxito no estabelecimento de *E. edulis* no ambiente com bambu como, por exemplo, disponibilidade de nutrientes e umidade do solo, e baixa taxa de predação.

Coletores e parcelas presentes no ambiente sem bambu apresentaram-se vinculados às áreas com vegetação relativamente mais densa e com maior número de espécies de indivíduos adultos. Nestes locais predominaram principalmente sementes de *Eugenia mosenii*, *Myrsine hermogenesii* e plântulas de *Eugenia mosenii*, *Myrsine hermogenesii*, *Rudgea jasminoides* e *Tetrastylidium grandifolium* que se caracterizam por serem espécies geralmente encontradas em habitats com vegetação primária e com pouca intervenção antrópica (Custódio-Filho 2002).

Em linhas gerais as espécies do dossel poderiam funcionar como filtros de diversidade, pelo fato de exercerem grande influência no ambiente situado sob a projeção da suas copas (Gandolfi 2000). Assim, sob o dossel das árvores ou sob os bambus seriam afetados o padrão de luz no sub-bosque ou sobre o solo (Vázquez-Yanez *et al.* 1990, Vázquez-Yanez & Orosco-Segovia 1990, Gandolfi 2000), a temperatura da superfície do solo (Molofsky & Augspurger, 1992), a germinação de sementes, o recrutamento de plântulas, a deposição e decomposição da serapilheira (Metcalfe & Turner 1998, Ponge *et al.* 1998) e, conseqüentemente, a composição de espécies. Neste sentido, o que ocorreu em Carlos Botelho foi resultado de uma seleção por plântulas de espécies melhor adaptadas às condições de cada microhabitat.

A tentativa de se classificar as espécies de acordo com suas estratégias na dinâmica da floresta é uma questão controversa pelo fato delas estarem sujeitas a um complexo conjunto de variáveis (Oliveira-Filho *et al.* 1994b). Entretanto, são importantes os esforços para se compreender as tendências relativas ao comportamento das espécies levando-se em consideração as diferenças entre florestas e especialmente dentro delas. Em Carlos Botelho foi observado que ambientes com e sem bambu tenderam a selecionar determinadas espécies, particularizando assim a regeneração natural da floresta.

5 Considerações finais

Segundo os resultados obtidos neste estudo, a distribuição do número de sementes e plântulas aliada à variação na composição de espécies entre os ambientes com e sem bambu reforçam as hipóteses iniciais deste estudo, ou seja, a ocupação dos habitats por bambus influencia na composição da chuva de sementes e conseqüentemente na particularização da regeneração natural da vegetação local. A chuva de sementes não variou no aspecto qualitativo de forma acentuada em relação ao tipo de ambiente estudado, como verificado para o estabelecimento de plântulas. Entretanto a chuva de sementes diferiu em quantidade. Apesar do histórico de expansão de *G. tigoara* não ser relatado na literatura esses resultados podem ser um reflexo de sua expansão relativamente recente na floresta Atlântica. A presença dos bambus aparentemente ainda não apresentou conseqüências negativas evidentes para as plantas adultas. Como as sementes provêm dos indivíduos adultos, tais conseqüências não foram muito fortes na chuva de sementes. Por outro lado, para as plântulas, que respondem às condições ambientais vigentes, a presença dos bambus exerceu influência negativa sobre seu estabelecimento.

De certa forma, a presença de manchas de *G. tigoara* na floresta poderia funcionar como um incremento da heterogeneidade ambiental promovendo maior diversidade. No entanto, a maneira como essas manchas vêm aumentando em suas proporções, torna-se preocupante. A espécie apresenta quantidades elevadas de sementes na reprodução sexuada, podendo formar bancos de plântulas disseminados por todo o sub-bosque dos locais onde se encontram e nas áreas adjacentes, como verificado na área de estudo em novembro de 2005 (obs. pess.). É possível que na presença de maior incidência de luz, essas plântulas excluam competitivamente as plântulas de outras espécies.

Além disso, na reprodução vegetativa, seus brotos crescem rapidamente no sentido vertical, superpondo-se, com auxílio de seus espinhos e sua densa folhagem, sobre a copa das árvores. Segundo alguns estudos, foi verificado que o adensamento dos colmos resulta em um grande obstáculo para o crescimento de árvores, o que pode exercer fortes efeitos sobre a comunidade (Oliveira-Filho *et al.* 1994a).

Com base nisso, a perda de espécies arbóreas pode ser um fenômeno imperceptível em um curto período de tempo, mas que pode trazer conseqüências dramáticas para diversidade de florestas tropicais (Benítez-Malvido & Martínez-Ramos 2003). Conseqüentemente, a redução da diversidade de plântulas de espécies arbóreas é em particular o maior problema para áreas com bambu, dado que as árvores correspondem ao maior componente da diversidade, estrutura e função das florestas tropicais (Denslow 1987).

Uma vez que as plântulas que crescem no interior da floresta tropical estão sujeitas a um conjunto de condições bióticas e abióticas e são responsáveis pela estrutura e composição da comunidade, futuras investigações e ações de manejo devem ser implementadas em Carlos Botelho e em áreas semelhantes. Neste sentido, é importante direcionar os esforços de conservação para estudos sobre a regeneração natural. No entanto, a falta de conhecimento da história natural das plantas como um todo, ciclos de vida longo apresentado por várias espécies e a complexidade dos habitats em florestas tropicais constituem os fatores que restringem estudos desta natureza.

Aliado ao estudo da regeneração, estudos sobre os processos de limitação demográfica respondem a muitas das questões referentes à transição de uma etapa a outra ao longo do ciclo de regeneração. Estes estudos nos permitem ainda compreender o mecanismo que gera oportunidades de regeneração para espécies competitivamente inferiores (“ganho pela perda de posse” - *winning by forfeit*), a manutenção dos tamanhos populacionais e a coexistência entre diferentes espécies e formas de vida (Hurt & Pacala 1995). Além disso, os processos de limitação demográfica constituem a chave para se compreender a geração e a

manutenção da diversidade nos ambientes florestais e permitem relacionar as teorias ecológicas de biogeografia e biodiversidade (Hubbell 2001).

6 Conclusões

Com base nas hipóteses iniciais, os resultados deste trabalho indicaram que:

1. a chuva de sementes não variou no aspecto qualitativo de forma acentuada em relação ao tipo de ambiente, entretanto variou em termos de quantidade;
2. a composição da chuva de sementes foi influenciada pelo padrão fenológico das espécies e pela produção sazonal de sementes;
3. para as plântulas, a presença dos bambus exerceu influência negativa sobre seu estabelecimento tanto do ponto de vista qualitativo como quantitativo, exceto para plântulas de *Euterpe edulis*;
4. maior média de plântulas emergiram e morreram no ambiente com bambu a cada mês se comparado ao ambiente sem bambu;
5. na comunidade de plântulas, a taxa de sobrevivência diferiu entre meses, mas não entre ambientes;
6. *Euterpe edulis* apresentou maior êxito em seu estabelecimento no ambiente com bambu, entretanto os fatores envolvidos neste fato devem ser mais bem estudados;
7. a presença do bambu *Guadua tagoara* pode interferir na estrutura das populações como demonstrado nos dados de classes de altura de *E. edulis*;
8. ambientes com e sem bambu tendem a selecionar determinadas espécies particularizando a regeneração natural da floresta;
9. a busca de relações entre os dados de chuva de sementes e estabelecimento de plântulas com as características do microhabitat, sejam elas bióticas ou abióticas, é de grande importância para se fundamentar a discussão nos estudos de conservação. Neste sentido, quanto maior o número de variáveis ambientais melhores as conclusões em relação aos padrões de ordenação dessas comunidades;
10. estudos que se referem à história natural das espécies e aos processos de limitação demográfica são pré-requisitos para se compreender as etapas da regeneração natural, a manutenção dos tamanhos populacionais e a coexistência entre diferentes espécies e formas de vida de uma comunidade;
11. finalmente, estudos comparativos como o desenvolvido em Carlos Botelho colaboram para o entendimento das relações interespecíficas em uma dada vegetação.

7 Referências Bibliográficas

ABE, M.; MIGUCHI, H.; NAKASHIZUKA, T. An interactive effect of simultaneous death of dwarf bamboo, canopy gap, and predatory rodents on beech regeneration. **Oecologia**, v. 127, n. 2, p. 281–286, 2001.

ABRAHAMSON, W.G. Demography and vegetative reproduction. In: **Demography and evolution in plant populations** (Ed. by O.T. SOLBRIG), Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1980. p. 89-106.

AIZEN, M.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, v. 75, n. 2, p. 330-351, 1994.

