
A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP

Luciana F. Alves¹ & Jean Paul Metzger²

Biota Neotropica v6 (n2) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>

Recebido em 17/11/2004

Versão reformulada recebida em 19/8/2005

Publicado em 01/05/2006

¹Seção de Ecologia, Instituto de Botânica/SMA, Caixa Postal 4005, 01061-970 São Paulo, SP

(autor para correspondência: lu_alves@ibot.sp.gov.br)

²Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão, 321, travessa 14, 05508-900 São Paulo, SP

Abstract

Alves, L.F. and Metzger, J.P. **Forest regeneration in secondary forest areas at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP.**

Biota Neotrop. May/Aug 2006 vol. 6 no. 2, <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>.
ISSN 1676-0603

Notwithstanding its complexity, a more integrated knowledge of the regeneration process in tropical forests subject to natural as well as human disturbance is necessary. Given the great extent of secondary forests in the Neotropics, an important topic to be considered is the potential of secondary forest patches to preserve the biological diversity of old-growth, less disturbed forests. The main objective of this study was to evaluate tree seedling community structure and its potential as source of regeneration in areas of secondary forest within the Morro Grande Forest Reserve (RFMG), one of the most important areas of Atlantic Rain Forest on the Atlantic Plateau. The structure and composition of the tree seedling community was sampled in 1 m² plots randomly placed in three areas of secondary forest. We recognized 106 species among 742 sampled tree seedlings, distributed in 35 families and 69 genera. The richest families (Myrtaceae, Fabaceae, Rubiaceae and Lauraceae) represented 47% of the species total, and the five more abundant species were *Myrcia fallax*, *Ocotea dispersa*, *Psychotria vellosiana*, *Psychotria suterella*, and *Matayba elaeagnoides*. Woody species regeneration was predominantly composed of zoochoric and shade tolerant species, characteristics of more advanced stages of Atlantic Rain Forest succession. Tree seedling community did not vary in abundance and size structure, but species composition and richness varied significantly among areas. Our results suggest that woody regeneration in secondary forest areas of the RFMG has a high potential of maintaining tree biological diversity of old-growth forests and, consequently, contributing to forest restoration at the regional scale. Spatial heterogeneity in floristic composition and species richness of the seed rain, as well as of the tree seedling community in secondary forest patches, represent important components that influence the successional process and the maintenance of species diversity, therefore acting as sources of recruitment of new individuals and species.

Key words: *Atlantic Rain Forest; species richness; tropical tree species; seedlings; forest succession; secondary forest; biodiversity*

Resumo

Alves, L.F. and Metzger, J. P. **A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.** *Biotaneotrop.* May/Aug 2006 vol. 6 no. 2, <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>. ISSN 1676-0603

Apesar de sua complexidade, é necessário um conhecimento mais sintético sobre o processo de regeneração em florestas tropicais sujeitas a diferentes regimes de perturbação, tanto natural como antrópico. Dada a grande extensão de florestas secundárias na região Neotropical, um importante tópico a ser abordado é o potencial dessas manchas de floresta na conservação da diversidade biológica do componente arbóreo típico de manchas de floresta mais antiga, menos perturbada. O objetivo principal deste estudo foi avaliar a estrutura da comunidade de plântulas de espécies arbóreas e arbustivas e seu potencial como fonte de regeneração em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande (RFMG), uma das porções mais significativas de Mata Atlântica no Planalto Atlântico. A estrutura e composição da comunidade foram amostradas através de parcelas de 1 m² alocadas em três áreas de floresta secundária localizadas no interior da RFMG. Foram identificadas 106 espécies dentre as 742 plântulas amostradas, distribuídas em 35 famílias e 69 gêneros. As famílias mais ricas (Myrtaceae, Fabaceae, Rubiaceae e Lauraceae) representaram 47,2% do total de espécies, e as cinco espécies mais abundantes foram *Myrcia fallax*, *Ocotea dispersa*, *Psychotria vellosiana*, *Psychotria suterella* e *Matayba elaeagnoides*. O estrato de regeneração apresentou-se predominantemente constituído de espécies zoocóricas e tolerantes à sombra, características de estádios mais avançados da sucessão florestal da Mata Atlântica. A comunidade de plântulas não apresentou variação em sua abundância e estrutura de tamanho, mas a composição de espécies e a riqueza variaram significativamente entre as áreas. Os resultados sugerem que o estrato de regeneração nas áreas de floresta secundária da RFMG tem um alto valor potencial na conservação da diversidade biológica do componente arbóreo típico de manchas de floresta mais antiga e, conseqüentemente, na restauração florestal em escala regional. As diferenças espaciais observadas na composição florística e na riqueza da chuva de sementes e da comunidade de plântulas em áreas de floresta secundária no interior da RFMG, representam componentes importantes que influenciam o processo de sucessão e a manutenção da diversidade de espécies, pois podem funcionar como fontes de recrutamento de novos indivíduos e de espécies.

Palavras-chave: Mata Atlântica, riqueza de espécies, espécies arbóreas tropicais, plântulas, sucessão florestal, floresta secundária, biodiversidade

Introdução

Um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração florestal é a limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas. Essa limitação no recrutamento de plântulas pode ser devido a um pequeno número de sementes produzidas e/ou dispersas, ou mesmo a processos pós-dispersão afetando o sucesso de estabelecimento de plântulas. Em ambientes florestais tropicais, a abundância e riqueza de plântulas e jovens de espécies arbóreas é influenciada principalmente pela disponibilidade de luz, pelo padrão de produção e dispersão de sementes, e pela ação de predadores de sementes e de plântulas, além da incidência de danos físicos (Brokaw 1985, Clark & Clark 1985, 1989, Augspurger & Kitajima 1992, Nicotra et al. 1999, Denslow & Guzman 2000, Scariot 2000). Segundo Harms et al. (2000), o recrutamento de espécies arbóreas e arbustivas tropicais é fortemente dependente da densidade de sementes, o que pode afetar substancialmente a dinâmica e composição da comunidade. Diferenças no sucesso de estabelecimento pós-dispersão ocorrem basicamente devido a mudanças nas taxas de germinação, competição, herbivoria e estresse hídrico e microclimático, que alteram a sobrevivência e o crescimento das plântulas.

A regeneração florestal após um distúrbio natural, como a abertura de clareiras pela queda de árvores, ocorre através da contribuição das árvores remanescentes via produção de sementes ou rebrota, pelo recrutamento das plântulas sobreviventes à perturbação (regeneração avançada), e pelo recrutamento de sementes presentes no banco de sementes do solo e/ou provenientes da chuva de sementes (Harper 1977, Uhl et al. 1981, Young et al. 1987, Whitmore 1991). Em áreas sujeitas à perturbação antrópica, a contribuição relativa dessas diferentes fontes de regeneração frequentemente se altera. O padrão de sucessão em florestas tropicais úmidas após a derrubada da vegetação e o uso da terra foi bem documentada por Brown & Lugo (1990) e Guariguata & Ostertag (2001). Mudanças na estrutura (área basal, densidade, estratificação do dossel), riqueza e composição de espécies, e no funcionamento florestal (ciclagem de nutrientes, produtividade primária líquida, luminosidade) ocorrem através de uma seqüência de eventos e processos após o abandono da terra (ver Guariguata & Ostertag 2001). De maneira geral, a recuperação da estrutura florestal em florestas secundárias ocorre mais rapidamente do que a da composição e riqueza de espécies (Brown & Lugo 1990, Guariguata & Ostertag 2001). Tais mudanças são dirigidas pelo tipo de alterações estruturais nas condições físicas e químicas do solo devido ao histórico de perturbação e uso da terra, e pela disponibilidade e disposição espacial das manchas de floresta remanescentes (estrutura e configuração da paisagem), que funcionam como fontes de sementes para a regeneração (Guariguata & Ostertag 2001). Neste contexto, o histórico de perturbações tem muitas implicações na sucessão florestal, pois diferentes

tipos e intensidades de perturbação podem resultar em diferentes estruturas florestais.

Em áreas antropicamente degradadas, um dos fatores mais importantes que limitam o recrutamento de plântulas é a baixa disponibilidade de sementes, afetada pela presença e distância de manchas de floresta, que funcionariam como fontes de sementes e de agentes dispersores (Kolb 1993, Duncan & Chapman 1999, Holl 1999, Cubiña & Aide 2001, Mesquita et al. 2001). Como o banco de sementes tem sido considerado pouco representativo para a dinâmica da regeneração de florestas tropicais em habitats alterados (Loiselle et al. 1996, Holl 1999, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002) devido à curta viabilidade das sementes da maioria das espécies arbóreas tropicais (Garwood 1983), a regeneração de florestas secundárias dependeria, inicialmente, da chuva de sementes de espécies florestais – o quanto é produzido e disperso na paisagem. Em particular, as mudanças na estrutura e composição florestal que ocorrem após o uso e abandono da terra têm diversas implicações para diferentes populações animais (DeWalt et al. 2003). Alterações na comunidade de dispersores, predadores de sementes e de herbívoros (como aves, mamíferos e primatas) também podem afetar a regeneração florestal (Dirzo & Miranda 1990, Silva & Tabarelli 2000, Cordeiro & Howe 2001, Terborgh et al. 2001, Wright & Duber 2001, Tabarelli e Peres 2002, Alves-Costa 2004), pois uma grande proporção de espécies arbóreas tropicais tem suas sementes consumidas por vetores animais (Howe & Smallwood 1982). Uma alta densidade de predadores de sementes e de herbívoros terrestres pode reduzir o recrutamento de plântulas (De Steven & Putz 1984, Sork 1987, Terborgh et al. 2001), enquanto a defaunação de mamíferos de grande e médio porte em áreas florestais (Chiarello 1999, Cullen Jr. et al. 2001) pode reduzir os níveis de mortalidade de sementes e plântulas (Alves-Costa 2004). Florestas secundárias geralmente apresentam uma baixa densidade de árvores de maior porte e redução significativa na cobertura do dossel (Brown & Lugo 1990, Kapos et al. 1997, Tabarelli & Mantovani 1999, Oosterhoorn & Kappelle 2000, Guariguata & Ostertag 2001, Williams-Linera 2002), criando condições abióticas não-propícias à germinação e estabelecimento de espécies de plântulas características do interior da floresta, como dessecação, aumento da temperatura, diminuição da umidade do solo, e maior taxa de danos mecânicos. Em resumo, as condições abióticas e bióticas encontradas em florestas secundárias alterariam o balanço dos fatores causadores de mortalidade em relação a áreas de floresta mais antiga, menos perturbada, e teriam forte influência na abundância de espécies e na diversidade da comunidade.

