IMPORTÂNCIA DA HETEROGENEIDADE NATURAL NA CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ÁRVORES EM PAISAGEM AGROSILVICULTURAL

Eduardo Anversa Athayde

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal)

Rio Claro
Estado de São Paulo, Brasil
Janeiro de 2013

IMPORTÂNCIA DA HETEROGENEIDADE NATURAL NA CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ÁRVORES EM PAISAGEM AGROSILVICULTURAL

Eduardo Anversa Athayde

Orientadora: Profa. Dra. L. Patrícia C. Morellato

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal)

Rio Claro

Estado de São Paulo, Brasil

Janeiro de 2013

581.5 Athayde, Eduardo Anversa
A865i Importância da heterogeneidade natural na conservação da diversidade de árvores em paisagem agrosilvicultural / Eduardo Anversa Athayde. - Rio Claro : [s.n.], 2013
210 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Leonor Patrícia Cerdeira Morellato

1. Ecologia vegetal. 2. Distribuição espacial. 3. Comunidade de planta. 4. Características funcionais. 5. Sinal filogenético. 6. Gradiente ambiental. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Dedico esse trabalho aos meus dois filhos queridos
Carlos Eduardo (Cadu) e Alicia (Alicinha)
que são a razão do meu viver

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha orientadora Prof[a]. Dr[a]. Patrícia Morellato, principalmente pela sua amizade ao longo de todos esses anos e pelas idéias sempre inspiradoras. Agradeço também pelo seu apoio, ajuda e dedicação que sem os quais esse trabalho não seria realizado.

Agradeço ao meu amigo Prof. Dr. Luciano Verdade pelas brincadeiras e risadas que me ajudaram a vencer as barreiras impostas pelo trabalho de campo. Obrigado pelo apoio.

A Profa. Dra. Flávia Costa por me receber em seu laboratório e ter a paciência de me ensinar as "cabeludas" análises estatísticas. Meu muito obrigado.

Ao Dr. Leonardo Cancian pela ajuda com as análises geoestatísticas e pelo seu tempo disponibilizado para o trabalho.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Fenologia da UNESP de Rio Claro, "tamo junto".

Ao Departamento de Botânica da UNESP Rio Claro pelo apoio para a realização desse estudo.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado concedida.

Aos meus antigos colegas de campo Budke e Giehl, onde essa loucura toda começou. Valeu rapaziada.

Aos funcionários das fazendas Três Lagoas e Arca Seu Ilson, Nê, Tiririca, Dona Beth, Sônia, Diu pelo carinho durante a minha estadia em Angatuba.

Ao meu grande amigo "Baixinho" pelas agradáveis conversas sobre ecologia, esse é um grande historiador natural.

E principalmente a toda a minha família da qual amo muito. Esse trabalho é para vocês. Agradeço a minha companheira amada Joseane Pacheco (Jô) por estar sempre ao meu lado e pelo carinho em todas as horas. Agradeço a minha mãe Sônia Anversa Coutinho e a meu pai João Cézar Farhion Athayde pelo apoio e incentivo.

RESUMO

Importância da heterogeneidade natural na conservação da diversidade de árvores em paisagem agrosilvicultural

Atualmente, áreas manejadas com plantação de eucalipto estão sendo implantadas em terras agrícolas de pastagens com baixa produtividade e valor econômico. Esse processo de substituição pode trazer benefícios ambientais, tais como o seqüestro de carbono e reduzir as taxas do efeito estufa, mas seu impacto na biodiversidade é ainda pouco conhecido. Existem alguns trabalhos que relatam maior riqueza e abundância de espécies nativas em áreas de plantação de eucalipto do que em áreas de pastagem ativa. Espécies nativas que conseguem se estabelecer e sobreviver nessa matriz alterada são consideradas por muitos autores como generalistas. Mas, muitas espécies arbóreas nativas não conseguem se estabelecer nessa matriz alterada ficando restritas a áreas de vegetação nativa vizinha as plantações. Portanto, essas paisagens formadas por um mosaico ambiental, com áreas de matriz antrópica e áreas de vegetação nativa de diferentes estágios sucessionais, influenciam a distribuição das espécies arbóreas nativas na escala da paisagem. Diante do exposto acima, nós conseguimos demonstrar que áreas de vegetação nativa aumentam a diversidade beta de espécies arbóreas nativas na paisagem, e a distribuição dessas espécies está relacionada com os gradientes ambientais, principalmente de solos e tipos de uso da terra, presentes nesse mosaico. A presença de árvores isoladas em meio a matriz de eucalipto é capaz de manter níveis moderados de diversidade funcional e filogenética nessa matriz alterada. Portanto, o presente trabalho ressalta o valor dos fragmentos florestais nativos em meio à paisagem agrosilvicultural para a conservação da biodiversidade, mas também demonstra que as árvores nativas isoladas em meio ao eucaliptal são características proeminentes na paisagem e desempenham papel funcional único, sendo essencial o desenvolvimento de planos de manejo para a sua conservação.

Palavra – chave: Distribuição espacial, Comunidade de planta, Características funcionais, Sinal filogenético, Gradiente ambiental, Paisagem Agrosilvicultural.

ABSTRACT

Importance of natural heterogeneity in the conservation of tree diversity in agro-silvicultural landscape

Currently, managed areas with eucalypt plantation have replaced pastures areas of low agricultural productivity and economic value. This replacement process can bring environmental benefits such as carbon sequestration and reduce rates of greenhouse gases, but its impact on biodiversity is still poorly understood. There are some studies reporting higher richness and abundance of native species in areas of eucalyptus plantation than in active pastures. Native species able to establish and survive in this altered matrix are considered by many authors as generalists. However, many native species are unable to persist in the altered matrix, and are restricted to areas of native vegetation nearby plantations. Therefore, these agro-silvicultural landscapes constitute an environmental mosaic, with an anthropogenic matrix and associated areas with native vegetation at different successional stages, which influence the distribution of native tree species in a meso-scale perspective. In that sense, we demonstrate that areas of native vegetation increase the β-diversity of native tree species in the landscape, where the distribution of these species is related to environmental gradients, especially soil types and land use. The presence of isolated trees within the eucalyptus plantation maintain moderate levels of diversity in the altered matrix. Therefore, the present work highlights the value of native forest fragments for biodiversity conservation. We also demonstrates that trees isolated in the midst of eucalyptus matrix are a prominent feature of the landscape and play a singular functional role, being important to the development of management and conservation plans.

Key words: Spatial distribution, Assemblage plant species, Functional traits, Phylogenetic signal, Environmental gradients, Agro-silvicultural landscape.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....1
CAPÍTULO 1 - O VALOR DA PAISAGEM AGROSILVICULTURAL PARA A CONSERVAÇÃO DE ÁRVORES TROPICAIS
Abstract.....15
Resumo.....16
1.1 Introdução.....18
1.2 Material e Métodos.....20
1.2.1 Área de estudo.....20
1.2.2 Coleta de dados.....22
1.2.3 Análise Estatística.....25
1.3 Resultados.....27
1.3.1 Comparação florística e estrutural da comunidade.....27
1.3.2 Gradientes na composição de espécies e relações com variáveis ambientais.....28
1.3.3 Solos e a cobertura vegetal.....30
1.3.4 Autocorrelação espacial.....32
1.4 Discussão.....32
1.5 Conclusão.....36
Referência.....38
CAPÍTULO 2 - DIVERSIDADE DA RESPOSTA FUNCIONAL EM COMUNIDADES DE PLANTAS NATIVAS EM PAISAGEM AGROSILVICULTURAL
Abstract.....64
Resumo.....65
2.1 Introdução.....66
2.2 Material e Métodos.....69
2.2.1 Área de estudo.....70
2.2.2 Coleta de dados.....72
2.2.3 Filogenia.....74
2.2.4 Atributos funcionais.....74
2.2.4.1 Atributos reprodutivos.....75
2.2.4.2 Atributos vegetativos.....76
2.2.5 Análise Estatística.....77
2.3 Resultados.....79
2.3.1 Variação na distância de dispersão das sementes entre tipos de uso da terra.....79
2.3.2 Variação da densidade da madeira entre tipos de uso da terra.....80
2.3.3 Agrupamento funcional e filogenético na comunidade de plantas arbóreas.....82
2.4 Discussão.....82
2.4.1 Variação na distância de dispersão das sementes entre tipos de uso da terra.....83
2.4.2 Variação na densidade da madeira entre tipos de uso da terra.....84
2.4.3 Agrupamento funcional e filogenético na comunidade de plantas arbóreas.....87
Referência.....89
CAPÍTULO 3 - ÁRVORES ISOLADAS EM PAISAGEM AGROSILVICULTURAL: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA
Abstract.....124
Resumo.....126
3.1 Introdução.....128
3.2 Material e Métodos.....131
3.2.1 Área de estudo e escala da análise.....131

3.2.2 Levantamento das espécies arbóreas isoladas 133
3.2.3 Filogenia 134
3.2.4 Atributos funcionais das espécies 134
3.2.5 Medidas de diversidade filogenética e funcional 135
3.2.6 Métodos de modelos nulos 136
3.2.7 Análises Estatísticas 137
3.2.7.1 Composição da comunidade vegetal 137
3.2.7.2 Identificando mudanças em atributos individuais de acordo com tipo de uso da terra 137
3.2.7.3 Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade 139
3.3 Resultados 139
3.3.1 Comunidade de plantas arbóreas isoladas na matriz 139
3.3.2 Composição dos estados dos atributos funcionais e mudança no uso da terra 140
3.3.3 Mudanças na diversidade funcional e filogenética entre tipos de uso da terra 141
3.3.4 Relações entre a diversidade filogenética, funcional e a riqueza de espécies e mudança no uso da terra 142
3.3.5 Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade 142
3.4 Discussão 143
Literatura citada 149
CONSIDERAÇÕES FINAIS 184

INTRODUÇÃO

Os ambientes naturais presentes no mundo estão sofrendo um processo de perda de sua área original para pastagens e culturas agrícolas (QUESADA E STONER 2004). O resultado direto desse processo é a redução na área original de vegetação nativa, o aumento do número de remanescentes e do isolamento entre eles (SAUNDERS et al. 1991, MURCIA 1995). A fragmentação das formações florestais naturais no estado de São Paulo no século XX foi intensa, proporcionada principalmente pelos estímulos para a expansão da fronteira agrícola, que visava, entre outros interesses, a sustentação do processo de colonização de novas áreas e a ampliação do potencial produtivo com culturas de maior valor econômico (VICTOR 1975).

A agricultura é uma das atividades antrópicas que mais têm alterado ambientes naturais, através da fragmentação de habitats, poluição por defensivos agrícolas e introdução de espécies exóticas, e a soma de todos esses fatores é o que resulta na erosão da biodiversidade (ÁNDREN 1994, MCNEELY et al 1995, SILVER 1996, LAIDLAW 2000). No estado de São Paulo a expansão agrícola foi responsável pela redução de sua cobertura vegetacional original total, sendo os remanescentes de vegetação nativa mais abundantes os pertencentes a formações secundárias como áreas de mata e capoeira, que representam atualmente apenas 12,57% da cobertura vegetacional original (VICTOR 1975, SECRETÁRIA DO MEIO AMBIENTE 2007).

No estado de São Paulo, e em particular em Angatuba onde este estudo foi realizado, áreas de pastagem com baixa produtividade estão sendo substituídas por silvicultura, principalmente plantação de eucalipto (KRONKA et al. 2003), sendo as principais atividades agrícolas ainda hoje: a laranja, o eucalipto, o pinus e a pecuária de corte. No município de Angatuba são cultivados 2,7% do eucalipto de todo o estado, 0,25% da laranja, 0,52% das pastagens e 0,51 % do gado, tanto para corte como para leite (PROJETO LUPA 2005).

O eucalipto foi introduzido no Brasil de forma experimental na região de Rio Claro na expectativa de suprir uma demanda de madeira para a construção de dormentes para os trilhos de trem. Navarro de Andrade foi o responsável por esses primeiros plantios extensivos em 1909 (SAMPAIO 1961, SILVA 2000). Em 1950, o Brasil já era reconhecido internacionalmente como o país com as mais extensas plantações de eucalipto em todo o mundo. Atualmente o setor é representado por cerca de 30 mil empresas instaladas em mais de mil municípios do país com investimentos e infra-estrutura próprios baseados principalmente na produção de papel e celulose (LEÃO 2000). Essas plantações estão instaladas principalmente nas regiões sul e sudeste do país, apresentando uma considerável redução na cobertura vegetal natural (LIMA 1996).

Assim, no Brasil, as espécies do gênero eucalipto ocupam área plantada de cerca de 2.954.780 ha, e sua introdução em maior escala surgiu com a Lei dos Incentivos Fiscais, em 1965 (STCP/INDUFOR 1998). Contudo, o incremento dessas áreas provoca problemas ambientais e interfere nos ecossistemas naturais (SANTOS et al. 2002). O plantio de eucalipto vem crescendo no estado de São Paulo, ocupando principalmente áreas de pastagens de baixa produtividade da região centro sul e leste do mesmo (KRONKA et al. 2003). Só no município de Angatuba, em quatro anos, o plantio de eucalipto cresceu cerca de 120%, sendo implantado principalmente em áreas de pastagens (PROJETO LUPA, 2007).

A pecuária de corte brasileira desenvolveu-se devido à expansão da fronteira agrícola, incorporando ao sistema extensivo de produção novas áreas de terras, em regiões desprovidas de infra-estrutura, e pela utilização de terras esgotadas pela produção de grãos. A atividade contribuiu de forma decisiva, desde os tempos coloniais, para ocupação do território brasileiro. O crescimento horizontal prevaleceu até 1960, com pequenos ganhos de produtividade, utilizando-se predominantemente pastagens de colonião (*Panicum maximum*), jaraguá (*Hyparrhenia rufa*) e angola (*Brachiaria mutica*) (SECRETARIA DE ESTADO DA

AGRICULTURA 2007). Estas áreas de pastagens com baixa produtividade foram substituídas por extensas áreas com plantação de eucalipto na paisagem em estudo nos anos recentes (MARTIN et al. 2012).

A composição florística e a diversidade das florestas mesófilas semidecíduas são claramente diferentes das outras grandes formações florestais brasileiras, quer pela origem distinta ou pelas diferentes condições climáticas (LEITÃO FILHO 1987). A floresta estacional semidecidual apresenta-se como uma mata de 25 a 30 metros de altura, com grande densidade de vegetação inferior, lianas, epífitas e samambaiaçus em grotas úmidas. Nesta mata ocorrem palmeiras esparsas que não atingem o dossel. As principais famílias que caracterizam esta formação são Fabaceae, Meliaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae e Myrtaceae para o estrato superior e Rubiaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Rutaceae para os estratos inferiores (LEITÃO FILHO 1987). Pertencente ao grande bioma da Mata Atlântica é de extrema importância sua conservação e manutenção de sua biodiversidade. Sua área original cobria mais do que 1.1 milhões de km^2, mas hoje foi reduzida a aproximadamente 8% da área original, principalmente pela ação humana para a instalação de pastagens e culturas agrícolas (JOLY et al. 1999).

A região de Angatuba está situada na Depressão Periférica do estado de São Paulo, no encontro entre as províncias Atlânticas (Serra do Paranapiacaba) e as Cuestas Basálticas (Serra de Botucatu) (FIGUEIREDO 1993). Segundo alguns autores (FIGUEIREDO 1993, TORRES et al. 1997), nesta região do estado de São Paulo ocorre o encontro entre três formações vegetacionais distintas: as matas litorâneas (floresta Atlântica), a mata mesófila do interior paulista (florestas estacionais) e a mata de araucária, proveniente do Paraná. Existem ainda encraves de cerrado, matas paludosas e ripárias e campos banhados, contribuindo para a composição heterogênea da vegetação local. A região em que este trabalho foi desenvolvido apresenta uma paisagem fragmentada com matriz predominante de monocultura de eucalipto

implantada em pastagens de baixa produtividade, com fragmentos de floresta estacional semidecidual e cerrado, e pastagens abandonadas com regeneração da vegetação nativa (Figura 1).

Figura 1. Localização das fazendas amostradas em amarelo na região de Angatuba sudeste do Brasil, mostrando a heterogeneidade dessa paisagem alterada antropicamente.

Estudos fitossociológicos em áreas de plantação de eucalipto têm demonstrado que é comum a formação de um denso sub-bosque de espécies nativas a partir da regeneração natural (CAMARGO 1998, SARTORI et al. 2002, SAPORETTI et al. 2003). O estabelecimento dessas espécies pode partir de diásporos advindos de vegetação autóctone vizinha aos plantios, do banco de sementes presentes no solo do local ou da brotação de órgãos subterrâneos gemíferos, fato comum após a implantação do eucalipto (AUBERT E OLIVEIRA FILHO 1994).

Para o entendimento dos mecanismos que promovem a restauração de áreas degradadas, são importantes estudos sobre a estrutura e a dinâmica dos fragmentos

vegetacionais remanescentes nestas paisagens. Necessariamente, deve existir o conhecimento da composição florística e da fitossociologia desses tipos florestais, bem como a caracterização dos fatores que influenciam tais diferenças (SARTORI 2001). No presente estudo nós comparamos áreas de pastagem abandonada, de monocultura de eucalipto e de vegetação nativa quanto à diversidade e a riqueza da comunidade vegetal, para compreender processos relacionados à distribuição das espécies nas comunidades vegetais (Figura 2).

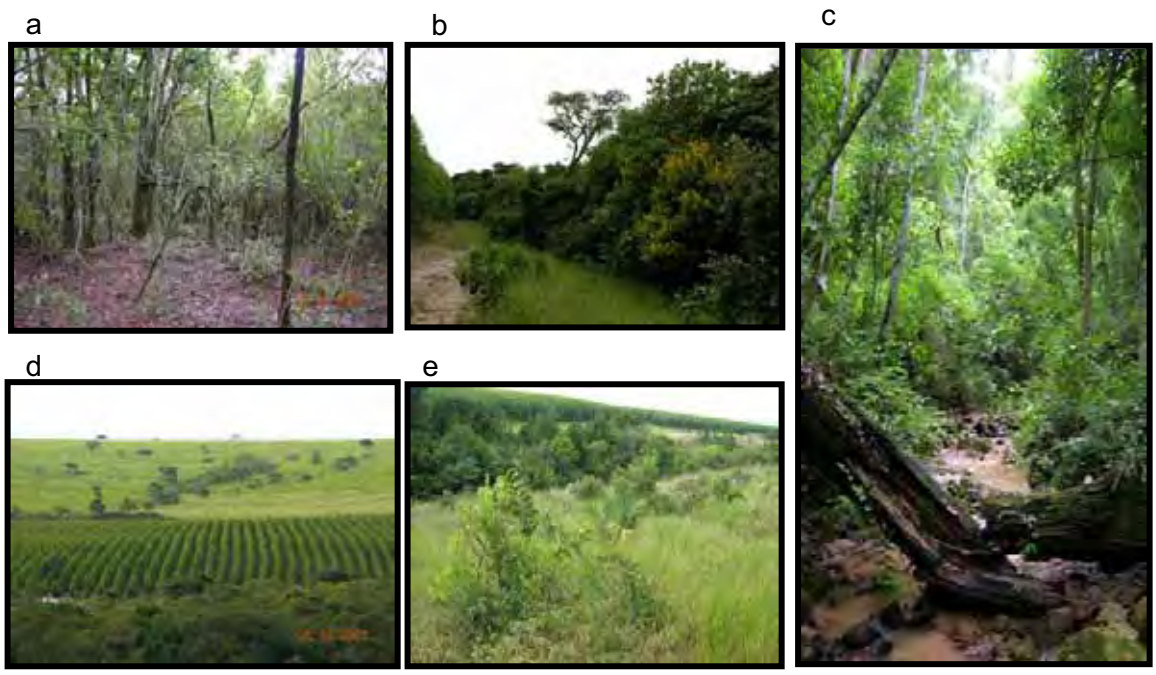

Figura 2. Todos os tipos de uso da terra encontrados na área amostral. Diferentes fitofisionomias de a) cerrado *sensu stricto*, b) cerradão, c) floresta estacional semidecidual; e ambientes alterados antropicamente de d) plantação de eucalipto, e) pastagem em regeneração.

A necessidade de se conhecer a dinâmica da vegetação natural em condição de perturbação é ponto primordial para decisões práticas que tem por objetivo a restauração ambiental dos ecossistemas florestais. Sabe-se que esta dinâmica é condicionada por diversos fatores, dentre os quais as condições microclimáticas e edáficas e as fontes de propágulos

(SARTORI 2001). Nesse contexto, o presente trabalho avaliou a relação da substituição da matriz de pastagens exóticas por plantações de eucalipto no padrão de distribuição e abundância de espécies arbóreas nativas, onde foram deixadas árvores nativas esparsas e fragmentos vegetacionais remanescentes em meio a plantação de eucalipto como forma de manejo dessa (Figura 2d).

O presente trabalho faz parte de um projeto temático multitaxa, com metodologia padronizada para levantamentos da biodiversidade chamada PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) e adaptada do PPBio (Programa de Pesquisas em Biodiversidade) e que foi implementado no município de Angatuba. O PPBio (Programa de Pesquisas em Biodiversidade) surgiu da necessidade de padronização da amostragem para diversos grupos taxonômicos e posterior comparações com outros estudos (COSTA E MAGNUSSON 2010). O presente estudo é parte integrante de um levantamento multitaxa chamado "Mudanças Socioambientais no Estado de São Paulo e Prespectivas para a Conservação" financiado pela FAPESP (Proc. Nº. 06/60954-4).

O PPBio, um programa do Ministério da Ciência e da Tecnologia (MCT) do Brasil, é um método apropriado para estudos ecológicos de longa duração, mas que permite amostragens rápidas para avaliar a complementaridade biológica e planejar o uso da terra (MAGNUSSON et al. 2005, COSTA E MAGNUSSON 2010). A filosofia desse método é de maximizar a probabilidade de amostrar adequadamente as comunidades biológicas, para o que são necessárias grandes áreas amostrais, e ao mesmo tempo minimizar a variação nos fatores abióticos que afetam essas comunidades, o que requer a amostragem de áreas pequenas (MAGNUSSON et al. 2005). Para isso, as parcelas são longas e estreitas com seu maior eixo orientado ao longo da curva de nível do terreno (Figura 3), este tipo de desenho amostral minimiza a variação interna de topografia e do solo em cada parcela, e permite o uso destas variáveis como preditoras da distribuição das espécies (MAGNUSSON et al. 2005). Além

disso, a distribuição sistemática das parcelas na paisagem permite estimativas não tendenciosas da distribuição, abundância e biomassa das espécies em cada sítio de pesquisa, e comparações biogeográficas entre os sítios (MAGNUSSON et al. 2005).

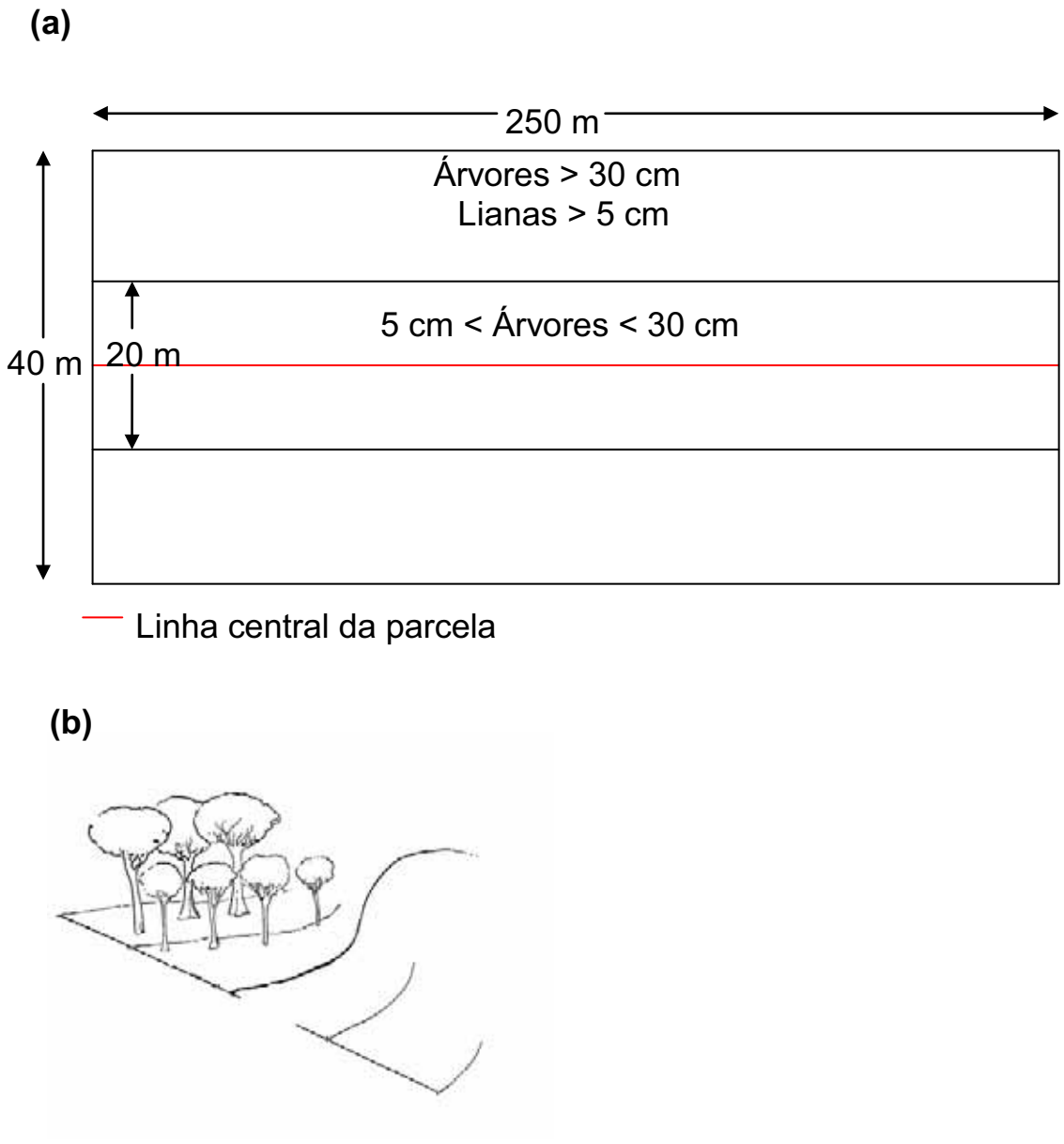

Figura 3. Esquema representativo da distribuição das faixas de amostragem para a vegetação nas parcelas do PPBio marcadas nas fazendas amostradas em Angatuba sudeste do Brasil. Em (a) detalhes das faixas amostrais na parte de cima da figura, mas elas se repetem do lado de baixo das parcelas. Em (b) detalhes da curva de nível do terreno, onde as parcelas foram marcadas, para minimizar a variação das variáveis topográficas e dos solos em cada parcela (modificado de PPBio 2005).

REFERÊNCIAS

ÁNDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.

AUBERT, E.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Análise multivariada da estrutura fitossociológica do sub-bosque de plantios experimentais de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. em Lavras – MG. **Revista Árvore**, v. 18, n. 3, p. 194-214, 1994.

CAMARGO, S.L. **Composição e estrutura fitossociológica da vegetação natural sob plantio de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Dionísio – MG**. 1998. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.

Coordenadoria de Assistência Técnica Integral – (dados de Holambra 2006 – **LUPA** – Levantamento Censitário de Unidades de Produção Agropecuária). Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/serviços/index.htm>. Acesso em: 10 out 2007.

COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E. The need for large-scale, integrated studies of biodiversity – the experience of the program for biodiversity research in Brazilian Amazonia. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 3-12, 2010.