ALCÁNTARA, J.M.; REY, P.J.; VALERA, F.; SÁNCHEZ-LAFUENTE, A.M. Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. **Ecology**, v. 81, n. 7, p. 1937-1950, 2000.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. **Oecologia**, v. 84, n. 3, p. 314-325, 1990.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R.; GARCÍA-BARRIOS, R. Seed and forest dynamics: a theoretical framework and an example from the Neotropics. **American Naturalist**, v. 137, n. 2, p. 133-154, 1991.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R.; GARCÍA-BARRIOS, C.; LARA-MORENO, C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 387-421, 1996.

ANAYA, A.L.; MATA, R.; SIMS, J.J.; GONZÁLEZ-COLOMA, A.; CRUZ-ORTEGA, R.; GUADAÑO, A.; HERNÁNDEZ-BAUTISTA, B.E.; MIDLAND, S.L.; RÍOS, G.; GÓMES-POMPA, A. Allelochemical potencial of *Callicarpa acuminata*. **Journal of Chemical Ecology**, v. 29, n.12, p. 2761-2776, 2003.

APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, n. 4, p. 339-436, 2003.

BENÍTEZ-MALVIDO, J. **The ecology of seedlings in central amazonian forest fragments**. 1995. Dissertation (Ph.D) - University of Cambridge, United Kingdom, 1995.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 17, n. 2, p. 389-400, 2003.

BERTONCINI, A.P. **Estrutura e dinâmica de uma área perturbada na terra indígena Araribá, Avaí (SP): implicações para o manejo e a restauração florestal**. 2003. 174f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade de Campinas, São Paulo, Campinas, 2003.

BIERREGAARD, R.O. JR.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; DOS SANTOS, A.A. HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859-866, 1992.

BOVI, M.L.A.; GODOY, JR.G.; NAGAI, V.; CARDOSO, M. Densidade de plantio de palmito em consórcio com seringueiras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 25, n. 6, p. 1023-1029, 1990.

BROKAW, N.V.L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, v. 14, n. 2, p.158-159, 1982.

BROKAW, N.V.L.; SCHEINER, S.M. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 538-41, 1989.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque, Iowa: C. Brown, 1984.

BRUNA, E.M. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. **Oecologia**, v. 132, n. 2, p. 235-243, 2002.

BURMAN, A.G. & FILGUEIRAS, T. A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). **Thaiszia, Kosice**, v. 3, p. 53-88, 1993.

CAMARGO, J.L.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995.

CANHAM, C.D.; MARKS, P.L. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. p. 53-69.

CARRIÈRE, S.M.; ANDRÉ, M.; LETOURMY, P.; OLIVIER, I.; McKEY, D.B. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, part 3, p. 353-374, 2002.

CARVALHO, L.M.T. de. **Dinâmica de clareiras em uma floresta de nuvem na Serra do Ibitipoca, Minas Gerais**. 1997. 52 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Ambiental) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

CASCANTE, A.; QUESADA, M.; LOBO, J.J.; FUCHS, E.A. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 137-147, 2002.

CAUSTON, D.R. **Introduction to vegetation analysis, principles and interpretation**. London: Unwin Hyman, 1988. 342p.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. The role of physical damage in the seedlings mortality regime of a neotropical rain forest. **Oikos**, v. 55, n. 2, p. 225-230, 1989.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. The impact of physical damage on canopy tree regeneration in a tropical rain forest. **Journal of Ecology**, v. 79, n. 2, p. 447-457, 1991.

CLARK, J.S.; MACKLIN, E.; WOOD, L. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs**, v. 68, n. 2, p. 213-235, 1998.

CONNELL, J. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: BOER, P.J.D.; GRADWELL, G.R. (Ed.). **Population dynamics**. Wageningen, Netherlands: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1971. p. 298-312.

CUSTÓDIO-FILHO, A. **A Floresta Ombrófila Densa em diferentes altitudes no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil**. 2002. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 564-578, 1998.

DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 3, p. 557-568, 2002.

DALLING, J.W.; MÜLLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; HUBBELL, S.P. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 4, p. 714-727, 2002.

DENSLOW, J.S. Tropical rain forest gaps and trees species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 432-452, 1987.

DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho/SP - Brasil**. 2005. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

DIDHAM, R.K.; GHAZOUL, J.; STORK, N.E.; DAVIS, A.J. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255-260, 1996.

DIRZO, R.; DOMINGUEZ, A.C. Seed shadows, seed predation and the advantages of dispersal. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. The Hague, Netherlands: Dr. W. Junk Publishers, 1986. p. 237-249.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity – a sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 444-447, 1990.

DOMINGUES, E.N.; SILVA, D.A. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho (SP). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, v. 42, n. 7, p. 71-105, 1988.

DONATTI, C.I. **Conseqüências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da Palmeira Brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) na Mata Atlântica**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

ERIKSSON, O.; EHRLÉN, J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. **Oecologia**, v. 91, n. 3, p. 360-364, 1992.

FANTINI, A.C.; GURIES, R.P. *Guadua tagoara* (taquaruçu): uma espécie invasiva da Mata Atlântica. In: Sexto Congresso e Exposição sobre Florestas, 2000, Porto Seguro. Resumos Técnicos. Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera, 2000. p. 136-138.

FEINSINGER, P. **El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidade**. The nature conservancy. Washington (DC): Island Press, 2004. 242p.

FENNER, M. **Seed ecology**. New York, USA: Chapman and Hall, 1985.

FISHER, R.A.; CORBERT, A.S.; WILLIAMS, C.B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. **Journal of Animal Ecology**, v. 12, n. 1, p. 42-58, 1943.

FLEURY, M.H.; GALETTI, M. Forest size and microhabitat effects on palm seed predation. **Biological Conservation**. No Prelo.

FOWLER, N. The effects of environmental heterogeneity in space and time on the regulation of populations and communities. In: DAVY A.J., HUTCHINGS, M.J. & WATKINSON, A.R. (Eds). **Plant population ecology**. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1988. p. 249-269.

FUCHS, E.J.; LOBO, J.A.; QUESADA, M. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, v. 17, n. 1, p. 149-157, 2003.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F.; ALEIXO, A. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, v. 82, n. 1, p. 31-39, 1997.

GALINDO-GONZÁLEZ, J.G.; GUEVARA, S.; SOSA, V.J. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1693-1703, Dec. 2000.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 445-454, 2003.

GROMBONE-GUARATINI, M.T. **Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração**. 1999. 150f. Tese (Doutorado em Ciências, área de Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

GROMBONE-GUARATINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 5, p. 759-774, 2002.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.

GUEVARA-SADA, S.; GÓMEZ-POMPA, A. Flora of Veracruz. Contribution number 6. Seeds from surface soils in a tropical region of Veracruz, Mexico. **Journal Arnold Arboretum**, v. 53, n. 3, p. 312-335, 1972.

GUILHERME, F.A.G.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; APPOLINÁRIO, V. ; BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, n. 1, p. 19-36, 2004.

HALL, J.B.; SWAINE, M.D. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica**, v. 12, n. 4, p. 256-263, 1980.

HARPER, J.L. **The population biology of plants**. London: Academic Press, 1977. 892p.

HARPER, J.L.; WHITE, J. The demography of plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 419-463, 1974.

HOLL, K. Effects of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 1, p. 179-187, 2002.

HORN, H. S. Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. **The American Naturalist**, v. 100, n. 914, p. 419-424, 1966.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

HOWE, H.F.; SCHUPP, E.W.; WESTLEY, L.C. Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 781-791, 1985.

HOWE, H.F. Seed dispersal by birds and mammals: implications for seedling demography. In: BAWA, K.S.; HANDLEY, M. (Eds). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris, France: The Parthenon Publishing Group, 1990. p. 191-218. (Man and Biosphere Series).

HUBBELL, S.P. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical rain forest. **Science**, v. 203, n. 4387, p.1299-1309, 1979.

HUBBELL, S.P. **A unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Biology, chance, and history and the structure of tropical rain forest tree communities. In: DIAMOND, J. & CASE, T.J. (Eds.) **Community Ecology**. Harper & Row. New York, NY, USA. 1986. p. 314-329.

HURTT, G.C.; PACALA, S.W. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. **Journal of Theoretical Biology**, v. 176, n. 1, p. 1-12, 1995.

IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R. & RODRIGUES, R.R. Levantamento florístico de trecho de floresta Atlântica em Pariquera-Açu, São Paulo, Brasil. **Naturalia**, v. 26, p. 97-129, 2001.

JANZEN, D.H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501-528, 1970.

JANZEN, D.H. The eternal external threat. In: SOULÉ, M.E. (Ed). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 1986. p. 286-303.

JANZEN, D.H.; VASQUEZ-YANES, C. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested Wildlands. In: A. GOMEZ-POMPA, A.; T.C. WHITMORE, T.C.; HANDLEY, M. (Ed.). **Rainforest regeneration and management**. Paris and Parthenon, Carnforth, Lancashire: UNESCO, 1991. p. 137-157. (Man and Biosphere Series, v. 6).