Apesar da reconhecida importância para a compreensão do processo de regeneração, estudos de comunidades de plântulas de espécies arbóreas tropicais são pouco comuns (Lieberman 1996, Benítez-Malvido 1998, Chazdon et al. 1998, Metzger 1998, Scariot 1999, Sizer &

Tanner 1999, Mesquita et al. 2001, Benítez-Malvido & Martínez-Ramos 2003). Na Mata Atlântica, em particular, estudos que enfocam algum aspecto da estrutura e composição do estrato de regeneração florestal são ainda mais escassos (Rodrigues 1998, Grombone-Guaratini 1999, Durigan et al. 2000, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002, Martini 2002, Toniato & Oliveira-Filho 2004), e as abordagens e metodologias são as mais diversas, dificultando comparações. Uma das limitações mais importantes é a dificuldade de identificação das plântulas, o que demanda um sólido conhecimento da flora assim como um grande investimento de tempo e esforço (Lieberman 1996). Além disso, devido à alta diversidade, a maioria das espécies é comparativamente rara. Dessa forma, áreas grandes devem ser amostradas para que um número grande de espécies esteja representado por vários indivíduos, permitindo assim comparações mais precisas e acuradas (Lieberman 1996).

Apesar de sua complexidade, é necessário um conhecimento mais sintético sobre o processo de regeneração em florestas tropicais sujeitas a diferentes regimes de perturbação, tanto natural como antrópico, para que se faça uso desse conhecimento na resolução de questões sobre conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (Guariguata et al. 1997, Rodrigues & Leitão-Filho 2000, Engel & Parrota 2003). Uma das primeiras restrições para efetivamente propor ações de recuperação e manejo é a compreensão de como ocorre a regeneração florestal em áreas que foram sujeitas a diferentes regimes de perturbação, tanto natural como antrópica. Dada a grande extensão de florestas secundárias na região Neotropical (Brown & Lugo 1990, Whitmore 1997, Guariguata & Ostertag 2001) e particularmente na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, onde manchas de floresta secundária predominam em paisagens fragmentadas (Fundação SOS Mata Atlântica 1998, Ranta et al. 1998, Morellato & Haddad 2000, Myers et al. 2000), um importante tópico a ser considerado é o estado da conservação dessas florestas, ou seja, seu potencial na conservação da diversidade biológica do componente arbóreo típico de florestas mais antigas, menos perturbadas. Uma das maneiras de avaliar o potencial de regeneração florestal de florestas secundárias é através do estudo da variação espacial na estrutura, composição e diversidade de espécies da comunidade de plântulas e jovens de espécies lenhosas (Guariguata et al. 1997). Adicionalmente à descrição da estrutura florestal, um esforço para quantificar a complementaridade do inventário, ou o grau de substituição de espécies entre locais, é essencial para determinar as prioridades regionais de conservação (Williams-Linera 2002). Neste contexto, a identificação das barreiras ecológicas que impedem ou dificultam a regeneração natural e diminuem a resiliência do ecossistema são fatores fundamentais (Engel & Parrota 2003). Alterações na estrutura do componente de regeneração, como diminuição na densidade e riqueza do estoque de novos indivíduos, poderiam ser bons indicadores da degradação de florestas secundárias.

Dentro desta perspectiva, o objetivo principal deste estudo foi avaliar a estrutura do estrato de regeneração de áreas de floresta secundária localizadas no interior da Reserva Florestal do Morro Grande (RFMG), uma das porções mais significativas de Mata Atlântica no Planalto Atlântico, com cerca de 10 mil ha de floresta contínua, localizada a sudoeste da cidade de São Paulo. A estrutura da comunidade de plântulas e jovens de espécies arbóreas e arbustivas foi caracterizada em termos de abundância, diversidade, riqueza de espécies, composição florística e proporção de espécies distribuídas em grupos funcionais, definidos de acordo com o modo de regeneração e de dispersão de sementes. Um segundo objetivo foi avaliar o potencial de regeneração destas áreas através da comparação da similaridade na composição de espécies entre a comunidade de plântulas estabelecidas e a de árvores de maior porte.

Material e Métodos

O presente estudo foi realizado na Reserva Florestal do Morro Grande (RFMG), localizada no Planalto Atlântico de São Paulo entre os municípios de Cotia e Ibiúna, e os limites da Serra de Paranapiacaba (23°35' S, 23°50' S; 46°45' W, 47°15' W; 860-1075 m de altitude). Informações detalhadas sobre clima, geologia, geomorfologia, pedologia, hidrografia e uso e cobertura do território encontram-se em Metzger et al. (2006). A vegetação predominante na região é a Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso et al. 1991), com contribuições da Floresta Estacional Semidecidual, ambas pertencentes ao Domínio da Mata Atlântica. A supressão das atividades humanas na RFMG ocorreu após a desapropriação das terras para a construção de reservatórios para abastecimento público, no início do século XX, há cerca de 90 anos (Metzger et al. 2006). Pouco se sabe sobre a intensidade e a duração das perturbações antrópicas que ocorreram na região antes desta data, mas é provável que diferentes práticas de manejo e uso da terra, como pastagens, agricultura de subsistência e monocultura em pequena escala, tenham sido utilizadas no passado. Atualmente, a RFMG possui uma cobertura florestal contínua de *ca.* de 9.400 ha, composta por um mosaico de manchas de florestas secundárias (*sensu* Brown & Lugo 1990) em diferentes estádios de sucessão, e de manchas mais preservadas, em estágio avançado (denominadas antigas, ou “old-growth” *sensu* Clark 1996), estas últimas provavelmente não submetidas a corte raso no passado (Metzger et al. 2006).

Os dados sobre a regeneração florestal foram obtidos nos meses de janeiro e fevereiro de 2001 nas áreas denominadas MGA, MGB e MGC, onde predomina o estágio médio de sucessão secundária (Metzger et al. 2006). Todas as áreas foram submetidas ao mesmo regime de perturbação (corte raso e abandono) e possuem idades semelhantes (cerca de 80 anos). Os fatores edáficos, climáticos e

topográficos apresentam uma variação muito pequena entre as áreas (Metzger et al. 2006). As três áreas diferem em relação à diversidade e riqueza de espécies de árvores > 5 cm de diâmetro ao nível do peito (DAP), mas a composição florística é similar (Catharino et al., 2006). Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae e Fabaceae são as famílias mais ricas e abundantes em todas as áreas. As espécies de árvores mais comuns são *Myrcia multiflora*, *Eugenia dodonaefolia*, *Guapira opposita*, *Ocotea dispersa* e *Ilex paraguariensis* (Catharino et al. 2006). As diferenças estruturais entre as áreas não são marcantes, mas a densidade de árvores > 5 cm DAP.ha⁻¹ em MGA é maior, assim como o número de árvores > 10 cm DAP mortas.ha⁻¹. O dossel em MGA tem cobertura homogênea entre 10-15 m de altura e clareiras pequenas são mais comuns do que nas demais áreas (Alves & Metzger, dados não publicados).

Todas as áreas estão localizadas no interior da floresta (50 m de distância da trilha principal) a pelo menos 1 km da borda da RFMG, e são distantes entre si em média 2,4 km (Metzger et al. 2006). Em cada área, estabelecemos um bloco de 0,5 ha de floresta (50 x 100 m) para estimar os parâmetros da estrutura da comunidade de plântulas e jovens de espécies arbóreas e arbustivas (aqui denominadas, de maneira geral, *plântulas*). Dentro de cada bloco foram posicionadas aleatoriamente 40 parcelas de 1 m² (1 x 1 m), assumindo-se que tais parcelas representam pontos independentes dentro de cada bloco. Para cada bloco, foi feita uma amostra aleatória sem reposição de 40 pontos dentro do universo de 231 pontos representados pelas intersecções de uma grade de 5 m através do programa Bioestat (Ayres et al. 2000). Em cada parcela, foram amostradas, contadas e medidas (diâmetro basal e altura) todas as plantas lenhosas (árvores e arbustos, incluindo palmeiras) > 20 cm de altura e < 1 cm de diâmetro ao nível do peito (DAP). Excluímos plantas < 20 cm de altura para tornar a identificação mais confiável e excluir indivíduos pequenos, não estabelecidos, que estão sujeitos à mortalidade intensa (Nicotra et al. 1999). Como muitas plântulas são difíceis de serem identificadas diretamente no campo, coletamos e herborizamos ramos de todos os indivíduos marcados, para posterior identificação. A identificação foi feita por comparação do material coletado com material de herbário e de coletas feitas nos mesmos locais por Catharino et al. (2006). O sistema de classificação de famílias seguiu o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003). Os táxons cuja identificação final não foi possível foram classificados como morfoespécies. Uma única morfoespécie (*Miconia cf sellowiana*) com identificação *a conferatum* (cf) foi agrupada com o táxon identificado até espécie, para não inflar as estimativas de riqueza e diversidade de espécies. Como 10 plântulas (1,3% do total amostrado) não puderam ser identificadas nem como morfoespécies devido ao estado inadequado do material para identificação e de eventuais erros de anotações de campo, excluímos tais registros das análises apresentadas. O material testemunho encontra-se

depositado em uma coleção de referência, no Departamento de Ecologia da Universidade de São Paulo (USP).

Posteriormente, classificamos apenas as espécies com identificação confirmada como pertencentes a grupos funcionais, definidos separadamente de acordo com o modo de dispersão e de regeneração. A classificação foi feita através de consultas à literatura. As principais fontes de dados foram artigos, teses e relatórios científicos (Lorenzi 1992, 1998, Morellato & Leitão-Filho 1992, Rossi 1994, Gandolfi et al. 1995, Penhalber & Mantovani 1997, Gandolfi 2000, Baitello et al. 2000, Spina et al. 2001, Pedroni 2001, Wanderley et al 2002, Bernacci et al. 2003). A classificação das espécies em diferentes categorias de modo de dispersão de sementes (zoocoria, anemocoria e autocoria) foi feita a partir das características morfológicas dos frutos das espécies identificadas, segundo critérios de van der Pijl (1982). A classificação em categorias de modo de regeneração foi baseada no conceito de grupos ecológicos de Swaine & Whitmore (1988), com algumas modificações. Consideramos como pertencentes à categoria das espécies tolerantes à sombra as espécies características do interior da floresta, capazes de regenerar no sub-bosque sombreado da floresta, incluindo também nesta categoria as espécies típicas de sub-bosque, secundárias tardias, clímax e umbrófilas. Na categoria das espécies com tolerância intermediária (secundárias iniciais), incluímos aquelas que necessitam de ambientes de intensidade luminosa baixa ou média de pequenas clareiras e de locais de sub-bosque não densamente sombreado para sua regeneração. Por sua vez, consideramos como espécies intolerantes à sombra (pioneiras e heliófitas) as que demandam muita luz para sua regeneração, e são características de clareiras grandes e áreas abertas. Optamos pela classificação mais comum na literatura quando encontramos discordâncias na classificação de uma espécie de acordo com o modo de regeneração. Como uma proporção muito baixa de espécies foi classificada nas categorias de autocoria e de intolerância à sombra (ver resultados), criamos duas novas categorias: a) espécies cujas sementes não são dispersas por agentes biológicos (dispersão abiótica), constituída por espécies anemocóricas e autocóricas (Tabarelli et al. 1999); e b) espécies intolerantes à sombra, agrupando espécies de tolerância intermediária e as intolerantes à sombra.