FIGUEIREDO, N. DE. **Estudo fitossociológico em uma floresta mesófila semidecídua secundária na estação experimental de Angatuba, Município de Angatuba, SP**. 1993 Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

JOLY, C.A.; AIDAR, M.P.M.; KLINK, C.A.; McGRATH, D.G.; MOREIRA, A.G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.C.; OLIVEIRA, A.A.; POTT, A.; RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, v. 51, n. 5/6, p. 331-348, 1999.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BARRADAS, A. M. F.;

PAVÃO, M.; MANETTI, L. A. & BORGO, S. C. **Mapeamento e quantificação do reflorestamento no Estado de São Paulo**. [2003]. Disponível em: <http://www.sp.br.emb-japan.go.jp/portugues/img/simp_kronka.pdf>. Acesso em: 05 out 2007.

LAIDLAW, R. K. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of Peninsular Malaysia. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1639-1648, 2000.

LEÃO, R. M. **A floresta e homem.** São Paulo: EDUSP, IPEF, 2000. 448 p.

LEITÃO FILHO, H.F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF**, v. 35, p. 41-46, 1987.

LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto.** 2. ed. São Paulo: EDUSP, 1996.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; LUIZÃO, R.; LUIZÃO, F.; COSTA, F. R. C.; CASTILHO, C. V.; KINUPP, V. F. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-6, 2005.

MARTIN, P. S.; GHELER-COSTA, C.; LOPES, P. C.; ROSALINO, L. M.; VERDADE, L. M. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. Forest Ecology and Management, v. 282, n. 1, p. 185-195, 2012.

McNEELY, J. A.; GADGIL, M.; LEVÈQUE, C.; PADOCH, C.; REDFORD, K. **Human influences on biodiversity**: Global diversity assessment**. In:** HEGWOOD VH and WATSON RT, Cambridge University Press, 1995. p: 1140.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

PPBIO. **Delineamento espacial e protocolos de coleta.** Programa de Pesquisa em Biodiversidade, Belém, p. 66, 2005.

QUESADA, M.; STONER, K.E. Threats to the conservation of the tropical dry forest in Costa Rica. In: FRANKIE, G.M; MATA A.; VINSON, S.B. (eds.) **Biodiversity conservation in Costa Rica: Learning the lessons in a seasonal dry forest.** University of California Press, Berkeley, California, 2004. p: 266-280.

SAMPAIO, N.A. **O eucalipto.** Jundiaí, Companhia Paulista de Estrada de Ferro, 1961. p: 78.

SANTOS, G.P.; ZANUNCIO, T.V.; VINHA, E.; ZANUNCIO, J.C. Influência de faixas de vegetação nativa em povoamentos de *Eucalyptus cloeziana* sobre população de *Oxydia vesulia* (Lepidoptera: Geometridae) **Revista Arvore,** v.26 n.4p. 499-504, 2002.

SAPORETTI, A.W.; MEIRA-NETO, J.A.A.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho, MG. **Revista Arvore**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 905-910, 2003.

SARTORI, M.S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de Eucalyptus saligna Smith. manejo por talhardia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001 Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, , Piracicaba, SP, 2001.

SARTORI, M.S.; POGGIANI, F. & ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no estado de São Paulo. **Scientia Florestalis**, n 62, p. 86-103, 2002.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA, ABASTECIMENTO, AQÜICULTURA E PESCA DO ESPÍRITO SANTO – Disponível em: <http://www.seag.es.gov.br/pecuariacorte.htm> - acesso 10 out 2007.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. [2007]. Disponível em http://www.ambiente.sp.gov.br/ - acesso 10 out 2007.

SILVA, L. L. O papel do Estado no processo de ocupação das áreas de cerrado entre as décadas de 60 e 80. **Caminhos de Geografia**, v. 1, n. 2, p. 24-36, 2000.

SILVER, W.L.; BROWN, S. & LUGO, A. E. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. **Conservation Biology**, v, 10, n. 1, p. 17-24, 1996.

STCP/INDUFOR. **Brazilian forest products Industry into the 21 century**. Curitiba, 1998.

TORRES, R.S.; MARTINS, F.R.; KINOSHITA, L.S. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeasthern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 1, p.41-49, 1997.

VICTOR, M. A. M. **A devastação florestal. São Paulo.** Sociedade Brasileira de Silvicultura, São Paulo, p. 48, 1975.

CAPÍTULO 1

O VALOR DA PAISAGEM AGROSILVICULTURAL PARA A CONSERVAÇÃO DE ÁRVORES TROPICAIS[1]

Eduardo A. Athayde, Leonardo F. Cancian, Flávia R. C. Costa & L. Patrícia C. Morellato

[1] Nos moldes da revista Agriculture, Ecosystems and Environment

ABSTRACT

To understand the impact of the establishment of agro-silvicultural landscapes on the diversity and conservation of native ecosystems, we take as a model of study two farms of extensive eucalypt plantation in southeastern Brazil. Following the Brazilian Program for Biodiversity Research (PPBio), within a grid of 7 x 7 km we established thirty plots of 250 x 40 m in Eucalypt plantation (N = 18), native forest (N = 8) and abandoned pasture (N = 4). We analyzed the variation in composition, richness and diversity of tree species and their relationship with the physical and chemical characteristics of the soil, slope and land use. The composition of species was summarized with PCoA, and according to the floristic composition we define three types of native vegetation across the studied farmland: cerrado *sensu stricto*, cerradão and semideciduous forest. The native vegetation and the human-disturbed areas (exotic pastures and Eucalypt plantation) are the land uses of both farms. The land use and soil fertility, represented by the first axis of the PCA of soil, were the main determinants of the variation in the tree species composition of the farms and together accounted for more than half the variation in the species composition in the community. The species richness and diversity also differed significantly among the land uses, with higher values in the plots of native vegetation. The vegetation of Eucalypt plantation was distinct in composition, less diverse and present also very low species richness compared to native vegetation and abandoned pasture. Therefore, it is important to conserve the remnants of the native vegetation and regeneration areas in the agro-silvicultural landscapes to maintain high levels of environmental heterogeneity and beta diversity, essential to the persistence of multiple taxa in this landscape.

Key words: Agroecosystem, eucalypt plantation, tropical forestry, forest biodiversity, conservation.

RESUMO

Para entender o impacto do estabelecimento de paisagens agrosilviculturais na diversidade e conservação de ecossistemas nativos, nós tomamos como modelo de estudo duas propriedades rurais com plantações de eucalipto no sudeste do Brasil. Seguindo o Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), em um gride de 7 x 7 km nós estabelecemos trinta parcelas de 250 x 40 m em plantação de eucalipto (N = 18 parcelas), vegetação nativa (N = 8 parcelas) e pastagem abandonada (N = 4 parcelas), e analisamos quanto a variação na composição, na riqueza e na diversidade de espécies arbóreas e sua relação com as características físicas e químicas do solo, a declividade do terreno e o tipo de uso da terra. A composição de espécies arbóreas foi sumarizada com PCoA e, de acordo com a composição florística, definimos três tipos de vegetação nativa nas fazendas: cerrado *sensu stricto*, cerradão e floresta estacional semidecidual. Estas vegetações e as áreas antropicamente alteradas de pastagem e eucalipto compõem os tipos de uso da terra das fazendas. O tipo de uso da terra e a fertilidade do solo, representado pelo primeiro eixo da PCA do solo, foram os principais determinantes da variação na composição de espécies arbóreas nas fazendas e juntos explicaram mais de metade da variação nos dados de composição das espécies na comunidade. A riqueza e a diversidade de espécies também diferiram significativamente entre os diferentes tipos de uso da terra, com as parcelas na vegetação nativa apresentando os maiores valores de ambos. A vegetação em plantação de eucalipto foi distinta na composição, menos diversa e muito reduzida em termos de riqueza de espécies nativas em comparação com a vegetação nativa e a pastagem em regeneração. Portanto, é importante a conservação dos remanescentes florestais e de áreas em recuperação nas paisagens agrosilviculturais para manter altos níveis de heterogeneidade ambiental e de diversidade beta, essencial para a persistência de muitos taxa nesta paisagem.

Palavras chave: Agroecossistema, monocultura de eucalipto, floresta tropical, conservação da biodiversidade.

1. Introdução

O Brasil é o país com a maior área de florestas tropicais do mundo, estimada em cerca de 509 Mha, mas tem perdido uma grande proporção de sua área florestada pelo desmatamento e mudança no uso da terra (FAO, 2006). Por outro lado, as paisagens agrosilviculturais, representadas principalmente pela presença de *Pinus* spp*, Eucalyptus* spp e *Acacia* spp cobrem uma porção expressiva do território nacional, chegando a 6.8 Mha em 2010 (SFB, 2012). Além disso, um objetivo chave do Programa Florestal Nacional Brasileiro (PFN, 2000) é a expansão das florestas em áreas degradadas, com planos para cultivar 2.2 Mha de árvores em propriedades privadas e terras agrícolas abandonadas. Assim, a cobertura de florestas nativa e não-nativa provavelmente aumentará no futuro, incrementada ainda pelos investimentos privados em projetos de seqüestro de carbono nos trópicos (Yu, 2004), que atendam ao crescente interesse em biocombustível e fibras (Pacala and Socolow, 2004; Barlow et al., 2007).

Neste contexto temos as plantações de eucalipto, que estão aumentando em área ao redor do mundo (Brockerhoff et al., 2008). No Brasil, a cobertura destas plantações pela indústria de celulose representa atualmente 4.5 Mha, tendo aumentado em 17 vezes desde os anos 80 (SBS, 2012). Mas como aliar o rendimento econômico à proteção da biodiversidade nestes sistemas agrícolas é uma questão ainda sem solução (Felton et al., 2010; Lindenmayer and Cunningham, 2012). A manutenção da heterogeneidade estrutural dentro dos estandes plantados pode aumentar a diversidade de vários grupos de espécies tais como formigas (Oliveira et al., 1995), pássaros (Barlow et al., 2007), mamíferos (Felton et al., 2010) e plantas (Parrota et al., 1997; Bernhard-Reversat, 2001; Lindenmayer et al., 2003). Diversos trabalhos sugerem maneiras adequadas de manejar a plantação de eucalipto para aumentar seu valor diante a conservação da biodiversidade (Brockerhoff et al., 2008; Felton et al., 2010; Lindenmayer, 2010), e esse caminho passa pela manutenção da conectividade entre

fragmentos remanescentes, manutenção da heterogeneidade da paisagem, manutenção da complexidade do estande, redução do impacto em ecossistemas aquáticos e a adoção de regimes de distúrbios naturais como modelos para guiar regimes de distúrbios humanos (Lindenmayer et al., 2006).

As paisagens agrosilviculturais são geralmente formadas por uma matriz composta por uma única espécie arbórea exótica manejada em ciclos de curta duração e.g., no Brasil de 7 – 21 anos para o eucalipto, com remanescentes de vegetação nativa e pastagens abandonadas embebidas nesta matriz (Brockerhoff et al., 2008). Entretanto, há um consenso que plantações de eucalipto em terras agrícolas com baixo valor econômico, em áreas de pastagem e de culturas anuais, podem trazer benefícios econômicos e ambientais (Hartley, 2002; Felton et al., 2010). Por exemplo, plantações de eucalipto podem servir como seqüestradores de carbono e reduzir as taxas de emissão de gases estufa, prevenirem a salinidade em terras secas melhorando a qualidade do solo, e ainda, retirar a pressão das florestas naturais para produção de madeira (Brockerhoff et al., 2008). Além disso, há trabalhos que relatam maior riqueza e abundância de espécies nativas em áreas de plantação de eucalipto do que em áreas de pastagem ativa (Hartley, 2002).

No entanto, ecologistas da conservação estão divididos sobre a extensão de terra em regeneração natural que será necessária para compensar a perda da biodiversidade pelo desmatamento nos trópicos (Barlow et al., 2007). O papel das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade vem sendo estudado por uma ampla gama de especialistas, que têm demonstrado que estas áreas podem abrigar uma alta diversidade de espécies de animais, plantas e fungos (Parrotta et al., 1997; Humphrey et al., 2000; Lindenmayer et al., 2003; Barbaro et al., 2005; Brockerhoff et al., 2008; Felton et al., 2010). O número e a abundância de espécies que as plantações de eucalipto podem manter dependem de vários fatores como o tipo de manejo silvicultural dado à plantação, os tipos de uso da terra onde estas plantações

foram estabelecidas e no seu entorno, quais alternativas de uso de terra são encontradas na região (Brokerhoff et al., 2008) e a complexidade da paisagem, ou seja, a soma e distribuição espacial de ambientes não cultivados (Concepción et al., 2008).

No presente estudo, nós comparamos a diversidade de espécies vegetais entre áreas plantadas com eucalipto, pastagem abandonada em regeneração e áreas de vegetação nativa com o objetivo de examinar o impacto das atividades humanas na biodiversidade, variação da composição e da estrutura de comunidades vegetais arbóreas. Tomamos como modelo duas propriedades rurais com plantações de eucalipto, típicas, e aplicamos o modelo de amostragem do PPBio (Programa de Pesquisa em Biodiversidade) (Magnusson et al., 2005; Pezzini et al, 2012). Nós buscamos responder as seguintes questões: 1) Qual a diversidade de tipos vegetacionais e de espécies nativas contidas nessa paisagem agrosilvicultural? 2) Áreas de plantação de eucalipto e pastagem em regeneração retêm espécies comuns às áreas de vegetação nativa nesta paisagem agrosilvicultural e que proporção das espécies nativas é retida em áreas de plantação de eucalipto e pastagem em regeneração em relação à vegetação nativa? e 3) Quais fatores ambientais determinam a distribuição das espécies nativas nessa paisagem agrosilvicultural? Nós esperamos que ocorram diferenças na composição de espécies entre os tipos de uso da terra, levando a ocorrência de espécies mais adaptadas às condições ambientais em cada tipo de uso da terra estudados (Mayfield et al., 2005).

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O projeto foi conduzido em duas fazendas contíguas: a fazenda Três Lagoas (23º22’00”-23º20’41’’S/48º28’00”-48º27’57’’O) e a fazenda Arca (23º20’00”-23º18’51’’S/48º27’30”-48º28’20”O), com 3242 ha e 1123 ha de extensão, respectivamente, localizadas no centro-sul do estado de São Paulo no município de Angatuba sudeste do Brasil (Fig. 1). No ano de 2007

as fazendas Três Lagoas e Arca passaram por um processo de transformação da paisagem através da plantação de eucalipto em áreas de pastagens exóticas de baixa produtividade numa extensa área territorial de 2224 ha e de 722 ha nas fazendas Três Lagoas e Arca, respectivamente. No Brasil, as plantações de eucalipto têm sido plantadas principalmente em terras que foram desmatadas décadas atrás para o desenvolvimento agrícola em larga-escala (Brockerhoff et al., 2008). As áreas de vegetação nativa, juntamente com áreas de pastagem em regeneração, que somam aproximadamente 896 ha da fazenda Três Lagoas foram mantidas inalteradas e formam a área de proteção legal da fazenda, de acordo com a Lei Ambiental Brasileira. O mesmo ocorreu com a fazenda Arca, resultando em 361 ha de áreas destinadas à proteção legal (Fig. 1).

A região de Angatuba está situada na depressão periférica, no encontro entre as Províncias Atlânticas e as Cuestas Basálticas (Figueiredo, 1993). A altitude média da região é de aproximadamente 700 m com topografia suave e presença de pequenas serras. O clima da região é do tipo Cwa, clima tropical quente de inverno seco, de acordo com o sistema de Köppen (1948), com temperatura média anual de 19 ºC e a precipitação média anual de 1321 mm (dados provenientes da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, localizada à cerca de 20 km da área de estudo).

A vegetação original local entre os anos de 1870 a 1930 foi completamente substituída por campos de café e algodão. Depois da grande quebra da economia de 1929, a agricultura localmente declinou com conseqüente regeneração da vegetação nativa até meados de 1970 quando outro desmatamento em massa ocorreu para a implantação de pastagens exóticas para a criação de gado de corte (Lisboa, 2008; Martin et al., 2012). Em adição, nos fragmentos de vegetação nativa remanescentes, ocorreu corte seletivo de madeira até 2006 (Martin et al., 2012). Atualmente, as fazendas são formadas por uma paisagem complexa que compreende diversos tipos de fitofisionomias de cerrado e floresta estacional semidecidual tratadas aqui

como vegetação nativa (que possuem 544 ha em tamanho), e ambientes alterados antropicamente, aqui representados pela plantação de eucalipto (com 2873 ha) e pastagem em regeneração (com 976 ha), que compõem os tipos de uso da terra nas fazendas.

A plantação de eucalipto ocupa a maior extensão territorial das fazendas e é comercialmente manejada e composta pelas espécies *Eucalyptus grandis*, *E. urophila* e seu hibrido *E. urograndis*, sendo a vegetação do sub-bosque periodicamente aparada e reprimida com herbicida (Gliphosato e Isoxaflutole), principalmente na fase inicial de implantação da cultura. No entanto, nessas áreas há presença de árvores nativas esparsas e de pequenos fragmentos de mata secundária que não excedem os cinco hectares em tamanho (Martin et al., 2012).

A pastagem em regeneração foi abandonada na mesma época da implantação do eucalipto, sendo caracterizada pela presença de indivíduos lenhosos de baixa estatura, com altura média de 3,7 m, principalmente das famílias Fabaceae, Myrtaceae e Caryocaraceae, e a predominância de uma rica camada de espécies herbáceas anuais e perenes, com dominância de espécies exóticas da família Poaceae. Árvores não plantadas de ocorrência natural em meio à plantação de eucalipto e na pastagem em regeneração, somadas as árvores presentes na vegetação nativa formam o conjunto total de espécies arbóreas nativas amostradas na fazenda e serão chamadas a partir desse ponto de espécies nativas.

2.2 Coleta de dados

O presente trabalho faz parte de um projeto temático multitaxa, com metodologia padronizada para levantamentos da biodiversidade chamada PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) e adaptada pelo PPBio (Programa de Pesquisas em Biodiversidade; Magnusson et al., 2005; Pezzini et al., 2012) implantado no município de Angatuba, sendo o primeiro sítio de pesquisa em paisagem agrosilvicultural (Pezzini et al, 2012). Essa metodologia é baseada

em um sistema de gride espacial, com cada nódulo do gride separado por no mínimo 1 km de distância um do outro (Fig. 1; Magnusson et al. 2005; Martin et al., 2012), o que suporta a predição de independência espacial entre as unidades amostrais (Martin et al, 2012). Essa metodologia é adequada para estudos ecológicos de longa duração (PELD) e permite amostragem rápida e comparável dos fatores bióticos e abióticos (Magnusson et al., 2005; Pezzini et al., 2012).

Os trabalhos de campo foram realizados de 2008 a 2011. Neste gride, foram sistematicamente plotadas, em cada nódulo do gride, 30 parcelas de 250 x 40 m (Fig. 1). As parcelas foram posicionadas seguindo a isoclina da topografia, para minimizar a variação na altitude e no solo dentro da parcela (Costa et al., 2005; Kinupp & Magnusson, 2005). Segundo Costa et al. (2005) parcelas longas e estreitas orientadas ao longo da isoclina do terreno tendem a ser relativamente homogêneas nas condições dos solos. A localização geográfica das parcelas instaladas na fazenda foi obtida através da utilização de um GPS (Global Positioning System), marca Topcon. Os parâmetros utilizados no GPS foram: Datum Córrego Alegre e coordenadas geográficas em UTM. Os dados referentes ao posicionamento das parcelas possuem erro de aproximadamente cinco metros. Essa margem de erro está relacionada com a qualidade do equipamento utilizado e com a qualidade do sinal recebido dos satélites durante a coleta dos dados. Um topógrafo profissional mediu a cota de altitude nas 30 parcelas instaladas na fazenda. O valor de altitude de cada parcela corresponde à cota de altitude comparada com um ponto de altitude conhecida previamente nas fazendas (Costa et al., 2005). As medidas de declividade foram feitas com um clinômetro perpendicularmente ao eixo principal da parcela, em todos os 25 m, e sumarizado como a média da parcela (Costa et al., 2005). As parcelas foram estabelecidas através da paisagem, sendo oito em vegetação nativa, quatro em pastagem em regeneração e 18 em plantação de eucalipto.

Para a amostragem dos indivíduos arbóreos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito) ≥ 30 cm foi utilizada a extensão total da parcela (1 ha), onde todos os indivíduos arbóreos que satisfizeram o critério de inclusão e se encontraram dentro da área demarcada foram amostrados, identificados, medidos seu DAP, altura e plaqueados. Para a amostragem de indivíduos arbóreos com 5 cm ≤ DAP < 30 cm foi estabelecida uma faixa de 20 m de largura e 250 m de comprimento (0,5 ha), na parte central da parcela, onde todos os indivíduos que satisfizeram o critério de inclusão e se encontraram dentro da área demarcada foram amostrados, identificados, medidos seu DAP, altura e plaqueados (Kinupp & Magnusson, 2005). Material de todas as espécies foi coletado e depositado no Herbário Rio Clarense (HRCB) e identificado através de consulta a literatura especializada e confirmação de especialistas.

A suficiência amostral da área foi definida através da construção e análise da curva do coletor (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974). A riqueza de espécies, a densidade de indivíduos, a área basal e a diversidade específica (Índice de Shannon H') foram determinadas para cada parcela para posterior comparação entre os tipos de uso da terra (Muller-Dombois and Ellenberg, 1974; Brower and Zar, 1984). Nós também verificamos a diferença na riqueza de espécies entre as parcelas amostradas utilizando a técnica da curva de rarefação de espécies (Gotelli and Colwell, 2001), que gera números esperados de espécies baseado na densidade de indivíduos presente na parcela e então prove premissas estatísticas para essa comparação (Gotelli and Colwell, 2001).

Amostras de solos foram realizadas em uma profundidade de 10 cm nos mesmos pontos onde se mediu a declividade do terreno e misturadas para produzir uma amostra composta para cada parcela. Antes das análises, foram retiradas as raízes das amostras, secas ao ar e peneiradas com uma peneira de 2 mm. Análises incluíram a textura (percentagem de argila, areia e silte), pH, C, N, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, P, K^{+}, Cu, Zn, Fe, Al^{3+}, (Al^{3+} + H^{+}) e Mn^{2+}, a

capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada com base na soma de K, Ca e Mg, a saturação por bases (V) foi calculada como uma porcentagem da CTC total, a saturação por alumínio (m) foi calculada baseada na capacidade de troca catiônica efetiva, e a soma das bases (SB) representada por Ca + Mg + K. Todas as análises foram feitas no Laboratório de Ciências do Solo da Universidade de São Paulo (USP) e seguiram o protocolo estabelecido pela EMBRAPA (1997).

2.3 Análise Estatística

Análise dos componentes principais (PCA), utilizando todas as variáveis medidas dos solos, foi aplicada para sumarizar os gradientes principais na estrutura dos solos (Costa et al., 2005). Variáveis dos solos foram padronizadas pela divisão da raiz quadrada da soma dos quadrados de cada variável, para dar comprimentos iguais às variáveis na análise (Costa et al., 2005). Depois de uma análise preliminar, eliminamos variáveis com alta multicolinearidade da análise de ordenação do solo (Ruggiero et al., 2002; Tabela 1).

A dimensionalidade na composição da assembléia de plantas foi reduzida por ordenação multivariada através de análises de coordenadas principais (PCoA) (Costa et al., 2005; Kinupp and Magnusson, 2005). Essa técnica foi usada para testar a existência de gradientes florísticos e avaliar a importância relativa das variáveis topográficas, dos solos e dos tipos de uso da terra na distribuição das espécies (Kinupp and Magnusson, 2005). Análises multivariadas similares têm sido utilizadas para descrever a comunidade de plantas, classificar a vegetação, e relacionar as variáveis ambientais às dissimilaridades em comunidade de plantas (Terborgh and Andresen, 1998; Oliveira and Nelson, 2001; Tuomisto et al., 2003; Costa et al., 2005; Kinupp and Magnusson, 2005).

Duas ordenações foram realizadas com os dados das plantas: uma baseada em dados quantitativos e outra baseada em dados qualitativos. Ordenações quantitativas foram

realizadas com medidas de distâncias através do método de Bray-Curtis nos dados das parcelas padronizadas (percentagem de abundância de cada espécie na parcela), gerando uma matriz de 30 parcelas x 199 espécies. A ordenação dos dados quantitativos foi utilizada para capturar os padrões exibidos pelas espécies mais abundantes, como elas têm a maior contribuição quantitativa para a diferença entre as parcelas. Na ordenação qualitativa foi utilizado o índice de Sorensen. Essa ordenação captura o padrão exibido pelas espécies raras, porque as espécies mais abundantes geralmente ocorrem em muitas parcelas e então contribuem pouco para a diferença entre as parcelas (Costa et al., 2005; Kinupp and Magnusson, 2005; Zuquim et al., 2009).

Análises de coordenadas principais (PCoA) foram utilizadas nas variáveis dependentes para obter linearidade, ou seja, variáveis ortogonais (eixos) descrevendo a composição da comunidade que satisfazem as premissas das análises multivariadas ortogonais (Anderson and Willis, 2003) e testes inferênciais foram conduzidos utilizando análises multivariadas de covariância (Kinupp and Magnusson, 2005). Os primeiros dois eixos derivados da PCoA, que descrevem a composição da comunidade, foram utilizados como variável dependente nos testes inferenciais dos efeitos do tipo de uso da terra, da fertilidade do solo e da declividade do terreno, porque esses eixos explicam 65.29% da variância nas variáveis originais para os dados quantitativos e 58.25% da variância para os dados qualitativos de presença-ausência.

A variância explicada pela regressão das variáveis independentes nos eixos multivariados de composição é menor do que a variância nas variáveis originais explicada pela regressão, porque os eixos multivariados não contem toda a variação dos dados originais. Para estimar a proporção da variância nas variáveis originais explicada pela regressão multivariada dos dados de composição de espécies no tipo de uso da terra, fertilidade do solo e declividade do terreno, nós multiplicamos a proporção de variância nos eixos multivariados explicada pela regressão pela proporção de variância nas variáveis originais associadas com

esses eixos multivariados (Costa et al., 2005). Testes de Mantel foram realizados para testar a autocorrelação espacial entre as variáveis dependentes (os dois primeiros eixos de ordenação da composição de espécies na comunidade) e independentes (fertilidade do solo e declividade) (Landeiro and Magnusson, 2011).

3 Resultados

3.1 Comparação florística e estrutural da comunidade

Nós amostramos 24650 indivíduos na comunidade arbórea, sendo 18000 indivíduos de *Eucalyptus* spp. e os demais indivíduos pertencentes a 199 espécies nativas distribuídas em 56 famílias botânicas (Tabela 1). Deste total, 95 indivíduos arbóreos (0,38% do total amostrado) não foram identificados ao nível de espécie e foram excluídos das análises. As famílias representadas por maior número de espécies foram Fabaceae (38 espécies), Myrtaceae (24), Lauraceae (9), Rubiaceae (8), Melastomataceae (7) e Bignoniaceae (5). As espécies nativas com maior abundância foram *Tapirira guianensis*, *Pera glabrata*, *Rapanea umbellata*, *Miconia chartacea*, *Myrcia bella*, *Anadenanthera falcata* e *Copaifera langsdorffii* (Tabela 1). As parcelas amostradas em plantação de eucalipto apresentaram o maior número de indivíduos, sendo 18000 indivíduos pertencentes à *Eucalyptus* spp. e 225 indivíduos pertencentes às espécies nativas que estão distribuídos entre 48 espécies e 24 famílias botânicas (Tabela 1). Esse número contrastou com os 6102 indivíduos amostrados nas parcelas de vegetação nativa, pertencentes a 192 espécies e 54 famílias, e os 323 indivíduos amostrados nas parcelas de pastagem em regeneração, pertencentes a 43 espécies e 23 famílias botânicas (Tabela 1, Fig. 2).