JESUS, F.M. **Chuva de sementes em fragmentos de floresta Atlântica, Caucaia do Alto, Planalto de Ibiúna, S.P.** 2005. 116f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: **Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities**, M. FENNER (Ed.), Commonwealth Agricultural Bureau International, Wallingford, England, 1992. p. 105-156.

JORDANO, P.; PULIDO, F.; ARROYO, J.; GARCÍA-CASTAÑO, J.L.; GARCÍA-FAYOS, P. Procesos de limitación demográfica. In: VALLADARES, F. (Ed.). **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. Madrid: Editorial Parques Nacionales, 2004. cap. 8. p. 229-248.

JULLIOT, C. Impact of seed dispersal by red howler monkeys *Alouatta seniculus* on the seedling population in the understorey of tropical rain forest. **The Journal of Ecology**, v. 84, n. 4, p. 431-440, 1997.

KITAJIMA, K.; AUGSPURGER, C.K. Seed and seedling ecology of a monocarpic tropical tree, *Tachigalia versicolor*. **Ecology**, v. 70, n. 4, p. 1102-1114, 1989.

KITAJIMA, K. **The importance of cotyledon functional morphology and patterns of seed reserve utilization for the physiological ecology of neotropical tree seedlings**. 1992. Dissertation (Ph.D.) - University of Illinois, Urbana, Illinois. [Unpublish].

OKUTOMI, K.; SHINODA, S.; FUKUDA, H. Causal analysis of the invasion of broadleaved forest by bamboo in Japan. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 5, p. 723-728, 1996.

KUO, Y.L.; CHIU, C.Y.; CHOU, C.H. Comparative allelopathic dominance of tropical vegetation in Hengchun peninsula of southern Taiwan. In: CHOU, H.C.; WALLER, G.R. (Ed.). **Phytochemical ecology**. Taipei: Institute of Botany, 1989. (Academia Sinica Monograph Series, n. 9).

LEMMON, P.E. A new instrument for measuring forest overstorey density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

LOISELLE, B.A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. **Biotropica**, v. 28, n. 1, p. 82-95, 1996.

LONDOÑO, X. Aspectos sobre la distribución y la ecología de los bambúes de Colombia (Poaceae: Bambusoideae). Bogotá. **Caldasia**, v. 16, n. 77, p. 139-153, 1990.

LONDOÑO, X. A decade of observations of a *Guadua angustifolia* plantation in Colombia. **Journal of the American Bamboo Society**, v. 12, n. 1, p. 37-43, 1998.

LONDOÑO, X. Subfamília Bambusoideae, *Guadua* Kunth. In: WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A. M. (Ed.). **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo: Poaceae**. São Paulo: Hucitec, 2001. v. 1. p. 38-39.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. Nova Odessa (SP): Editora Plantarum, 1992. 352 p.

MACARTHUR, R.H. On the relative abundance of bird species. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, v. 43, n. 3, p. 293-295, 1957.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. 192p.

MALCOLM, JR. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, v. 75, n. 8, p. 2438-2445, 1994.

MARTINI, A.M.Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em Floresta Tropical no sul da Bahia**. 2002. 150p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Campinas, Campinas. SP, 2002.

MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa de biodiversidade. Edição Especial. **Revista Holos**, v. 1, n. 1, p. 236–267, 1999.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Plant Ecology**, v. 145, n. 2, p. 255–265, 1999.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. **Patrones, procesos y mecanismos en la comunidad de plántulas de una selva húmeda neotropical**. 1991. Tesis (Doctoral) - Universidad Nacional Autónoma de México, México, 1991.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. In: FLEMING, T. H.; ESTRADA, A. (Ed.). **Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects**. Dordrecht, Boston: Kluwer Academic Publishers, 1993.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD version 4.14, multivariate analysis of ecological data**. Users guide. Oregon: MjM Software Desing, 1999.

MCKEY, D. The ecology of coevolved seed dispersal systems. **Coevolution of animals and plants** (Eds. L.E. Gilbert & H. Raven), University of Texas Press, Austin, London. 1975. p. 159-191.

MEINERS, S.J.; PICKETT, S.T.A.; HANDEL, S.N. Probability of tree seedling establishment changes across a forest–old field edge gradient. **American Journal of Botany**, v. 89, n. 3, p. 466-471, 2002.

METACALFE, D.J.; TURNER, I.M. Soil seed bank from lowland rain forest in Singapore: canopy-gap and litter-gap demanders. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, n. 1, p. 103-108, 1998.

MIRANDA, I.; OLIVEIRA, A.; SILVEIRA, M.; SMITH, M.; VINDALENC, D.; FRANCA, M.B.; NELSON, B.W. Spatial and temporal dynamics of bamboo-dominated forests in the southwest Amazon. In: **45th Symposium of the International Association for Vegetation Science** (IAVS), 2002, Porto Alegre. Anais.

MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C.K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, v. 73, n. 1, p. 68-77, 1992.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal do sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992. p. 112-140.

MORELLATO, L.P.C.; TALORA, D.C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C.C.; ROMERA, E.C.; ZIPARRO, V.B. Phenology of atlantic forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

MORELLATO, L.P.C. Phenological data, networks, and research: South America. In: SCHWARTZ, M.D. (Ed.). **Phenology: an integrative environmental science**. Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 2003. p. 75-92.

MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a Tropical Forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. England, Wallingford, Oxfordshire: CABI Publishing, 2002. p. 35-53.

MÜNZBERGOVÁ, Z.; HERBEN, T. Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 1-8, 2005.

MURRAY, K.G.; GARCÍA, C.J.M. Contributions of seed dispersal and demography to recruitment limitation in a Costa Rican Cloud Forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. England, Wallingford, Oxfordshire: CABI Publishing, 2002. p. 323-338.

NAKASHIZUKA, T. Regeneration of beech (*Fagus crenata*) after the simultaneous death of under growing dwarf bamboo (*Sasa kurilensis*). **Ecological Research**, v. 3, n. 1, p. 21-35, 1988.

NAKAZONO, E.M.; COSTA, M.C.; FUTATSUGI, K.; PAULILO, M.T.S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 173-179, 2001.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, M.C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Tree**, v. 15, n. 17, p. 278-285. 2000.

NELSON, B.W.; OLIVEIRA, A.C.A.; SILVEIRA, M.; SMITH, M.; VIDALENC, D.; FRANCA, M.B.; MIRANDA, I.; KALLIOLA, R. 2002. Bamboo-dominated forest of the southwest Amazon. In: **2nd International LBA Scientific Conference**. Manaus, 2002. Anais.

NODARI, R.O.; FANTINI, A.C.; REIS, A.; REIS, M.S. Restauração de populações de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) na Mata Atlântica. In: REIS, M.S. & REIS, A. (Eds.). ***Euterpe edulis* Martius (palmitreiro): biologia, conservação e manejo**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, 2000. p. 189-201.

OLIVEIRA, A.C.A. **Efeitos do bambu *Guadua weberbaueri* Pilger sobre a fisionomia e estrutura de uma floresta no sudoeste da Amazônia**. 2000. 71 p. Thesis (M.Sc. in Ecology) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, Manaus, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. DE; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 113, n. 2, p. 99-124, 1994a.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, n. 4, p. 483-508, 1994b.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CAMISÃO-NETO, A.A.; VOLPATO, M.M.L. Structure and dispersion of four tree populations in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 28, n. 4, p. 762-769, 1996.

PENHALBER, E.F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 2, p. 205-220, 1997.

PETERS, R.; NAKASHIZUKA, T.; OHKUBO, T. Regeneration and development in beech dwarf bamboo forest in Japan. **Forest Ecology and Management**, v. 55, n. 1, p. 35–50, 1992.

PIRES, A.S. **Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de Mata Atlântica: padrões e processos**. 2006. 106f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2006.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. New York, Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1982. 213p.

PONGE, J.F.; ANDRÉ, J.; ZACKRISSOM, O.; BERNIER, N.; NILSSON, M.C.; GALLET, C. The forest regeneration puzzle. **BioScience**, v. 48, n. 7, p. 523-530, 1998.

PRESTON, F.W. The commonness and rarity of species. **Ecology**, v. 29, n. 3, p. 254-283, 1948.

RAMOS, F.N.; SANTOS, F.A.M. Phenology of *Psychotria tenuinervis* (Rubiaceae) in Atlantic forest fragments. **Canadian Journal of Botany**, v. 83, n. 10, p. 1305-1316, 2005.

RATHCKE, B.; LACEY, E.P. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 16, p. 179-214, 1985.