Avaliamos diferenças na densidade média de plântulas entre as áreas através de uma análise de variância (ANOVA), conduzida no programa SYSTAT 8.0 (1998). Nessa análise, consideramos o total de cada parcela de 1 m² como uma amostra. Os dados foram previamente transformados para Log₁₀ (x + 1) a fim de satisfazer as premissas da estatística paramétrica (distribuição normal e homogeneidade de variâncias; Zar 1999). Comparamos a estrutura de tamanho da comunidade de plântulas entre as áreas (proporção de indivíduos distribuídos em diferentes classes de altura e diâmetro basal) através do Teste de Kolmogorov-Smirnov

para duas amostras (Sokal & Rohlf 1981). As classes de tamanho foram definidas em intervalos regulares (0,5 cm de diâmetro basal e 50 cm de altura), exceto a primeira classe para altura (20-50 cm).

Para avaliar diferenças na riqueza (S) e diversidade de espécies de plântulas (H') entre as áreas de floresta secundária da RFMG, calculamos e comparamos curvas de acumulação de espécies (S_{obs} , S_{ice} e H') baseadas em amostras e seus respectivos desvios. Esta metodologia foi utilizada pois permite uma padronização e uma comparação significativa de conjuntos de dados (Chazdon et al. 1998, Gotelli & Colwell 2001). Calculamos, para cada área, uma curva média de acumulação de espécies para a riqueza observada (S_{obs}) obtida após 100 aleatorizações na ordem de amostragem das 40 parcelas de 1 m² (Colwell & Coddington 1994). Como as curvas de acumulação podem subestimar a riqueza de espécies (Colwell & Coddington 1994, Gotelli & Colwell 2001), utilizamos também um estimador não-paramétrico de cobertura baseado em incidência (S_{ice}), para estimar a riqueza máxima dentro de cada área (Lee & Chao 1994, Chazdon et al. 1998). O S_{ice} estima a riqueza máxima baseado na presença de espécies encontradas em d'' 10 amostras (Lee & Chao 1994, Chazdon et al. 1998). Este estimador é considerado robusto e relativamente insensível ao tamanho da amostra (Chazdon et al. 1998), e foi indicado como um dos melhores estimadores de riqueza da comunidade de plântulas de espécies arbóreas tropicais na Costa Rica e também na Amazônia (Chazdon et al. 1998, Benítez-Malvido & Martinez-Ramos 2003). O mesmo procedimento descrito acima foi empregado para obter uma curva média de acumulação de espécies (S_{obs} e S_{ice}) para a RFMG, agrupando as amostras de todas as áreas (n = 120 parcelas de 1 m²). A diversidade de espécies (H'), estimada através da função de Shannon-Wiener baseada em logaritmos naturais, também foi calculada a partir das curvas de acumulação aleatorizadas 100 vezes. Este índice de diversidade foi escolhido porque é baseado na abundância proporcional de espécies e leva em consideração tanto a riqueza de espécies como a equabilidade (Magurran 1988). As estimativas de riqueza e diversidade foram calculadas no programa EstimateS (Colwell 1997).

Para avaliar diferenças na composição florística entre as três áreas, utilizamos o Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP), disponível no programa PC-ORD (McCune & Mefford 1999). O teste foi feito a partir de uma matriz de dados de abundância das espécies em cada área (n = 40 parcelas), utilizando a distância de Sørensen como medida de dissimilaridade. Nesse caso, testamos se as composições da comunidade de plântulas das áreas são mais similares entre si do que seria esperado caso as amostras de plântulas estivessem distribuídas ao acaso entre todas as áreas. Esta estatística, denominada "A", varia de zero a um, e tem valor máximo quando todas as áreas têm a mesma composição de espécies no estrato de regeneração (McCune

& Mefford 1999). O grau de complementaridade (C) da riqueza de espécies foi estimado como a proporção de todas as espécies em duas áreas, que ocorre apenas em uma ou outra delas (ver Colwell & Coddington 1994, p.112), e varia de 0% (quando todas as listas são idênticas) a 100% (quando as listas são completamente distintas). Para verificar a existência de padrões de dominância, construímos curvas de abundância relativa das espécies de plântulas para cada área e para a RFMG como um todo.

Analisamos se a proporção de espécies distribuídas em categorias de modo de dispersão e de regeneração diferia entre os locais amostrados através do teste G de homogeneidade (Zar 1999).

Para avaliar o potencial da regeneração na manutenção da estrutura local da comunidade de árvores, estimamos o grau de similaridade florística entre a comunidade local de plântulas e a de árvores (> 5 cm DAP), dentro de cada área (MGA, MGB e MGC) através do coeficiente de similaridade de Sørensen, $S_{Sor} = 2c/(a+b)$, onde *a* e *b* representam o número de espécies nas comunidades A e B, respectivamente, e *c*, o número de espécies em comum entre A e B (Greig-Smith 1983). Para realizar essas comparações, utilizamos dados de presença-ausência das espécies obtidos no presente estudo e os dados de Catharino et al. (2006), obtidos nos mesmos locais.

Resultados

1. Riqueza de espécies e heterogeneidade florística

Nas áreas MGA, MGB e MGC foram identificadas 106 espécies arbóreas e arbustivas (incluindo morfo-espécies) dentre as 742 plântulas amostradas, distribuídas em 35 famílias e 69 gêneros (Anexo 1, Tabela 1). Apenas três espécies foram identificadas somente até família (n = 6 indivíduos), e cinco espécies somente até gênero (n = 6 indivíduos). As famílias mais ricas foram: Myrtaceae (19 espécies), Fabaceae (13 espécies), Rubiaceae (11 espécies) e Lauraceae (7 espécies) que, juntas, representaram 47,2% do total de espécies. As quatro famílias mais ricas também estiveram entre as mais abundantes: Myrtaceae, com 191 plântulas (25,7% do total de plântulas), seguida de Rubiaceae (112 plântulas), Lauraceae (96 plântulas) e Fabaceae (64 plântulas), totalizando 62,4% do total de plântulas amostradas. Do total de espécies registradas, 31 (29,2%) foram representadas por um único indivíduo (incluindo as identificadas até gênero e família), enquanto 17 espécies (16,0%) apresentaram apenas dois indivíduos. As cinco espécies mais abundantes - *Myrcia fallax* (Myrtaceae), *Ocotea dispersa* (Lauraceae), *Psychotria vellosiana*, *P. suterella* (Rubiaceae), e *Matayba elaeagnoides* (Sapindaceae) - representaram 26,4% do total de plântulas amostradas. Espécies de plântulas citadas nas

listas oficiais de espécies ameaçadas (IUCN Red List 2002, SMA 2004) como vulnerável (*Myrceugenia rufescens*, *Siphoneugena widegreniana* e *Myrcia olblongata*), com baixo risco de extinção (*Ilex paraguariensis*) e em perigo de extinção (*Inga lanceifolia* e *Inga sellowiana*) também foram amostradas na RFMG (Anexo 1).

A densidade média de plântulas variou entre 5,8 e 6,6 indivíduos/m², e não diferiu significativamente entre as áreas amostradas dentro da RFMG (ANOVA, $F = 1,125$; $gl = 2$; $P = 0,328$; Tabela 1). A maioria dos indivíduos amostrados (> 80%) possuía de 20-100 cm de altura (máximo = 290 cm) e 0,1-1,0 cm de diâmetro medido ao nível do solo (máximo = 3,2 cm). Não foram encontradas diferenças significativas na proporção de plântulas distribuídas em diferentes classes de tamanho (altura e diâmetro) entre as áreas amostradas (Teste de Kolmogorov-Smirnoff, $P > 0,05$).

O número de famílias praticamente não variou entre as áreas (Tabela 1), mas as áreas MGB e MGC apresentaram maior número de gêneros e espécies quando comparadas à área MGA (Tabela 1). Apenas 23 espécies (21,1% do total) foram comuns às três áreas. A porcentagem de espécies exclusivas foi maior na área MGC (30,8%) (Tabela 1). Quando todas as áreas foram analisadas conjuntamente, a curva média de acumulação de espécies para a riqueza observada (S_{obs}) no Morro Grande esteve próxima de alcançar a estabilidade (Figura 1, Tabela 1) com o esforço empregado (120 parcelas de 1 m²). Entretanto, o estimador não-paramétrico de riqueza máxima de espécies (S_{ice}) alcançou um valor mais alto - 139 espécies de plântulas para 120 parcelas de 1 m², (Figura 1, Tabela 1). A menor riqueza de plântulas observada (S_{obs}) para o número máximo de amostras (40 parcelas de 1 m²) foi obtida para a área MGA, enquanto as áreas MGB e MGC mostraram os valores mais altos (Figura 2a, Tabela 1). De maneira geral, a riqueza máxima estimada (S_{ice}) seguiu o mesmo padrão da riqueza observada (Figura 2b, Tabela 1). A diversidade estimada de espécies (H'), por sua vez, apresentou uma variação menor entre as áreas de floresta secundária da RFMG do que a riqueza de espécies (Tabela 1), mas diferenças na diversidade estimada também puderam ser observadas (curvas de acumulação não apresentadas) entre a área MGA (menos diversa; $H = 3,5$) e as demais áreas ($H \sim 3,6-3,7$). A diversidade estimada de espécies de plântulas para o conjunto das áreas de floresta secundária da RFMG foi de 4,02.

Considerando todas as áreas amostradas conjuntamente, a análise de permutação mostrou que existem diferenças significativas na composição florística entre as áreas (MRPP, $A = 0,021$; $P < 0,001$). Diferenças significativas também foram obtidas ao se comparar a composição florística das três áreas par a par (Tabela 2). As diferenças entre as áreas são reforçadas pelos altos valores de complementaridade observados (60-66%), indicando que as floras são pouco similares (Tabela 2).