As espécies nativas dominantes se sucederam em cada tipo de uso da terra: na pastagem em regeneração as espécies dominantes foram *Acosmium subelegans*, *M. bella* e *P. glabrata*. A diversidade nestas parcelas foi baixa, reflexo da baixa densidade de indivíduos,

com estas três espécies representando 54,8% do total de indivíduos amostrados. Em plantação de eucalipto as espécies nativas dominantes foram *A. falcata*, *Dalbergia miscolobium*, *Davilla eliptica* e *Gochnatia polymorpha* que juntas representaram 42,2% do total de indivíduos nativos amostrados nas parcelas em plantação de eucalipto. A vegetação nativa apresentou a maior diversidade de espécies, e as maiores abundâncias foram para as espécies *T. guianensis*, *M. chartacea*, *R. umbellata* e *P. glabrata* que juntas representaram 21,6% dos indivíduos amostrados nas parcelas de vegetação nativa. A riqueza de espécies entre as parcelas amostradas foi significativamente relacionada ao tipo de uso da terra (ANOVA; $F = 65.75$; $p < 0.0001$), com as parcelas de vegetação nativa apresentando a maior riqueza e diversidade de espécies entre os tipos de uso da terra amostrados (Tabela 2).

As espécies presentes em plantação de eucalipto e em áreas de pastagem em regeneração representam um subconjunto do total de espécies da vegetação nativa presente na paisagem (Fig. 2). O conjunto de espécies nativas retidas nas parcelas em plantação de eucalipto é de 24,1% e o retido nas parcelas de pastagem em regeneração é de 21,6% do total das espécies amostradas em vegetação nativa (Fig. 2).

A curva de rarefação das espécies revelou diferenças significativas no número total esperado de espécies para cada parcela amostrada, com a maior riqueza de espécies projetada para as parcelas presentes em vegetação nativa (Fig. 3). Entretanto, cada hectare de eucalipto retém uma pequena proporção de espécies, como pode ser visto pela curva de rarefação de espécies (Fig. 3). O número de espécies retido em cada hectare de eucalipto depende do número de indivíduos arbóreos nativos retidos em meio à plantação de eucalipto. A maior contribuição para a riqueza de espécies nativas em áreas de eucalipto foi dada pelos pequenos capões de floresta ou cerrado mantidos em meio à plantação de eucalipto (Fig. 3).

3.2 Gradientes na composição de espécies e relações com variáveis ambientais

A ordenação das parcelas em duas dimensões mostra que a composição de espécies das parcelas em plantação de eucalipto difere das parcelas amostradas em vegetação nativa e em pastagem em regeneração, que são mais similares entre si como pode ser visto no primeiro eixo resultante da ordenação multivariada (Fig. 4). As parcelas em áreas de pastagem em regeneração variam sobre quase todo o comprimento do segundo eixo de ordenação que as parcelas de vegetação nativa (Fig. 4). Os dados de abundância das espécies reduzida aos dois eixos de ordenação foram significativamente relacionados ao uso da terra e a fertilidade do solo (Tabela 3).

E assim, o primeiro eixo de ordenação (PCoA1), tanto para a ordenação quantitativa como para a qualitativa, separou as parcelas amostradas de acordo com os tipos de uso da terra, sendo que as parcelas em vegetação nativa e em pastagem em regeneração diferiram das parcelas em plantação de eucalipto em termos de sua composição de espécies (Fig. 4 e Tabela 3). O segundo eixo de ordenação (PCoA2), tanto para os dados quantitativos como para os qualitativos, separou as parcelas amostradas de acordo com a fertilidade do solo, agrupando a vegetação nativa em áreas de cerrado *sensu stricto*, cerradão e floresta estacional semidecidual (Fig. 4 e Tabela 3). Em solos mais ricos em nutrientes nós encontramos áreas de floresta estacional semidecidual, que vai mudando gradativamente até um cerrado *sensu stricto* mais ralo em áreas onde a quantidade de nutrientes do solo é baixa. As parcelas em pastagem em regeneração se assemelharam as áreas de cerrado *sensu stricto* com solos mais pobres em nutrientes, mas foram diferentes das áreas de floresta estacional semidecidual que se assemelharam mais com as áreas de plantação de eucalipto como mostrado pelo segundo eixo resultante da ordenação (Tabela 3). A importância relativa das variáveis ambientais em explicar os padrões de composição de espécies na comunidade foi testada para a comunidade total como variável de resposta com o nosso modelo incluindo o tipo de uso da terra, a declividade do terreno e a fertilidade do solo. Esse modelo explicou grande proporção da

variância nas duas dimensões de ordenação e explicou mais do que a metade da variância nos dados originais da comunidade (Tabela 4).

3.3 Solos e a cobertura vegetal

Os principais componentes de ordenação das variáveis do solo produziram três gradientes principais. Os coeficientes de correlação intra-set e a correlação entre as variáveis topográficas e os eixos de ordenação multivariados do solo são mostrados na tabela 5, onde as variáveis mais significantes para os primeiros três eixos de ordenação do solo, de acordo com a correlação de Pearson, podem ser distinguidas.

O primeiro eixo (PCA1) acumulou 48% da variação e apresentou coeficiente de correlação intra-set significativo com C, N, Zn, P^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Mn^{2+} (Tabela 5). Esse eixo se correlacionou moderadamente com a declividade (r^2 = -0.549; p = 0.001), mas não apresentou correlação significativa com a altitude (r^2 = 0.128; p = 0.5) (Tabela 5). As variáveis do solo associadas ao primeiro eixo, como C e N, foram também significativamente correlacionadas com a declividade (Tabela 5). Houve também uma forte correlação desse primeiro eixo com a soma de bases (r^2 = -0.967; p < 0.0001), com o total de bases trocáveis (r^2 = -0.986; p < 0.0001), com a saturação por bases (r^2 = -0.882; p < 0.0001) e com a saturação por alumínio (r^2 = 0.698; p < 0.0001). Assim, o primeiro eixo reflete principalmente a fertilidade do solo, que é parcialmente correlacionada à declividade do terreno.

O segundo eixo (PCA2) acumulou 19% da variação e apresentou coeficiente de correlação intra-set significativo com pH, F, Al^{3+} e $H^+ + Al^{3+}$ (Tabela 5). Esse segundo eixo não foi correlacionado com a altitude (r^2 = -0.291; p = 0.12) ou com a declividade (r^2 = -0.259; p = 0.17). Nenhuma das variáveis do solo associadas com o segundo eixo foram individualmente correlacionadas com a altitude (Tabela 5), mas $H^+ + Al^{3+}$ foi individualmente

correlacionado com a declividade (r^2 = 0.589; p = 0.0006). Assim, esse segundo eixo reflete principalmente a acidez do solo.

O terceiro eixo (PCA3), com 13% de variância, apresentou coeficiente de correlação intra-set significativo com as variáveis texturais principais (conteúdo de areia e argila) e com o Cu (Tabela 5). Esse eixo não foi correlacionado à altitude, declividade e nem com as bases trocáveis (Tabela 5). Esse terceiro eixo do solo reflete principalmente as variáveis texturais do solo.

De acordo com a ordenação das variáveis do solo nas parcelas amostradas (Fig. 5), as parcelas em floresta estacional semidecidual (Pontos 7, 30, 31 e 34) ficaram separadas das parcelas em outros ambientes e apresentaram forte relação com os nutrientes presentes no solo (cálcio, magnésio, fósforo, potássio, manganês, sódio, zinco, nitrogênio, cobre, carbono orgânico) e com a percentagem de argila no solo. Parcelas em fitofisionomia de cerradão (Pontos 1 e 33) apresentaram relação com a quantidade de ferro, alumínio e $H^+ + Al^{3+}$ e com a porcentagem de silte, apresentando níveis intermediários de fertilidade do solo. As parcelas em fitofisionomia de cerrado *sensu stricto* (Pontos 18 e 40) apresentaram maior relação com a quantidade de areia presente no solo, e possuem solos pobres em nutrientes. As parcelas em plantação de eucalipto ficaram distribuídas sobre todo o eixo de ordenação indicando grande variabilidade na fertilidade do solo. E as parcelas em pastagem em regeneração foram muito similares às parcelas em cerrado *sensu stricto* possuindo maior quantidade de areia e solos pobres em nutrientes.

Nós obtivemos o mapa de uso do solo através de classificação supervisionada da imagem do satélite Landsat com uma resolução de 30 m. As imagens foram obtidas gratuitamente no Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, disponíveis em http://www.dgi.inpe.br. Com base nos resultados de classificação da vegetação nós

confirmamos o mapa de uso da terra para 2011 das fazendas Três Lagoas e Arca que é apresentado na Figura 6.

3.4 Autocorrelação espacial

Houve correlação com a distância geográfica entre as parcelas e suas dissimilaridades em fertilidade do solo e em declividade do terreno (Teste de Mantel: p = 0.01; p = 0.01, respectivamente). No entanto a variância explicada pela distância geográfica na fertilidade do solo e na declividade do terreno foi pequena (r^2 = 0.27; r^2 = 0.22, respectivamente), e não houve correlação da distância geográfica entre as parcelas e suas dissimilaridades na composição de espécies (Teste de Mantel: p = 0.16; p = 0.14, para os dados quantitativos e qualitativos respectivamente).

4 Discussão

Nós observamos mudanças na riqueza e na composição de espécies vegetais entre as parcelas manejadas com plantação de eucalipto e as parcelas de pastagem em regeneração e de vegetação nativa. Notavelmente, a plantação de eucalipto e a pastagem em regeneração retêm um subconjunto de espécies que estão presentes na vegetação nativa. O tipo de uso do solo e a sua fertilidade foram bons preditores da composição de espécies arbóreas na comunidade, onde solos ricos em nutrientes determinam uma vegetação mais exuberante (floresta estacional semidecidual), e solos com baixa quantidade de nutrientes determinam uma vegetação com baixa estatura e maior abertura do dossel como cerrado *sensu stricto*. As parcelas em pastagem abandonada apresentaram baixa fertilidade do solo, talvez legado do uso dado a terra anteriormente. Entretanto, as parcelas em plantação de eucalipto recuperaram as propriedades químicas e físicas do solo, provavelmente devido à fertilização do solo que

foi implementada na cultura em seu estágio inicial e ao gradativo aumento da cobertura do solo resultante do crescimento das árvores.

Nossa análise revelou que o gradiente dominante na composição de espécies arbóreas na paisagem agrosilvicultural é significativamente relacionado ao uso da terra e a fertilidade do solo, e assim diferenciamos a vegetação nativa em cerrado *sensu stricto*, cerradão e floresta estacional semidecidual. Gradientes na composição de espécies entre diferentes fitofisionomias de cerrado também foram encontrados por outros estudos (Goodland and Pollard, 1973; Oliveira-Filho and Ratter, 2002; Ruggiero et al., 2002). Portanto, paisagens agrosilviculturais são caracterizadas por um complexo mosaico de tipos de uso da terra e de fitofisionomias. Gradientes ambientais como o uso da terra e a fertilidade do solo determinam a distribuição das espécies arbóreas nessa paisagem e aumentam a diversidade em meso-escala da paisagem como um todo (Barlow et al., 2007).

O forte gradiente no padrão de distribuição das espécies entre os diferentes tipos vegetacionais encontrados por nós foi determinado principalmente pelas características do manejo dado a paisagem e da fertilidade do solo. Outros estudos têm demonstrado a influência da fertilidade do solo no padrão de distribuição de espécies vegetais, tanto em ambientes naturais como em ambientes antropogênicos como as paisagens agrosilviculturais (Lugo, 1992; Michelsen et al., 1996; Chen et al., 1997; Clarck et al., 1999; Oliveira-Filho and Ratter, 2002; Ruggiero et al., 2002; Costa et al., 2005). Ruggiero et al. (2002) estudando os efeitos do solo na composição de espécies vegetais entre diferentes fitofisionomias de cerrado e floresta semidecidual, encontraram relação significativa entre a fertilidade do solo e as florestas semideciduais, diferenciando as diferentes fitofisionomias de cerrado de acordo com os parâmetros presentes no solo. Michelsen et al. (1996) estudando a vegetação de subosque e a fertilidade do solo em plantação de eucalipto, pontuam a maior fertilidade do solo em áreas com floresta nativa em comparação com áreas vizinhas de eucalipto.

Parcelas em plantação de eucalipto e em pastagem em regeneração retiveram um subconjunto de espécies da vegetação nativa, indicando que a composição de espécies está severamente empobrecida em comparação com as áreas vizinhas de vegetação nativa. A manutenção da complexidade estrutural na plantação de eucalipto é crítica para a conservação da biodiversidade porque pode permitir a persistência de organismos nestas paisagens, que em caso contrário seriam eliminados pela ausência de seu ambiente natural (Lindenmayer et al., 2006). Nosso estudo sugere que a presença de pequenas manchas de floresta em meio à plantação de eucalipto aumenta a complexidade estrutural da plantação e a heterogeneidade da paisagem, minimizando os efeitos da perda de habitat e, consequentemente, da perda de biodiversidade nestas condições (Franklin et al., 2000, Lindenmayer et al., 2006). Portanto, se pequenas manchas de vegetação nativa são mantidas, a plantação de eucalipto não deve ser considerada como "deserto verde" (Hartley, 2002), dando suporte à predição de que o impacto humano em paisagens manejadas pode ter um efeito negativo nos padrões de alfa-diversidade, mas promovem alguma diversidade na escala da paisagem (Barlow et al., 2007). A baixa riqueza das espécies nativas contidas em plantação de eucalipto e em pastagem abandonada também sugerem possíveis limitações na germinação do banco de sementes e/ou na chegada de sementes dispersas por pássaros, morcegos, e outros vertebrados, principais agentes dispersores de sementes de florestas nativas (Duncan and Chapman, 1999; Parrota and Knowles, 1999; Almeida-Neto et al., 2008).

Os diferentes tipos vegetacionais na paisagem agrosilvicultural estudada, que nesse estudo incluem remanescentes florestais em diferentes estágios de sucessão e áreas de cerrado, e seu arranjo espacial entre outros atributos, aumentaram a heterogeneidade espacial da paisagem, como discutido por Lindenmayer et al. (2003). Adicionalmente, paisagens são caracterizadas pela presença de gradientes ambientais tais como topografia, clima, tipo e profundidade dos solos. Então, a heterogeneidade da paisagem corresponderá ao mosaico de

remanescentes florestais representando diferentes composições e classes de idade da vegetação quando diferentes condições ambientais ocorrem (Tews et al., 2004). Portanto, a permanência de árvores nativas em meio à plantação de eucalipto mantém níveis moderados de diversidade na matriz. Já as parcelas em pastagem em regeneração apresentaram maior diversidade de espécies do que a plantação de eucalipto, indicando uma rápida colonização inicial dessas áreas por espécies arbóreas pioneiras de vida curta que podem perdurar por 10-30 anos até serem substituídas por espécies pioneiras de vida mais longa (Aide et al., 1995; Finegan, 1996; van Breugel et al., 2007).

As mudanças na composição de espécies entre plantação de eucalipto, pastagem em regeneração e vegetação nativa observadas nesse estudo, também registrados para outros agroecossistemas (Lugo, 1992; Michelsen et al., 1996; Lugo, 1997; Parrota and Knowles, 1999; Bernhard-Reversat, 2001; Aubin et al. 2008), podem estar associadas à baixa regeneração na plantação de eucalipto devido ao rápido crescimento das árvores plantadas (Parrota and Knowles, 1999). A diferença na composição de espécies arbóreas entre áreas manejadas e não manejadas podem se dever também ao histórico de uso do solo (Balée, 2006). A intensidade do método de preparação do solo nas áreas manejadas e o uso de equipamentos pesados para arar a terra podem ter profundamente alterado características importantes da paisagem como, por exemplo, as características da fertilidade do solo. A preparação do sítio nas plantações, tais como a aragem e a escarificação do solo, tem sido registrado pelo seu impacto negativo na biodiversidade (Hartley, 2002; Aubin et al., 2008). Tais modificações no solo destroem a flora já estabelecida, o banco de sementes do solo e reduzem a heterogeneidade das características do solo. A uniformidade resultante na superfície do solo reduz a diversidade ambiental e impede o estabelecimento da vegetação via limitação ambiental e/ou competitiva (Aubin et al., 2008; Cramer et al., 2008).

Nossos resultados demonstraram a importância de se preservar os remanescentes de vegetação nativa na matriz de eucalipto, incluindo manchas com área bastante reduzida e composta por espécies de estágios sucessionais iniciais, assim como as árvores nativas em meio à plantação de eucalipto. Nossos resultados mostram ainda que paisagens agrosilviculturais com predominância de eucalipto podem manter assembléias de plantas nativas arbóreas como postulado por Lindenmayer and Cunningham (2012), que ajudam a manter a complexidade estrutural na plantação e a heterogeneidade espacial na paisagem essencial para a persistência de outros taxa nestas paisagens (Tews et al., 2004; Pardini et al., 2009). A complexidade estrutural da plantação e a heterogeneidade da paisagem incorporam não somente tipos particulares de atributos na plantação, mas também como eles estão arranjados na paisagem (Lindenmayer et al., 2006).

Portanto, paisagens agrícolas podem ser manejadas para manter algum componente da biodiversidade nativa evitando a criação de grandes extensões de terra muito homogêneas (Pardini et al., 2009). Chegar à esse objetivo no Brasil deveria ser ao menos parcialmente simples por estar de acordo com o Código Florestal Federal (Código Florestal), que define que cada propriedade deve manter uma proporção (variando de 20% a 80%) de cobertura de terra para áreas de conservação da biodiversidade (Pardini et al. 2009).

5. Conclusão

Nós encontramos que sítios em plantação de eucalipto e em pastagem abandonada em regeneração de mesma idade retêm uma quantidade significativa do pool de espécies nativas da região. No entanto, esses sítios sozinhos não são suficientes a mitigar a erosão da biodiversidade nas florestas tropicais. Nossos resultados, no entanto indicam que investimentos em conservação da diversidade arbórea em paisagens agrosilviculturais deve se concentrar nos sítios com vegetação nativa, tanto primárias de acordo com Barlow et al.

(2007), quanto nas manchas remanescentes ainda presentes na paisagem de diferentes tipos vegetacionais e em diferentes estágios de sucessão (Duncan and Chapman, 1999; Franklin et al., 2000; Lindenmayer and Cunningham, 2012), como é comum no sudeste do Brasil. Além disso, os remanescentes florestais presentes na paisagem, juntamente com as árvores esparsas embebidas na matriz de eucalipto, aumentam a heterogeneidade da paisagem e a complexidade da plantação o que é de suma importância para a manutenção de diversos taxa de plantas e animais nas paisagens agrosilviculturais (Lindenmayer et al., 2006; Pardini et al., 2009; Lindenmayer and Cunningham, 2012).

Agradecimentos: Nós agradecemos aos proprietários das fazendas Três Lagoas e Arca pela permissão e suporte para o desenvolvimento dessa pesquisa. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de doutorado concedida a EAA e pela bolsa de produtividade em pesquisa a LPCM. O laboratório de fenologia e o Grupo de Fenologia de Plantas e Dispersão de Sementes recebe suporte da FAPESP. O presente estudo é parte integrante de um levantamento multitaxa chamado “Mudanças Socioambientais no Estado de São Paulo e Prespectivas para a Conservação” financiado pela FAPESP (Proc. Nº. 06/60954-4) e integra o Programa de Pesquisa em Biodiversidade que recebe apoio financeiro do CNPq.

Referência

Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira-Filho, A., 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. Global Ecol. Biogeogr. 17, 503-513.

Anderson, M.J., Willis, T.J., 2003. Canonical analyses of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. Ecology 84, 511-525.

Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Herrera, L., Rosario, M., Serrano, M., 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. Forest Ecol. Manag. 77, 77-86.

Aubin, I., Messier, C., Bouchart, A., 2008. Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests? Biol. Conserv. 141, 2461-2476.

Balée, W. 2006. The research program of historical ecology. Annu. Rev. Anthropol. 35, 75-98.

Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D., Jactel, H., 2005. Comparative responses of bird, carabid and spiders assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. Ecoscience 12, 110-121.

Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. Biol. Conserv. 136, 212-231.

Bernhard-Reversat, F., 2001. Effect of exotic tree plantations on plant diversity and biological soil fertility in the Congo savanna: with special reference to eucalypts, Center for International Forestry Research, Bogor.

Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J., 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodivers. Conserv. 17, 925-951.

Brower, J.E., Zar, J.H., 1984. Field and laboratory methods for general ecology, W.C. Brown Company Publishers, Iowa.

Chen, Z., Hsieh, C., Jiang, F., Hsieh, T., Sun, I., 1997. Relations of soil properties to topography and vegetation in a subtropical rain forest in southern Taiwan. Plant Ecol. 132, 229-241.

Clarck, D.B., Palmer, M.W., Clarck, D.A., 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. Ecology 80, 2662-2675.

Concepción, E.D., Díaz, M., Baquero, R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. Landscape Ecol. 23, 135-148.

Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., Luizão, R.C., 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. J. Ecol. 93, 863-878.

Cramer, V.A., Hoobs, R.J., Standish, R.J., 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. Trends Ecol. Evol. 23, 104-112.

Duncan, R.S., Chapman, C.A., 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. Ecol. Appl. 9, 998-1008.

EMBRAPA, 1997. Manual de métodos de amostragem de solo, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e Centro Nacional de Pesquisas de Solos, Rio de Janeiro.

FAO, 2006. Global Forest Resources Assessment 2005 – Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Felton, A., Knight, E., Wood, J., Zammit, C., Lindenmayer, D., 2010. A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. Biol. Conserv. 143, 545-554.

Figueiredo, N., 1993. Estudo fitossociológico em uma floresta mesófila semidecídua secundária na Estação Experimental de Angatuba, Município de Angatuba, SP. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Finegan, B., 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. Tree 11, 119-124.

Franklin, J.F., Lindenmayer, D.B., MacMahon, J.A., McKee, A., Magnusson, D.A., Perry, D.A., Waide, R., Foster, D.R., 2000. Threads of continuity. Conservation in Practice 1, 8-17.

Goodland, R., Pollard, R. 1973. The brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. J. Ecol. 61, 219-224.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol. Lett. 4, 379-391.

Hartley, M.J., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. Forest Ecol. Manag. 155, 81-95.

Humphrey, J.W., Newton, A.C., Peace, A.J., Holden, E., 2000. The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat fungi. Biol. Conserv. 96, 241-252.

Kinupp, V.F., Magnusson, W.E., 2005. Spatial patterns in the understorey shrub genus *Psychotria* in Central Amazonia: effects of distance and topography. J. Trop. Ecol. 21, 363-374.

Köppen, W., 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra, FCE, México.

Landeiro, V.L., Magnusson, W.E., 2011. The geometry of spatial analysis: implications for conservation biologists. Natureza & Conservação 9, 7-20.

Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., Salt, D., 2003. Plantation forests and biodiversity conservation. Aust. Forestry 66, 62-66.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. Biol. Conserv. 131, 433-445.

Lindenmayer, D.B., 2010. Landscape change and the science of biodiversity conservation in tropical forests: A view from the temperate world. Biol. Conserv. 143, 2405-2411.

Lindenmayer, D.B., Cunningham, S.A., 2012. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. Landscape Ecol. DOI 10.1007/s10980-012-9720-9.

Lisboa, M.A.M. 2008. A política dos coronéis e a difusão do ensino primário em Angatuba/SP (1870-1930). PhD Thesis, University of Campinas, Campinas.

Lugo, A.E., 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. Ecol. Monogr. 62, 1-41.

Lugo, A.E., 1997. The apparent paradox of re-establishing species richness on degraded lands with tree monocultures. Forest Ecol. Manag. 99, 9-19.

Magnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F.R.C., Castilho, C.V., Kinupp, V.F., 2005. RAPELD: a modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. Biota Neotrop. 5, 1-6.

Martin, P.S., 2010. Distribuição e abundância de mamíferos neotropicais não voadores de pequeno porte em paisagem silvicultural da bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESAULQ), Piracicaba, SP.

Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Rosalino, L.M., Verdade, L.M. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. Forest Ecol. Manag. 282, 185-195.

Mayfield, M.M., Daily, G.C., 2005. Countryside biogeography of neotropical herbaceous and shrubby plants. Ecol. Appl. 15, 423-439.

Michelsen, A., Lisanework, N., Friis, I., Holst, N., 1996. Comparisons of understorey vegetation and soil fertility in plantations and adjacent natural forests in the Ethiopian highlands. J. Appl. Ecol. 33, 627-642.

Müeller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. Aims and methods in vegetation ecology, John Willey, New York.

Oliveira, A.A., Nelson, B.W., 2001. Floristic relationships of terra firme forests in the Brazilian Amazon. Forest Ecol. Manag. 146, 169-179.

Oliveira, M.A., Della-Lucia, T.M.C., Araújo, M.S., Cruz, A.P., 1995. A fauna de formigas em povoamentos de eucalipto e mata nativa no estado do Amapá. Acta Amaz. 25, 117-126.

Oliveira-Filho, A.T., Ratter, J.A., 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.) The cerrados of Brazil: Ecology and natural history of the Neotropical savanna. Columbia University Press, New York, pp. 91-120.

Pacala, S., Socolow, R., 2004. Stabilization wedges: solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. Science 305, 968-972.

Pardini, R., Faria, D., Accacio, G.M., Laps, R.R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Baumgarten, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. Biol. Conserv. 142, 1178-1190.

Parrotta, J.A., Turnbull, J., Jones, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. Forest Ecol. Man. 99, 1-8.

Parrota, J.A., Knowles, O.H., 1999. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. Restor. Ecol. 7, 103-116.

Pezzini, F.F., Melo, P.H.A., Oliveira, D.M.S., Amorim, R.X., Figueiredo, F.O.G., Drucker, D.P., Rodrigues, F.R.O., Zuquim, G., Emilio, T., Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., Sampaio, A.F., Lima, A.P., Garcia, A.R.M., Manzatto, A.G., Nogueira, A., Costa, C.P., Barbosa, C.E.A., Bernardes, C., Castilho, C.V., Cunha, C.N., Freitas, C.G., Cavalcante, C.O., Brandão, D.O., Rodrigues, D.J., Santos, E.C.P.R., Baccaro, F.B., Ishida, F.Y., Carvalho, F.A., Moulatlet, G.M., Guillaumet, J.B., Pinto, J.L.P.V., Schietti, J., Vale, J.D., Belger, L., Verdade, L.M., Pansonato, M.P., Nascimento, M.T., Santos, M.C.V., Cunha, M.S., Arruda, R., Barbosa, R.I., Romero, R.L., Pansini, S., Pimentel, T.P. 2012. The brazilian program for biodiversity research (PPBio) information system. Biodiversity & Ecology 4, 265-274.

PFN, 2000. Programa Nacional de Florestas – Decreto No 3.420, de 20 de abril de 2000. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.

Ruggiero, P.G.C., Batalha, M.A., Pivello, V.R., Meirelles, S.T., 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, southeastern Brazil. Plant Ecol. 160, 1-16.

SBS, 2012. Sociedade Brasileira de Silvicultura. http://www.sbs.org.br/ (access verified February 2012).

SFB, 2012. Serviço Florestal Brasileiro. http://www.florestal.gov.br/ (access verified October 2012).

Terborgh, J., Andresen, E., 1998. The composition of Amazonian forets: patterns at local and regional scales. J. Trop. Ecol. 14, 645-664.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. J. Biogeogr. 31, 79-92.

Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Yli-Hala, M., 2003. Dispersal, environment and floristic variation of western Amazonian forests. Science 299, 241-244.

Zuquim, G., Costa, F.R.C., Prado, J., Braga-Neto, R., 2009. Distribution of pteridophyte communities along environmental gradients in central Amazonia, Brazil. Biodivers. Conserv. 18, 151-166.

Yu, C.M., 2004. Seqüestro florestal de carbono no Brasil: Dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas, first ed. Annablume, São Paulo.

van Breugel, M., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., 2007. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. Biotropica 35, 610-619.

Tabela 1. Lista das espécies arbóreas nativas distribuídas entre os tipos de usos da terra nas 30 parcelas amostradas nas fazendas. Plantação de eucalipto (N = 18), pastagem (N = 4), cerrado s.s. (N = 2), cerradão (N = 2) e floresta estacional semidecidual (N = 4).