REIS, A. **Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius (Palmae) na floresta ombrófila densa Montana em Blumenau, SC**. 1995. 137f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

REIS, M.S.; FANTINI, A.C.; NODARI, R.O.; REIS, A.; GUERRA, M.P.; MANTOVANI, A. Management and conservation of natural populations in Atlantic rain forest: the case study of the palm heart (*Euterpe edulis* Martius). **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 894-902, 2000.

RELATÓRIOS do Projeto diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes. Disponível em: <http://www.lerf.esalq.usp.br/parcelas/>. Acesso em: 2 jan. 2006.

RESSEL, K.; GUILHERME, F.A.G.; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, P.E. Ecologia morfofuncional de plântulas arbóreas da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 2, p. 311-323, 2004.

REY, P.J.; ALCÁNTARA, J.M. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 4, p. 622-633, 2000.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest**. Cambridge: Cambridge University Press, 1952.

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. U.2. Aspectos sociológicos e florísticos. São Paulo, EDUSP/HUCITEC, 1979. 374p.

ROTUNDO, J.L.; MARTIN R.A. Litter effects on plant regeneration in arid lands: a complex balance between seed retention, seed longevity and soil-seed contact. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 4, p. 829-838, 2005.

RYLANDS, A.B.; KEUROGHLIAN, A. Primate populations in continuous forest and forest fragments in central Amazonia. **Acta Amazônica**, v. 18, n. 3, p. 291-307, 1988.

SANTOS, T.; TELLERÍA, J.L. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish juniper *Juniperus thurifera*. **Biological Conservation**, v. 70, n. 2, p. 129-134, 1994.

SCHUPP, E.W. Factors affecting postdispersal seed survival in a tropical forest. **Oecologia**, v. 76, n. 4, p. 525-530, 1988.

SCHUPP, E.W. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. **Plant Ecology**, v. 107/108, n. 1, p. 15-29, 1993.

SCHUPP, E.W.; MILLERON, T.; RUSSO, S.E. Dissemination limitation and maintenance of species-rich tropical forests. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. England, Wallingford, Oxfordshire: CABI Publishing, 2002. p. 35-53.

SETZER, J. **Contribuição para o estudo do clima do Estado de São Paulo**. São Paulo: Escolas Profissionais Salesianas, 1946.

SILVA-MATOS, D.M.; WATKINSON, A.R. The fecundity, seed, and seedling ecology of the edible palm *Euterpe edulis* in Southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 30, n. 4, p. 595-603, 1998.

SILVA, M.G.; TABARELLI, M. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. **Acta Oecologica**, v. 22, n. 5-6, p. 259-268, 2001.

SILVEIRA, M. **A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas**. 121f. 2001. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

SILVEIRA, M.; TOREZAN, J.M.D.; DALY, D.C. Vegetação e diversidade arbórea da região do alto Juruá. In: CUNHA, M.C.; ALMEIDA, M.B. (Org.). **Enciclopédia da Floresta**. São Paulo: Companhia das Letras, 2002. p. 65-75.

SMITH, L.B.; DIETER, C.W.; KLEIN, R.M. Gramíneas. In: REITZ R. (Ed.) **Flora ilustrada catarinense**, Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí, 1981.

SORDESTROM, T.R.; CALDERÓN, C.E. Primitive forest grasses and evolution of the Bambusoideae. **Biotropica**, v. 6, n. 3, p. 141-153, 1974.

SORDESTROM, T.R.; CALDERÓN, C. E. A commentary on bamboos (Poaceae: Bambusoideae). **Biotropica**, v. 11, n. 3, p. 161-172, 1979.

STATISTICA for Windows: computer program manual. Version 6.0. Tulsa, OK: StatSoft, Inc, 2001.

STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD, R.O.JR. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429-2445, 1995.

SWAINE, M.D. **Ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO, Parthenon, 1996. 323p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 1, p. 57-66, 1997.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250. 1999a.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999b.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane Forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, v. 148, n. 2, p. 149-155, 2000.

TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TALORA, D.C.; MORELLATO, L.P.C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 1, p. 13-26, 2000.

TANAKA, N. Tree invasion into patchy dwarf-bamboo thickets within a climax beech-fir forest in Japan. In: DURING, J.J.; WERGER, M.J.A.; WILLEMS, J.H. (Ed.). **Diversity and pattern in plant communities**. The Hague, Netherlands: Academic Publishing, 1988.

TAYLOR, A.H.; ZISHENG, Q. Regeneration patterns in old-growth *Abies-Betula* forests in the Wolong natural reserve. Sichuan. China. **Journal of Ecology**, v. 76, n. 4, p. 1204-1218, 1988.

TAYLOR, A.H.; JINYAN, H.; SHIQIANG, Z. Canopy tree development and undergrowth bamboo dynamics in old-growth *Abies-Betula* forests in southwestern China: a 12-year study. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n. 1-3, p. 347-360, 2004.

TERBORGH, J. Seed and fruit dispersal-commentary. In: BAWA, K.S.; HANDLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris, France: The Parthenon Publishing Group, 1990. p. 181-190. (Man and the Biosphere Series, v. 7).

TERBORGH, J.; LOSOS, E.; RILEY, M. P.; BOLNÑOS-RILEY, M. Predation by vertebrates and invertebrates on the seeds of five canopy tree species of an Amazonian forest. **Plant Ecology**, v. 107/108, n. 1, p. 375-386, 1993.

TER BRAAK, C.J.F. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v. 69, n. 1-3, p. 69-77, 1987.

TER BRAAK, C.J.F. **CANOCO**. Wageningen, Netherlands: Agricultural Mathematics Group. 1988. 95p. (Technical Report LWA-88-02)

TER BRAAK, C.J.F. Ordination. In: JONGMAN, R.M.G.; TER BRAAK, C.J.F.; VAN TONGEREN, O.F.R. (Ed.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 91-173.

TURNBULL, L.A.; CRAWLEY, M.J.; REES, M. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. **Oikos**, v. 88, n. 2, p. 225-238, 2000.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200-209, 1996.

TRIPATHI, S.K.; A. SUMIDA, H. SHIBATA, S. UEMURA, K. ONO, T. HARA. Growth and substrate quality of fine root and soil nitrogen availability in a young *Betula ermanii* forest of northern Japan: Effects of the removal of understory dwarf bamboo (*Sasa kurilensis*) **Forest Ecology and Management**, v. 212, n. 1-3, p. 278–290, 2005.

VÁZQUEZ-YÁNES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Ecological significance of light controlled seed germination in two contrasting tropical habitats. **Oecologia**, v. 83, n. 2, p. 171-175, 1990.

VÁZQUEZ-YÁNES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 69-87, 1993.

VÁZQUEZ-YÁNES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A.; RINCÓN, E; SÁNCHEZ-CORONADO, M.E.; HUANTE, P.; TOLEDO, J.R.; BARRADAS, V.L. Light beneath the litter in a tropical forest: effect on seed germination: **Ecology**, v. 71, n. 5, p. 1952-1958, 1990.

VEBLEN, T.T. Growth pattern of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Notophagus* forests and their influences in forest dynamics. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 109, n. 4, 474-487, 1982.

VELOSO, H.P.; KLEIN, R.M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial atlântica do sul do Brasil. I. As comunidades do Município de Brusque, Estado de Santa Catarina. **Sellowia**, Itajaí v. 8, p. 81-235, 1957.

VELOSO, H.P.; OLIVEIRA FILHO, L.C. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

WHITTAKER, R.H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, v. 147, p.250-260, 1965.

WILLSON, M.F.; CROME, F.H.J. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, part 3, p. 301-308, 1989.

WIDMER, Y. Pattern and performance of understory bamboos (*Chusquea* spp) under different canopy closures in old-growth oak forests in Costa Rica. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 400-415, 1998.

WRIGHT, S.J. Phenological responses to seasonality in Tropical Forest Plants. In: MULKEY, S.S; CHAZDON, R.L. (Eds.) **Tropical forests plants ecophysiology**. New York, USA; Chapman and Hall, 1996. p. 440-460.

YOUNG, K.R.. Natural history of an understory bamboo (*Chusquea* sp.) in a tropical timberline forest. **Biotropica**, v. 23, n. 4, p. 542-554, 1991.

YOUNG, SM; JUDD, WS. Systematics of the *Guadua angustifolia* complex (Poaceae: Bambusoideae). **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 79, n. 4, p. 737-769, 1992.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 3rd ed. London: Prentice-Hall, 1996. 662p.

ZIPARRO, V.B., GUILHERME, F.A.G., ALMEIDA-SCABIA, R.J., MORELLATO, L.P. Levantamento Florístico de Floresta Atlântica no Sul do Estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica**, Jan/Jun 2005, v. 5, n. 1, 2005. <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?inventory+BN02605012005>. ISSN 1676-0603.