A comunidade de plântulas das áreas de floresta secundária da RFMG apresentou um número reduzido de espécies muito abundantes e um número relativamente alto de espécies mais raras (Figura 3). A espécie dominante foi *Myrcia fallax* (Myrtaceae), sempre ocupando as primeiras posições dentro de cada área (Figura 3, Tabela 3). Quando comparadas as cinco espécies mais abundantes em cada área, pode-se verificar que há uma mudança no padrão de dominância de espécies entre as áreas (Tabela 3). Além disso, as áreas MGB e MGC possuem um maior número de espécies representadas por apenas um indivíduo quando comparadas à área MGA (Figura 3).

2. Grupos funcionais

O modo de dispersão de sementes predominante no estrato de regeneração da Reserva Florestal do Morro Grande foi a zoocoria, alcançando 85,3% do total de 95 espécies de plântulas identificadas (Anexo 1; Figura 4a). Espécies anemocóricas e autocóricas ocorreram em menor proporção (12,6 e 2,1% do total de espécies identificadas, respectivamente; Figura 4a). Espécies tolerantes à sombra e de tolerância intermediária predominaram no estrato de regeneração da RFMG com 69,5% e 20,0% do total de espécies identificadas, respectivamente (Anexo 1; Figura 4b). Espécies intolerantes à sombra, por sua vez, ocorreram em menor proporção (8,4% do total de espécies identificadas) (Figura 4b). Espécies zoocóricas ocorreram em maior proporção em todas as áreas (88,7-90,4%; Figura 4a), enquanto que espécies tolerantes à sombra ocorreram em menor proporção na área MGA (65,4%) quando comparado às áreas MGB e MGC (74,1 e 75,8%, respectivamente; Figura 4b). Entretanto, tanto a proporção de espécies nas diferentes categorias de modo de dispersão de sementes (zoocoria x dispersão abiótica), como nas categorias de modo de regeneração (tolerantes x não-tolerantes à sombra), não diferiu significativamente entre os locais (Teste $G_{total\ dispersão} = 1,158$, $gl = 3$, $P > 0,05$, e $G_{total\ regeneração} = 0,692$, $gl = 3$, $P > 0,05$).

3. Potencial de regeneração florestal

No total, foram amostradas 157 espécies de árvores > 5 cm de DAP nas áreas MGA, MGB, e MGC do Morro Grande (Catharino et al. 2006). O mesmo padrão de riqueza encontrado para as plântulas foi observado para a comunidade de árvores, onde a área MGA possui o menor número de espécies (74) em relação às áreas MGB e MGC (92 e 93 espécies, respectivamente). O coeficiente de Sørensen indicou baixa similaridade entre o estrato de regeneração e as árvores estabelecidas, sendo $< 0,29$ para todas as comparações. Isto indica que a probabilidade de ser sorteada uma espécie em comum entre comunidade de plântulas e a de árvores é menor do que 29% (Tabela 4).

Discussão

A regeneração nas áreas de floresta secundária da RFMG apresentou grande heterogeneidade espacial na composição de espécies e no padrão de diversidade. O estrato de regeneração é predominantemente constituído de espécies arbóreas e arbustivas zoocóricas e tolerantes à sombra, características de estádios mais avançados da sucessão da Floresta Ombrófila Densa (Tabarelli & Mantovani 1999), onde não há predomínio de espécies pioneiras e invasoras. As famílias mais ricas e abundantes encontradas em todas as áreas do presente estudo (Myrtaceae, Fabaceae, Rubiaceae e Lauraceae) são apontadas como características da estrutura e composição da Mata Atlântica Sub-Montana (< 700 m de altitude) e Montana do sudeste do Brasil (Tabarelli & Mantovani 1999, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Scudeller et al. 2001, Tabarelli & Perez 2002), perfazendo cerca de 50% da riqueza de espécies da Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Assim, a composição de famílias do estrato de regeneração florestal das áreas de floresta secundária da RFMG pode ser considerada similar àquela observada em grande parte da Mata Atlântica, principalmente no estado de São Paulo.

A estrutura de tamanho e a abundância de plântulas não variaram espacialmente, mas a alta densidade e riqueza de espécies de plântulas estabelecidas no sub-bosque indicam a importância da comunidade florestal como fonte de propágulos, e na manutenção das condições abióticas adequadas para a germinação e o estabelecimento de novos indivíduos. A densidade de plântulas (critérios de inclusão variados, altura mínima de 10 cm) em diferentes estudos realizados em áreas de floresta secundária na Mata Atlântica variou de 1,4 a 2,9 indivíduos/m² (Grombone-Guaratini 1999, Durigan et al. 2000, Toniato & Oliveira-Filho 2004), enquanto que em florestas tropicais de diferentes idades sucessionais na América Central variou entre 1 e 2 indivíduos/m² (Guariguata et al. 1997, Nicotra et al. 1999, Denslow & Guzman 2000). Apenas Benitez-Malvido (1998) reportou valores semelhantes aos aqui encontrados para fragmentos florestais e áreas de floresta contínua na Amazônia (> 5,5 indivíduos/m²). A baixa similaridade florística local (estrato de regeneração vs. árvores do dossel) e espacial (entre as áreas) reforça a importância das diferentes fontes de regeneração (local e imigrante) na manutenção da diversidade florística em florestas secundárias. Adicionalmente, a formação de um denso banco de plântulas sob o dossel constitui uma estratégia de regeneração avançada (Whitmore 1996), onde as plântulas representam uma das principais fontes de regeneração após a ocorrência de perturbações. Deve-se ressaltar que importantes processos ecológicos, como a diversidade e abundância da chuva de sementes resultante da variabilidade espacial e temporal na reprodução das árvores do dossel (Faria et al. 2003), o padrão de dispersão de sementes (Faria et al. 2003), a heterogeneidade espacial na distribuição da luz mantida pela dinâmica natural de

clareiras (Bertani e Santos, dados não publicados) e, possivelmente, diferentes níveis de predação e herbivoria por agentes biológicos, parecem contribuir para a manutenção desse mosaico vegetacional e, conseqüentemente, para o sucesso da regeneração florestal na RFMG.

A distribuição de abundância de espécies da comunidade de plântulas seguiu o mesmo padrão de comunidades arbóreas tropicais, com um pequeno número de espécies abundantes de ampla distribuição e um número relativamente alto de espécies mais raras, com distribuição localmente restrita. As espécies mais abundantes no estrato de regeneração da RFMG são todas zoocóricas, com sementes pequenas a médias, e que demandam pouca luz para sua regeneração (tolerantes à sombra ou de tolerância intermediária). *Myrcia fallax* e *Matayba elaeagnoides* são espécies de ampla distribuição no domínio da Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000), enquanto *Ocotea dispersa* é considerada indicadora da Floresta Ombrófila Densa de baixa altitude (< 700m). *Psychotria suterella*, por sua vez, está presente tanto nas Florestas Ombrófilas como nas Semidecíduais Montanas (> 700 m) (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

A variação na composição e nos padrões de abundância relativa das espécies entre as áreas não podem ser creditadas unicamente à heterogeneidade ambiental, já que as áreas estudadas estão sujeitas a fatores edáficos, climáticos e topográficos semelhantes, foram submetidas ao mesmo regime de perturbação (corte raso e abandono) e possuem idades semelhantes (ver Metzger et al. 2006). É muito provável que esta heterogeneidade florística esteja associada a diferenças no sucesso de colonização e estabelecimento das espécies dentro de cada área. No caso da área MGA, diferenças fenológicas na disponibilidade de sementes - menor riqueza de espécies de árvores adultas (Catharino et al. 2006) e menor produção de sementes (Faria et al. 2003) - e nas características do dossel influenciando o microclima - dossel homogêneo e mais aberto (Alves & Metzger, dados não publicados) - poderiam diminuir as chances de estabelecimento de novas espécies em relação às áreas MGB e MGC.

A heterogeneidade florística entre as áreas, a alta proporção de espécies zoocóricas e a baixa similaridade na composição florística local entre as comunidades de plântulas e de árvores do dossel possivelmente ocorreu devido à forte contribuição da chuva de sementes imigrantes, via dispersão de espécies zoocóricas (Faria et al. 2003), e/ou à contribuição das espécies arbustivas, pouco amostradas pelo critério de inclusão (árvores > 5 cm de DAP) adotado por Catharino et al. (2006). De qualquer forma, isso sugere uma divergência potencial na composição futura do dossel dentro dessas áreas de floresta secundária. Apesar de que muitas aves e mamíferos de grande e médio porte já terem desaparecido da RFMG (Develey & Martensen 2006, Negrão

& Valladares-Pádua 2006), como as sensíveis à caça e os frugívoros de dossel, mesmo assim ela abriga uma alta diversidade de espécies de aves, principalmente as frugívoras de sub-bosque (Develey & Martensen 2006). Como grande parte das espécies de aves frugívoras encontradas no sub-bosque de florestas tropicais parece ser importante na dispersão de frutos pequenos e abundantes de espécies de plantas lenhosas do sub-bosque (Stiles 1985), a alta abundância desse grupo na RFMG (Develey & Martensen 2006) pode ter contribuído para a manutenção da chuva de sementes imigrantes. Nas áreas secundárias da RFMG, Pardini & Umetsu (2006) observaram uma maior abundância de pequenos mamíferos do que nas áreas mais antigas e preservadas, provavelmente associada ao aumento de produtividade e disponibilidade de recursos alimentares para espécies não dependentes de recursos restritos ou específicos. Entretanto, a maior abundância de pequenos mamíferos, potencialmente predadores de sementes, parece não estar influenciando o sucesso de estabelecimento de novos indivíduos e espécies de plântulas no sub-bosque das áreas de floresta secundária da RFMG.