Família/Espécie			Vegetação nativa		
	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Agavaceae					
Cordilyne terminalis Kunth.	0	0	0	0	7
Anacardiaceae					
Lithraea molleoides (Vell.) Engl.	0	0	0	0	27
Tapirira guianensis Aubl.	0	13	17	106	293
Schinus terebenthifolius Raddi	0	0	0	1	20
Annonaceae					
Annona cacans Warm.	0	0	2	0	0
Annona coriacea Mart.	5	2	1	0	0
Annona crassiflora Mart.	0	0	2	1	0
Guatteria nigrescens Mart.	0	0	0	5	6
Rollinia silvatica (St. Hil.) Mart.	0	0	0	0	1
Xylopia brasiliensis Spreng.	0	0	0	77	0
Apocynaceae					
Aspidosperma australe M. Arg.	0	0	0	2	9
Aspidosperma subincanum Mart.	0	0	0	0	1
Aspdosperma tomentosum Mart.	2	0	2	0	0
Peschiera fuchsiaefolia Miers.	0	0	0	0	12
Aquifoliaceae					
Ilex cerasifolia Reiss.	0	0	0	1	1
Ilex dumosa Reissek	0	0	1	0	0
Araliaceae					
Aralia warmingiana (Marchal) J. Wen	0	0	0	0	7
Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	0	0	0	3	0
Schefflera vinosa (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	0	0	7	0	0
Arecaceae					
Geonoma brevispatha Barb. Rodr.	0	0	0	1	0
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassm.	0	0	0	0	8
Asteraceae					
Dasyphyllum brasiliense (Spreng.) Cabrera	0	0	0	0	8
Gochnatia polymorpha (Less.) Cabr.	17	7	10	2	47
Vernonia discolor (Spreng.) Less.	0	0	1	2	0
Vernonia polyanthes Less.	0	0	0	1	8
Bignoniaceae					

Família/Espécie	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Vegetação nativa		
			Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Adenocalymma dusenii Kraenzl.	2	0	0	3	44
Arrabidaea triplinervia (Mart. ex DC.) Baill. ex Bureau	2	0	0	2	78
Jacaranda micrantha Cham.	0	0	0	0	1
Tabebuia alba (Cham.) Sandw.	2	1	1	12	0
Tabebuia heptaphylla (Vell.) Toledo	0	0	0	0	2
Boraginaceae					
Cordia ecalyculata Vell.	0	0	0	0	3
Cordia trichotoma (Vell.) Arrab. ex Steud.	0	0	10	3	0
Cordia sellowiana Cham.	1	0	0	0	81
Cordia superba Cham.	0	0	0	0	1
Patagonula americana L.	1	0	0	0	20
Burseraceae					
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	0	0	0	0	5
Calophyllaceae					
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	0	0	1	3	0
Caryocaraceae					
Caryocar brasiliensis Camb.	6	3	6	0	0
Cecropiaceae					
Cecropia pachystachya Trec.	0	0	0	1	49
Celastraceae					
Austroplenckia populnea (Reiss.) Lund.	2	1	22	61	0
Maytenus robusta Reiss.	0	0	0	11	13
Clusiaceae					
Clusia criuva Cambess.	0	0	0	1	2
Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi	0	0	0	0	10
Combretaceae					
Terminalia brasiliensis Mart.	1	0	0	2	16
Dilleniaceae					
Davilla elliptica A. St.-Hil.	30	0	0	0	0
Euphorbiaceae					
Actinostemon concolor (Spreng.) Müll. Arg.	0	0	0	1	0
Alchornea triplinervia (Spreng.) M. Arg.	3	0	2	33	9
Croton floribundus Spreng.	0	0	1	8	93
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	0	0	0	0	1
Sebastiania brasiliensis Spreng.	0	0	0	1	0
Sebastiania commersoniana (Baill.) Smith & Downs.	0	0	0	1	21
Erythroxylaceae					
Erythroxylum deciduum A. St.-Hil.	0	1	5	1	0

Família/Espécie	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Vegetação nativa		
			Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Fabaceae					
Acacia sp. Mill.	0	0	0	0	1
Acosmium subelegans (Mohlenbr.) Yakovlev	18	45	128	0	1
Albizia hassleri (Chodat) Burkart	0	0	0	0	63
Anadenanthera falcata (Benth.) Speg.	36	3	137	0	0
Andira fraxinifolia Benth.	0	0	0	5	2
Andira legalis (Vell.) Toledo	2	3	0	0	0
Bauhinia bongardii Steud.	3	0	0	0	23
Bauhinia forficata Link	0	0	0	0	48
Bauhinia rufa Graham	0	0	5	1	0
Caesalpinia ferrea Mart. ex Tul.	0	3	0	0	0
Cassia ferruginea (Schrad.) Schrad. ex DC.	0	0	0	0	1
Centrolobium tomentosum Guillemin ex Benth.	0	0	0	0	1
Copaifera langsdorffii Desf.	4	2	34	100	3
Dalbergia frutescens (Vell.) Britton	0	0	0	3	23
Dalbergia miscolobium Benth.	12	0	80	0	0
Dalbergia villosa Benth.	0	0	0	0	14
Dimorphandra mollis Benth.	2	4	63	0	1
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong.	0	0	0	0	9
Enterolobium gummiferum (Mart.) Macbride	0	0	2	0	0
Inga marginata Kunth	0	0	0	0	3
Inga uruguensis Hook & Arn.	0	0	0	0	1
Lonchocarpus muehlbergianus Hassl.	0	0	0	0	76
Machaerium aculeatum Raddi	0	0	0	1	1
Machaerium acutifolium Vog.	0	0	47	2	0
Machaerium brasiliense Vog.	0	0	1	8	7
Macherium hirtum (Vell.) Stellfeld	0	0	0	0	5
Macherium nyctitans (Vell.) Benth.	0	0	0	0	5
Macherium stipitatum (DC.) Vog.	7	0	0	38	14
Macherium villosum Vog.	2	16	2	0	14
Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze	0	0	0	0	6
Parapiptadenia rigida (Benth.) Brenan	0	0	1	0	53
Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.	0	0	0	2	0
Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Macbr.	1	0	0	0	35
Pithecolobium inculare (Vell.) Benth.	0	0	0	0	1
Plathymenia reticulata Benth.	0	0	0	0	1
Platypodium elegans Vog.	1	1	4	1	16
Pterocarpus violaceus Vogel	0	0	0	0	2

Família/Espécie	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Vegetação nativa		
			Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	6	6	28	0	0
Lamiaceae					
Aegiphila sellowiana Cham.	7	5	0	0	8
Vitex polygama Cham.	1	0	0	0	0
Vitex montevidensis Cham.	0	0	0	0	15
Lauraceae					
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	0	0	0	1	2
Nectandra cissiflora Ness	0	0	0	0	10
Nectandra grandiflora Nees	1	0	0	11	3
Nectandra lanceolata Nees	0	0	0	1	14
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez	0	0	1	3	89
Ocotea corymbosa (Meissn.) Mez	1	1	44	34	0
Ocotea pulchella Mart.	6	1	73	7	0
Persea venosa Ness & Mart. ex Ness	0	0	0	0	1
Persea pyrifolia (D. Don) Spreng.	1	1	0	21	4
Lecythidaceae					
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	0	0	0	0	6
Lythraceae					
Lafoensia pacari A. St.-Hil	2	1	0	0	0
Loganiaceae					
Strychnos pseudoquina St. Hill.	0	0	0	2	0
Malpighiaceae					
Byrsonima lancifolia Kunth	0	0	0	1	0
Malvaceae					
Chorisia speciosa St. Hill.	0	0	0	2	1
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns	0	0	50	0	0
Luehea divaricata Mart.	0	0	0	0	44
Pseudobombax grandiflorum (Cav.) A. Rob.	0	0	0	0	1
Melastomataceae					
Miconia chartacea Triana	0	0	0	264	0
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naud.	0	5	2	46	1
Miconia lepidota Schrank & Mart. ex DC.	0	0	0	26	0
Miconia rubiginosa (Bonpl.) DC.	2	2	4	0	0
Miconia sellowiana Naudin	0	0	1	8	0
Miconia theizans (Bonpl.) Cogn.	0	5	93	5	8
Tibouchina mutabilis Cong.	0	0	1	0	3
Meliaceae					
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	0	0	0	1	10

Família/Espécie	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Vegetação nativa		
			Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Cedrela fissilis Vell.	0	0	0	0	33
Guarea macrophylla Vahl	0	0	0	0	3
Trichilia elegans A. Juss.	0	0	0	0	11
Trichilia pallida Swartz	0	0	0	0	1
Trichilia silvatica C. DC.	0	0	0	0	1
Moraceae					
Brosimum glaziovii Taub.	0	0	0	10	0
Ficus guaranitica Schodat	0	1	0	2	0
Maclura tinctoria (L.) D. Don ex Steud.	0	0	0	0	2
Sorocea bonplandii (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	0	0	0	0	1
Myrsinaceae					
Rapanea ferruginea (Ruiz et Pav.) Mez	1	1	4	17	43
Rapanea guianensis Aubl.	0	0	0	0	1
Rapanea umbellata (Mart ex DC.) Mez	1	8	105	70	157
Myrtaceae					
Calyptranthes concinna DC.	0	0	0	2	0
Calyptranthes clusiifolia (Miq.) O. Berg	0	0	1	140	0
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk	0	0	0	65	16
Campomanesia guazumifolia (Cambess.) O. Berg	0	0	0	0	1
Campomanesia xanthocarpha Berg	0	0	1	1	156
Eugenia sp. L.	0	0	2	0	0
Eugenia brasiliensis Lam.	0	0	0	66	2
Eugenia dodoneaefolia Camb.	0	0	0	0	2
Eugenia involucrata DC.	0	0	0	0	16
Eugenia pyriformis Camb.	0	0	0	2	1
Eugenia ramboi D. Legrand	1	0	0	0	2
Eugenia uniflora L.	8	1	0	0	12
Hexachlamys edulis (O. Berg) Kausel & D. Legrand	0	0	0	0	26
Myrcia sp. DC.	0	0	0	0	1
Myrcia bella Cambess	5	82	145	5	0
Myrcia crassifolia (Miq.) Kiaersk	0	0	1	0	0
Myrcia fallax (Rich.) DC.	0	0	43	66	3
Myrcia floribunda Miq.	0	0	0	0	2
Myrcia langsdorffii O. Berg	0	0	0	0	1
Myrcia lingua (O. Berg.) Mattos & D. Legrand	0	15	7	0	0
Myrciaria tenella (DC.) O. Berg	0	0	2	0	0
Plinia rivularis (Cambess.) Rotman	0	0	0	1	1
Psidium guajava L.	0	2	0	0	11

Família/Espécie	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Vegetação nativa		
			Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Psidium myrtodes O. Berg	0	1	0	0	0
Psidium rufum DC.	0	0	0	0	28
Nyctaginaceae					
Bougainvillea glabra Choisy	0	0	0	0	3
Ochnaceae					
Ouratea spectabilis (Mart.) Engl.	1	8	150	0	0
Opiliaceae					
Agonandra macedoi Toledo	0	0	0	0	3
Peraceae					
Pera glabrata (Schott) Baill.	1	50	188	102	17
Pinaceae					
Pinus elliotti Engelm.	0	1	61	0	0
Phytolaccaceae					
Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms	0	0	0	1	2
Polygonaceae					
Coccoloba mollis Casar.	0	0	0	0	16
Coccoloba rosea Meisn.	0	0	0	0	22
Ruprechtia laxiflora Meisn.	0	0	0	0	1
Triplaris brasiliana Cham.	0	0	0	0	2
Proteaceae					
Roupala brasiliensis Klotz.	0	7	29	1	1
Rhamnaceae					
Colubrina glandulosa Perkins	0	0	0	0	1
Rhamnidium elaeocarpum Reissek	0	1	0	0	0
Rosaceae					
Prunus sellowii Koehne	0	0	0	0	18
Rubiaceae					
Amaioua guianensis Aubl.	0	0	0	173	2
Chomelia obtusa Cham. & Schltdl.	0	0	0	1	6
Faramea cyanea Müll. Arg.	0	0	0	0	1
Genipa americana L.	0	0	0	0	3
Randia armata (Sw.) DC.	0	0	0	0	1
Rudgea jasminioides (Cham.) Müll. Arg.	0	0	0	0	6
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	0	0	1	0	0
Rutaceae					
Citrus limonum Risso	0	0	0	0	2
Esenbeckia febrifuga (A. St. Hil.) A. Juss. ex Mart.	0	0	0	0	4
Metrodorea nigra A. St.-Hil.	0	0	0	0	1

Família/Espécie	Plantação de eucalipto	Pastagem abandonada em regeneração	Vegetação nativa		
			Cerrado sensu stricto	Cerradão	Floresta estacional semidecidual
Zanthoxylum rhoifolium Lam.	1	2	0	0	16
Zanthoxylum riedelianum Engl.	2	0	0	0	8
Salicaceae					
Casearia sylvestris Sw.	3	0	1	0	165
Sapindaceae					
Allophyllus edulis (St. Hil.) Radlk.	0	0	0	7	65
Cupania vernalis Camb.	0	0	0	10	75
Matayba elaeagnoides Radlk.	1	0	0	0	20
Sapotaceae					
Chrysophyllum marginatum (Hook. et Arn.) Radlk.	0	0	0	0	10
Siparunaceae					
Siparuna guianensis Aubl.	0	0	0	41	0
Sterculiaceae					
Guazuma ulmifolia Lam.	0	0	0	0	7
Styraceae					
Styrax camporum Pohl.	0	1	33	4	0
Styrax pohlii A. DC.	0	1	2	0	0
Symplocaceae					
Symplocos pubescens Klotzsch ex Benth.	0	0	0	0	21
Thymeliaceae					
Daphnopsis racemosa Griseb.	0	0	0	0	26
Ulmaceae					
Clethra scabra Pers.	0	0	0	0	2
Trema micrantha (L.) Blume	0	0	0	0	1
Verbenaceae					
Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.	1	0	0	0	5
Vochysiaceae					
Qualea dichotoma (Warm.) Stafl.	3	1	14	3	1
Qualea grandiflora Mart.	5	2	3	2	0
Qualea parviflora Mart.	0	0	6	0	0
Vochysia tucanorum Mart.	1	6	5	14	2

Tabela 2. Características das parcelas em estudo de acordo com o tipo de uso da terra nas fazendas Três Lagoas e Arca, Angatuba, sudeste do Brasil. Média ± 1 SE.

	Vegetação nativa	Pastagem abandonada	Plantação de eucalipto
N	8	4	18
Altitude (m)	631.4 ± 52.4	639.2 ± 19.3	679.4 ± 42.1
Declividade (º)	6.59 ± 2.54	1.67 ± 0.68	2.73 ± 1.46
Argila (%)	9.7 ± 6.6	6.3 ± 2.5	7.9 ± 5.8
C (g kg^{-1})	13.5 ± 4.1	7 ± 1.2	8.1 ± 2.8
N (g kg^{-1})	1.3 ± 0.7	0.5 ± 0.08	0.6 ± 0.3
CTC	65.8 ± 16.2	24.7 ± 1.3	32.1 ± 3.1
Abertura dossel	26.6 ± 4.4	64.4 ± 2.2	26.4 ± 0.9
Riqueza (Nº spp. ha^{-1})	58.5 ± 19.6	17.5 ± 10.9	4.6 ± 7.2
Densidade (Nº ind. ha^{-1})	758.8 ± 182.5	80.5 ± 50.8	1012.5 ± 31.9
Diversidade (H' ha^{-1})	3.062 ± 0.508	1.897 ± 0.851	0.588 ± 0.887
Área basal (m^2 ha^{-1})	13.6 ± 2.9	1.8 ± 1.6	12.7 ± 1.9

Tabela 3. Relação entre os eixos de ordenação da analise de coordenadas principais (PCoA) e o tipo de uso da terra, fertilidade e declividade para as 30 parcelas amostradas nas fazendas Três Lagoas e Arca, Angatuba, sudeste do Brasil. Os tipos de uso da terra (eucalipto, vegetação nativa e pastagem) mostrados por letras diferentes são significativamente diferentes.

		F valores				Uso da terra		
		Uso da terra	Fertilidade	Declividade	r^2	Eucalipto	Nativa	Pastagem
Composição qualitativa	PCoA 1	-0.6936***	0.118^{NS}	0.1036^{NS}	0.7735***	a	b	b
	PCoA 2	-0.4344**	0.6784***	0.0967^{NS}	0.7673***	a	a	b
Composição quantitativa	PCoA 1	0.7964***	-0.0469^{NS}	-0.0413^{NS}	0.9932***	a	b	b
	PCoA 2	-0.1467^{NS}	0.8466***	0.0615^{NS}	0.6533***	a	a	b

^{NS}não significante; *P < 0.05; ** P < 0.01; *** P < 0.001

Tabela 4. Porcentagem de variância explicada (% VE) pelos fatores ambientais (uso da terra, fertilidade e declividade) para os dois tipos de dados da comunidade de plantas lenhosas, o principal gradiente da composição da comunidade, extraído por PCoA, e os dados originais da comunidade. A porcentagem de variância explicada nos dados originais é a porcentagem de variância capturada pelos eixos de ordenação vezes a porcentagem de variância explicada pelas variáveis ambientais nos dois eixos de ordenação.

Tipo de dados da comunidade	% variância capturada pelos eixos de ordenação	% variância explicada pelas variáveis ambientais nos eixos de ordenação	% variância explicada pelas variáveis ambientais na matriz de dados originais da comunidade
Qualitativo	58.25	77.35	45.06
Quantitativo	65.29	99.32	64.84

Tabela 5. Correlações das propriedades texturais e químicas do solo com o eixo composto dos solos derivados da PCA e com as características topográficas das 30 parcelas amostradas nas fazendas Três Lagoas e Arca, Angatuba, sudeste do Brazil.

	PC1	PC2	PC3	Altitude	Declividade
Areia (%)	0.369	-0.086	-0.795***	-0.223	-0.376
Silte (%)	0.225	-0.42	-0.415	0.089	-0.282
Argila (%)	-0.385	0.134	0.822***	0.208	0.399
pH em água	-0.462	0.712***	-0.291	-0.306	0.018
C	-0.811***	-0.485	0.068	-0.047	0.631**
N	-0.939***	-0.235	-0.038	-0.105	0.663***
Cu	-0.423	-0.297	-0.579**	0.048	0.167
F	-0.029	-0.872***	0.005	0.306	0.117
Zn	-0.944***	-0.149	-0.113	0.015	0.512
P^+	-0.874***	0.116	0.154	0.088	0.381
Na^+	-0.592**	-0.098	0.238	-0.065	0.309
K^+	-0.971***	0.089	-0.011	-0.22	0.493
Ca^{2+}	-0.957***	0.177	-0.012	-0.174	0.452
Mg^{2+}	-0.95***	0.172	-0.117	-0.323	0.448
Mn^{2+}	-0.925***	-0.035	-0.302	-0.225	0.449
Al^{3+}	0.416	-0.773***	0.302	0.401	0.10
$H^+ + Al^{3+}$	-0.412	-0.854***	0.063	0.142	0.589**
Bases δ	-0.967***	0.173	-0.038	-0.214	0.458
CTC δ	-0.986***	-0.0017	-0.022	-0.176	0.543**
V δ	-0.882***	0.346	-0.155	-0.235	0.34
M δ	0.698***	-0.488	0.229	0.242	-0.187
Altitude δ	0.128	-0.291	0.279		
Declividade δ	-0.549**	-0.259	0.274	-0.031	
Variância explicada (%)	48.44	19.36	12.95		

**P<0.001; ***P<0.0001

δ Não foram utilizados na ordenação.

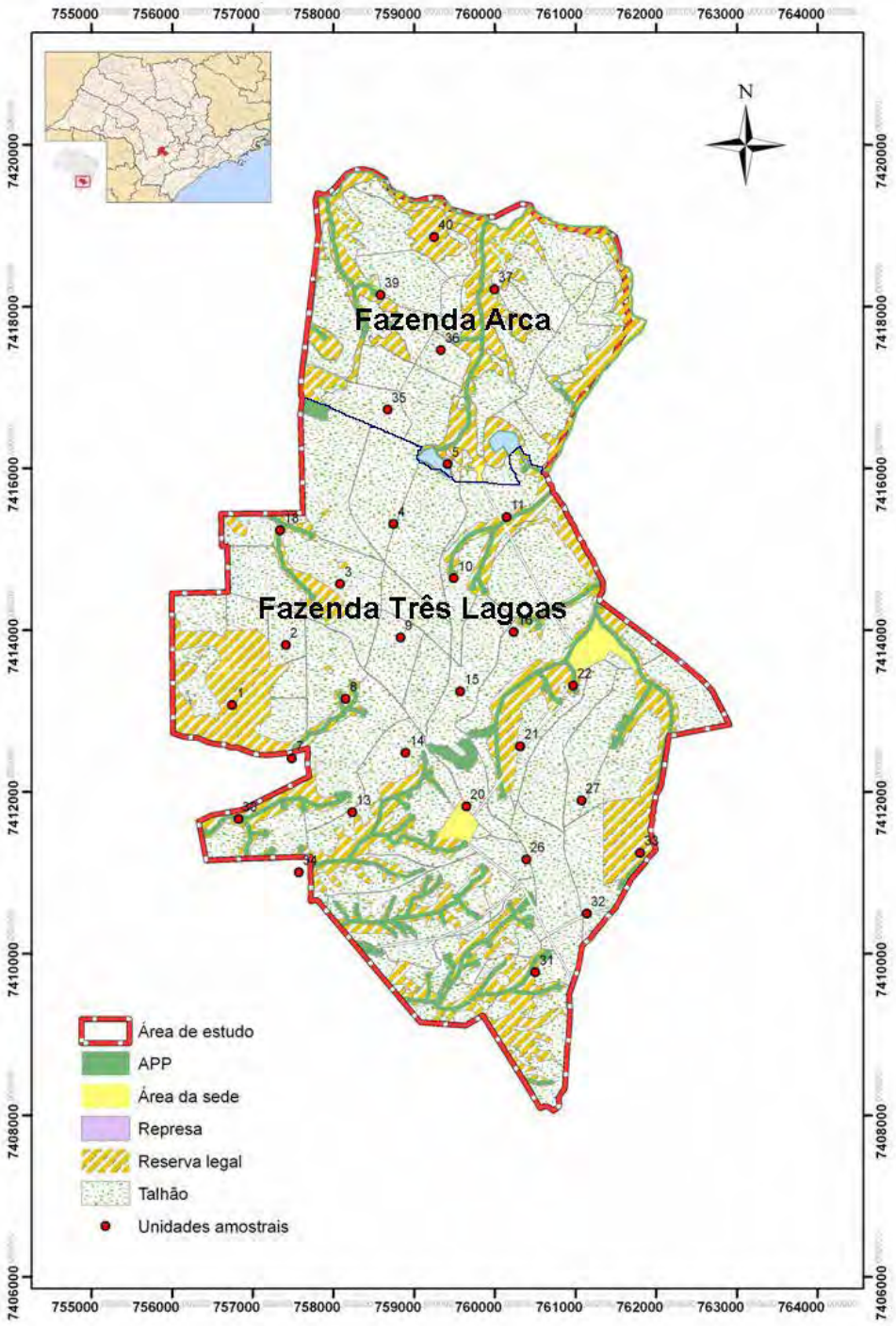

Fig. 1. Localização da área de estudo em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil e visão geral da área amostral com os pontos da grade nas fazendas Três Lagoas e Arca. Linha azul representa a divisa entre as fazendas.

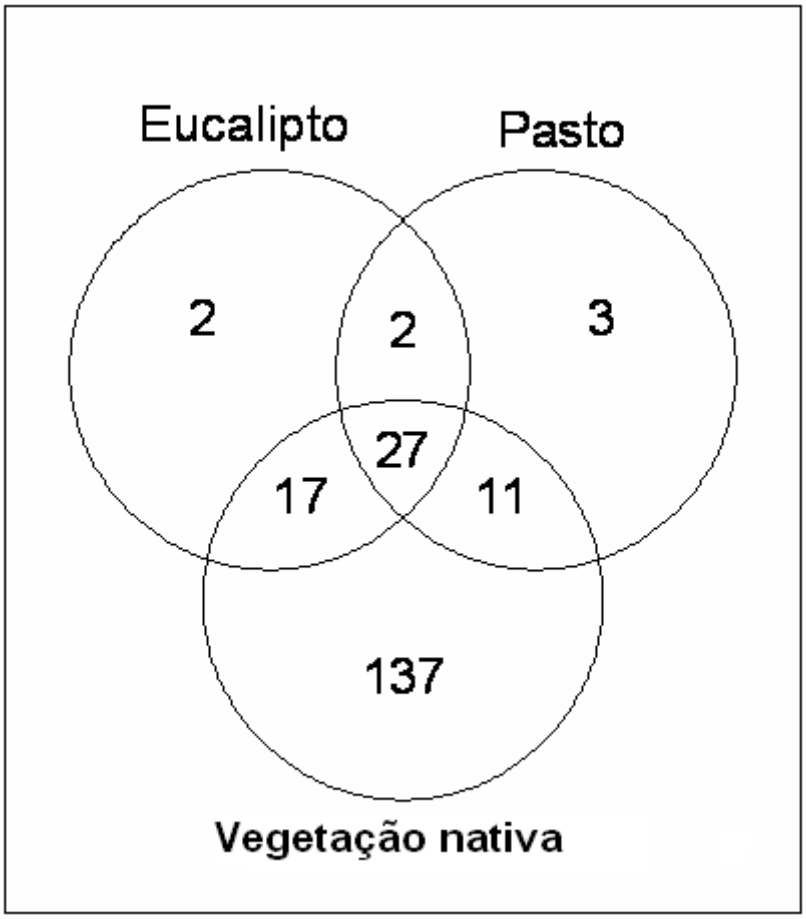

Fig. 2. Sobreposição de espécies entre as assembléias de plantas arbóreas nas parcelas em eucalipto, pastagem e vegetação nativa na paisagem em Angatuba, Brasil. Diagrama de Venn para a distribuição de espécies nativas entre plantação de eucalipto, pastagem abandonada e vegetação nativa. Figura mostra o número de espécies únicas para cada tipo de uso da terra e o número de espécies compartilhadas entre os tipos de uso da terra pareados (β-diversidade).

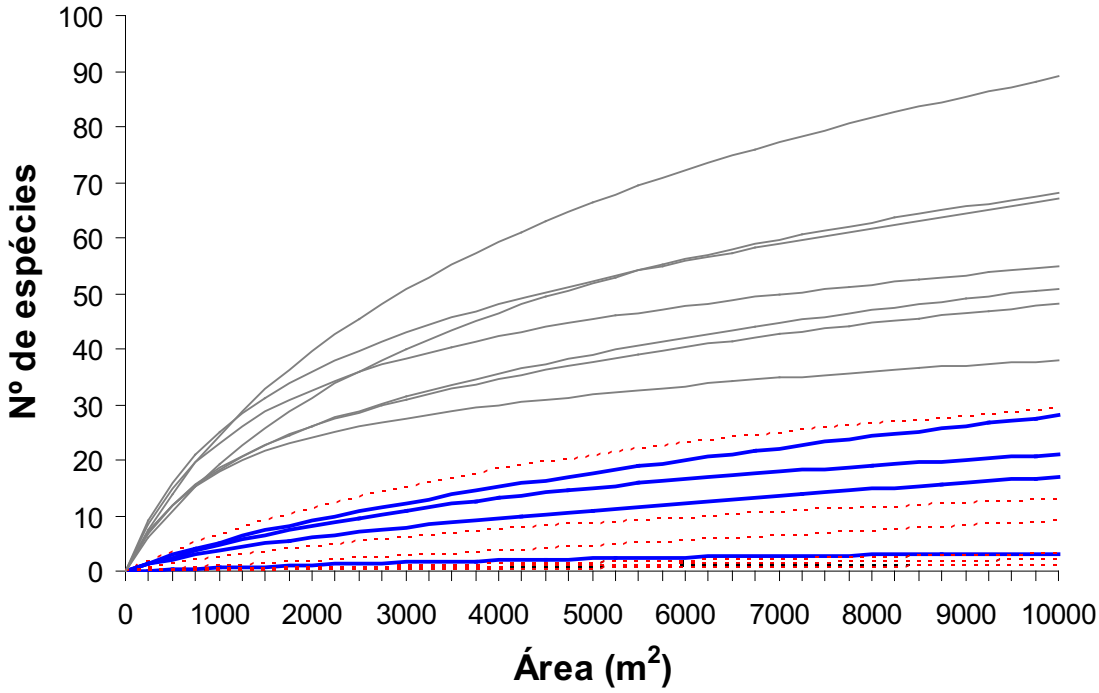

Fig. 3. Curva de rarefação de espécies para todas as parcelas amostradas. Linha cinza: parcelas em vegetação nativa; Linha azul: parcelas em áreas de pastagem abandonada em regeneração; Linha vermelha: parcelas em áreas manejadas com plantação de eucalipto.