ANEXOS

Anexo 1 – Família, espécie, abundância, síndromes de dispersão e formas de vida das sementes registradas na chuva de sementes amostradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

Família	Espécie	Abundância de sementes			Síndromes de dispersão	Formas de vida
		Total	B	SB		
Anacardiaceae	Anacardiaceae1	11	1	10	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Anacardiaceae2	11	2	9	zoocórica	arbustivo-arbórea
Annonaceae	<i>Rollinia sericea</i> R.E. Fri.	53	15	38	zoocórica	arbórea
Apocynaceae	<i>Condylocarpon</i> sp	6	0	6	zoocórica	liana
Araceae	<i>Monstera adansonii</i> Schott	74	8	66	zoocórica	epifítico
	<i>Philodendron</i> sp	38	19	19	zoocórica	epifítico
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne. & Planch.	5	2	3	zoocórica	arbórea
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1511	1316	195	zoocórica	arbórea
	<i>Geonoma</i> sp1	3	0	3	zoocórica	arbustiva
	<i>Geonoma</i> sp2	40	8	32	zoocórica	arbustiva
	<i>Geonoma</i> sp3	1	0	1	zoocórica	arbustiva
Asteraceae	Asteraceae1	1	1	0	anemocórica	herbáceo-subarbustiva
	Asteraceae2	16	7	9	anemocórica	herbáceo-subarbustiva
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma</i> sp	1	1	0	anemocórica	liana
	Bignoniaceae1	19	4	15	anemocórica	liana
Boraginaceae	<i>Cordia silvestris</i> Fresen.	6	0	6	zoocórica	arbórea
Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	5	1	4	zoocórica	arbórea
Canellaceae	<i>Capsicodendron dinisi</i> (Schw.) Occhioni	18	14	4	zoocórica	arbórea
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp	29	12	17	zoocórica	arbórea
Chrysobalanaceae	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	2	1	1	zoocórica	arbórea
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> Planch. & Triana	10	6	4	zoocórica	arbórea
Costaceae	<i>Costus spiralis</i>	25	21	4	zoocórica	arbustiva
Curcubitaceae	Curcubitaceae1	11	11	0	zoocórica	liana
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> sp	40	1	39	zoocórica	arbórea
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Engl.	43	42	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Alchornea</i> sp	3	1	2	zoocórica	arbórea
	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	4128	825	3303	zoocórica	arbórea
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	108	0	108	autocórica	arbustivo-arbórea
Leguminosae (Fabaceae)	<i>Hymaenea courbaril</i> L.	1	1	0	zoocórica	arbórea
Indeterminada	indeterminada1	1	1	0	não classificada	não classificada
	indeterminada2	1	1	0	zoocórica	não classificada
	indeterminada3	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada4	31	30	1	autocórica	não classificada
	indeterminada5	12	0	12	não classificada	não classificada
	indeterminada6	7	0	7	não classificada	não classificada
	indeterminada7	1	1	0	zoocórica	não classificada
	indeterminada8	2	1	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada9	2	1	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada10	50	34	16	zoocórica	não classificada
	indeterminada11	3	1	2	zoocórica	não classificada
	indeterminada12	1	0	1	não classificada	não classificada
	indeterminada13	15	12	3	zoocórica	não classificada
	indeterminada14	12	1	11	não classificada	não classificada
	indeterminada15	1	0	1	não classificada	não classificada
	indeterminada16	1	1	0	não classificada	não classificada
	indeterminada17	1	0	1	zoocórica	não classificada

	indeterminada18	2	1	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada19	5	5	0	não classificada	não classificada
	indeterminada20	2	2	0	não classificada	não classificada
	indeterminada21	1	1	0	não classificada	não classificada
	indeterminada22	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada23	13	11	2	zoocórica	não classificada
	indeterminada24	3	2	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada25	1	1	0	não classificada	não classificada
	indeterminada26	3	3	0	não classificada	não classificada
	indeterminada27	6	6	0	não classificada	não classificada
	indeterminada28	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada29	2	1	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada30	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada31	2	0	2	não classificada	não classificada
	indeterminada32	18	10	8	não classificada	não classificada
	indeterminada33	1	1	0	não classificada	não classificada
	indeterminada34	3	1	2	zoocórica	não classificada
	indeterminada35	2	0	2	não classificada	não classificada
	indeterminada36	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada37	12	5	7	zoocórica	não classificada
	indeterminada38	1	1	0	zoocórica	não classificada
	indeterminada39	1	1	0	zoocórica	não classificada
	indeterminada40	40	10	30	não classificada	não classificada
	indeterminada41	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada42	1	0	1	não classificada	não classificada
	indeterminada43	1421	28	1393	não classificada	não classificada
	indeterminada44	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada45	1	1	0	zoocórica	não classificada
	indeterminada46	1	1	0	não classificada	não classificada
	indeterminada47	9	6	3	não classificada	não classificada
	indeterminada48	1	1	0	zoocórica	não classificada
	indeterminada49	1	0	1	zoocórica	não classificada
	indeterminada50	24	12	12	zoocórica	não classificada
	indeterminada51	11	8	3	autocórica	não classificada
	indeterminada52	1	0	1	não classificada	não classificada
	indeterminada53	66	1	65	zoocórica	não classificada
	indeterminada54	1	0	1	não classificada	não classificada
	indeterminada55	1	0	1	autocórica	não classificada
	indeterminada56	58	15	43	não classificada	não classificada
	indeterminada57	1	0	1	anemocórica	não classificada
	indeterminada58	2	1	1	não classificada	não classificada
	indeterminada59	3	1	2	zoocórica	não classificada
Lauraceae	<i>Cryptocarya moschata</i> Ness & Mart. ex Ness	9	6	3	zoocórica	arborea
	Lauraceae1	1	0	1	zoocórica	arborea
	Lauraceae2	1	0	1	zoocórica	arborea
Malpighiaceae	<i>Tetrapteryx</i> sp	2	2	0	anemocórica	arborea
Marcgraviaceae	<i>Norantea brasiliensis</i> Choisy	70	0	70	zoocórica	epifítico
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i> (Miers ex Benth.) Eichler.	2	2	0	zoocórica	liana
	<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.	39	5	34	zoocórica	liana
	<i>Hyperbaena</i> sp	1	0	1	zoocórica	liana
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott.) A. C. Smith	28	14	14	zoocórica	arborea
Myrsinaceae	<i>Ardisia martiana</i> Miq.	22	12	10	zoocórica	arborea
	Myrsinaceae1	3	3	0	zoocórica	arborea
	<i>Myrsine hermogenesii</i> Jung-Mend. & Bernacci	33	11	22	zoocórica	arborea

Myrtaceae	<i>Eugenia cambucarana</i> Kiaersk.	2	1	1	zoocórica	arbórea
	<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	17	1	16	zoocórica	arbórea
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	26	0	26	zoocórica	arbórea
	<i>Plinia complanata</i> M. L. Kawasaki & B. Holst	2	1	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae1	16	5	11	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae2	2	2	0	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae3	6	4	2	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae4	52	47	5	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae5	1	1	0	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae6	4	3	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae7	1	0	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae8	1	0	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae9	5	0	5	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae10	15	2	13	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae11	1	0	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae12	1	0	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae13	2	0	2	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae14	8	4	4	zoocórica	arbórea
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	2	1	1	zoocórica	arbórea
Olacaceae	<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	14	2	12	zoocórica	arbórea
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L.	636	202	434	zoocórica	arbórea
Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	9	0	9	zoocórica	arbórea
Rubiaceae	<i>Chomelia catharinae</i> (L. B. Sm. & Downs) Steyerm.	6	0	6	anemocórica	arbórea
	<i>Ixora heterodoxa</i> Müll. Arg.	6	3	3	zoocórica	arbórea
	<i>Ixora</i> sp	6	2	4	zoocórica	arbórea
	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	2	0	2	zoocórica	arbórea
	<i>Psychotria mapourioides</i> DC.	10	6	4	zoocórica	arbórea
	<i>Psychotria pubigera</i> Schltld.	52	27	25	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria</i> sp	1	1	0	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria</i> sp2	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria</i> sp3	3	1	2	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	10	0	10	zoocórica	arbórea
	<i>Psychotria umbellata</i> Vell.	18	1	17	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae1	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae2	1	1	0	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Rudgea recurva</i> Muell. Arg.	18	4	14	zoocórica	arbórea
	<i>Simira corumbensis</i> Standl.	26	0	26	anemocórica	arbórea
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	11	1	10	zoocórica	arbórea
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp	24	24	0	zoocórica	arbórea
Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp	8	0	8	zoocórica	liana
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum innornatum</i> Mart.	9	0	9	zoocórica	arbórea
	<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichl.	43	21	22	zoocórica	arbórea
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	151	103	48	zoocórica	arbórea
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovi</i> Snethlage	6671	1431	5240	zoocórica	arbórea
	<i>Coussapoua microcarpa</i> (Schott) Rizzini	660	207	453	zoocórica	arbórea
Total Geral		16860	4705	12155		

Anexo 2 – Resultados do teste a *posteriori* de Tukey ($\alpha = 5\%$) para a comparação das médias da densidade absoluta de sementes registradas na chuvade sementes entre meses. Período de junho de 2004 a junho de 2005. * Dados significativos para $p \leq 0,05$.