Os resultados não mostraram uma alta proporção de espécies intolerantes à sombra, características de habitats mais perturbados (pioneiras, secundárias iniciais) em detrimento das espécies típicas do interior da floresta, tolerantes à sombra. O mesmo padrão foi obtido para o modo de dispersão das sementes. Após cerca de 90 anos do término das atividades de manejo, muitos aspectos estruturais e florísticos das áreas secundárias parecem ter se tornado similares a áreas de florestas mais antigas à medida que a sucessão progrediu (Catharino et al. 2006), o que facilitou o estabelecimento de espécies de plântulas tolerantes à sombra no sub-bosque dessas áreas. Pouco se sabe sobre a intensidade e a duração das perturbações antrópicas que ocorreram na região da RFMG, mas é provável que as diferentes práticas de manejo e uso da terra adotadas no passado (pastagens, agricultura de subsistência e monocultura em pequena escala) tenham afetado a estrutura do solo e sua fertilidade, assim como o banco de sementes e a estrutura da vegetação das manchas remanescentes. A mudança no padrão de uso da terra (supressão das atividades humanas) que ocorreu na RFMG desde a construção das barragens no início do século XX (Metzger et al. 2006) provavelmente influenciou tanto a composição inicial das manchas como o subsequente processo de sucessão secundária, resultando no atual mosaico florístico vegetacional (Metzger et al. 2006). Denslow & Guzman (2000), Guariguata et al. (1997) e Nicotra et al. (1999) encontraram poucas diferenças na diversidade de plântulas entre florestas de diferentes idades sucessionais na Costa Rica, sugerindo que a acumulação de espécies características da floresta antiga após uma perturbação alta (remoção, devastação) de fato pode ser rápida se as fontes de propágulos estiverem disponíveis e próximas. Dessa forma,

a proximidade de fontes de sementes, mecanismos de dispersão eficientes, e condições de recrutamento adequadas podem promover o rápido estabelecimento de comunidades ricas em espécies mesmo em áreas sujeitas a perturbação antrópica (Denslow & Guzman 2000, Guariguata & Ostertag 2001). Este pode ter sido o histórico sucessional da RFMG, onde várias manchas de floresta podem ter permanecido pouco perturbadas em meio a uma paisagem predominantemente agrícola, funcionando como fontes de propágulos para a regeneração florestal após a desapropriação das terras para a construção dos reservatórios. A situação atual mostra que esta paisagem pôde manter a capacidade de restaurar a floresta unicamente a partir da regeneração natural.

A utilização de estimadores de riqueza de espécies é recomendável em locais onde censos completos da comunidade não podem ser realizados, principalmente em ecossistemas florestais muito diversos (Chazdon et al 1998). No caso das áreas de floresta secundária amostradas, o estimador não-paramétrico de riqueza não alcançou um valor estável para o Morro Grande como um todo, sugerindo que mais espécies de plântulas podem ser encontradas se novas áreas de floresta secundárias forem amostradas até a completa estabilização da curva média de acumulação de espécies. A curva única não-estabilizada obtida para a totalidade de amostras das três áreas de estudo mostrou que a riqueza regional é alta, e as manchas de floresta secundária são muito ricas. A riqueza local também foi alta e, apesar das curvas não alcançarem a estabilidade completa, o esforço amostral empregado para estimar a riqueza máxima dentro de cada área foi capaz de mostrar diferenças significativas na riqueza de espécies entre as áreas.

As diferenças espaciais observadas na composição florística e na riqueza de espécies, tanto da chuva de sementes (Faria et al. 2003) como da comunidade de plântulas em áreas de floresta secundária no interior da RFMG (este estudo), representam componentes importantes que influenciam o processo de sucessão e a manutenção da diversidade de espécies, pois podem funcionar como fontes de recrutamento de novos indivíduos e de espécies para comunidade. Essas características podem ser essenciais para acelerar o re-estabelecimento da vegetação após a ocorrência de uma perturbação, ou mesmo na re-colonização da paisagem fragmentada que ocorre ao redor da RFMG. É importante ressaltar, no entanto, que são necessários estudos complementares de longo-prazo sobre a variação anual na produção e dispersão de sementes da comunidade florestal assim como sobre a dinâmica da comunidade de plântulas, com o objetivo de identificar a influência relativa de diferentes fatores bióticos e também abióticos que podem causar mudanças nas taxas de recrutamento e estabelecimento das espécies e, conseqüentemente, no processo de regeneração florestal. O monitoramento da comunidade florestal também resultaria em informações

importantes sobre a biologia das principais espécies, o que daria suporte à escolha de modelos adequados de recuperação de algumas áreas antropicamente degradadas dentro da RFMG.

Não foram registradas espécies exóticas e invasoras no estrato de regeneração das áreas de floresta secundária da RFMG, indicando que a regeneração florestal está ocorrendo naturalmente. Devido a alta riqueza e abundância do estrato de regeneração e o alto nível de complementaridade florística observado entre as áreas (60-66%), não seria necessária a adoção de medidas de interferência e/ou favorecimento no processo de regeneração florestal para manter a biodiversidade da RFMG. Neste caso, uma estratégia de conservação adequada para a RFMG consistiria em manter o mosaico florístico atual de manchas de floresta secundária e de floresta mais antiga em seu interior.

Agradecimentos

Agradecemos a Geza Arboz, Luis C. Bernacci, Geraldo A. D. C. Franco, Eduardo L. M. Catharino, W. Mantovani, Inês Cordeiro, Rosely Torres, João Baitello, Flavia Garcia, Angela Sartori, Renato Goldenberg, J. Pastore, Sigrid L. Jung Mendaçolli e Karin dos Santos pelo inestimável auxílio na identificação do material borânico; Milton Groppo Jr. pela adequação das espécies ao novo sistema de classificação de Angiospermae (APG); Henrique Renno pelo dedicado e competente auxílio na coleta dos dados. Agradecemos também as críticas e sugestões de dois assessores anônimos e do Thomas Lewinsohn na fase de revisão. Este trabalho contou com o apoio logístico da SABESP e o financiamento da FAPESP (Projeto Temático Proc. no: 99/05123-4 e bolsa de Pós-Doutorado Proc. no 00/03945-6). Este trabalho fez parte do Projeto Temático “Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo” do Programa BIOTA-FAPESP.

Referências Bibliográficas

ALVES-COSTA, C.P. 2004. Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Bot. J. Linn. Soc.* 141:399-436.

AUGSPURGER, C.K. & KITAJIMA, K. 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distribution. *Ecology* 73:1270-1284.

AYRES, M., AYRES JR., M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2000. BioEstat 2.0: aplicações estatísticas nas áreas de Ciências Biológicas e Médicas. Sociedade Civil Mamirauá/MCT-CNPq, Belém.

BAITELLO, J.B., MANTOVANI, W. & SOUZA, V.C. 2000. Seleção de espécies para repovoamentos vegetais. In *Anais do Workshop sobre Recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas* (L. M. Barbosa, coord.). Secretaria do Meio Ambiente/Coordenadoria de Informações Técnicas, Documentação e Pesquisa Ambiental, São Paulo, p.87-102.

BENÍTEZ-MALVIDO, J. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conserv. Biol.* 17:389-400.

BENÍTEZ-MALVIDO, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv. Biol.* 12:380-389.

BERNACCI, L.C., DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C., ARBOCZ, G., CATHARINO, E. & METZGER, J.P. 2003. Composição florística e estrutura da vegetação em fragmentos florestais do Planalto de Ibiúna. Anexo VII. In Metzger, J. P. *Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo*. III Relatório Anual FAPESP (Programa BIOTA/FAPESP, Processo N° 99/05123-4).

BROKAW, N.V.L. 1985. Gap phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66:682-687.

BROWN, S. & LUGO, A. E. 1990. Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.* 6:1-32.

CATHARINO, E.L., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006> (último acesso em 03/05/2006).

CHAZDON, R.L., COLWELL, R.K., DENSLOW, J.S. & GUARIGURATA, M.R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In *Forest biodiversity research, monitoring and modelling*. (F. Dallmeier & J. A. Comiskey, eds). MAB – Man and Biosphere Series, UNESCO, Paris, p.285-309.

CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biol. Conserv.* 89:71-82.

CLARK, D. B. 1996. Abolishing virginity. *J. Trop. Ecol.* 12:735-739.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1985. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. *Ecology* 66:1884-1892.

CLARK, D.B. & CLARK, D.A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. *Oikos* 55:225-230.

- COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. T. Roy. Soc. B* 345: 101-118.
- COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1. User's Guide and application published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (último acesso em 10/11/2004).
- CORDEIRO, N.J. & HOWE, H.F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conserv. Biol* 15:1733-1741.
- CUBIÑA, A. & AIDE, T.M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33:26-267.
- CULLEN JR., L., BODMER, E.R. & PADUA, C. V. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35:137-144
- DE STEVEN, D. & PUTZ, F.E. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. *Oikos* 43:207-216.
- DE WALT, S.J., MALIAKAL, S.K. & DENSLOW, J.S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecol. Manag.* 182:139-151.
- DENSLOW, J.S. & GUZMAN, S. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *J. Veg. Sci.* 11:201-212.
- DEVELEY, P.F. & MARTENSEN, A.C. 2006. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00906022006> (último acesso em 03/05/2006).
- DIRZO, R. & MIRANDA, A.. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity: a sequel to John Terborgh. *Conserv. Biol* 4:444-447.
- DUNCAN, R.S. & CHAPMAN, C.A.. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecol. Appl.* 9:908-1008.
- DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C., SAITO, M. & BAITELLO, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Rev. Brasil. Bot.* 23:371-383.
- ENGEL, V.L. & PARROTA, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In *Restauração ecológica de ecossistemas naturais* (P. Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel & F.B. Gandarra, eds). Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, Botucatu, p.1-26.
- FARIA, M.B.B.C., ALFANO, A.C.C., ALVES, L.F. & FRANCO, G.A.D.C. 2003. Chuva de sementes em uma floresta tropical montana do planalto paulista. In *Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil*, p.310-311. Fortaleza, CE, 09-14/11/2003.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS & INSTITUTO SÓCIO-AMBIENTAL. 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. São Paulo.
- GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- GANDOLFI, S., LEITÃO-FILHO, H.F. & BEZERRA, C.L. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. *Rev. Bras. Biol.* 55:753-767.
- GARWOOD, N.C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. *Ecol. Monogr.* 53:159-181.
- GOTELLI, N. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4:379-391.
- GREIG-SMITH, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. 3 ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GROMBONE-GUARATINI, M.T. 1999. Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- GROMBONE-GUARATINI, M.T. & RODRIGUES, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 18:759-774.
- GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecol. Manag.* 148:185-206.
- GUARIGUATA, M.R., CHAZDON, R.L., DENSLOW, J.S., DUPUY, J.M. & ANDERSON, L. 1997. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecol.* 132:107-120.
- HARMS, K.E., WRIGHT, S.J., CALDERÓN, O., HERNÁNDEZ, A. & HERRE, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404:493-795.
- HARPER, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242.