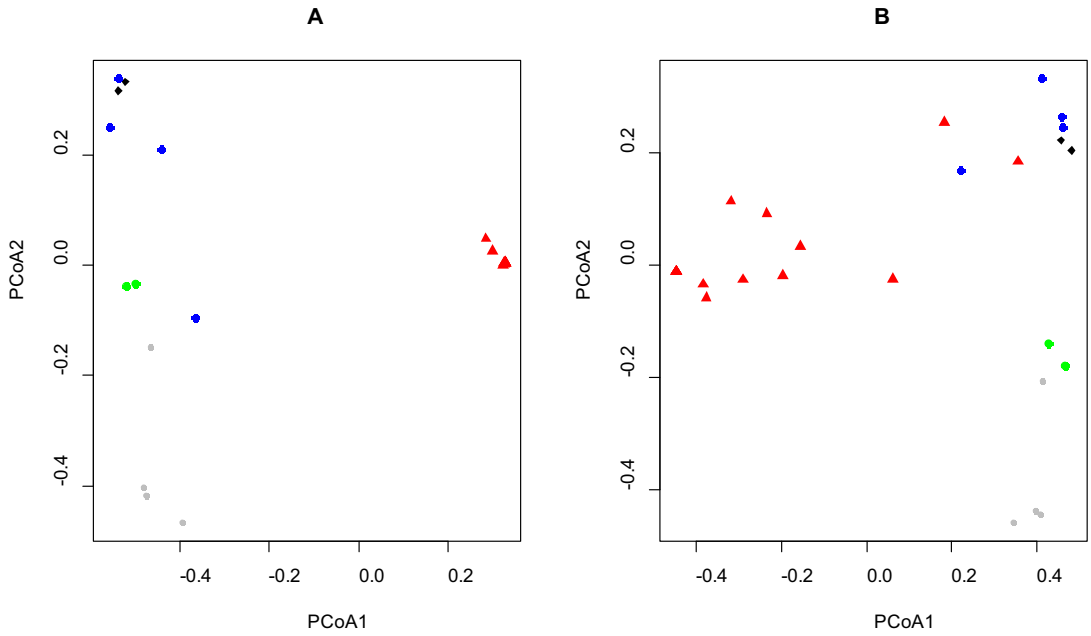

Fig. 4. Ordenação através de análise das coordenadas principais (PCoA) em duas dimensões da comunidade de plantas arbóreas em relação ao uso da terra e a fertilidade do solo, nas fazendas Três Lagoas e Arca Angatuba, São Paulo Brasil. Cinza: floresta estacional semidecidual; Verde: cerradão; Preto: cerrado *sensu stricto*; Azul: pastagem abandonada; Vermelho: plantação de eucalipto. A) dados quantitativos: número de indivíduos por espécie em cada parcela amostrada, e em B) dados qualitativos: dados de presença-ausência por espécie em cada parcela amostrada.

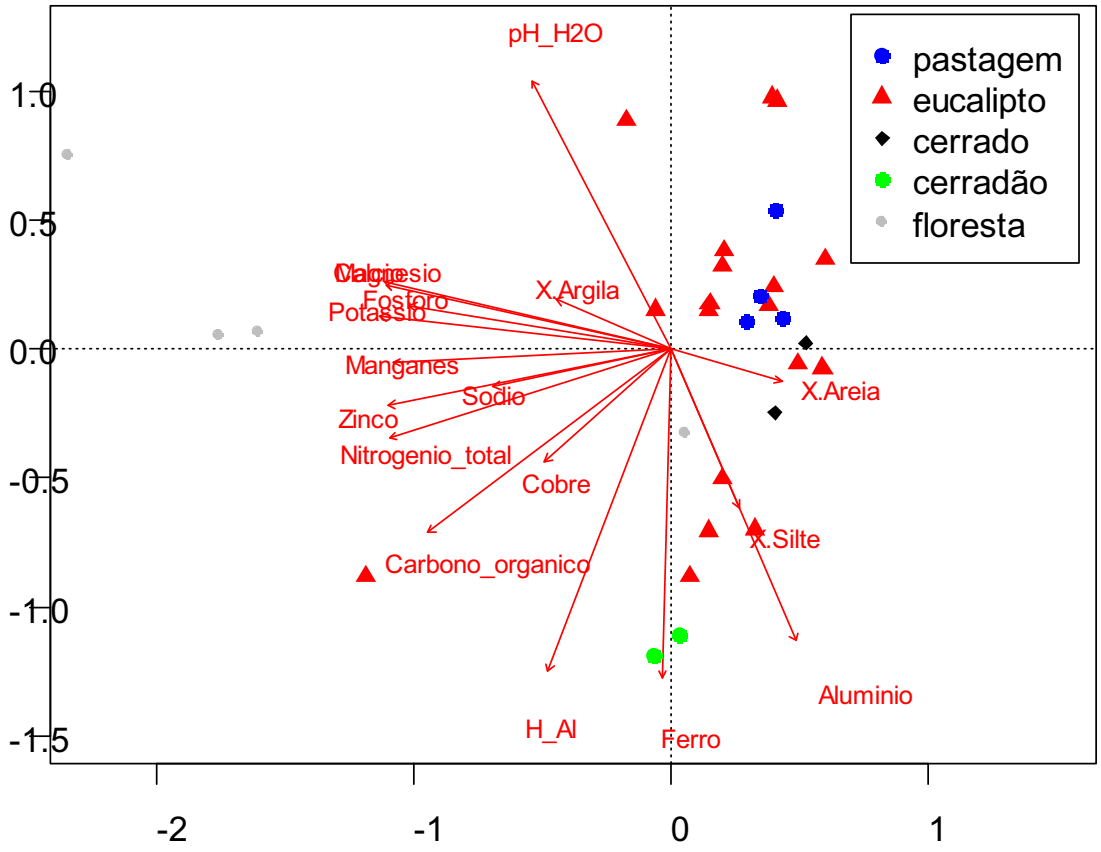

Fig. 5. Biplot da análise de componentes principais (PCA) das 30 parcelas amostradas e das 17 variáveis do solo utilizadas na ordenação. Cada variável é representada por um vetor (representados por setas vermelho), com os mais longos mostrando maiores relações com os eixos da ordenação.

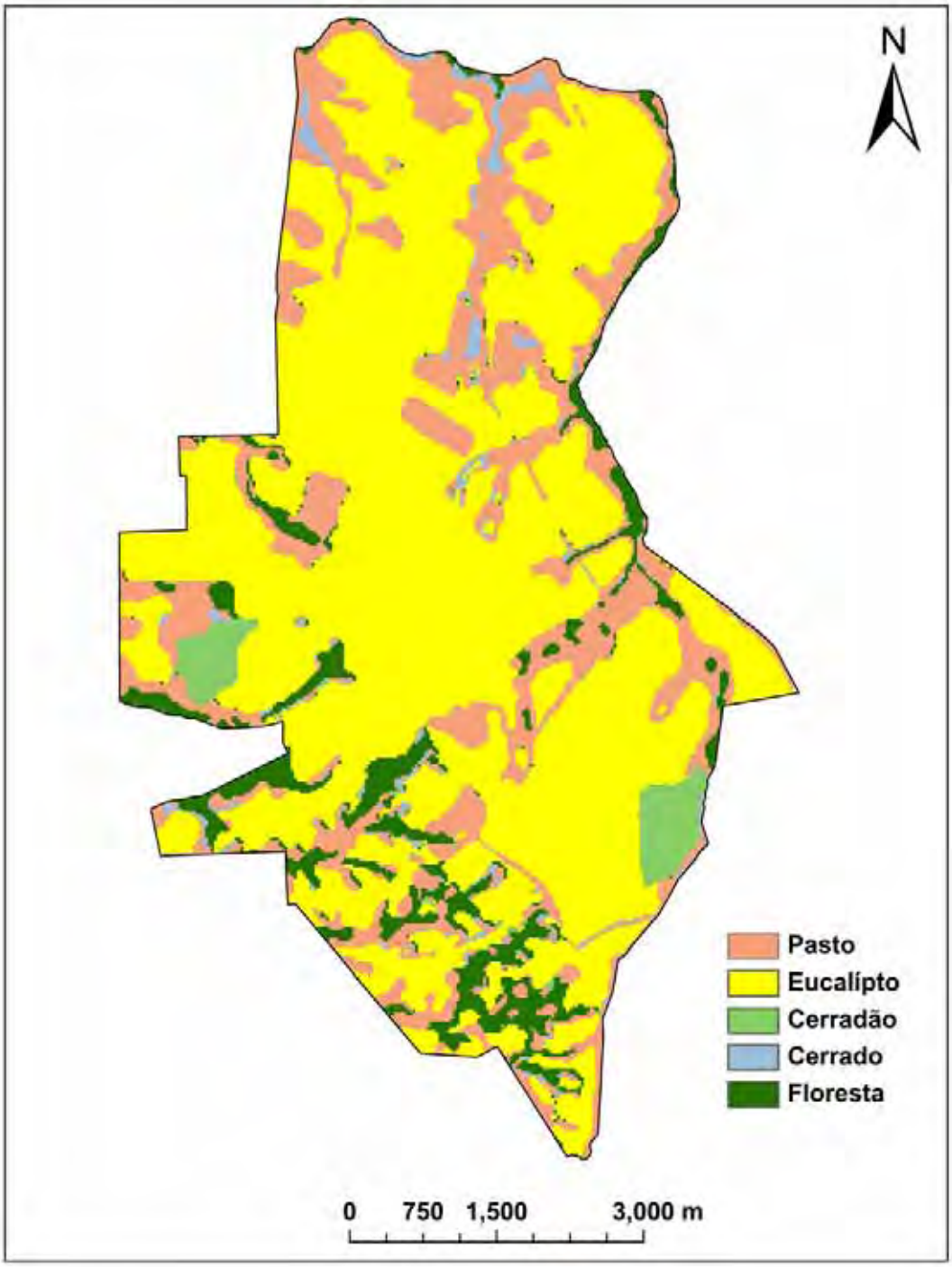

Fig. 6. Mapa de cobertura dos tipos de uso da terra e da distribuição das diferentes fitofisionomias vegetacionais na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca, em Angatuba, no sudeste do Brasil.

CAPÍTULO 2

DIVERSIDADE DA RESPOSTA FUNCIONAL EM COMUNIDADES DE PLANTAS EM PAISAGEM AGROSILVICULTURAL[1]

Eduardo A. Athayde, Flávia R. C. Costa & L. Patrícia C. Morellato

[1] Nos moldes da revista Agriculture, Ecosystems and Environment

ABSTRACT

The aim of this study was to characterize the variations in the diversity of functional responses of woody plant communities along a gradient of agricultural intensification and soil fertility in two farms with Eucalypt plantations. We analyzed the presence of environmental filters and phylogenetic diversity in a spatial context in this agroecosystem. We sampled all tree species within 30 plots distributed in a grid of 7 x 7 km, and measured their functional traits sensitive to disturbance, i.e. the ability for seed dispersal and wood density. The plant functional traits were not associated with soil fertility, but were strongly related to the land use. Trees in pastures were characterized by higher average wood density, and greater abundance of species with dry and fleshy fruits dispersed over long distances. These pastures had the lowest basal area and soil fertility. The Eucalyptus plantation was characterized by low average density of the wood, with all functional groups linked to the distance of seed dispersal. The native vegetation presented an intermediate average wood density. The forests had the highest basal area and soil fertility. Additionally, we found functional traits clustering, but no phylogenetic clustering, suggesting the existence of environmental filters. Large scale spatial variation in the diversity and life history of plants in natural and altered communities are considered a product of the local convergence of species with similar characteristics. Features that grant greater adaptability of the species to human disturbance will be selected, increasing in a mesoscale the beta diversity of this agro-silvicultural landscape mosaic.

Key – words: Community assembly, Environmental filtering, Functional traits, Phylogenetic signal, Agroecosystems

RESUMO

O objetivo desse estudo foi caracterizar variações na diversidade da resposta funcional de comunidades de plantas arbóreas em um gradiente de intensificação agrícola e fertilidade do solo em duas fazendas com plantação de eucalipto. Nós analisamos a presença de filtros ambientais num contexto espacial e filogenético nesse agroecossistema. Em 30 parcelas distribuídas em um gride de 7 x 7 km, nós amostramos todas as espécies arbóreas e medimos seus atributos funcionais sensíveis ao distúrbio, i.e. a capacidade de dispersão das sementes e a densidade da madeira. Os atributos das plantas não foram associados à fertilidade do solo, mas foram fortemente relacionadas com os tipos de uso da terra. Árvores na pastagem em regeneração foram caracterizadas pela maior densidade média da madeira, e a maior abundância de espécies com frutos secos e carnosos dispersos a longas distâncias. Essas pastagens apresentaram a menor área basal e fertilidade do solo. A plantação de eucalipto foi caracterizada pela menor densidade média da madeira, com todos os grupos funcionais ligados à distância de dispersão das sementes. A vegetação nativa mais diversa possuiu densidade média da madeira intermediária. Essas matas apresentaram a maior área basal e fertilidade do solo. Adicionalmente, nós encontramos agrupamento nos atributos funcionais, mas nenhum agrupamento filogenético, sugerindo a existência de filtros ambientais. Variações espaciais em larga escala na diversidade e na história de vida das plantas em comunidades naturais e alteradas são consideradas um produto da convergência local das espécies com características similares. Características que concederem maior adaptabilidade às espécies ao distúrbio humano serão selecionadas, aumentando a diversidade beta em meso-escala nesse mosaico de paisagem.

Palavra chave: Assembléia de espécies, Filtros ambientais, Atributos funcionais, Sinal filogenético, Paisagem agrosilvicultural

1. Introdução

Florestas tropicais apresentam a maior diversidade de espécies no globo terrestre, com alguns inventários registrando ao redor de 300 espécies de árvores por hectare (Gentry, 1988; Clark et al., 1999; ter Steege et al., 2003). Muitas explicações têm sido sugeridas para a manutenção da alta diversidade em florestas tropicais (Hubbell, 2001; Chase and Leibold, 2003; Adler et al., 2007; Stropp et al., 2009). Uma explicação bem substanciada sugere que picos de diversidade ocorrem em níveis intermediários de distúrbio e produtividade (Huston, 1994, 1979; ter Steege and Hammond, 2001; Groffman et al., 2006). De acordo com essa teoria conhecida como hipótese do equilíbrio dinâmico ou limiares ecológicos "tipping point" (Connell, 1978), alta diversidade será encontrada onde distúrbio e crescimento da população estão em um balanço ótimo. Portanto, quando o distúrbio é forte ou constante, populações de espécies com crescimento rápido prevalecerão e quando o distúrbio é menos freqüente espécies de crescimento lento excluirão as demais espécies (ter Steege and Hammond, 2001). Isso requer que haja heterogeneidade ambiental e partição de nichos entre espécies coexistentes que diferem em suas respostas ecológicas à variação das condições ambientais (Wills et al., 1997; ter Steege & Hammond, 2001; Chase and Leibold, 2003; Wacker et al., 2009).

O conceito de estratégia ecológica em plantas (sensu Grime, 2001) envolve um conjunto de muitos atributos funcionais das plantas que são incorporados em uma rede de relações causais diretas e indiretas que variam quanto às condições ambientais (Vile et al., 2006). A variação da estratégia na história de vida das plantas determina ao nível da comunidade a reposta ao distúrbio, os padrões sucessionais, os padrões espaciais, o estoque e o fluxo de carbono (Baker et al., 2004; Muller-Landau, 2004; Poorter et al., 2008). Compreender padrões de crescimento em árvores é um objetivo fundamental em pesquisas com florestas tropicais (Baker et al., 2003), pois a variação interespecífica na taxa potencial

de crescimento máximo consistentemente emerge como um dos mais importantes fatores na definição de grupos funcionais robustos. A taxa de crescimento integra numerosos atributos que estão na base das relações entre estratégias para a aquisição de recurso, defesa contra inimigos naturais, e alocação de recursos para a reprodução (Baker et al., 2003). Em adição a essas inerentes diferenças entre as espécies, o crescimento também pode variar com a disponibilidade de nutrientes no solo (Lugo et al., 1992; Baker et al., 2004; Muller-Landau, 2004; Scholz et al., 2008; Wacker et al., 2009). Assim, a variação nas taxas de crescimento pode ajudar a explicar limites na distribuição das espécies em comunidades de plantas (Veenendaal et al., 1996).

Vários autores têm demonstrado uma forte relação entre as taxas de crescimento e a densidade especifica da madeira em plantas de florestas tropicais (Fearnside, 1997; ter Steege & Hammond, 2001; Muller-Landau, 2004; Baker et al., 2004; King et al., 2006; Scholz et al., 2008). A variação na taxa de crescimento interespecífica geralmente está ligada à diferença na taxa de iluminação da copa e na capacidade fotossintética, e no custo de suportar e estender a copa e proteger as folhas de herbívoros e patógenos (Turner, 2001; King et al., 2006). Essa ligação é mais aparente na comparação entre espécies tolerantes à sombra e espécies de rápido crescimento, pioneiras dependentes da luz (Turner, 2001). Há, portanto, um “tradeoff” entre atributos envolvendo o crescimento em espécies pioneiras (baixa densidade da madeira, baixo custo de construção do tronco e alta concentração de nutrientes nas folhas, associados com as proteínas envolvidas na fotossíntese) e atributos envolvendo a sobrevivência (alta densidade da madeira, alta resistência ao dano de seu tronco e folhas não-palatáveis com baixa concentração de nutrientes e mais fibras e taninos) (King et al., 2006; Lajavaara & Muller-Landau, 2010). Desta forma, a baixa densidade da madeira tem baixo custo de construção e está inversamente correlacionada as taxas de crescimento e a fertilidade do solo em espécies

de árvores tropicais (Baker et al., 2004; Muller-Landau, 2004; Scholz et al., 2008; Lajavaara & Muller-Landau, 2010).

Compreender a variação na dispersão de sementes entre diferentes espécies de plantas é crítico também para compreender a distribuição das populações e comunidades em ambientes alterados (Wunderle Jr., 1997; Cramer et al., 2007; Muller-Landau et al., 2008). Segundo Muller-Landau et al. (2008) o padrão de dispersão de sementes depende da comunidade de frugívoros locais e dos atributos das plantas que influenciam a sua atratividade pelos dispersores. Agentes dispersores variam em seu movimento e no padrão de manipulação dos frutos e, portanto na sua influência na viabilidade das sementes e no padrão de deposição das sementes (Westcott et al., 2005; Muller-Landau et al., 2008). Desde que a síndrome de dispersão deve explicar em alguma proporção a variação interespecífica na distância de dispersão das sementes (Muller-Landau et al., 2008; Hagen et al., 2012), nós sugerimos que a dispersão de sementes pode explicar a distribuição das espécies de plantas em paisagens agrosilviculturais, como ocorre em outros ecossistemas (Willson, 1993; Tabarelli and Peres, 2002; Clark et al., 2005; Seidler and Plotkin, 2006; Muller-Landau et al., 2008).

Em particular, um aspecto chave da diversidade funcional que tem gerado muito interesse é a variabilidade da resposta das plantas ao distúrbio e às mudanças nas condições ambientais, entre espécies que contribuem para função similar no ecossistema (Chapin et al., 1997; Naeem and Wright, 2003; Laliberté et al., 2010). Essa importante, mas não explorada, faceta da diversidade funcional é considerada crucial para a renovação e reorganização do ecossistema após distúrbio (Elmqvist et al., 2003; Hooper et al., 2005). A variabilidade da resposta representa a primeira salva-guarda contra a perda das funções do ecossistema em um mundo em mudança (Hooper et al., 2005; Laliberté et al., 2010). Por exemplo, em solos de serpentina na Califórnia, estudos de longa duração mostram que a diversidade de resposta das plantas a variação na precipitação e seca prolongada resultam em grande estabilidade na

produção primária em face das mudanças nas condições externas (Hooper, 1998). No cerrado brasileiro, Batalha et al. (2011a) mostram a diversidade de resposta das plantas à variação na disponibilidade de água e na freqüência de fogo. Em uma meta-análise global, Laliberté et al. (2010) demonstram que a intensificação agrícola reduz a redundância funcional e a diversidade de reposta em comunidades de plantas.

Nesse estudo nós investigamos a variação nos atributos funcionais reprodutivos (ligados à distância de dispersão de sementes) e vegetativos, de crescimento (densidade de madeira) das espécies arbóreas em uma paisagem agrosilvicultural, relacionando esses atributos com o tipo de uso da terra e com a fertilidade do solo. Nós utilizamos como modelo duas fazendas no sudeste do Brasil com plantação de eucalipto. Nós buscamos entender: 1) se existe diferença nos atributos funcionais reprodutivos e vegetativos das espécies arbóreas de acordo com a mudança de uso da terra e a fertilidade do solo, 2) se existe sinal filogenético nos atributos funcionais estudados na comunidade vegetal, isto é, espécies próximas filogeneticamente apresentam estado de atributos similares, e 3) se a comunidade vegetal é agrupada pelos atributos funcionais ou por suas relações filogenéticas ou ambos. Nós esperamos que a composição dos grupos funcionais reprodutivos e vegetativos esteja relacionada com o tipo de uso da terra e com a fertilidade do solo e, portanto, agrupada pelos atributos funcionais, e que estes apresentem sinal filogenético significativo sendo conservados na história evolutiva das linhagens de plantas na árvore filogenética (Cornelissen et al., 2003; Jombart et al., 2010; Pavoine et al., 2010). Nós esperamos também que mudanças no uso da terra alterem as características funcionais das plantas devido ao distúrbio humano e as condições ambientais que estão sendo alteradas nesta paisagem agrosilvicultural (Flynn et al., 2009; Laliberté et al., 2010).

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na fazenda Três Lagoas (23º22'00"-23º20'41''S/48º28'00"-48º27'57''O) e na fazenda Arca (23º20'00"-23º18'51''S/48º27'30"-48º28'20"O), com 3242 ha e 1123 ha de extensão, respectivamente, localizadas no centro-sul do estado de São Paulo no município de Angatuba, sudeste do Brasil. As duas fazendas são fronteiriças e contíguas (Fig. 1). No ano de 2007, as duas fazendas passaram por um processo de transformação da paisagem através da implantação de eucalipto em áreas de pastagens exóticas de baixa produtividade numa extensa área territorial. No Brasil, as plantações de eucalipto têm sido implantadas principalmente em terras que foram desmatadas décadas atrás para o desenvolvimento agrícola em larga-escala (Brockerhoff et al., 2008). As fazendas são formadas por uma paisagem complexa que compreende diversas fitofisionomias vegetais e tipos de uso da terra que diferem na composição de suas espécies vegetais (Capítulo 1). A paisagem resultante forma um mosaico de unidades de paisagem que diferem em sua área total. De acordo com o mapa de uso do solo das fazendas, os tipos de cobertura dominantes são: a pastagem abandonada com regeneração de vegetação nativa (representando 22.2 % do território total), a vegetação nativa (12.4 %) que é representada pelo cerrado *sensu stricto* (1.9 %), cerradão (2.8 %) e floresta estacional semidecidual (7.6 %), e as extensas plantações de eucalipto (65.4 % do território total) (Fig. 1).

A região de Angatuba está situada na depressão periférica, no encontro entre as Províncias Atlânticas e as Cuestas Basálticas (Figueiredo, 1993). A altitude média da região é de aproximadamente 700 m com topografia suave e presença de pequenas serras. O clima da região é do tipo Cwa, clima tropical quente de inverno seco, de acordo com o sistema de Köppen (1948), com temperatura média anual de 19 ºC e a precipitação média anual de 1321 mm (dados provenientes da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, localizada à cerca de 20 km da área de estudo).

As áreas de cerrado *sensu stricto* são caracterizadas pela presença de árvores tortuosas com alturas médias de 5.4 m sem a formação de um dossel bem definido e uma rica camada de plantas herbáceas, e árvores e arbustos das espécies *Annona cacans*, *Annona coriacea*, *Aspidosperma tomentosa*, *Anadenanthera falcata*, *Dalbergia miscolobium*, *Eryotheca gracilipes*, *Caryocar brasiliense*, *Dimorphandra mollis*, *Stryphnodendron adstringens* e *Ouratea spectabilis*.

As áreas de cerradão são caracterizadas pelo adensamento dos indivíduos arbóreos com formação de um dossel bem definido acerca de 15m de altura, com árvores com alturas entre 6 e 20 m e uma pobre camada de espécies herbáceas. Predominam árvores das espécies *Tapirira guianensis*, *Annona crassiflora*, *Xylopia brasiliensis*, *Aspidosperma australe*, *Gochnatia polymorpha*, *Terminalia brasiliensis*, *Miconia chartacea*, *Pera glabrata*, *Amaioua guianenis* e *Vochisia tucanorum*.

As áreas de floresta estacional semidecidual são caracterizadas pela presença de árvores com alturas entre 8 e 30 m e um dossel contínuo bem definido a cerca de 18 m, com a presença de árvores das espécies *Cariniana estrelensis*, *Cedrela fissilis*, *Coccoloba mollis*, *Crysophyllum marginatum*, *Gallesia integrifolia*, *Lonchocarpus muehlbergianus*, *Prunus sellowii* e *Machaerium villosum*.

A plantação de eucalipto ocupa a maior extensão territorial das fazendas e é comercialmente manejada, sendo a vegetação do sub-bosque periodicamente aparada e reprimida com herbicida (Gliphosato e Isoxaflutole), principalmente na fase inicial de implantação da cultura. No entanto, nessas áreas há presença de árvores nativas esparsas e de pequenos fragmentos de mata secundária que não excedem os cinco hectares em tamanho e são caracterizados por espécies arbóreas tais como *Anadenanthera falcata*, *Aegephylla sellowiana*, *Gochnatia polymorpha*, *Copaifera langsdorffii*, *Davilla eliptica*.

A pastagem em regeneração foi abandonada na mesma época da implantação do eucalipto, sendo caracterizada pela presença de indivíduos lenhosos de baixa estatura, com altura média de 3.7 m, principalmente das famílias Fabaceae, Myrtaceae e Caryocaraceae, e a predominância de uma rica camada de espécies herbáceas anuais e perenes, com dominância de espécies exóticas da família Poaceae.

Gradiente na fertilidade do solo foi encontrado entre os diferentes tipos de uso da terra (Capítulo 1, Tabela 1). Áreas em floresta estacional semidecidual apresentam forte relação com a quantidade de nutrientes e com a percentagem de argila no solo. Áreas em cerradão mostram relação com a quantidade de ferro, alumínio e com a porcentagem de silte, apresentando níveis intermediários de fertilidade do solo, enquanto as áreas em cerrado *sensu stricto* apresentam maior relação com a porcentagem de areia e possuem solos pobres em nutrientes. Áreas em plantação de eucalipto apresentam grande variabilidade na fertilidade do solo, e as áreas em pastagem em regeneração possuem maior quantidade de areia e solos pobres em nutrientes (Capítulo 1, Tabela 1).