	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun/05
Jun													
Jul	0,160942												
Ago	0,020524*	0,999975											
Set	0,000761*	0,953640	0,999827										
Out	0,173933	1,000000	0,999960	0,945962									
Nov	0,246017	1,000000	0,999696	0,896864	1,000000								
Dez	0,007724*	0,999224	1,000000	0,999998	0,998926	0,995785							
Jan	0,217962	1,000000	0,999846	0,917127	1,000000	1,000000	0,997345						
Fev	0,292408	1,000000	0,999236	0,860806	1,000000	1,000000	0,992046	1,000000					
Mar	0,999995	0,028440	0,002101*	0,000060*	0,031614*	0,051342	0,000653*	0,043237*	0,065972				
Abr	0,012359*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,085699			
Mai	0,393578	0,000026*	0,000020*	0,000020*	0,000027*	0,000035*	0,000020*	0,000031*	0,000044*	0,807944	0,989985		
Jun/05	0,999893	0,659556	0,204579	0,018043*	0,682106	0,781838	0,104322	0,747472	0,829052	0,977250	0,000477*	0,058822	

Anexo 3 – Famílias, espécies, abundância, síndrome de dispersão e formas de vida das plântulas registradas nas parcelas dos ambientes com (B) e sem bambu (SB).

Família	Espécies	Abundância de plântulas			Síndromes de dispersão	Formas de vida
		Total	B	SB		
Acanthaceae	Acanthaceae1	4	4	0	autocórica	herbácea
	Acanthaceae2	50	23	27	autocórica	herbácea
	Acanthaceae3	1	0	1	autocórica	herbácea
	Acanthaceae4	2	0	2	autocórica	herbácea
	<i>Justicia</i> sp	1	0	1	autocórica	herbácea
Araliaceae	Araliaceae1	1	1	0	zoocórica	arbórea
Arecaceae	<i>Euterpe eduli</i> Mart.	549	466	83	zoocórica	arbórea
	<i>Geonoma</i> sp	17	5	12	zoocórica	arbustiva
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp	3	3	0	zoocórica	liana
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp	3	3	0	zoocórica	arbórea
Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	1	1	0	zoocórica	arbórea
Cannabaceae	<i>Trema</i> sp	1	1	0	zoocórica	arbórea
Chrysobalanaceae	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	1	1	0	zoocórica	arbórea
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Sloanea</i> sp	1	0	1	zoocórica	arbórea
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae1	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	1	1	0	autocórica	arbórea
Leguminosae (Fabaceae)	<i>Bauhinia</i> sp	1	0	1	zoocórica	arbórea
	<i>Copaifera</i> sp	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Hymaenea courbaril</i> L.	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Inga edulis</i> Mart.	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Inga marginata</i> Willd.	4	2	2	zoocórica	arbórea
	<i>Inga sessilis</i> (Vell. Conc.) Martius	1	0	1	zoocórica	arbórea
	<i>Inga</i> sp	2	1	1	zoocórica	arbórea
	<i>Inga</i> sp3	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Inga</i> sp4	1	1	0	zoocórica	arbórea
Indeterminada	Indeterminada1	11	5	6	não classificada	não classificada
	Indeterminada2	2	1	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada3	5	2	3	não classificada	não classificada
	Indeterminada4	4	1	3	não classificada	não classificada
	Indeterminada5	2	1	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada6	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada7	3	0	3	não classificada	não classificada
	Indeterminada8	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada9	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada10	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada11	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada12	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada13	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada14	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada15	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada16	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada17	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada18	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada19	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada20	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada21	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada22	1	1	0	não classificada	não classificada

	Indeterminada23	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada24	1	0	1	não classificada	não classificada
	Indeterminada25	2	0	2	não classificada	não classificada
	Indeterminada26	1	1	0	não classificada	não classificada
	Indeterminada27	17	3	14	não classificada	não classificada
Lauraceae	<i>Cryptocarya moschata</i> Ness & Mart. ex Ness	2	1	1	zoocórica	arbórea
	<i>Nectandra</i> sp	2	2	0	zoocórica	arbórea
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	1	1	0	zoocórica	arbórea
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp	1	1	0	zoocórica	arbórea
Melastomataceae	<i>Leandra mosenii</i> Cogn.	1	1	0	zoocórica	arbustiva
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i> (Miers ex Benth.) Eichler.	3	0	3	zoocórica	liana
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Mollinedia</i> sp	1	1	0	zoocórica	arbórea
Moraceae	<i>Dorstenia lanceolata</i>	1	0	1	zoocórica	herbácea
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott.) A. C. Smith	7	6	1	zoocórica	arbórea
Myrsinaceae	<i>Ardisia martiana</i> Miq.	1	0	1	zoocórica	arbórea
	<i>Myrsine hermogenesii</i> Jung-Mend. & Bernacci	10	3	7	zoocórica	arbórea
Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i> (O. Berg.) Nied.	2	2	0	zoocórica	arbórea
	<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral	4	3	1	zoocórica	arbórea
	<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	26	0	26	zoocórica	arbórea
	<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Eugenia</i> sp1	2	1	1	zoocórica	arbórea
	<i>Eugenia</i> sp2	2	0	2	zoocórica	arbórea
	<i>Gomidesia</i> sp	2	1	1	zoocórica	arbórea
	<i>Gomidesia spectabilis</i> (DC.) O. Berg	3	1	2	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae1	5	1	4	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae10	1	0	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae2	2	1	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae4	1	1	0	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae5	1	1	0	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae6	1	1	0	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae7	1	1	0	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae8	1	0-	1	zoocórica	arbórea
	Myrtaceae9	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	7	0	7	zoocórica	arbórea
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	2	2	0	zoocórica	arbórea
Olacaceae	<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	19	4	15	zoocórica	arbórea
Piperaceae	Piperaceae1	4	1	3	zoocórica	arbustiva
	Piperaceae2	2	0	2	zoocórica	arbustiva
Rubiaceae	<i>Coccosypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	2	2	0	zoocórica	herbácea
	<i>Hexora</i> sp	1	0	1	zoocórica	arbórea
	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	2	0	2	zoocórica	arbórea
	<i>Psychotria</i> sp	6	3	3	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria</i> sp2	1	1	0	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria</i> sp3	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria</i> sp4	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Psychotria umbelata</i> Vell.	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae1	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae2	6	3	3	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae3	1	1	0	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae4	1	1	0	zoocórica	arbustivo-arbórea
	Rubiaceae5	1	0	1	zoocórica	arbustivo-arbórea
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	25	1	24	zoocórica	arbórea
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp	1	0	1	zoocórica	arbórea

Salicaceae	<i>Casearia</i> sp1	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Casearia</i> sp2	10	2	8	zoocórica	arbórea
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	1	1	zoocórica	arbórea
Sapindaceae	<i>Cupania</i> sp	1	1	0	zoocórica	arbórea
	<i>Paullinia trigonia</i> Vell.	3	0	3	zoocórica	liana
	Sapindaceae1	3	2	1	zoocórica	não classificada
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichl.	11	0	11	zoocórica	arbórea
	<i>Pouteria</i> sp	1	0	1	zoocórica	arbórea
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp	3	3	0	zoocórica	arbórea
Total geral		923	603	320		

Anexo 4 – Componentes da limitação de dispersão para espécies da chuva de sementes registradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Os nomes completos das espécies estão no Anexo 1.