- HOWE, H.F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst* 13:201-228.
- IUCN 2002. 2002 IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.redlist.org> (último acesso em 02/02/2004).
- KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In *Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities* (W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr, eds). The University of Chicago Press, Chicago & London, p.33-44.
- KOLB, S.R. 1993. Islands of secondary vegetation in degraded pastures of Brazil: their role in reestablishing Atlantic Coastal Forest. Ph.D Thesis. University of Georgia, Athens, USA.
- LEE, S.M. & CHAO, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* 50:88-97.
- LIEBERMAN, D. 1996. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: *Ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). UNESCO/Parthenon, Paris, p.131-138.
- LOISELLE, B.A., RIBBENS, E. & VARGAS, O. 1996. Spatial and temporal variation of seed rain in a tropical lowland wet forest. *Biotropica* 28:82-95.
- LORENZI, H. 1992. *Árvores Brasileiras*. Editora Plantarum, Nova Odessa.
- LORENZI, H. 1998. *Árvores Brasileiras*. Vol. 2. Editora Plantarum, Nova Odessa.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- MARTINI, A.M.Z. 2002. 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. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4.19. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MESQUITA, R.C.G., ICKES, K., GANADE, G. & WILLIAMSON, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *J. Ecol.* 89:528-537.
- METZGER, J.P. 1998. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le Sud-Est du Brésil. *CR. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie* 321:319-333.
- METZGER, J.P., ALVES, L.A., CATHARINO, E.L.M., GOULART & W., SIMÕES, S.J.C. 2006. Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006> (último acesso em 03/05/2006).
- MORELLATO, L.P.C & LEITÃO-FILHO, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão de sementes na Serra do Japi. In *História Natural da Serra do Japi* (L. P. C. Morellato, ed.). Editora da UNICAMP, Campinas, p.112-140.
- MORELLATO, L.P.C. & HADDAD, C.F.B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 2(4b):786-792.
- MYERS, N, MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858
- NEGRÃO, M.F.F. & VALLADARES-PÁDUA, C. 2006. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00806022006> (último acesso em 03/05/2006).
- NICOTRA, A.B., CHAZDON, R.L. & IRIARTE, S.V.B. 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology* 80:1908-1926.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b):793-810.
- OOSTERHOORN, M. & KAPPELLE, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecol. Manag.* 126:291-307.
- PARDINI, R. & UMETSU, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006> (último acesso em 03/05/2006).
- PEDRONI, F. 2001. Aspectos da estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Mata Atlântica de planície e encosta em Picinguaba, Ubatuba, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- PENHALBER, E.F. & MANTOVANI, W. 1997. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. *Rev. Brasil. Bot.* 20:205-220.
- RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSUU, E. & SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 7: 385-403.
- RODRIGUES, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. PhD thesis, Harvard University, Cambridge.
- RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. 2000. *Matas Ciliares - Conservação e recuperação*. Edusp, São Paulo.
- ROSSI, L. 1994. A flora arbórea-arbustiva da Mata da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (São Paulo, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica* 9:1-105.

- SCARIOT, A. 1999. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *J. Ecol.* 87:66-76.
- SCARIOT, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32:662-669.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1981. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, New York.
- SCUDELLER, V. V., MARTINS, F.R. & SHEPHERD, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecol.* 152:185-199.
- SMA (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo). 2004. Lista de espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo. Resolução SMA - 48, de 21-9-2004. Disponível em: http://www.ibot.sp.gov.br/resolucao_sma48/resolucao48.htm (último acesso em 10/11/2004).
- SILVA, J.M. C. & TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74.
- SIZER, N. & TANNER, E.V.J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biol. Conserv.* 91:135-142.
- SORK, V.L. 1987. Effects of predation and light on seedling establishment in *Gustavia superba*. *Ecology* 68:1341-1350.
- SPINA, A.P., FERREIRA, W.M. & LEITÃO-FILHO, H.F. 2001. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Bot. Bras.* 15:349-368.
- STILES, F.G. 1985. On the role of birds in the dynamics of neotropical forest. In: *Conservation of tropical forest bird*. (A.W. Diamond & T. Lovejoy, eds). International Committee for Bird Preservation (ICBP) Technical Bulletin 4, Cambridge, p.49-59.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75:81-86.
- SYSTAT 8.0. 1998. SYSTAT 8.0 Statistics by SPSS Inc., Chicago.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Rev. Brasil. Bot.* 22:217-223
- TABARELLI, M. & PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106:165-176.
- TABARELLI, M., MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 91:119-127.
- TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., RIVREOS, M., ASCANIO, R., ADLER, G. H., LAMBERT, T. D. & BALBAS, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1926.
- TONIATO, M.T.Z. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecol. Manag.* 198:319-339.
- UHL, C., CLARK, K., CLARK, H. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *J. Ecol.* 69: 631-649.
- VAN DER PIJL, A. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. 2 ed.. Springer-Verlag, Berlin.
- VELOSO, P.H., RANGEL-FILHO, A.L.R. ELIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- WANDERLEY, M.G.L., SHEPHERD, G.J. & GIULIETTI, A.M. 2002. *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*. Vol. 2. FAPESP/Hucitec, São Paulo.
- WHITMORE, T.C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In *Rain forest regeneration and management* (A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore & M. Hadley, eds). UNESCO & Parthenon Publishing Group, Paris, p.67-89.
- WHITMORE, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. In *Ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). UNESCO/Parthenon, Paris/Carnforth, p.3-39.
- WHITMORE, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: *Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities* (W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr, eds). The University of Chicago Press, Chicago & London, p.3-12.
- WILLIAMS-LINERA, G. 2002. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. *Biodivers. Conserv.* 11:1825-1843.
- WRIGHT, S.J. & DUBER, H.C. 2001. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica* 33:583-595.
- YOUNG, K.R., EWEL, J.J. & BROWN, B.J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio* 71:157-163.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4 ed. Prentice Hall, New Jersey.

Título: A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP

Autores: Alves, L.F.; Metzger, J.P.

Biota Neotropica, Vol. 6 (número 2): 2006

<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>

Recebido em 17/11/2004 - Versão reformulada recebida em 19/8/2005 - Publicado em 01/05/2006

ISSN 1676-0603

Tabela 1. Características gerais da comunidade de plântulas nas três áreas estudadas na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. S_{obs} = riqueza observada; S_{ice} = riqueza máxima estimada; H' = índice de diversidade de Shannon; SD = desvio-padrão; N = número total de plântulas amostradas; Densidade = número médio de plântulas/m² (\pm erro padrão).

Table 1. Tree seedling community diversity of three sampled forest areas at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP. S_{obs} = observed species richness; S_{ice} = maximum estimated species richness; H' = Shannon's diversity index; SD = standard deviation; N = number of sampled seedlings; Densidade = mean number of seedlings/m² (\pm sample error).

	MGA	MGB	MGC	Total
Famílias	24	25	25	35
Gêneros	39	44	42	69
Espécies (S_{obs})	56	64	65	106
S_{ice} (SD)	77 (0,00)	109 (0,02)	100 (0,02)	139 (0,01)
H' (SD)	3,53 (0,01)	3,63 (0,01)	3,68 (0,02)	4,02 (0,00)
N	265	232	245	742
Densidade (\pm SE)	6,63 (0,49)	5,80 (0,59)	6,13 (0,75)	6,18 (0,36)
Exclusivas (%)	14 (25,0)	16 (24,2)	20 (30,8)	-

Tabela 2. Comparação da composição florística e complementaridade da comunidade de plântulas entre as três áreas de estudo na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. O grau de similaridade (A) é expresso pelo índice de homogeneidade corrigido em relação ao acaso, e varia de 0 a 1, onde A = 1 representa similaridade máxima (MRPP; McCune & Mefford 1999). O grau de complementaridade (Colwell & Coddington 1994) varia de 0% (quando todas as listas são idênticas) a 100% (quando as listas são completamente distintas).

Table 2. Similarity in floristic composition and complementarity between pairs of sampled forest areas at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP. The level of similarity (statistic A) is given as a descriptor of within-group homogeneity, compared to the random expectation. A = 1 when all items are identical within groups (maximum similarity); if heterogeneity within groups equals expectation by chance, then A = 0 (MRPP; McCune & Mefford 1999). The complementarity of the forest area' richness varies from 0% (when all lists are identical) to 100% (when the lists are completely distinct (Colwell & Coddington 1994).

Locais	Grau de similaridade (A)		Complementaridade (%)	
	MGB	MGC	MGB	MGC
MGA	0,017***	0,019***	60	66
MGB		0,010***		60

***: valores de A significativamente diferentes de 1 (P < 0,001).

Tabela 3. Variação na densidade local das cinco espécies mais abundantes em cada área de estudo na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.

Table 3. Local variation in seedling density of the five most abundant species sampled in each forest area at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP.

LOCAL	ESPÉCIE	N	DENSIDADE (ind/m ²)
MGA	<i>Psychotria vellosiana</i>	25	0,63
	<i>Myrcia fallax</i>	24	0,60
	<i>Guapira opposita</i>	19	0,48
	<i>Ocotea bicolor</i>	14	0,35
	<i>Guatteria australis</i>	11	0,28
MGB	<i>Myrcia fallax</i>	28	0,70
	<i>Sorocea bonplandii</i>	16	0,40
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	14	0,35
	<i>Mollinedia schottiana</i>	14	0,35
	<i>Cupania vernalis</i>	12	0,30
MGC	<i>Ocotea dispersa</i>	25	0,63
	<i>Myrcia fallax</i>	23	0,58
	<i>Psychotria suterella</i>	14	0,35
	<i>Geonoma schottiana</i>	14	0,35
	<i>Inga vera</i> subs. <i>affinis</i> .	10	0,25

Tabela 4. Coeficiente de similaridade de Sørensen (S_{Sor}) entre a comunidade de plântulas e a de árvores > 5 cm DAP nas três áreas estudadas na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.

Table 4. Sørensen similarity coefficient (S_{Sor}) among tree seedling community and trees > 5 cm dbh in each forest area at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP.

Local	S_{Sor} Plântulas - Árvores
MGA	0,286
MGB	0,264
MBC	0,250

Figura 1. Curvas médias de acumulação de espécies para a riqueza observada (S_{obs}) e para a riqueza máxima estimada (S_{ICE}) em função do número cumulativo de amostras (parcelas de 1 m²) para o Morro Grande. Cada ponto representa a média (+ desvio padrão) de 100 aleatorizações na ordem de amostragem das parcelas.

Figure 1. Mean species accumulation curves for observed (S_{obs}) and for maximum estimated richness (S_{ICE}) as a function of cumulative numbers of samples (1m² plots) at the Morro Grande Forest Reserve. Each point represents mean (+ standard deviation) after 100 randomizations of sample plot order.