2.2 Coleta de dados

O presente trabalho faz parte de um projeto temático multitaxa, com metodologia padronizada para levantamentos da biodiversidade chamado PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração). A metodologia foi adaptada pelo PPBio (Programa de Pesquisas em Biodiversidade; Magnusson et al., 2005) e implantada no município de Angatuba, sendo o primeiro sítio de pesquisa em paisagem agrosilvicultural (Pezzini et al., 2012). Essa metodologia é baseada em um sistema de gride espacial, com cada nódulo do gride separado por no mínimo 1 km de distância um do outro (Fig. 1; Magnusson et al. 2005; Martin et al., 2012), o que suporta a predição de independência espacial entre as unidades amostrais (Martin et al, 2012). Essa metodologia é adequada para estudos ecológicos de longa duração

(PELD) e permite amostragem rápida e comparável dos fatores bióticos e abióticos (Magnusson et al., 2005; Pezzini et al., 2012). Os trabalhos de campo foram realizados de 2008 ao ano de 2011.

Neste gride, foram sistematicamente plotadas, em cada nódulo do gride, 30 parcelas de 250 x 40 m (Fig. 1), sendo oito parcelas de vegetação nativa, quatro parcelas em pastagem em regeneração e dezoito parcelas em plantação de eucalipto (Fig. 1). As parcelas foram posicionadas seguindo a isoclina da topografia, para minimizar a variação na altitude e no solo dentro de cada parcela (Costa et al., 2005; Kinupp and Magnusson, 2005). Segundo Costa et al. (2005) parcelas longas e estreitas orientadas ao longo da isoclina do terreno tendem a ser relativamente homogêneas nas condições dos solos. Parcelas de vegetação nativa refletem diferenças na escala de paisagem nos tipos vegetacionais, nos tipos de solo e na topografia, capturando a maior soma de variação da diversidade na paisagem que existia antes do desmatamento (Barlow et al., 2007).

A vegetação original local entre os anos de 1870 a 1930 foi completamente substituída por campos de café e algodão. Depois da grande quebra da economia de 1929, a agricultura localmente declinou com conseqüente regeneração da vegetação nativa até meados de 1970 quando outro desmatamento em massa ocorreu para a implantação de pastagens exóticas para a criação de gado de corte (Lisboa, 2008; Martin et al., 2012). Em adição, nos fragmentos de vegetação nativa remanescentes, ocorreu corte seletivo de madeira até 2006 (Martin et al., 2012) e durante esse processo várias árvores nativas foram deixadas na pastagem para o sombreamento do gado e atualmente se encontram em meio à plantação de eucalipto.

Para a amostragem dos indivíduos arbóreos com DAP (Diâmetro à Altura do Peito) ≥ 30 cm foi utilizado uma faixa de 40 m ao redor da trilha central, divididas em duas subfaixas de 20 m, uma em cada lado da linha central, onde todos os indivíduos arbóreos que satisfizeram o critério de inclusão e se encontraram dentro da área demarcada foram

amostrados, identificados, medidos seu DAP, altura e plaqueados. Para a amostragem de indivíduos arbóreos com 5 ≤ DAP < 30 cm foi utilizado uma faixa de 20 m de largura, divididas em duas subfaixas de 10 m, uma em cada lado da linha central, onde todos os indivíduos que satisfizeram o critério de inclusão e se encontraram dentro da área demarcada foram amostrados, identificados, medidos seu DAP, altura e plaqueados (Kinupp and Magnusson, 2005). Material de todas as espécies foi coletado e depositado no Herbário Rio Clarense (HRCB) e identificado através de consulta a literatura especializada e confirmação de especialistas.

2.3 Filogenia

A topologia da árvore filogenética foi obtida através do software Phylomatic (Webb and Donoghue, 2005) que inclui a nova classificação do *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III Group, 2009), estimando a distância filogenética entre as espécies das diferentes famílias através da atual árvore Phylomatic (R20091110). Para aumentar a resolução da árvore nós consultamos filogenias recentes das famílias mais importantes: Fabaceae (Simon et al., 2009), Melastomataceae (Reginato et al., 2010), Myrtaceae (Lucas et al., 2007), e Rutaceae (Groppo et al., 2008). Colocamos nós não datados uniformemente entre os nós datados, utilizando o "ajustamento do comprimento do braço", algoritmo implementado em Phylocom (Webb et al., 2008).

2.4 Atributos funcionais

Dados funcionais foram coletados para todas as espécies amostradas nas parcelas. Nós coletamos dados de estados categóricos em todos os atributos, exceto para densidade de madeira, altura máxima e área basal que possuem caráter contínuo.

2.4.1 Atributos reprodutivos

Os tipos de frutos, a síndrome de dispersão e os grupos de animais conhecidos por serem dispersores foram assinalados para cada espécie baseado na morfologia dos frutos e em observações publicadas e não-publicadas do consumo dos frutos (Morellato, 1991; Lorenzi, 1998, 1992; Morellato and Leitão-Filho, 1992; Galleti, 1992; Batalha and Mantovani, 2000; Borges, 2000; Campassi, 2006; Gressler et al., 2006; Almeida - Neto et al., 2008). A morfologia do fruto foi a base para a classificação das espécies como dispersas pelo vento, explosão ou animais (van der Pijl, 1982; Morellato and Leitão-Filho, 1992). Registros publicados para o sudeste do Brasil com espécies dispersas por animais (Morellato and Leitão-Filho, 1992; Batalha and Mantovani, 2000; Gressler et al., 2006; Almeida - Neto et al., 2008) foram usados para melhorar a classificação para cada espécie como dispersa ou não para cada um dos três maiores grupos de animais dispersores que nós consideramos aqui: morcegos, mamíferos não voadores e pássaros. Uma distinção mais fina ainda não é possível, porque muitos agentes dispersores das espécies de plantas individuais ainda estão sendo identificados nessa paisagem agrosilvicultural (ver Timo, 2009; Martin, 2010; Lopes, 2010). Apesar do uso de categorias amplas, 119 das 123 espécies dispersas por animais tratadas aqui tem agente dispersor pertencente a duas categorias de dispersores citadas acima. Isso confirma a freqüente observação que as relações entre os agentes de dispersão de sementes tropicais são 'flexíveis'/'difusas' (Howe & Smallwood, 1982; Muller-Landau et al., 2008). Nós assinalamos a síndrome de dispersão predominante de mamíferos não-voadores ou pássaros com base na morfologia do fruto e características das sementes para espécies de plantas com agentes dispersores de múltiplas categorias de dispersão (Janson, 1983; Muller-Landau et al., 2008). Nós assumimos que a distância de dispersão das sementes será maior para espécies com sementes dispersas por aves e mais curta para espécies que dispersam suas sementes de forma explosiva ou pela gravidade (Muller-Landau et al., 2008). Nós assumimos também que

sementes dispersas pelo vento apresentam a mais longa distância de dispersão de suas sementes (Muller-Landau et al., 2008). Entre as espécies com sementes dispersas por animais, assumimos a relação de tamanho da semente e do fruto com a distância de dispersão (Tabarelli and Peres, 2002; Muller-Landau et al., 2008), onde sementes dispersas por aves (sementes menores) são dispersas por uma distância maior do que as sementes dispersas por mamíferos não-voadores (sementes maiores) (Tabarelli and Peres, 2002; Clark et al., 2005; Almeida – Neto et al., 2008).

Os dados sobre os tipos de frutos, da síndrome de dispersão das sementes e dos grupos de possíveis animais dispersores foram então utilizados para inferir sobre a distância de dispersão da semente (seguindo Clark et al. 2005; Muller-Landau et al., 2008), onde emergiram seis grupos funcionais: (1) frutos carnosos dispersos por aves, de dispersão a longa distância (long berry, n = 74 espécies), (2) frutos carnosos com dispersão mista, de dispersão a média distância (intermediate berry, n = 13 espécies), (3) frutos carnosos com dipersão por mamíferos não-voadores, de dispersão a curta distância (short berry, n = 14 espécies), (4) frutos secos com dispersão pelo vento, de dispersão a longa distância (long dry, n = 53 espécies), (5) frutos secos com dispersão por aves, de dispersão a média distância (intermediate dry, n = 18 espécies), e (6) frutos secos com dispersão pela gravidade ou explosiva, de dispersão a curta distância (short dry, n = 27 espécies) (material suplementar tabela S1).

2.4.2 Atributos vegetativos

A altura das espécies arbóreas adultas foi baseada nas medidas feitas em campo na área de estudo. As medidas de área basal para as espécies arbóreas adultas foram também baseadas nas medidas feitas nos sítios de estudo, onde a área basal representa a área seccional cruzada sobre a casca na altura do peito (1.3 m) medida em metros quadrados e indica a área ocupada

pelo indivíduo em cada hectare amostrado (ver tabela S1 em material suplementar; Batalha et al., 2001).

Dados de densidade da madeira para as espécies encontradas nas unidades amostrais foram compilados de material publicado para espécies arbóreas da América Neotropical e para espécies do Brasil particularmente (Chave et al., 2006; Alves et al., 2010). Aqui, a densidade da madeira é definida como o peso seco dividido pelo volume fresco (Fearnside, 1997; Baker et al., 2004; Muller-Landau, 2004; Chave et al., 2006). Valores de densidade da madeira para espécies de palmeiras são problemáticos devido ao gradiente radial e longitudinal na densidade dos tecidos (Rich, 1987; Baker et al., 2004), e então nós decidimos por excluir esse grupo de plantas das análises posteriores. Para espécies que faltam dados de densidade da madeira, nós utilizamos os valores médios para o gênero, porque uma grande proporção da variância (cerca de 70%) na densidade da madeira ao nível de espécie para florestas neotropicais pode ser explicada por seu nível taxonômico (Baker et al., 2004; Chave et al., 2006; Alves et al., 2010).

2.5 Analise estatística

Para avaliar o efeito do espaço nas variáveis ambientais (autocorrelação espacial) nós aplicamos um teste de Moran (Thioulouse et al., 1995). Para verificar se a composição dos estados dos atributos reprodutivos ligados à distância de dispersão das sementes difere entre os tipos de uso da terra, nós calculamos a proporção de espécies e indivíduos com cada estado do atributo em cada parcela (Mayfield et al., 2006). Nós usamos o número de indivíduos com cada estado do atributo para calcular essa proporção. As proporções baseadas na abundância foram calculadas como o número de indivíduos com um estado do atributo dividido pelo número total de indivíduos na parcela (Mayfield et al., 2006). Usando os dados das proporções dos indivíduos em cada grupo funcional ligado à distância de dispersão nós

aplicamos uma análise de coordenadas principais (PCoA) baseada em uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Anderson and Willis, 2003). Os dois primeiros eixos de ordenação foram utilizados em análises inferências para revelar a relação entre a composição dos grupos funcionais relacionados à distância de dispersão das sementes e os diferentes tipos de uso da terra e a fertilidade do solo.

Para cada sítio, nós também calculamos o sumário estatístico padrão (média, desvio padrão, valor mínimo e máximo) para a distribuição dos valores de densidade da madeira das plantas nas parcelas. Médias e desvios padrões foram calculados para cada parcela em dois caminhos diferentes: ponderando pela abundância relativa e ponderando pela área basal. A área basal foi calculada de acordo com Mueller-Dombois and Ellenberg (1974). Nós utilizamos análises de variância de uma via (ANOVA's) para testar as diferenças entre as médias ponderadas de densidade da madeira nas parcelas e aplicamos uma regressão múltipla entre os tipos de uso da terra e a fertilidade do solo para testar a relação destas com a densidade média da madeira nas parcelas amostradas.

Como os atributos biológicos foram de diferentes tipos estatísticos (que não podem ser analisados por métodos fatoriais convencionais), nós aplicamos um coeficiente de distância para variáveis mistas (Pavoine et al., 2009) para comparar os estados dos atributos das espécies, resultando em uma matriz de distâncias pareadas entre espécies (Pavoine et al., 2011). Para avaliar se os atributos biológicos apresentam um sinal filogenético, nós aplicamos teste de assimetria para a raiz desenvolvido por Pavoine et al. (2010). Neste teste, sinal filogenético é encontrado quando as espécies apresentam valores dos atributos mais diferentes quanto mais distantes elas estiverem relacionadas na filogenia, isto é, quando a diversidade do atributo apresenta assimetria para a raiz da árvore filogenética (Pavoine et al., 2010; Batalha et al., 2011b). Para verificar se houve algum agrupamento filogenético e dos atributos funcionais na área estudada (menor diversidade filogenética e dos atributos dentro de cada

parcela do que o esperado ao acaso para o total de espécies) nós utilizamos o teste PQE e TQE com 999 aleatorizações, como descrito em Pavoine et al. (2010). TQE e PQE são medidas baseadas no índice de entropia quadrática (Rao, 1982), em tal caminho que a distância dos atributos funcionais e a distância filogenética entre as espécies são incorporadas para estimar respectivamente a diversidade dos atributos e da filogenia na comunidade vegetal (Batalha et al., 2011a). Esses testes são desenhados para avaliar o grau dos filtros ambientais (versus similaridade limitante) na comunidade (Pavoine et al., 2011). Nós conduzimos todas as análises utilizando o R (R Development Core Team, 2009) e os pacotes disponíveis "ade4" (Dray and Dufour, 2007), "ape" (Paradis et al., 2004), "spdep" (Bivand, 2012). Nós também utilizamos as funções disponibilizadas em Pavoine et al. (2011).

3. Resultados

Nós amostramos 199 espécies para as quais nós construímos uma árvore filogenética, incluindo todas as espécies para as quais tínhamos dados para os atributos funcionais (Fig. 2) e medimos os valores dos atributos funcionais (tabela S1 em material suplementar). Fabaceae com 38 espécies e Myrtaceae com 24 espécies foram as famílias mais ricas. Nenhuma variável ambiental (Tabela 1), exceto disponibilidade de nitrogênio total (p = 0.029) e de alumínio no solo (p = 0.02), foi espacialmente autocorrelacionada (p > 0.05 em todos os outros casos).

3.1 Variação na distância de dispersão das sementes entre os tipos de uso da terra

Áreas manejadas com eucalipto possuem elementos de todos os tipos funcionais definidos com base na capacidade de dispersão das sementes (Fig. 3). Entretanto, cada hectare de área manejada pode ter uma proporção variável de indivíduos de cada grupo funcional e, portanto a heterogeneidade funcional é grande ao longo da paisagem. Pastagens abandonadas em

regeneração também possuem todos os grupos funcionais ligados à dispersão, mas possuem uma proporção maior de plantas com frutos secos ou carnosos dispersos a longas distâncias e quase não apresentam plantas com propágulos carnosos dispersos a curtas distâncias (Fig. 3).

A ordenação em duas dimensões explicou a distribuição dos grupos funcionais ligados à distância de dispersão de sementes entre os diferentes tipos de uso da terra, sendo que os dois eixos de ordenação juntos explicaram 67.43% da variância total nos dados originais (Fig. 4). As parcelas em plantação de eucalipto foram menos similares às parcelas em vegetação nativa e em pastagem em regeneração. Houve uma mudança gradual na composição dos grupos funcionais ligados à distância de dispersão entre as áreas de pastagem em regeneração, cerrado *sensu stricto*, floresta estacional semidecidual e cerradão com diferentes graus de sobreposição dos grupos entre os diferentes tipos de uso da terra. Duas parcelas em plantação de eucalipto foram mais semelhantes às áreas de pastagem em regeneração e em cerrado *sensu stricto*, provavelmente devido ao subosque bem desenvolvido nestas parcelas (Fig. 4). A fertilidade do solo se relacionou significativamente com a composição dos grupos ligados a distância de dispersão de sementes entre os diferentes tipos de uso da terra (Tabela 2).

3.2 Variação da densidade da madeira entre os tipos de uso da terra

A área basal diferiu significativamente entre os tipos de uso da terra (ANOVA, $n = 30$, $F = 26.47$, $p < 0.001$, Fig. 5a). Esse padrão foi causado particularmente pela baixa área basal nas parcelas presentes em pastagem em regeneração, sendo que as parcelas em plantação de eucalipto e em vegetação nativa apresentaram área basal muito similar (Fig. 5a).

A densidade da madeira para o total de espécies amostradas nas parcelas variou de 0.22 a 1.19 g cm^{-3}, sendo que valores acima de 0.75 g cm^{-3} são considerados altos (ver tabela S1 em material suplementar). A densidade média da madeira ao nível de parcela diferiu significativamente entre os tipos de uso da terra quando calculada com base na abundância e

na área basal (ANOVA, $n = 30$, com base na abundância, $F = 134.3$, $p < 0.0001$ e com base na área basal, $F = 76.04$, $p < 0.0001$, Fig. 5b, Tabela 3). As médias de densidade da madeira calculadas para as parcelas nos diferentes tipos de uso da terra utilizando os dois métodos foram significativamente relacionadas ($r^2 = 0.98$, $p < 0.0001$). Essa variação foi principalmente devido a maior densidade da madeira em pastagem em regeneração e a menor densidade da madeira em plantação de eucalipto (Fig. 5b, Tabela 3). Teste de Bonferroni para comparação *a posteriori* consistentemente encontrou que a densidade média da madeira nas parcelas em pastagem em regeneração foi significativamente maior e a densidade média da madeira nas parcelas em plantação de eucalipto foi significativamente menor do que a média para vegetação nativa. Não houve efeito significativo da fertilidade do solo na densidade média da madeira de nenhum tipo, dentro dos diferentes tipos de uso da terra (Fig. 6, Tabela 2).

A diferença entre os tipos de uso da terra na densidade da madeira foi explicada pela mudança na composição das espécies entre os tipos de uso da terra, onde encontramos alta abundância relativa de troncos com uma densidade da madeira variando de 0.75 – 1.25 g cm^{-3} em áreas de pastagem em regeneração, comparado com uma densidade de madeira entre 0.45 – 0.85 g cm^{-3} em áreas de vegetação nativa e de 0.25 – 0.55 g cm^{-3} em áreas de plantação de eucalipto (Fig. 7). Esse padrão também se refletiu na tendência da diversidade relativa em diferentes classes de densidade da madeira. Por exemplo, 58.54% das espécies em pastagem em regeneração têm uma densidade da madeira entre 0.75 e 1.25 g cm^{-3} comparado com 11.36% em plantação de eucalipto e 30.56% em vegetação nativa. Em contraste, nas parcelas em plantação de eucalipto 38.64% das espécies possuem densidade da madeira entre 0.25 e 0.55 g cm^{-3}, comparado com 19.51% em pastagem em regeneração e 23.89% em vegetação nativa. Os taxa que contribuíram para esse padrão encontrado inclui *Eucalyptus* (com densidade da madeira de 0.5 g cm^{-3}), que compreendem 99% dos troncos amostrados em

plantação de eucalipto, e *Myrcia* (média de 0.81 g cm^{-3}), que compreende 25.54% dos troncos em pastagem em regeneração. Os grupos de espécies com diferentes distâncias de dispersão de suas sementes não apresentaram relação significativa com a densidade de sua madeira (ANOVA, $n = 199$, $F = 1.501$, $p = 0.192$).

3.3 Agrupamento funcional e filogenético na comunidade de plantas arbóreas

Nós encontramos agrupamento nos atributos funcionais globais ($p = 0.021$), isto é, menor diversidade de atributos funcionais dentro das parcelas do que o esperado ao acaso para todas as espécies amostradas, em contraste com nenhum agrupamento no global filogenético ($p = 0.135$). No entanto, nós encontramos sinal filogenético significativo para o global dos atributos funcionais ($p = 0.001$), e para a distância de dispersão das sementes ($p = 0.001$), mas não para a densidade da madeira individualmente ($p = 0.161$).

4. Discussão

Nossos resultados mostraram que atributos reprodutivos e vegetativos não foram significativamente correlacionados, pois encontramos sementes com alta capacidade de dispersão tanto em espécies com baixa densidade da madeira como em espécies com alta densidade da madeira. Assim, nós propomos que a chegada da semente nos diferentes tipos de uso da terra está relacionada com o tamanho de seu fruto e de sua semente e, consequentemente, com o agente potencial de dispersão de suas sementes. Portanto, a persistência e o crescimento dessas plantas estão relacionados com o modo de alocação de recursos e a resistência às intempéries, representados aqui pela densidade da madeira. Os tipos de uso da terra na paisagem agrosilvicultural analisado influenciaram significativamente a distribuição dos atributos reprodutivos das plantas ligados à distância de dispersão das sementes e a distribuição do atributo vegetativo ligado ao crescimento e a resistência. Embora

vários estudos tenham demonstrado a relação entre intensidade e freqüência de distúrbios naturais e antrópicos e atributos relacionados à dispersão de sementes e ao crescimento em plantas (Wunderle Jr., 1997; Duncan and Chapman, 1999; ter Steege & Hammond, 2001; Manfield et al., 2006), essa abordagem em paisagem agrosilvicultural é rara se não inexistente (Lugo, 1992; Wunderle Jr., 1997; Fischer et al., 2006).

4.1 Variação na distância de dispersão das sementes entre os tipos de uso da terra

As espécies com sementes dispersas a longas distâncias estão bem distribuídas ao longo de todo o gradiente de uso da terra no agroecossistema estudado. Ao contrário, espécies de plantas com sementes com dispersão a curtas distâncias estiveram mais agrupadas no gradiente de uso da terra, sendo menos abundantes nas áreas de pastagem em regeneração. As áreas de plantação de eucalipto possuem todos os grupos funcionais ligados à distância de dispersão das sementes conferindo grande heterogeneidade funcional a paisagem como um todo. Segundo Clark et al. (2005) o modo de dispersão é um dos fatores determinantes da distribuição espacial das sementes, mas descrevem também que muitos outros fatores contribuem para a variação nos padrões de dispersão de sementes e que devem ser quantificados (ver também Jordano et al., 2007). Segundo Wunderle Jr. (1997) compreender a natureza da dispersão de sementes em áreas alteradas é fundamental para o conhecimento dos processos ecológicos que estruturam as comunidades de plantas e de seus efeitos em seus animais dispersores.

Nossos dados sugerem que as espécies de plantas com sementes grandes, dispersas a curtas distâncias são mais suscetíveis aos efeitos da fragmentação do que as espécies com sementes pequenas dispersas a longas distâncias. O tamanho do fruto e da semente são os principais fatores limitantes na capacidade de dispersão das espécies em ambientes alterados (Tabarelli and Peres, 2002). Espécies de plantas com sementes e frutos grandes tendem a ser

altamente especializadas com respeito a seus animais dispersores, geralmente especialistas, que existem em pequenas populações e são fortemente afetados pelo processo de fragmentação (Tabarelli and Peres, 2002; Cramer et al., 2007). Em contraste, espécies de plantas com sementes pequenas são dispersas por uma ampla gama de animais, incluindo passeriformes e morcegos frugívoros presentes em grandes populações, geralmente generalistas, e são menos afetados pela fragmentação e alteração do ambiente (Silva and Tabarelli, 2000; ter Steege & Hammond, 2001; Tabarelli and Peres, 2002; Kitamura et al., 2004; Fortuna and Bascompte, 2006; Melo et al., 2006; Cramer et al., 2007; Almeida – Neto et al., 2008).

A relativamente limitada dispersão de espécies de plantas com sementes grandes comparada com espécies de sementes pequenas resultou na predominância de espécies de plantas com sementes pequenas nas áreas de pastagem em regeneração estudadas. A diversidade fornecida pelos habitats de borda ao redor dos fragmentos atrai pequenos frugívoros generalistas (Pizo, 1997; Galleti et al., 2003; Timo, 2009), potencialmente aumentando a dispersão de espécies com sementes pequenas nas áreas de pastagem em regeneração (Blake and Loiselle, 2001; Jules and Shahani, 2003). A complexidade estrutural, oferecida pela presença de árvores esparsas na matriz de eucalipto atua como atrativo alimentar para animais de médio e de grande porte podendo aumentar a dispersão de sementes de espécies das florestas remanescentes até esses sítios alterados (Tews et al., 2004; Timo, 2009). Portanto, manter a complexidade estrutural em plantação de eucalipto e na pastagem em regeneração é essencial para manter níveis de diversidade e também garantir a chegada de novas sementes principalmente de espécies características da vegetação remanescente, acelerando assim o processo de sucessão em áreas degradadas (Fischer et al., 2006).

4.2 Variação na densidade da madeira entre os tipos de uso da terra

A densidade da madeira diferiu entre os diferentes tipos de uso da terra na paisagem agrosilvicultural estudada. Parcelas em pastagem em regeneração apresentaram maior densidade da madeira, tanto ponderada pela abundância quanto pela área basal, do que as parcelas em vegetação nativa. As parcelas em plantação de eucalipto apresentaram a menor densidade da madeira entre todos os tipos de uso da terra estudados nessa paisagem agrosilvicultural. Muller-Landau (2004) e Baker et al. (2004) também encontraram diferenças significativas na densidade da madeira entre parcelas distribuídas em um gradiente de fertilidade do solo na Amazônia. Scholz et al. (2008) estudando a densidade da madeira entre parcelas distribuídas em um gradiente de densidade arbórea entre diferentes fitofisionomias de cerrado encontraram que em sítios com menor densidade arbórea (campo sujo) a densidade da madeira foi significativamente maior do que em sítios com maior densidade arbórea (cerradão e floresta de galeria). ter Steege & Hammond (2001) atribuem a diferença na densidade da madeira entre sítios ao histórico de distúrbio antrópico na Guiana.

Nossos resultados mostraram que a densidade da madeira foi maior em áreas com baixa fertilidade do solo e com menor densidade de árvores, como as pastagens em regeneração, e estão de acordo com Scholz et al. (2008). Nós consideramos que o distúrbio antrópico na escala da paisagem pode resultar em variação na densidade média da madeira entre os tipos de uso da terra, aumentando a diversidade beta por selecionar espécies mais adaptadas a novas condições ambientais. Poucos estudos têm examinado a variação na densidade da madeira relacionada com a fertilidade do solo e com o distúrbio antrópico, e apresentam muitas vezes resultados controversos. Em um estudo na Amazônia Peruana, Woodcock (2000) encontrou diferenças na densidade da madeira média entre parcelas de diferentes estágios sucessionais, mas não entre diferentes tipos de solo. Em outro estudo, ter Steege & Hammond (2001) encontraram que a variação na densidade da madeira não foi relacionada com a fertilidade do solo, mas foi relacionada com a diversidade, onde florestas

ricas em espécies apresentaram a menor densidade da madeira média. Eles concluem que distúrbios levam a alta diversidade (hipótese do distúrbio intermediário) bem como menor densidade da madeira na comunidade, sendo uma característica de espécies colonizadoras superioras. Já Muller-Landau (2004) encontrou que a densidade da madeira foi maior em áreas com baixa fertilidade do solo, com baixa taxa de distúrbio e alta diversidade de espécies.

No agroecossistema de plantação de eucalipto estudado, áreas de pastagem em regeneração e de cerrado *sensu stricto* que estão presentes em terrenos planos e mais elevados possuem lençol freático mais profundo, o que pode estar agindo como filtro ambiental selecionando espécies com alta densidade da madeira. Segundo Muller-Landau (2004) o grau de sazonalidade e o estresse resultante da magnitude da seca podem afetar a densidade da madeira por causa da relação existente entre a densidade da madeira e a estrutura do xilema, onde alta densidade da madeira confere maior resistência para a planta à implosão de seu xilema em ambientes secos ou sazonalmente secos (Larjavaara & Muller-Landau, 2010). De acordo com Larjavaara & Muller-Landau (2010) algumas vantagens das espécies com alta densidade da madeira incluem: (1) a flexibilidade para resistir a fortes ventos, (2) aumento da resistência do tronco aumentando a força de suporte, (3) a resistência à implosão do xilema em ambientes secos ou sazonalmente secos, e (4) aumento da capacidade da árvore em manter a integridade e a força de sua madeira e ultimamente seu sucesso reprodutivo, aumentando a resistência da madeira a patógenos e também seu tempo de vida. De acordo com Batalha et al. (2011a), a disponibilidade de água para a planta e a freqüência de fogo agem como filtros ambientais no cerrado levando ao agrupamento dos atributos funcionais na comunidade vegetal. Scholz et al. (2008) sugerem que a profundidade do lençol freático e a baixa fertilidade do solo no cerrado podem desacelerar as taxas de crescimento e mudar o padrão de alocação de carbono por selecionar árvores com alta densidade da madeira e com menores taxas de crescimento. Eles também pontuam que os nutrientes disponíveis para as plantas, tais

como nitrogênio e fósforo, determinam à mudança funcional ao longo do gradiente de densidade arbórea.