Espécies	Ambiente B			Ambiente SB		
	Nº de coletores em que foi encontrada	Nº total de coletores	Nº total de sementes registradas	Nº de coletores em que foi encontrada	Nº total de coletores	Nº total de sementes registradas
<i>Alch glan</i>	4	40	42	1	40	1
<i>Ardi mart</i>	4	40	12	8	40	10
<i>Caps dini</i>	6	40	14	3	40	4
<i>Cecr gla</i>	37	40	1431	38	40	5240
<i>Chry viri</i>	4	40	21	7	40	22
<i>Ciss andr</i>	2	40	5	2	40	34
<i>Cost spir</i>	2	40	21	1	40	4
<i>Cous micr</i>	24	40	207	30	40	453
<i>Cryp mosc</i>	3	40	6	2	40	3
<i>Euge mose</i>	1	40	1	4	40	16
<i>Eute edul</i>	34	40	1316	34	40	195
<i>Hyer alch</i>	32	40	825	37	40	3303
<i>Meli sell</i>	1	40	1	5	40	10
<i>Mons adan</i>	6	40	8	17	40	66
<i>Neom glom</i>	0	40	0	10	40	26
<i>Nora bras</i>	0	40	0	1	40	70
<i>Phit dioi</i>	17	40	202	29	40	434
<i>Psyc pubi</i>	10	40	27	11	40	25
<i>Myrs herm</i>	10	40	11	11	40	22
<i>Roll seri</i>	6	40	15	3	40	38
<i>Rudg recu</i>	2	40	4	2	40	14
<i>Sapi glan</i>	0	40	0	4	40	108
<i>Simi coru</i>	0	40	0	3	40	26
<i>Sola pseu</i>	10	40	103	19	40	48
<i>Tetra gran</i>	2	40	2	7	40	12
<i>Viro bicu</i>	7	40	14	3	40	14

Anexo 5 – Componentes da limitação de plântulas e de estabelecimento para espécies de plântulas registradas nos ambientes com (B) e sem bambu (SB). Os nomes completos das espécies estão no Anexo 3.

Espécies	Ambiente B		Ambiente SB	
	Nº de parcelas em que foi encontrada	Nº total de parcelas	Nº de parcelas em que foi encontrada	Nº total de parcelas
<i>Caps dini</i>	0	40	0	40
<i>Cecr gla</i>	2	40	0	40
<i>Chry viri</i>	0	40	6	40
<i>Cous micr</i>	0	40	0	40
<i>Cryp mosc</i>	1	40	1	40
<i>Euge mose</i>	0	40	9	40
<i>Euteedul</i>	35	40	23	40
<i>Hyer alch</i>	0	40	0	40
<i>Neom glom</i>	0	40	4	40
<i>Myrs herm</i>	3	40	6	40
<i>Tetra gran</i>	2	40	10	40
<i>Viro bicu</i>	6	40	1	40

Anexo 6 –

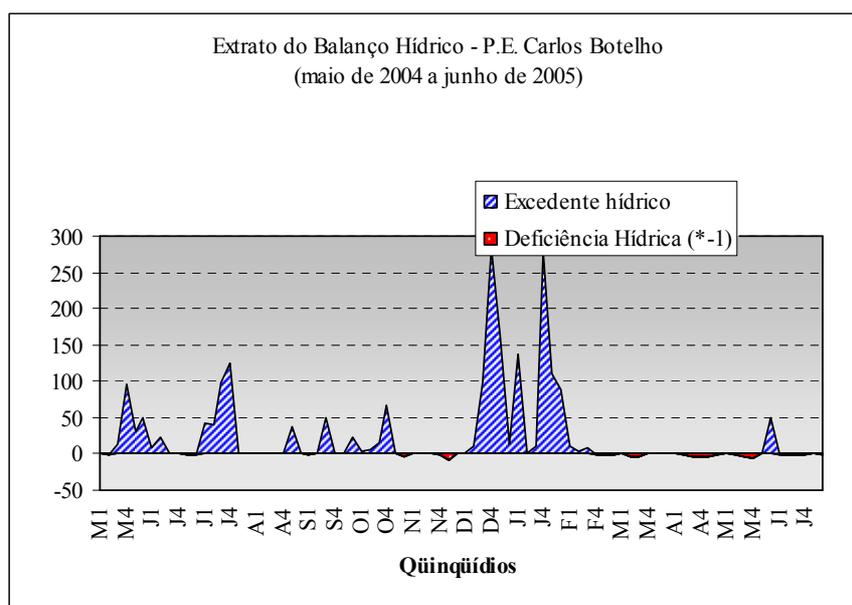


Figura 1 – Extrato do balanço hídrico para o período de maio de 2004 a junho de 2005 para o PECB.

Anexo 7 – Lista das espécies de todos os indivíduos com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm presentes no raio de 10 m nos ambientes com (B) e sem bambu (SB) no PECB.

Ambiente	Família	Espécies	Abundância (número de adultos)
B	Rubiaceae	<i>Alibertia myrcifolia</i>	1
B	Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i>	1
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Andira anthelmia</i>	1
B	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	1
B	Combretaceae	<i>Buchenavia kleinii</i>	1
B	Malpighiaceae	<i>Bunchosia fluminensis</i>	1
B	Icacinaceae	<i>Citronella paniculata</i>	1
B	Polygonaceae	<i>Coccoloba fastigiata</i>	1
B	Costaceae	<i>Costus spiralis</i>	1
B	Myrtaceae	<i>Eugenia beaurepaireana</i>	1
B	Myrtaceae	<i>Eugenia capitulifera</i>	1
B	Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i>	1
B	Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i>	1
B	Myrtaceae	<i>Eugenia sp1</i>	1
B	Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i>	1
B	Moraceae	<i>Ficus glabra</i>	1
B	Rubiaceae	<i>Ixora heterodoxa</i>	1
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Leguminosa</i>	1
B	Monimiaceae	<i>Mollinedia micrantha</i>	1
B	Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoniana</i>	1
B	Myrtaceae	<i>Myrcia aff. freyreissiana</i>	1
B	Lauraceae	<i>Ocotea elegans</i>	1
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Piptadenia paniculata</i>	1
B	Urticaceae	<i>Pourouma acutifolia</i>	1
B	Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i>	1
B	Annonaceae	<i>Rollinia sericea</i>	1
B	Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i>	1
B	Hippocrateaceae	<i>Salacia elliptica</i>	1
B	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i>	1
B	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	1
B	Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	1
B	Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i>	1
B	Annonaceae	<i>Xylopiya brasiliensis</i>	1
B	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum innornatum</i>	2
B	Myrtaceae	<i>Eugenia multicostata</i>	2
B	Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>	2
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Hymenaea courbaril</i>	2
B	Aquifoliaceae	<i>Ilex integerrima</i>	2
B	Celastraceae	<i>Maytenus sp.</i>	2
B	Myrtaceae	<i>Myrceugenia kleinii</i>	2
B	Myrtaceae	<i>Myrceugenia myrcioides</i>	2
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Myrocarpus frondosus</i>	2
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Ormosia arborea</i>	2
B	Chrysobalanaceae	<i>Parinari brasiliensis</i>	2
B	Bombacaceae	<i>Quararibeia turbinata</i>	2
B	Rubiaceae	<i>Simira sampaioana</i>	2
B	Magnoliaceae	<i>Talauma ovata</i>	2
B	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	3
B	Lauraceae	<i>Cryptocarya moschata</i>	3

Ambiente	Familia	Espécies	Abundância (número de adultos)
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Dahlstedtia pinnata</i>	3
B	Myrtaceae	<i>Eugenia bunchosiiifolia</i>	3
B	Myrtaceae	<i>Eugenia platysema</i>	3
B	Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i>	3
B	Piperaceae	<i>Piper</i> spp.	3
B	Nyctaginaceae	<i>Pisonia ambigua</i>	3
B	Rubiaceae	<i>Rudgea recurva</i>	3
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Swartzia acutifolia</i>	3
B	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	4
B	Sapotaceae	<i>Diploon cuspidatum</i>	4
B	Myrtaceae	<i>Eugenia stictosepala</i>	4
B	Myrtaceae	<i>Gomidesia spectabilis</i>	4
B	Mimosaceae	<i>Inga edulis</i>	4
B	Lauraceae	<i>Licaria armeniaca</i>	4
B	Myrtaceae	<i>Marlierea obscura</i>	4
B	Monimiaceae	<i>Mollinedia uleana</i>	4
B	Myrtaceae	<i>Myrcia tenuivenosa</i>	4
B	Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>	4
B	Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i>	4
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Platymiscium floribundum</i>	4
B	Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	4
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Copaifera trapezifolia</i>	5
B	Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	5
B	Euphorbiaceae	<i>Croton macrobothrys</i>	5
B	Myrtaceae	<i>Eugenia mosenii</i>	5
B	Myrtaceae	<i>Eugenia oblongata</i>	5
B	Myrtaceae	<i>Gomidesia tijucensis</i>	5
B	Mimosaceae	<i>Inga lenticellata</i>	5
B	Myrtaceae	<i>Plinia complanata</i>	5
B	Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i>	5
B	Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i>	5
B	Cyatheaceae	<i>Alsophila sternbergii</i>	6
B	Arecaceae	<i>Astrocaryum acculeatissimum</i>	6
B	Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	6
B	Myrtaceae	<i>Calyptranthes lanceolata</i>	6
B	Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	6
B	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	6
B	Boraginaceae	<i>Cordia silvestris</i>	6
B	Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i>	6
B	Myrtaceae	<i>Gomidesia anacardifolia</i>	6
B	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i>	6
B	Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i>	6
B	Myrtaceae	<i>Myrciaria</i> sp.	6
B	Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i>	6
B	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i>	6
B	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i>	6
B	Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i>	7
B	Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i>	7
B	Sapindaceae	<i>Matayba juglandifolia</i>	7
B	Canellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i>	8
B	Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i>	8
B	Myrtaceae	<i>Eugenia subavenia</i>	8
B	Mimosaceae	<i>Inga marginata</i>	8