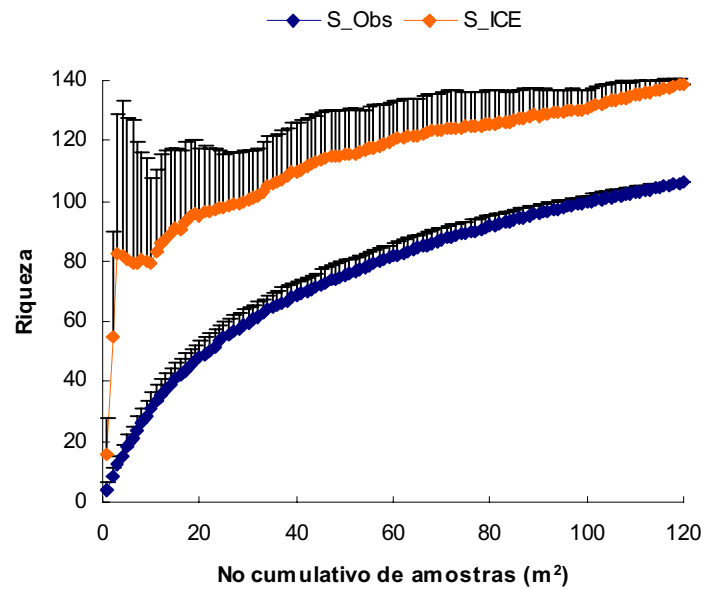


Figura 2. Curvas médias de acumulação de espécies para a riqueza observada (S_{obs}) (a) e para a riqueza máxima estimada (S_{ICE}) (b) em função do número cumulativo de amostras (parcelas de 1 m²) para cada área dentro do Morro Grande. Cada ponto representa a média (+ desvio padrão) de 100 aleatorizações na ordem de amostragem das parcelas.

Figure 2. Mean species accumulation curves for observed (S_{obs}) (a) and for maximum estimated richness (S_{ICE}) (b) as a function of cumulative numbers of samples (1m² plots) in each forest area at Morro Grande Forest Reserve. Each point represents mean (+ standard deviation) after 100 randomizations of sample plot order.

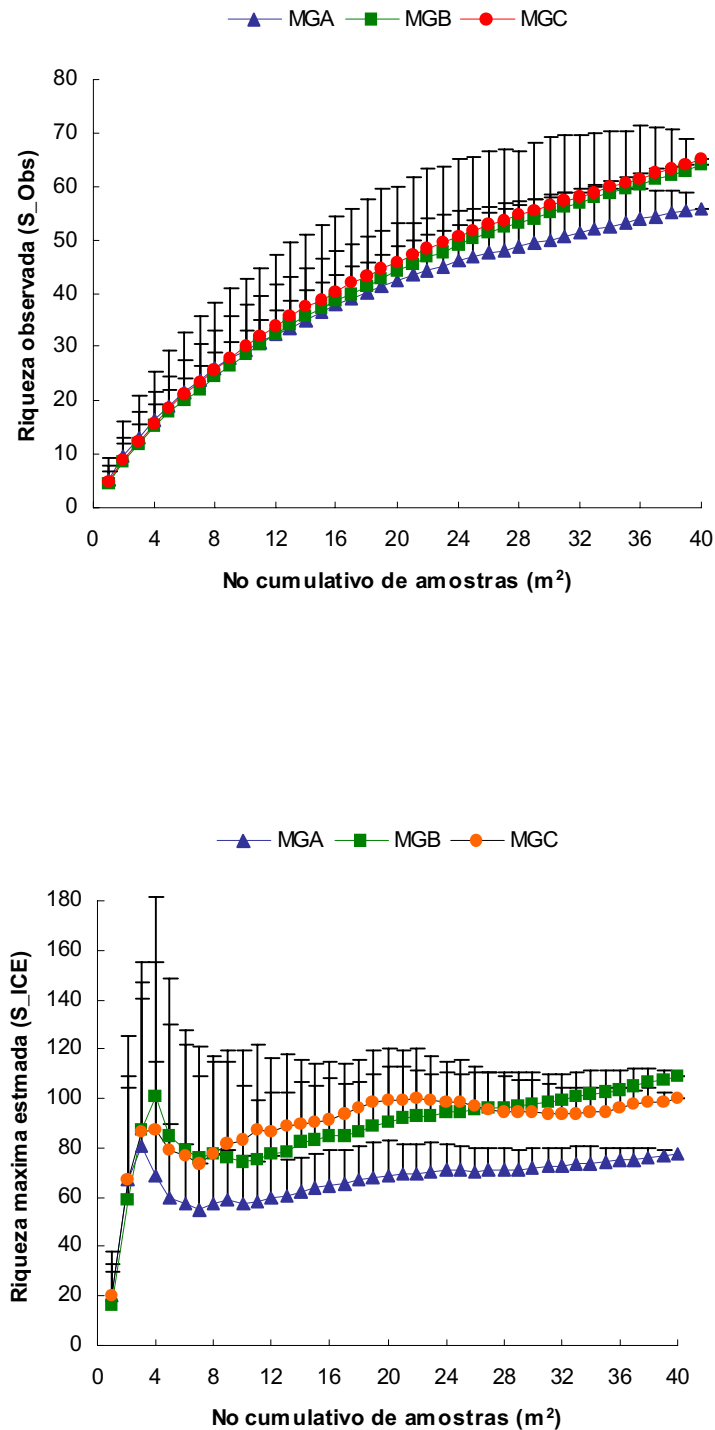


Figura 3. Curvas de abundância relativa (escala logarítmica) das espécies de plântulas amostradas na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.

Figure 3. Rank abundances curves (log scale) for tree seedling species sampled at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP.

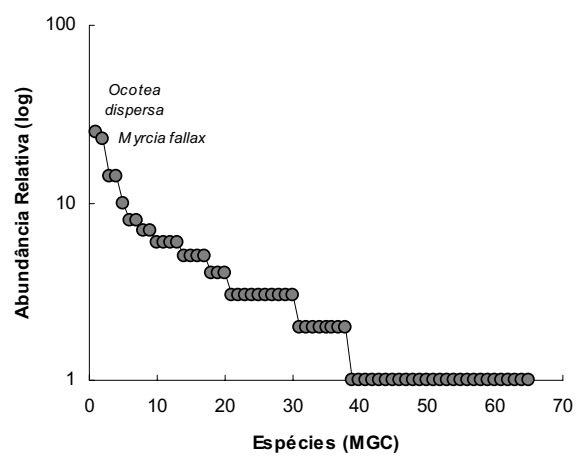
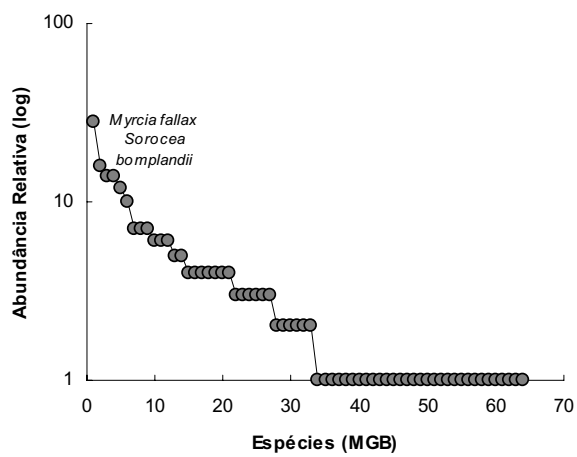
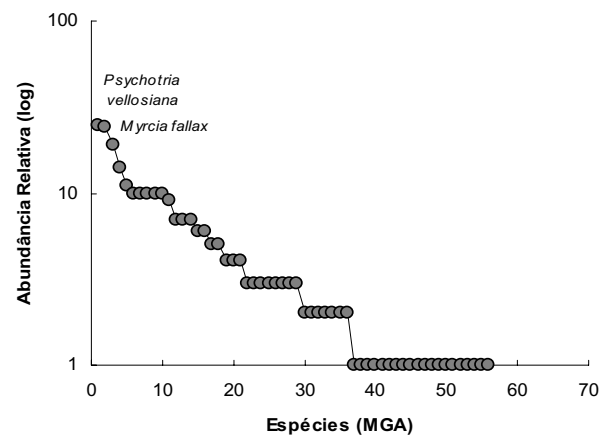
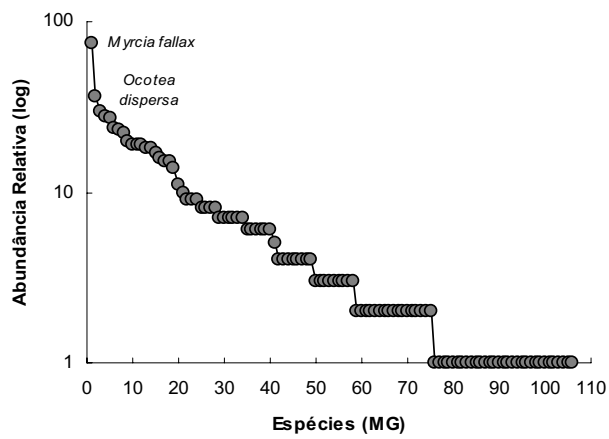
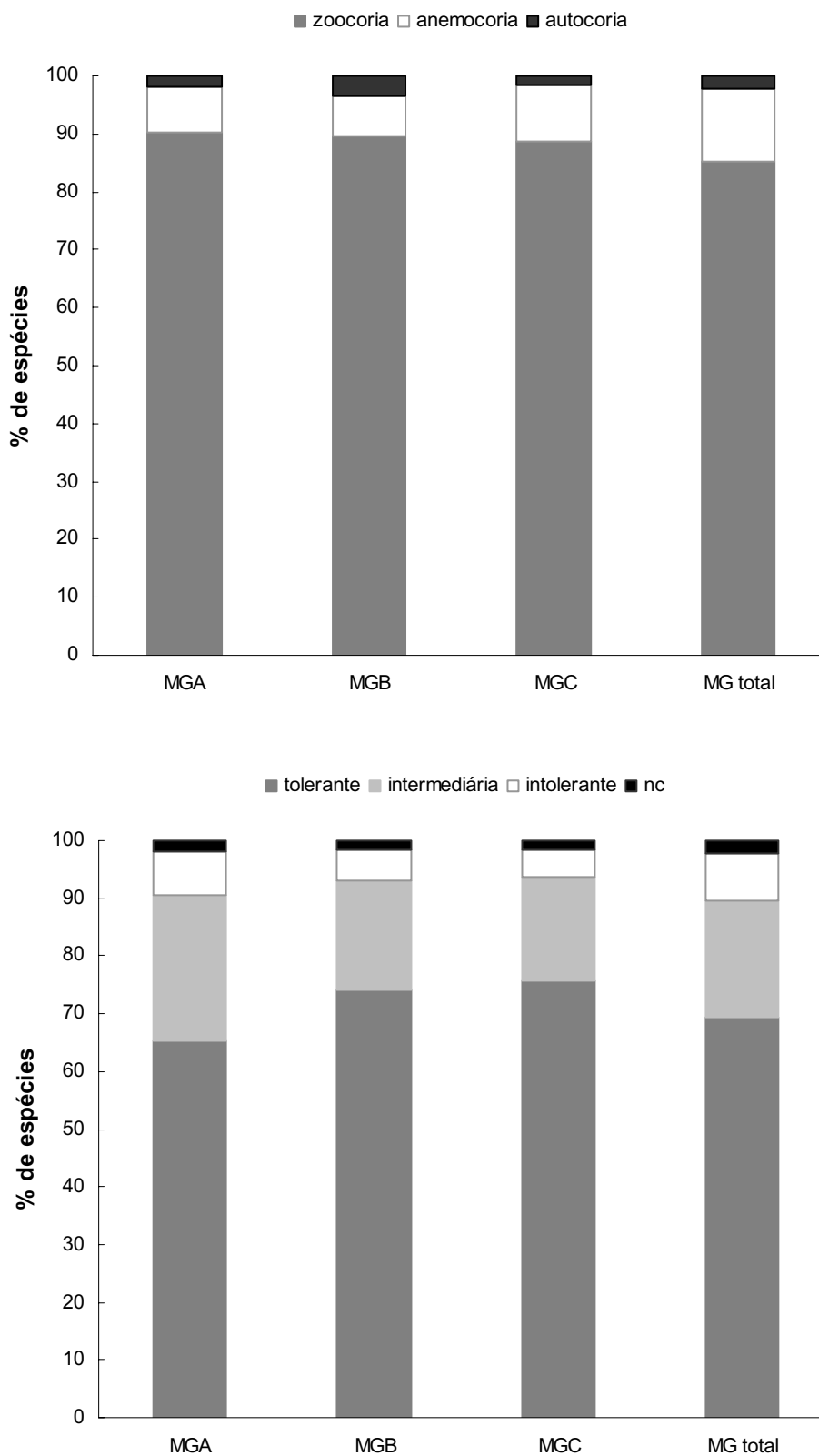