4.3 Agrupamento funcional e filogenético na comunidade de plantas arbóreas

Nós detectamos agrupamento significativo para os atributos funcionais (menor diversidade dos atributos dentro de cada parcela do que o esperado ao acaso para o total de espécies na fazenda), mas nenhum agrupamento filogenético. Esses resultados confirmam que filtros ambientais afetam a distribuição dos atributos funcionais (Webb et al., 2002; Pavoine et al., 2011). A decomposição da diversidade dos atributos funcionais foi assimétrica para um único nó, e esse nó foi fechado na raiz da árvore filogenética. A assimetria para poucos nós indica que a taxa de evolução para as espécies arbóreas amostradas na comunidade foi drasticamente alta em poucos galhos da árvore – por exemplo, no nó separando as Malvidae das Fabidae – e a assimetria para a raiz da árvore filogenética indica que a taxa de evolução foi particularmente alta no passado, a cerca de 120 – 80 milhões de anos atrás, que coincide com a maior diversificação das angiospermas no médio Cretáceo (Batalha et al., 2011b). Nós encontramos também diferenças entre estratégias ecológicas, opondo algumas linhagens importantes, especialmente Fabaceae e Myrtaceae (Fig. 2), onde as primeiras apresentam geralmente frutos dispersos a curtas distâncias e baixa densidade da madeira e a segunda possui frutos geralmente dispersos a longas distâncias e maior densidade da madeira. Portanto, um sinal filogenético significativo para o total de atributos funcionais indica que eles foram conservados nas linhagens das plantas e que também devem possuir algum sinal espacial, embora fraco, no padrão de distribuição espacial dos clados na paisagem agrosilvicultural.

Assim, nós concluímos que a chegada e a persistência das plantas nos diferentes tipos de uso da terra nas fazendas estão relacionadas a diferentes características biológicas das

espécies (i.e. diferentes atributos funcionais) que são influenciadas pelas variáveis ambientais, sendo processos ecológicos importantes que estruturam a comunidade vegetal. Os atributos reprodutivos e vegetativos, que não foram correlacionados neste estudo, podem estar relacionados em outras comunidades, ou podem covariar em escalas maiores ao longo de um gradiente climático e/ou edáfico, mas permanecer relativamente independentes dentro da comunidade local (Ackerly, 2004). Por exemplo, ter Steege & Hammond (2001) encontraram relação significativa entre o tamanho da semente e a densidade da madeira, onde espécies com sementes pequenas também possuíram menor densidade da madeira e possuíram maiores taxas de crescimento. Esses autores relacionam essas características com espécies pioneiras que colonizam rapidamente às áreas após distúrbio natural, aumentando a diversidade de espécies de acordo com a teoria dos limiares ecológicos ou "tipping point". Nossos dados mostram que mudanças nos gradientes ambientais agem como filtro, selecionando espécies com características funcionais mais adaptadas ao ambiente, aumentando a diversidade beta da paisagem nesse agroecossistema, sugerindo a existência dos limiares ecológicos para a diversidade nas comunidades de plantas arbóreas.

Agradecimentos - Nós agradecemos aos proprietários das fazendas Três Lagoas e Arca pela permissão e suporte para o desenvolvimento dessa pesquisa. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de doutorado concedida a EAA e pela bolsa de produtividade em pesquisa a LPCM. O laboratório de fenologia e o grupo de fenologia de plantas e dispersão de sementes recebe suporte da FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo). O presente estudo é parte integrante de um levantamento multitaxa chamado "Mudanças Socioambientais no Estado de São Paulo e Prespectivas para a Conservação" financiado pela FAPESP (Proc. Nº. 06/60954-4).

Referência

Ackerly, D., 2004. Functional strategies of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. Ecol. Monogr. 74, 25-44.

Adler, P.B., HilleRisLambers, J., Levine, J.M., 2007. A niche for neutrality. Ecol. Lett. 10, 95-104.

Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira-Filho, A., 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. Global Ecol. Biogeogr. 17, 503-513.

Alves, L.F., Vieira, S.A., Scaranello, M.A., Camargo, P.B., Santos, F.A.M., Joly, C.A., Martinelli, L.A., 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). Forest Ecol. Manag. 260, 679-691.

Anderson, M.J., Willis, T.J., 2003. Canonical analyses of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. Ecology 84, 511-525.

APG III Group, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. Bot. J. Linn. Soc. 161, 105-121.

Baker, T.R., Swaine, M.D., Burslem, D.F.R.P., 2003. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. Perspect. Plant Ecol. 6, 21-36.

Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Fiore, A. di, Erwin, T., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D.A., Patino, S., Pitman, N.C.A., Silva, J.N.M., Martinez, R.V., 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. Glob. Change Biol. 10, 545-562.

Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. Biol. Conserv. 136, 212-231.

Batalha, M.A., Mantovani, W., 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. Rev. Bras. Biol. 60, 129-145.

Batalha, M.A., Mantovani, W., Mesquita Jr., H.N., 2001. Vegetation structure in cerrado physionognomies in south-eastern Brazil. Braz. J. Biol. 61, 475-483.

Batalha, M.A., Silva, I.A., Cianciaruso, M.V., França, H., Carvalho, G.H., 2011a. Phylogeny, traits, environment and space in cerrado plant communities at Emas National Park (Brazil). Flora 206, 949-956.

Batalha, M.A., Silva, I.A., Cianciaruso, M.V., Carvalho, G.H., 2011b. Trait diversity on the phylogeny of cerrado woody species. Oikos 120, 1741-1751.

Bivand, R., 2012. Spatial dependence: weighting schemes, statistics and models. R foundation for statistical computing, Vienna, http://cran.r-project.org/package=spdep.

Blake, J.G., Loiselle, B.A., 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. Auk 118, 304-326.

Borges, H.B.N., 2000. Biologia reprodutiva e conservação do estrato lenhoso numa comunidade do cerrado. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J., 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodivers. Conserv. 17, 925-951.

Campassi, F., 2006. Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais da Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESAULQ), Piracicaba, SP.

Chapin, F.S, Walker, B.H., Hobbs, R.J., Hooper, D.U., Lawton, J.H., Sala, O.E., Tilman, D., 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. Science 277, 500-504.

Chase, J.M., Leibold, M.A., 2003. Ecological niches: linking classical and contemporary approaches, University Chicago Press, Chicago.

Chave, J., Muller-Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., ter Steege, H., Webb, C.O., 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. Ecol. Appl. 16, 2356-2367.

Clark, C.J., Poulsen, J.R., Bolker, B.M., Connor, E.F., Parker, V.T., 2005. Comparative seed shadows of bird-, monkey-, and wind-dispersed trees. Ecology 86, 2684-2694.

Clark, D.B., Palmer, M.W., Clark, D.A., 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. Ecology 80, 2662-2675.

Connell, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199, 1302-1310.

Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., ter Steege, H., Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G., Poorter, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. Aust. J. Bot. 51, 335-380.

Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., Luizão, R.C., 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. J. Ecol. 93, 863-878.

Cramer, J.M., Mesquita, R.C.G., Williamson, G.B., 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. Biol. Conserv. 137, 415-423.

Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. J. Stat. Softw. 22, 1-20.

Duncan, R.S., Chapman, C.A., 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. Ecol. Appl. 9, 998-1008.

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J., 2003. Response diversity, ecosystem change and resilience. Front. Ecol. Environ. 1, 488-494.

Fearnside, P.M., 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. Forest Ecol. Manag. 90, 59-87.

Figueiredo, N., 1993. Estudo fitossociológico em uma floresta mesófila semidecídua secundária na Estação Experimental de Angatuba, Município de Angatuba, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Fischer, J. Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscape. Front. Ecol. Environ. 4, 80-86.

Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. Ecol. Lett. 12, 22-33.

Fortuna, M.A., Bascompte, J., 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. Ecol. Lett. 9, 281-286.

Galleti, M., 1992. Sazonalidade na dieta de vertebrados frugívoros em uma floresta semidecídua no Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Galleti, M., Alves-Costa, C.P., Cazetta, E., 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithochoric fruits. Biol. Conserv. 111, 269-273.

Gentry, A.H., 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Annals of Missouri Botanical Garden 75, 1-34.

Gressler, E., Pizo, M.A., Morellato, L.P.C., 2006. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. Revista bras. Bot. 29, 509-530.

Grime, J.P., 2001. Plant strategies, vegetation process and ecosystem properties, second ed., John Wiley and Sons, Chichester.

Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D., Poff, N.L., Rejeski, D.W., Reynolds, J.F., Turner, M.G., Weathers, K.C., Wiens, J., 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical applications? Ecosystems 9, 1-13.

Groppo, M., Pirani, J.R., Salatino, M.L.F., Blanco, S.R., Kallunki, J.A., 2008. Phylogeny of Rutaceae based on two noncoding regions from cpDNA. Am. J. Bot. 95, 985-1005.

Hagen, M., Kissling, W.D., Rasmussen, C., Aguiar, M.A.M., Brown, L.E., Carstensen, D.W., Alves-dos-Santos, I., Dupont, Y.L., Edwards, F.K., Genini, J., Guimarães Jr., P.R., Jenkins, G.B., Jordano, P., Naiser-Bunbury, C.N., Ledger, M.E., Maia, K.P., Marquitti, F.M.D., Mclaughlin, Ó., Morellato, L.P.C., O'Gorman, E.J., Trojelsgaard, K., Tylianakis, J.M., Vidal, M.M., Woodward, G., Olesen, J.M. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. Advances in Ecological Research 46, 89-210.

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setala, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecol. Monogr. 75, 3-35.

Hooper, D.U., 1998. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. Ecology 79, 704-719.

Howe, H.F., Smallwood, J., 1982. Ecology of seed dispersal. Annu. Rev. Ecol. Syst. 13, 201-228.

Hubbel, S.P., 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography, Princeton University Press, Princeton.

Huston, M.A., 1979. A general hypothesis of species diversity. The Am. Nat. 113, 81-101.

Huston, M.A., 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes, Cambridge University Press, Cambridge.

Janson, C.H., 1983. Adaptation of fruit morphology to dispersal agents in a neotropical forest. Science 219, 187-189.

Jombart, T., Pavoine, S., Devillard, S., Pontier, D., 2010. Putting phylogeny into the analysis of biological traits: a methodological approach. J. Theor. Biol. 264, 693-701.

Jordano, P., Garcia, C., Godoy, J.A., Garcia-Castaño, J.L., 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. PNAS 104, 3278-3282.

Jules, E.S., Shahani, P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. J. Veg. Sci. 14, 459-464.

King, D.A., Davies, S.J., Tan, S., Noor, N.S.M., 2006. The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. J. Ecol. 94, 670-680.

Kinupp, V.F., Magnusson, W.E., 2005. Spatial patterns in the understorey shrub genus *Psychotria* in Central Amazonia: effects of distance and topography. J. Trop. Ecol. 21, 363-374.

Kitamura, S., Suzuki, S., Yumoto, T., Poonswad, P., Chuailua, P., Plongmai, P., Noma, N., Maruhashi, T., Suckasam, C., 2004. Dispersal of *Aglaia spectabilis*, a large-seeded tree species in a moist evergreen forest in Thailand. J. Trop. Ecol. 20, 421-427.

Köppen, W., 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra, FCE, México.

Lajavaara, M., Muller-Landau, H.C., 2010. Rethinking the value of high wood density. Funct. Ecol. 24, 701-705.

Laliberté, E., Wells, J.A., DeClerck, F., Metcalfe, D.J., Catterall, C.P., Queiroz, C., Aubin, I., Bonser, S.P., Ding, Y., Fraterrigo, J.M., McNamara, S., Morgan, J.W., Merlos, D.S., Vesk, P.A., Mayfield, M.M., 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. Ecol. Lett. 13, 76-86.

Lisboa, M.A.M. 2008. A política dos coronéis e a difusão do ensino primário em Angatuba/SP (1870-1930). PhD Thesis, University of Campinas, Campinas.

Lopes, P.C., 2010. Distribuição e abundância de anfíbios e répteis neotropicais em paisagem silvicultural em São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESAULQ), Piracicaba, SP.

Lorenzi, H., 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. first ed., Editora Plantarum, Nova Odessa.

Lorenzi, H., 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. second ed., Editora Plantarum, Nova Odessa.

Lucas, E.J., Harris, S.A., Mazine, F.F., Belsham, S.R., Lughadha, E.M.N., Telford, A., Gasson, P.E., Chase, M.W., 2007. Suprageneric phylogenetics of Myrteae, the generically richest tribe in Myrtaceae (Myrtales). Taxon 56, 1105-1128.

Lugo, A.E., 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. Ecol. Monogr. 62, 1-41.

Magnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F.R.C., Castilho, C.V., Kinupp, V.F., 2005. RAPELD: a modification of the gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. Biota Neotrop. 5, 1-6.

Martin, P.S., 2010. Distribuição e abundância de mamíferos neotropicais não voadores de pequeno porte em paisagem silvicultural da bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESAULQ), Piracicaba, SP.

Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Rosalino, L.M., Verdade, L.M. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. Forest Ecol. Manag. 282, 185-195.

Mayfield, M.M., Ackerly, D., Daily, G.C., 2006. The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. J. Ecol. 94, 522-536.

Melo, F.P.L., Dirzo, R., Tabarelli, M., 2006. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. Biol. Conserv. 132, 50-60.

Morellato, L.P.C., 1991. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Morellato, L.P.C., Leitão-Filho, H.F., 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: Morellato, L.P.C. (ed.), História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Unicamp/Fapesp, Campinas, pp. 112-140.

Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Willey & Sons, New York.

Muller-Landau, H.C., Wright, S.J., Calderón, O., Condit, R., Hubbell, S.P., 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. J.Ecol. 96, 653-667.

Muller-Landau, H.C., 2004. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. Biotropica 36, 20-32.

Naeem, S., Wright, J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. Ecol. Lett. 6, 567-579.

Paradis, E., Claude, J., Strimmer, K., 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. Bioinformatics 20, 289-290.

Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, B., Gachet, S., Daniel, H., 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional traits. Oikos 118, 391-402.

Pavoine, S., Baguette, M., Bonsall, M.B., 2010. Decomposition of trait diversity among the nodes of phylogenetic tree. Ecol. Monogr. 80, 487-507.

Pavoine, S., Vela, E., Gachet, S., Bélair, G. de, Bonsall, M.B., 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. J. Ecol. 99, 165-175.

Pezzini, F.F., Melo, P.H.A., Oliveira, D.M.S., Amorim, R.X., Figueiredo, F.O.G., Drucker, D.P., Rodrigues, F.R.O., Zuquim, G., Emilio, T., Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., Sampaio, A.F., Lima, A.P., Garcia, A.R.M., Manzatto, A.G., Nogueira, A., Costa, C.P., Barbosa, C.E.A., Bernardes, C., Castilho, C.V., Cunha, C.N., Freitas, C.G., Cavalcante, C.O., Brandão, D.O., Rodrigues, D.J., Santos, E.C.P.R., Baccaro, F.B., Ishida, F.Y., Carvalho, F.A., Moulatlet, G.M., Guillaumet, J.B., Pinto, J.L.P.V., Schietti, J., Vale, J.D., Belger, L., Verdade, L.M., Pansonato, M.P., Nascimento, M.T., Santos, M.C.V., Cunha, M.S., Arruda, R., Barbosa, R.I., Romero, R.L., Pansini, S., Pimentel, T.P. 2012. The brazilian program for biodiversity research (PPBio) information system. Biodiversity & Ecology 4, 265-274.

Pizo, M.A., 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of South-eastern Brazil. J. Trop. Ecol. 13, 559-577.

Poorter, L., Wright, S.J., Paz, H., Ackerly, D.D., Condit, R., Ibarra-Manríquez, G., Harms, K.E., Licona, J.C., Martinez-Ramos, M., Mazer, S.J., Muller-Landau, H.C., Penã-Claros, M., Webb, C.O., Wright, I.J., 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. Ecology 89, 1908-1920.

R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, http://www.r-project.org.

Rao, C.R., 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. Theor. Popul. Biol. 21, 24-43.

Reginato, M., Michelangeli, F.A., Goldenberg, R., 2010. Phylogeny of *Pleiochiton* (Melastomataceae, Miconieae) total evidence. Bot. J. Linn. Soc. 162, 423-434.

Rich, P.M., 1987. Mechanical structure of the stem arborescent palms. Bot. Gaz. 148, 42-50.

Scholz, F.G., Bucci, S.J., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Franco, A.C., Salazar, A., 2008. Plant- and stand-level variation in biophysical and physiological traits along tree density gradients in the Cerrado. Braz. J. Plant Physiol. 20, 217-232.

Seidler, T.G., Plotkin, J.B., 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. PLoS Biol. 4(11): e344. doi:10.1371/journal.pbio.0040344.

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.

Simon, M.F., Grether, R., Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T., Hughes, C.E., 2009. Recent assembly of the cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. P. Natl. Acad. Sci. USA 106, 20359-20364.

Stropp, J., ter Steege, H., Malhi, Y., RAINFOR. 2009. Disentangling regional and local tree diversity in the Amazon. Ecography 32, 46-54.

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.

ter Steege, H., Hammond, D.S., 2001. Character convergence, diversity, and disturbance in tropical rain forest in Guyana. Ecology 82, 3197-3212.

ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., van der Hout, P., Daly, D.C., Silveira, M., Phillips, O., Vasquez, R., van Andel, T., Duivenvoorden, J., Oliveira, A.A., Ek, R., Lilwah, R., Thomas, R., van Essen, J., Baider, C., Maas, P., Mori, S., Terborgh, J., Vargas, P.N., Mogollón, H., Morawetz, W., 2003. A spatial model of tree α-diversity and tree density for the Amazon. Biodivers. Conserv. 12, 2255-2277.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystones structures. J. Biogeogr. 31, 79-92.

Thioulouse, J., Chessel, D., Champely, S., 1995. Multivariate analysis of spatial patterns: a unified approach to local and global structures. Environ. Ecol. Stat. 2, 1-14.

Timo, T.P.C., 2009. Mamíferos de médio e grande porte em áreas de cultivo de eucalipto das Bacias Paranapanema e Médio Tietê, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESAULQ), Piracicaba, SP.

Turner, I.M., 2001. The ecology of trees in the tropical rain forest, Cambridge University Press, Cambridge.

van der Pijl, 1982. Principles of seed dispersal in higher plants. Springer Verlag, Berlin.

Veenendaal, E.M., Swaine, M.D., Lecha, R.T., Walsh, M.F., Abebrese, I.K., Owusu-Afriyie, K., 1996. Responses of west African forest tree seedlings to irradiance and soil fertility. Funct. Ecol. 10, 501-511.

Vile, D., Shipley, B., Garnier, E., 2006. A structural equation model to integrate changes in functional strategies during old-field succession. Ecology 87, 504-517.

Wacker, L., Baudois, O., Eichenberger-Glinz, S., Schimid, B., 2009. Diversity effects in early- and mid-successional species pools along a nitrogen gradient. Ecology 90, 637-648.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeek, M.A., Donoghue, M.J., 2002. Phylogenies and community ecology. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33, 475-505.

Webb, C.O., Donoghue, M.J., 2005. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. Mol. Ecol. Notes 5, 181-183.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., Kembel, S.W., 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. Bioinformatics 24, 2098-2100.

Westcott, D.A., Bentrupperbaumer, J., Bradford, M.G., McKeown, A., 2005. Incorporation patterns of disperser behaviour into models of seed dispersal and its effects on estimated dispersal curves. Oecologia 146, 57-67.

Wills, C., Condit, R., Foster, R.B., Hubbell, S.P., 1997. Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. P. Natl. Acad. Sci. USA 94, 1252-1257.

Willson, M.F., 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. Vegetatio 107/108, 261-280.

Woodcock, D.W., 2000. Wood specific gravity of trees and forest types in the southern Peruvian Amazon. Acta Amaz. 30, 589-599.

Wunderle Jr., J.M., 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. Forest Ecol. Manag. 99, 223-235.

Tabela 1. Variáveis do solo entre os diferentes tipos de uso da terra em paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca, no sudeste do Brasil. Média ± desvio padrão.

	Vegetação nativa	Plantação de eucalipto	Pastagem em regeneração
Argila (%)	9.7 ± 6.6	7.9 ± 5.8	6.3 ± 2.5
C (g kg^{-1})	13.5 ± 4.1	8.1 ± 2.8	7 ± 1.2
N (g kg^{-1})	1.3 ± 0.7	0.6 ± 0.3	0.5 ± 0.08
P^{+} (mg kg^{-1})	2.87 ± 1	1.7 ± 0.18	1 ± 0
Ca^{2+} (cmol dm^{-3})	0.024 ± 0.01	0.005 ± 0.001	0.001 ± 0.0002
Al^{3+} (cmol dm^{-3})	8.2 ± 5	7 ± 3	7 ± 1.4
CTC	65.8 ± 16.2	32.1 ± 3.1	24.7 ± 1.3

Tabela 2. Relação entre os eixos de ordenação da análise dos componentes principais (PCoA) para os atributos reprodutivos (ligados à distância de deposição das sementes) e para a densidade da madeira (atributo vegetativo ligado ao crescimento) com tipo de uso da terra, a fertilidade do solo e a declividade do terreno para as 30 parcelas amostradas na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca no sudeste do Brasil.

		Uso da terra	Fertilidade	Declividade	r^2	Eucalipto	Pastagem	Vegetação nativa
Atributos reprodutivos	PCoA 1	0.806***	-0.07**	-0.03	0.992***	a	b	b
	PCoA 2	0.376	-0.06	0.07	0.2368	a	a	a
Densidade da madeira		0.644***	0.005	0.003	0.9106***	a	b	c

Tabela 3. Descrição das 30 parcelas permanentes amostradas em paisagem agrosilvicultural nas fazendas Três Lagoas e Arca, sudeste do Brasil.

Parcela	Código	Latitude (22k)	Longitude (UTM)	Uso da terra	Área basal (m^2 ha^{-1})	Densidade da madeira (g cm^{-3})	
						Base na abundância	Base na área basal
Ponto 01	PCO-01	756,746.12	7,413,073.05	Cerradão	11.47	0.64	0.62
Ponto 02	PEO-01	757,412.95	7,413,818.27	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 03	PEO-02	758,079.78	7,414,563.47	Eucalipto	18.31	0.53	0.57
Ponto 04	PEO-03	758,746.60	7,415,308.69	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 05	PPN-01	759,413.43	7,416,053.90	Pastagem em regeneração	0.05	0.81	0.79
Ponto 07	PFO-01	757,492.09	7,412,407.07	Floresta estacional semidecidual	12.05	0.57	0.59
Ponto 08	PEO-04	758,158.92	7,413,152.28	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 09	PEC-01	758,825.75	7,413,897.49	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 10	PPL-01	759,492.57	7,414,642.71	Pastagem em regeneração	0.948	0.80	0.80
Ponto 11	PPL-02	760,159.40	7,415,387.92	Pastagem em regeneração	2.626	0.74	0.77
Ponto 13	PES-01	758,238.06	7,411,741.09	Eucalipto	12.73	0.49	0.49
Ponto 14	PEC-02	758,904.89	7,412,486.30	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 15	PEC-03	759,571.72	7,413,231.51	Eucalipto	12.29	0.50	0.50
Ponto 16	PEL-01	760,238.54	7,413,976.72	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 18	PCSO-01	757,333.81	7,415,229.45	Cerrado *sensu stricto*	10.29	0.74	0.71
Ponto 20	PES-02	759,650.86	7,411,820.32	Eucalipto	14.20	0.50	0.52
Ponto 21	PEL-02	760,317.69	7,412,565.53	Eucalipto	12.52	0.50	0.51

Ponto 22	PPL-03	760,984.51	7,413,310.75	Pastagem em regeneração	3.614	0.69	0.61
Ponto 26	PES-03	760,396.83	7,411,154.34	Eucalipto	13.05	0.50	0.50
Ponto 27	PES-04	761,063.66	7,411,899.55	Eucalipto	14.15	0.50	0.51
Ponto 30	PFO-02	756,825.26	7,411,661.86	Floresta estacional semidecidual	18.61	0.69	0.71
Ponto 31	PFS-01	760,475.97	7,409,743.15	Floresta estacional semidecidual	13.72	0.65	0.64
Ponto 32	PES-05	761,142.80	7,410,488.36	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 33	PCL-01	761,809.63	7,411,233.57	Cerradão	15.05	0.68	0.64
Ponto 34	PFO-03	757,571.23	7,410,995.88	Floresta estacional semidecidual	16.69	0.67	0.70
Ponto 35	PEN-01	758,668.22	7,416,720.73	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 36	PEN-02	759,335.05	7,417,465.94	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 37	PEN-03	760,001.88	7,418,211.15	Eucalipto	12.00	0.50	0.50
Ponto 39	PEN-04	758,589.84	7,418,132.77	Eucalipto	14.31	0.51	0.51
Ponto 40	PCSN-01	759,256.67	7,418,877.98	Cerrado *sensu stricto*	11.20	0.73	0.73
				Média ± Desvio padrão	11.59 ± 4.38	0.58 ± 0.11	0.58 ± 0.10

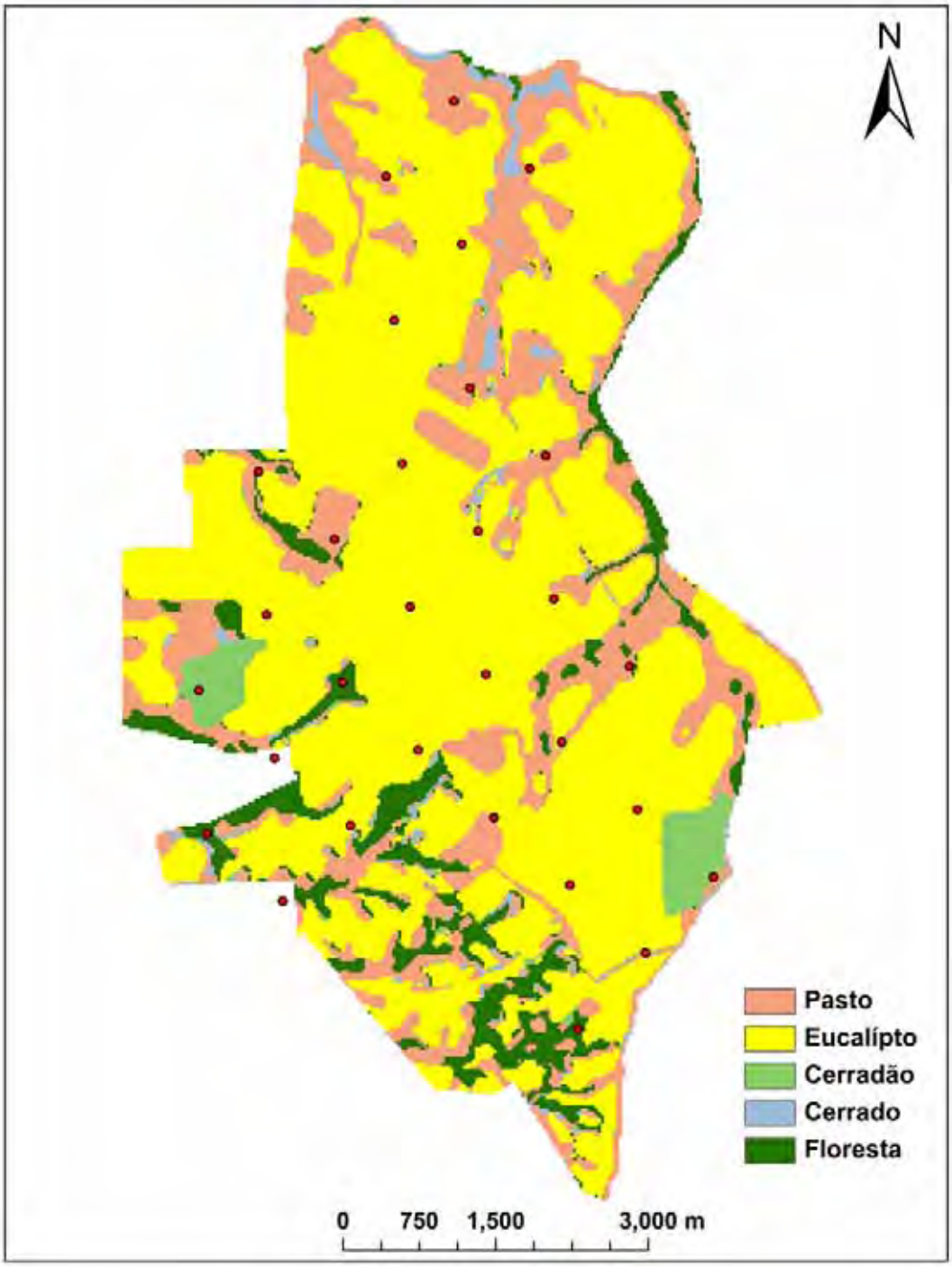

Figura 1. Os tipos de uso da terra e a localização das parcelas amostradas nas fazendas Três Lagoas e Arca no município de Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil. Cerrado, cerradão e floresta integram a vegetação nativa. Pasto representa pastagem em regeneração e eucalipto área de plantação de Eucalyptus.