Ambiente	Família	Espécies	Abundância (número de adultos)
B	Apocynaceae	<i>Malouetia arborea</i>	8
B	Myrtaceae	<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	8
B	Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i>	8
B	Sapotaceae	<i>Pouteria psammophila</i>	8
B	Rubiaceae	<i>Psychotria pubigera</i>	8
B	Myrtaceae	<i>Eugenia xiriricana</i>	9
B	Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i>	9
B	Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	9
B	Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i>	9
B	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	9
B	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum viride</i>	10
B	Myrtaceae	<i>Eugenia schuechiana</i>	10
B	Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i>	10
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Zollernia ilicifolia</i>	10
B	Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i>	11
B	Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>	11
B	Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i>	11
B	Myrtaceae	<i>Eugenia cambucarana</i>	11
B	Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i>	11
B	Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	12
B	Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i>	12
B	Myrtaceae	<i>Marlierea suaveolens</i>	13
B	Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i>	13
B	Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i>	15
B	Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i>	15
B	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Pterocarpus rohrii</i>	17
B	Myrtaceae	<i>Eugenia melanogyna</i>	19
B	Myrtaceae	<i>Gomidesia flagellaris</i>	20
B	Myrtaceae	<i>Calycorectes australis</i>	22
B	Euphorbiaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	22
B	Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	24
B	Olacaceae	<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	28
B	Myristicaceae	<i>Virola bicucyba</i>	32
B	Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i>	36
B	Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i>	43
B	Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	45
B	Arecaceae	<i>Geonoma</i> spp.	106
B	Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	254
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia multicostata</i>	1
SB	Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i>	1
SB	Combretaceae	<i>Buchenavia kleinii</i>	1
SB	Malpighiaceae	<i>Bunchosia fluminensis</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i>	1
SB	Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i>	1
SB	Rubiaceae	<i>Chomelia catharinae</i>	1
SB	Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	1
SB	Boraginaceae	<i>Cordia silvestris</i>	1
SB	Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i>	1
SB	Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i>	1
SB	Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatum</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia bacopari</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia bocainensis</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia bunchosiiifolia</i>	1

Ambiente	Família	Espécies	Abundância (número de adultos)
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia burkartiana</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia cf. burkartiana</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia sp.</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia stictosepala</i>	1
SB	Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i>	1
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Himaenea courbaril</i>	1
SB	Aquifoliaceae	<i>Ilex integerrima</i>	1
SB	Rubiaceae	<i>Ixora heterodoxa</i>	1
SB	Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i>	1
SB	Melastomataceae	<i>Meriania glabra</i>	1
SB	Monimiaceae	<i>Mollinedia micrantha</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Myrcia tenuivenosa</i>	1
SB	Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i>	1
SB	Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	1
SB	Simaroubaceae	<i>Picramnia ramiflora</i>	1
SB	Myrtaceae	<i>Plinia pauciflora</i>	1
SB	Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i>	1
SB	Mimosaceae	<i>Pseudopiptadenia warmingii</i>	1
SB	Rubiaceae	<i>Psychotria spp.</i>	1
SB	Rubiaceae	<i>Rudgea recurva</i>	1
SB	Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i>	1
SB	Olacaceae	<i>Ximena americana</i>	1
SB	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	2
SB	Polygonaceae	<i>Coccoloba fastigiata</i>	2
SB	Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i>	2
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Dalbergia frutescens</i>	2
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia beaurepaireana</i>	2
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia capitulifera</i>	2
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i>	2
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia multicostata</i>	2
SB	Mimosaceae	<i>Inga praegnans</i>	2
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Platymiscium floribundum</i>	2
SB	Myrtaceae	<i>Plinia complanata</i>	2
SB	Sapotaceae	<i>Pradosia lactescens</i>	2
SB	Rubiaceae	<i>Randia armata</i>	2
SB	Rubiaceae	<i>Randia sp.</i>	2
SB	Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i>	2
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Swartzia acutifolia</i>	2
SB	Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i>	2
SB	Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	3
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia cereja</i>	3
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia neoverrucosa</i>	3
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i>	3
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia schuechiana</i>	3
SB	Mimosoideae	<i>Inga marginata</i>	3
SB	Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i>	3
SB	Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i>	3
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Myrocarpus frondosus</i>	3
SB	Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	3
SB	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	3
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Zollernia ilicifolia</i>	3
SB	Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	4
SB	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	4

Ambiente	Família	Espécies	Abundância (número de adultos)
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.1	4
SB	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i>	4
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Hymenaea courbaril</i>	4
SB	Apocynaceae	<i>Malouetia arborea</i>	4
SB	Myrtaceae	<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	4
SB	Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i>	4
SB	Myrtaceae	<i>Myrceugenia myrcioides</i>	4
SB	Myrtaceae	<i>Myrciaria</i> sp.	4
SB	Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i>	4
SB	Nyctaginaceae	<i>Pisonia ambigua</i>	4
SB	Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i>	4
SB	Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i>	4
SB	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i>	4
SB	Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i>	5
SB	Arecaceae	<i>Astrocaryum acculeatissimum</i>	5
SB	Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	5
SB	Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i>	5
SB	Mimosoideae	<i>Inga edulis</i>	5
SB	Lauraceae	<i>Licaria armeniaca</i>	5
SB	Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i>	5
SB	Myrtaceae	<i>Myrceugenia kleinii</i>	5
SB	Myrtaceae	<i>Myrcia</i> aff. <i>freyreissiana</i>	5
SB	Chrysobalanaceae	<i>Parinari brasiliensis</i>	5
SB	Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i>	5
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia platysema</i>	6
SB	Myrtaceae	<i>Gomidesia tijucensis</i>	6
SB	Annonaceae	<i>Guatteria australis</i>	6
SB	Monimiaceae	<i>Mollinedia uleana</i>	6
SB	Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i>	6
SB	Urticaceae	<i>Pourouma acutifolia</i>	6
SB	Bombacaceae	<i>Quararibea turbinata</i>	6
SB	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i>	6
SB	Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	6
SB	Urticaceae	<i>Cecropia glaziovi</i>	7
SB	Myrtaceae	<i>Gomidesia anacardifolia</i>	7
SB	Myrtaceae	<i>Gomidesia spectabilis</i>	7
SB	Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i>	7
SB	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	7
SB	Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i>	7
SB	Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	8
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia riedeliana</i>	8
SB	Sapotaceae	<i>Pouteria psammophila</i>	8
SB	Myrsinaceae	<i>Myrsine hermogenesii</i>	8
SB	Annonaceae	<i>Rollinia sericea</i>	8
SB	Rubiaceae	<i>Simira sampaioana</i>	8
SB	Myrtaceae	<i>Calycorectes australis</i>	9
SB	Rubiaceae	<i>Coussarea contracta</i>	9
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Dahlstedtia pinnata</i>	9
SB	Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i>	9
SB	Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	9
SB	Myrtaceae	<i>Calyptranthes lanceolata</i>	10
SB	Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i>	10
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia oblongata</i>	10

Ambiente	Família	Espécies	Abundância (número de adultos)
SB	Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i>	10
SB	Sapindaceae	<i>Matayba juglandifolia</i>	10
SB	Leguminosae (Fabaceae)	<i>Pterocarpus rohrii</i>	10
SB	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i>	10
SB	Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i>	11
SB	Canellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i>	11
SB	Icacinaceae	<i>Citronella paniculata</i>	11
SB	Mimosaceae	<i>Inga lenticellata</i>	11
SB	Myrtaceae	<i>Marlierea obscura</i>	12
SB	Lauraceae	<i>Cryptocarya moschata</i>	13
SB	Sapotaceae	<i>Diploon cuspidatum</i>	13
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia subavenia</i>	13
SB	Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i>	13
SB	Cyatheaceae	<i>Alsophila sternbergii</i>	14
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia cambucarana</i>	15
SB	Quiinaceae	<i>Quiina glaziovii</i>	15
SB	Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i>	16
SB	Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i>	16
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i>	17
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia xiriricana</i>	18
SB	Myrtaceae	<i>Gomidesia flagellaris</i>	20
SB	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum innornatum</i>	21
SB	Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i>	21
SB	Euphorbiaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	22
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i>	24
SB	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum viride</i>	26
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia mosenii</i>	26
SB	Myrtaceae	<i>Marlierea suaveolens</i>	26
SB	Myrtaceae	<i>Eugenia melanogyna</i>	29
SB	Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i>	31
SB	Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i>	32
SB	Olacaceae	<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	34
SB	Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i>	40
SB	Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	45
SB	Arecaceae	<i>Geonoma</i> spp.	245
SB	Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	265