Figura 4. Proporção de espécies de plântulas (%) nas diferentes categorias de modo de dispersão de sementes (a) e de regeneração (b) nas áreas MGA, MGB e MGC da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.

Figure 4. Proportion (%) of tree seedling species by: seed dispersal mode (a) and regeneration (b) categories sampled in MGA, MGB, and MGC forest sites at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP.



Anexo 1. Lista das espécies de plântulas amostradas nas três áreas estudadas na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP.
Appendix 1. List of tree seedling species sampled in each of the forest area at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	LOCAL			TOTAL	MODO DE DISPERSÃO		MODO DE REGENERAÇÃO
		MGA	MGB	MGC		DISPERSÃO	REGENERAÇÃO	
Annonaceae	<i>Annonaceae</i> sp			2			nc	nc
	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	11	6	6	23		zoocoria	secundária tardia
	<i>Guatteria hilariana</i> Schltdl.		2	2	4		zoocoria	nc
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	3			3		anemocoria	secundária tardia
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	3			3		zoocoria	secundária tardia
Araliaceae	<i>Didymopanax angustissimum</i> Marchal		1		1		zoocoria	secundária tardia
Areaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	1		1	2		zoocoria	secundária tardia
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.			14	14		zoocoria	secundária tardia
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	3	1		4		zoocoria	secundária tardia
Asteraceae	<i>Asteraceae</i> sp1	1			1		nc	nc
	<i>Piptocarpha axilaris</i> (Less.) Baker var. minor Baker		1	1	1		anemocoria	pioneira
	<i>Vernonia</i> sp				1		nc	nc
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysoiricha</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.			1	1		anemocoria	secundária tardia
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1			1		zoocoria	secundária inicial
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	1		2	3		zoocoria	secundária tardia
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek		1	3	4		zoocoria	secundária tardia
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	3			3		anemocoria	secundária inicial
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	4	1	6		zoocoria	secundária tardia
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Schulz			1	1		zoocoria	secundária tardia
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.			1	1		zoocoria	secundária inicial
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baillon) L.B.Smith & R.J.Downs	2	1	1	4		autocoria	secundária inicial
Fabaceae	<i>Abarema langsdoerffii</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes		1		1		zoocoria	secundária tardia
	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne			1	1		zoocoria	secundária tardia
	<i>Dalbergia</i> aff. <i>brasiliensis</i> Vogel	1			1		nc	nc
	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel		7	1	8		anemocoria	secundária tardia
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell. Conc.) Britton	2		3	3		anemocoria	secundária inicial
	<i>Inga lanceifolia</i> Benth.				2		zoocoria	nc
	<i>Inga sellowiana</i> Benth.	4			4		zoocoria	pioneira
	<i>Inga</i> sp		1	1	2		nc	nc
	<i>Inga vera</i> subs. <i>affinis</i> (DC.) T. D. Penn.	5	7	10	22		zoocoria	secundária inicial
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	1			1		anemocoria	secundária tardia

FAMÍLIA	ESPÉCIE	LOCAL			TOTAL	MODO DE DISPERSÃO		MODO DE REGENERAÇÃO
		MGA	MGB	MGC		DISPERSÃO	REGENERAÇÃO	
Fabaceae (cont.)	<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.		1		1	anemocoria	secundária inicial	
	<i>Machaerium oblongifolium</i> Voegel	10	5		15	anemocoria	secundária inicial	
Lauraceae	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel		3		3	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.		3	4	7	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	1	1		2	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo	14	1	5	20	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Ocotea brachyboira</i> (Meisn.) Mez	10	1	8	19	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez	1	10	25	36	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Ocotea elegans</i> Mez	1	1	3	5	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo		6	1	7	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Leandra purpurascens</i> (Mart.&Schr.) Cogn.	2			2	zoocoria	pioneira	
	<i>Miconia cf pusilliflora</i> (DC.) Naudin		1	1	2	nc	nc	
<i>Miconia doriana</i> Cogn.			7	7	zoocoria	pioneira		
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	1	1		2	zoocoria	secundária tardia		
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	6	1		7	zoocoria	pioneira		
<i>Miconia</i> sp2	1			1	nc	nc		
<i>Tibouchina</i> sp1		1		1	nc	nc		
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.			2	2	zoocoria	secundária tardia	
Monimiaceae	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	1			1	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	1	14	2	17	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Mollinedia uleana</i> Perkins		2		2	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	2	16		18	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Rapanea gardneriana</i> Mez	3		6	9	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez			1	1	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	6	3		9	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Eugenia dodoneaeifolia</i> Cambess	1		1	2	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Eugenia excelsa</i> O. Berg	7	3	8	18	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.		4	3	7	zoocoria	secundária tardia	
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	1		5	6	zoocoria	secundária tardia		
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand		1		1	zoocoria	secundária tardia		
<i>Gomidesia anacardiifolia</i> Berg			1	1	zoocoria	secundária tardia		
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel			1	1	zoocoria	secundária tardia		
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	9	4	6	19	zoocoria	secundária tardia		
<i>Myrcia breviramis</i> (O. Berg) D. Legrand			1	1	zoocoria	secundária tardia		

FAMÍLIA	ESPÉCIE	LOCAL			TOTAL	MODO DE DISPERSÃO		MODO DE REGENERAÇÃO
		MGA	MGB	MGC		DISPERSÃO	REGENERAÇÃO	
Myrtaceae (cont.)	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	24	28	23	75	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	3		3	6	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Myrcia oblongata</i> DC.	1		1	2	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	4	1	5	10	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	10	3	2	15	zoocoria	secundária tardia	
	Myrtaceae sp	3			3	nc	nc	
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	2	4		6	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine	3	4		7	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Siphoneugena widegreniana</i> O. Berg		4	1	1	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell		4		4	zoocoria	secundária tardia	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	19	5		24	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Ouratea vaccinioides</i> Engl.			1	1	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Piper</i> sp		1		1	nc	nc	
	<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	7	1	1	9	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch			3	3	anemocoria	secundária tardia	
	<i>Prunus myrtifolia</i> Urb.	4	4	3	11	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.	1	2	1	4	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Amatoua intermedia</i> Mart.	1			1	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Chomelia catharinae</i> (L.B. Sm. & Downs) Steyerm.		6	2	8	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Coussarea contracta</i> var. <i>panicularis</i> Müll.Arg.		1	6	6	zoocoria	secundária tardia	
Poaceae	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.		1	1	2	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Psychotria longipes</i> Müll. Arg.			1	1	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Psychotria stachyoides</i> Benth.	10	1	5	16	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Psychotria suterella</i> Muell. Arg.	7	7	14	28	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Psychotria vellostiana</i> Benth.	25	2	3	30	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	5	1	2	8	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	2	3	3	8	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Casearia cf decandra</i> Jacq.		2		2	nc	nc	
	<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	1		1	2	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.		12	7	19	zoocoria	secundária inicial	
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	10	14	3	27	zoocoria	secundária inicial	
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.		1	1	2	zoocoria	secundária tardia	
	<i>Brunfelsia uniflora</i> (Pohl) D. Don	2	1		3	zoocoria	pioneira	
	<i>Solanum cernuum</i> Vell.			1	1	zoocoria	pioneira	

FAMÍLIA	ESPÉCIE	LOCAL			TOTAL	MODO DE	
		MGA	MGB	MGC		DISPERSÃO	REGENERAÇÃO
Sympllocaceae	<i>Symplocos celastriana</i> Mart. ex Miq.		1		1	zoocoria	secundária tardia
	<i>Symplocos kleinii</i> Bidá		2	4	6	zoocoria	secundária tardia
	<i>Symplocos variabilis</i> Mart.		1		1	zoocoria	secundária tardia
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevlng		1		1	zoocoria	secundária tardia
Violaceae	<i>Amphirrhox longifolia</i> Spreng.		1		1	autocoria	pioneira
Voehysiaceae	<i>Qualea selloi</i> Warm.		1		1	anemocoria	secundária inicial
	<i>Voehysia magnifica</i> Warm.			4	4	anemocoria	secundária tardia