Figura 2. Cladograma para o total de espécies amostradas nas fazendas estudadas. A relação entre as espécies foi baseada na atual árvore Phylomatic (R20091110). Fabaceae e Myrtaceae são as duas famílias mais ricas em espécies e estão marcadas em hachurado por diferirem mais em relação a seus atributos funcionais. Espécies representadas por diferentes cores ocorrem em diferentes tipos de uso da terra: Vermelho: espécies exclusivas de vegetação nativa; Azul: espécies exclusivas de plantação de eucalipto; Amarelo: espécies exclusivas de pastagem em regeneração; Laranja: espécies que ocorrem em plantação de eucalipto e em vegetação nativa; Roxo: espécies que ocorrem em plantação de eucalipto e em pastagem em regeneração; Ciano: espécies que ocorrem em pastagem em regeneração e em vegetação nativa; Verde escuro: espécies que ocorrem em plantação de eucalipto, pastagem em regeneração e em vegetação nativa.

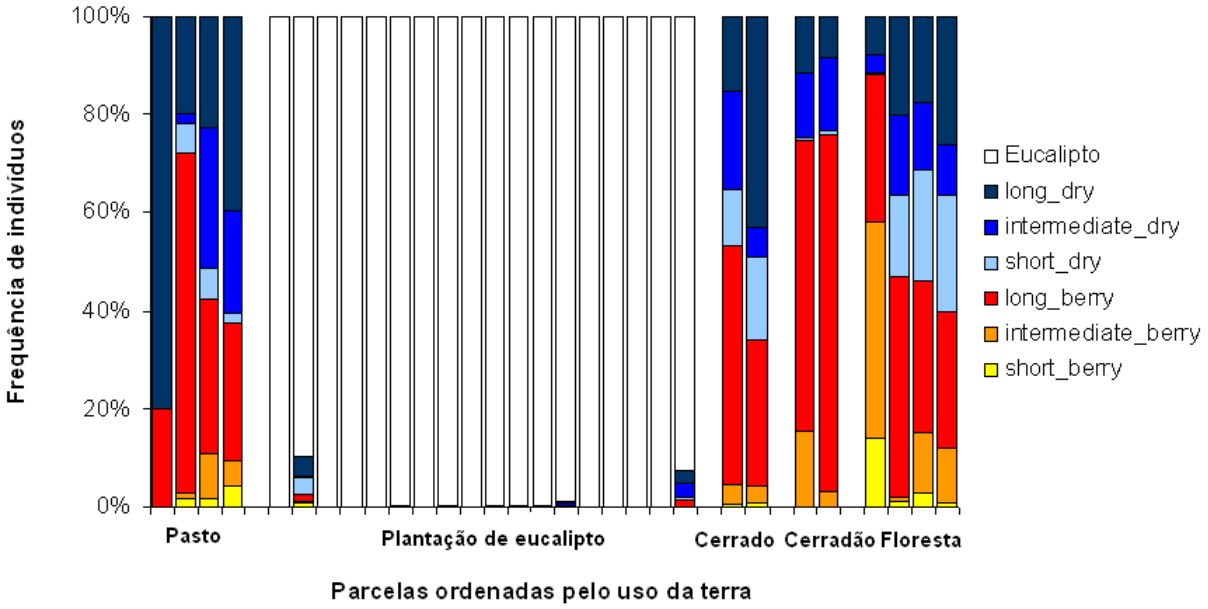

Figura 3. Distribuição dos grupos funcionais ligados à distância de dispersão das sementes ao longo do gradiente de uso da terra na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca no sudeste do Brasil. Gradiente no uso da terra: pastagem em regeneração (N = 4 parcelas), plantação de eucalipto (N = 8) e vegetação nativa: cerrado *sensu stricto* (N = 2), cerradão (N = 2) e floresta estacional semidecidual (N = 4).

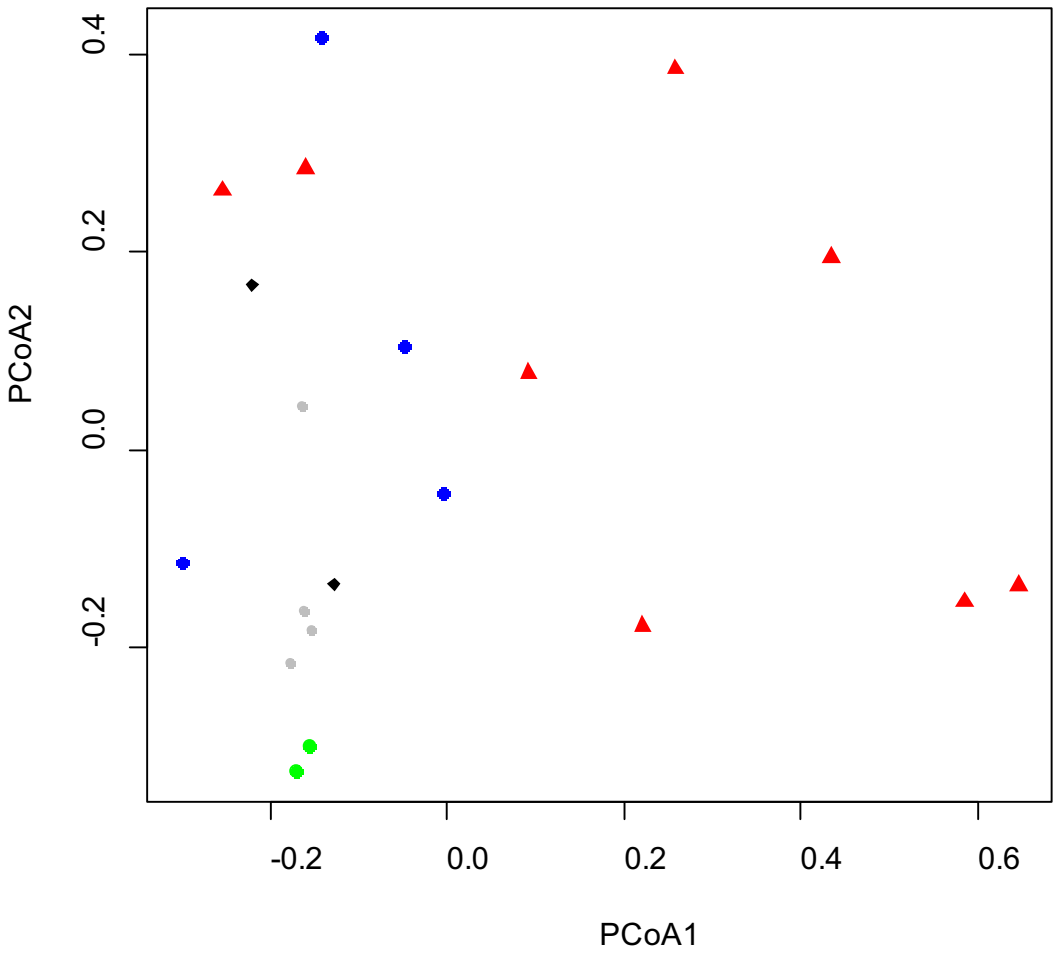

Figura 4. Análise dos componentes principais (PCoA) em duas dimensões da composição dos grupos funcionais formados a partir dos dados de distância de dispersão das sementes em relação ao tipo de uso da terra na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca no sudeste do Brasil. Legenda para o gráfico - cinza: floresta estacional semidecidual; verde: cerradão; preto: cerrado *sensu stricto*; azul: pastagem em regeneração; vermelho: plantação de eucalipto.

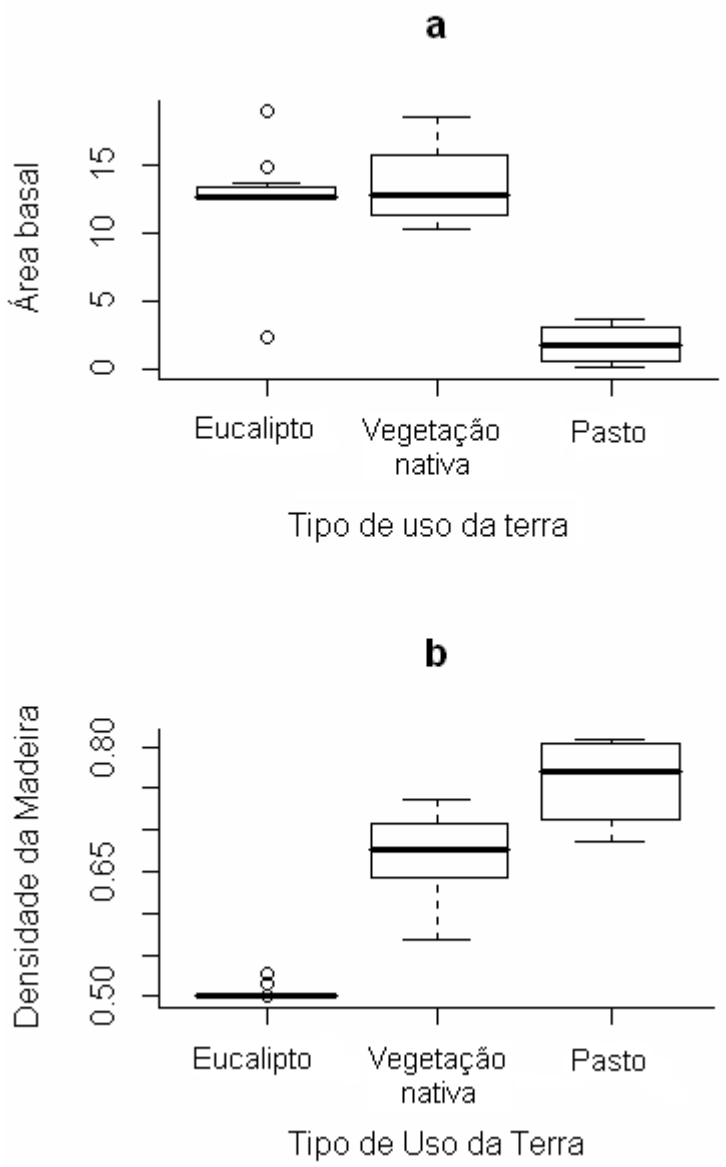

Figura 5. Distribuição da (a) área basal (m^2 ha^{-1}) e (b) densidade da madeira (g cm^{-3}) médias por parcela, ponderada pela abundância das espécies, amostradas nos diferentes tipos de uso da terra (eucalipto, vegetação nativa e pastagem) na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca no sudeste do Brasil.

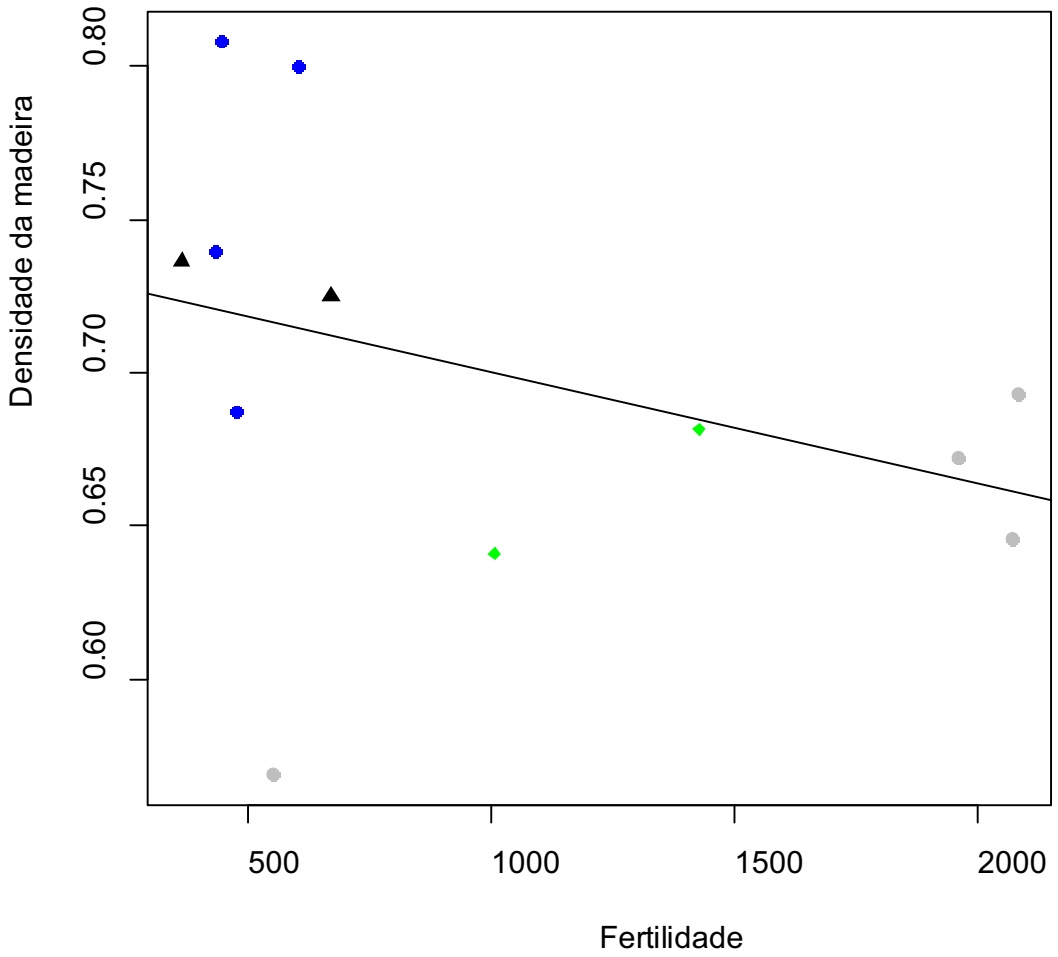

Figura 6. Relação da densidade da madeira média para as parcelas ponderada pela abundância das espécies e a fertilidade do solo nos diferentes tipos de uso da terra amostrados na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca no sudeste do Brasil. As parcelas em plantação de eucalipto foram retiradas dessa análise.

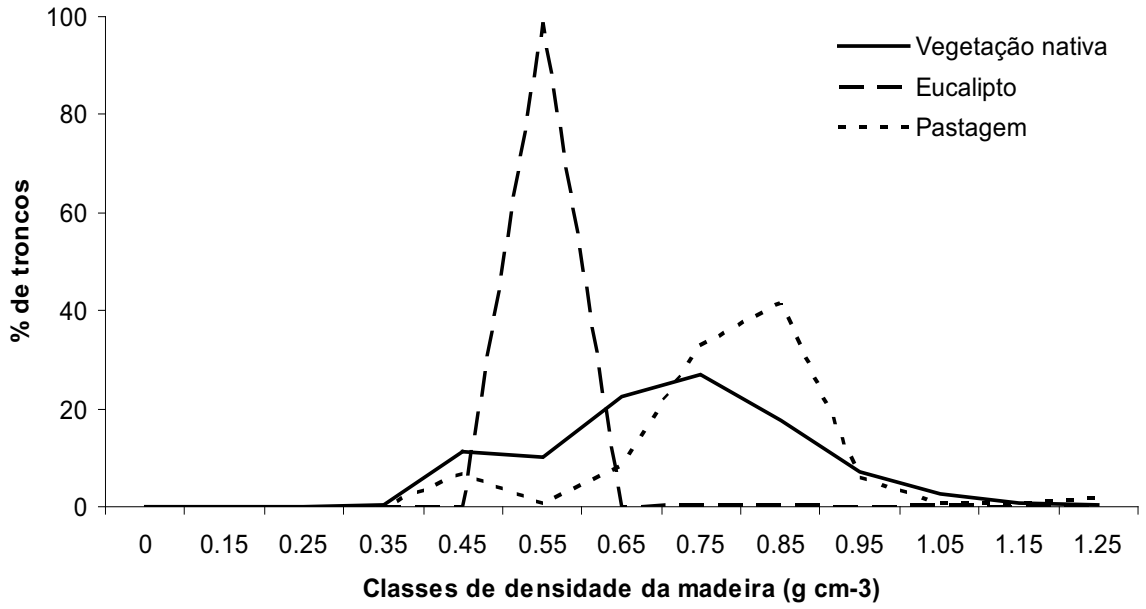

Figura 7. Percentagem de troncos em classes sucessivas de densidade da madeira nas parcelas amostradas na paisagem agrosilvicultural das fazendas Três Lagoas e Arca no sudeste do Brasil.

Material suplementar.

Tabela S1. Espécies amostradas em paisagem agrosilvicultural em Angatuba, São Paulo, Brasil, com os valores dos atributos funcionais para cada espécie. Símbolos: (s) seco e (c) carnoso; (zoo) zoocórico, (anemo) anemocórico e (auto) autocórico; (int. dry) intermediate dry, (int. berry) intermediate berry, (shor. berry) short berry, (shor. dry) short dry, (lon. dry) long dry e (lon. berry) long berry; (AB) área basal.

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Agavaceae							
Cordilyne terminalis Kunth.	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	6.0	0.044
Anacardiaceae							
Lithraea molleoides (Vell.) Engl.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.49	20.0	0.9314
Tapirira guianensis Aubl.	c	zoo	mista	int. berry	0.45	20.0	2.449
Schinus terebenthifolius Raddi	s	zoo	pássaros	int. dry	0.52	12.0	0.1512
Annonaceae							
Annona cacans Warm.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.55	10.0	0.0041
Annona coriacea Mart.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.56	6.5	0.0647
Annona crassiflora Mart.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.56	16.0	0.1116
Guatteria nigrescens Mart.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.59	8.0	0.0219
Rollinia silvatica (St. Hil.) Mart.	c	zoo	mista	int. berry	0.47	7.5	0.0124
Xylopia brasiliensis Spreng.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.70	18.0	0.4798
Apocynaceae							
Aspidosperma australe M. Arg.	s	anemo	vento	lon. dry	0.83	15.0	0.0353
Aspidosperma subincanum Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.82	16.0	0.0217
Aspdosperma tomentosum Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.82	8.0	0.0451
Peschiera fuchsiaefolia Miers.	s	zoo	pássaros	int. dry	-	10.8	0.0454
Aquifoliaceae							
Ilex cerasifolia Reiss.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.65	15.5	0.0381

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Ilex dumosa Reissek	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.54	5.0	0.0029
Araliaceae							
Aralia warmingiana (Marchal) J. Wen	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	28.0	0.1548
Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	c	zoo	morcegos	lon. berry	0.62	15.0	0.0072
Schefflera vinosa (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.39	5.5	0.0309
Arecaceae							
Geonoma brevispatha Barb. Rodr.	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	4.0	0.0026
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassm.	c	zoo	mista	int. berry	-	15.0	0.3027
Asteraceae							
Dasyphyllum brasiliense (Spreng.) Cabrera	s	anemo	vento	lon. dry	-	18.0	0.0257
Gochnatia polymorpha (Less.) Cabr.	s	anemo	vento	lon. dry	0.76	16.0	0.7646
Vernonia discolor (Spreng.) Less.	s	anemo	vento	lon. dry	0.35	8.1	0.0094
Vernonia polyanthes Less.	s	anemo	vento	lon. dry	0.35	5.0	0.0758
Bignoniaceae							
Adenocalymma dusenii Kraenzl.	s	anemo	vento	lon. dry	-	20.0	0.1991
Arrabidaea triplinervia (Mart. ex DC.) Baill. ex Bureau	s	anemo	vento	lon. dry	-	20.0	0.2271
Jacaranda micrantha Cham.	s	anemo	vento	lon. dry	0.48	8.0	0.0047
Tabebuia alba (Cham.) Sandw.	s	anemo	vento	lon. dry	0.90	16.0	0.2579
Tabebuia heptaphylla (Vell.) Toledo	s	anemo	vento	lon. dry	0.90	16.0	0.0646
Boraginaceae							
Cordia ecalyculata Vell.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	1.08	6.5	0.0065
Cordia trichotoma (Vell.) Arrab. ex Steud.	s	anemo	vento	lon. dry	0.78	9.2	0.0825
Cordia sellowiana Cham.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.49	22.0	0.5389
Cordia superba Cham.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.49	15.0	0.0651
Patagonula americana L.	s	anemo	vento	lon. dry	0.78	18.0	0.8451
Burseraceae							
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand	s	zoo	pássaros	int. dry	0.77	10.0	0.0022
Calophyllaceae							
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	s	anemo	vento	lon. dry	-	9.0	0.0139

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Caryocaraceae							
Caryocar brasiliensis Camb.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.65	7.5	0.0556
Cecropiaceae							
Cecropia pachystachya Trec.	c	zoo	mista	int. berry	0.41	15.5	0.3039
Celastraceae							
Austroplenckia populnea (Reiss.) Lund.	s	anemo	vento	lon. dry	-	25.0	1.0596
Maytenus robusta Reiss.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.77	21.0	0.2333
Clusiaceae							
Clusia criuva Cambess.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	8.5	0.0171
Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.72	7.5	0.0583
Combretaceae							
Terminalia brasiliensis Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.81	25.0	0.2367
Dilleniaceae							
Davilla elliptica A. St.-Hil.	s	zoo	pássaros	int. dry	-	5.0	0.4950
Euphorbiaceae							
Actinostemon concolor (Spreng.) Müll. Arg.	s	auto	propulsão	shor. dry	0.91	8.2	0.0027
Alchornea triplinervia (Spreng.) M. Arg.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.47	22.0	1.3947
Croton floribundus Spreng.	s	auto	propulsão	shor. dry	0.60	25.0	1.5470
Sapium glandulatum (Vell.) Pax	s	zoo	pássaros	int. dry	0.41	14.0	0.0243
Sebastiania brasiliensis Spreng.	s	auto	propulsão	shor. dry	0.72	5.0	0.0089
Sebastiania commersoniana (Baill.) Smith & Downs.	s	auto	propulsão	shor. dry	0.63	15.0	0.1559
Erythroxylaceae							
Erythroxylum deciduum A. St.-Hil.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.81	5.0	0.0166
Fabaceae							
Acacia sp. Mill.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.88	2.0	0.0021
Acosmium subelegans (Mohlenbr.) Yakovlev	s	anemo	vento	lon. dry	0.74	5.0	0.5592
Albizia hassleri (Chodat) Burkart	s	auto	gravidade	shor. dry	0.45	25.0	0.4248
Anadenanthera falcata (Benth.) Speg.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.99	18.0	1.3641
Andira fraxinifolia Benth.	c	zoo	morcegos	lon. berry	0.92	14.0	0.0917

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Andira legalis (Vell.) Toledo	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.87	18.2	0.1012
Bauhinia bongardii Steud.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.67	20.0	0.2173
Bauhinia forficata Link	s	auto	gravidade	shor. dry	-	18.0	1.5057
Bauhinia rufa Graham	s	auto	gravidade	shor. dry	0.67	5.0	0.0189
Caesalpinia ferrea Mart. ex Tul.	s	auto	gravidade	shor. dry	1.12	8.0	0.0121
Cassia ferruginea (Schrad.) Schrad. ex DC.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.50	18.0	0.0168
Centrolobium tomentosum Guillemin ex Benth.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.75	10.0	0.0045
Copaifera langsdorffii Desf.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.58	24.5	2.0082
Dalbergia frutescens (Vell.) Britton	s	anemo	vento	lon. dry	0.69	16.0	0.1391
Dalbergia miscolobium Benth.	s	anemo	vento	lon. dry	0.69	15.1	0.3262
Dalbergia villosa Benth.	s	anemo	vento	lon. dry	0.69	15.0	0.1850
Dimorphandra mollis Benth.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.79	9.6	0.3401
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.54	20.0	0.2880
Enterolobium gummiferum (Mart.) Macbride	s	auto	gravidade	shor. dry	0.61	7.5	0.0116
Inga marginata Kunth	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.58	12.0	0.0193
Inga uruguensis Hook & Arn.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	-	6.0	0.0079
Lonchocarpus muehlbergianus Hassl.	s	anemo	vento	lon. dry	0.72	29.0	1.7202
Machaerium aculeatum Raddi	s	anemo	vento	lon. dry	0.24	14.0	0.0501
Machaerium acutifolium Vog.	s	anemo	vento	lon. dry	1.12	12.0	0.22
Machaerium brasiliense Vog.	s	anemo	vento	lon. dry	0.66	18.0	0.0837
Macherium hirtum (Vell.) Stellfeld	s	anemo	vento	lon. dry	0.66	14.0	0.0842
Macherium nyctitans (Vell.) Benth.	s	anemo	vento	lon. dry	0.66	14.0	0.1245
Macherium stipitatum (DC.) Vog.	s	anemo	vento	lon. dry	0.84	16.0	0.3531
Macherium villosum Vog.	s	anemo	vento	lon. dry	0.85	22.0	0.8082
Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze	s	auto	gravidade	shor. dry	0.61	15.0	0.038
Parapiptadenia rigida (Benth.) Brenan	s	auto	gravidade	shor. dry	0.85	25.0	4.1303
Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.	s	anemo	vento	lon. dry	0.69	12.0	0.0869
Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Macbr.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.75	30.0	2.6264
Pithecolobium inculare (Vell.) Benth.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.51	12.0	0.0021

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Plathymenia reticulata Benth.	s	auto	gravidade	shor. dry	0.52	21.0	0.1421
Platypodium elegans Vog.	s	anemo	vento	lon. dry	0.82	25.0	0.3233
Pterocarpus violaceus Vogel	s	anemo	vento	lon. dry	0.55	9.0	0.0078
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	s	auto	gravidade	shor. dry	1.19	12.5	0.3078
Lamiaceae							
Aegiphila sellowiana Cham.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.66	12.0	0.0762
Vitex polygama Cham.	c	zoo	mista	int. berry	0.55	12.5	0.0926
Vitex montevidensis Cham.	c	zoo	mista	int. berry	0.84	10.0	0.0971
Lauraceae							
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.58	16.0	0.1701
Nectandra cissiflora Ness	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.59	7.5	0.0452
Nectandra grandiflora Nees	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.61	21.0	0.5225
Nectandra lanceolata Nees	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.70	16.0	0.237
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.51	21.0	1.6997
Ocotea corymbosa (Meissn.) Mez	c	zoo	mista	int. berry	0.53	18.5	1.2851
Ocotea pulchella Mart.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.65	17.2	0.8915
Persea venosa Ness & Mart. ex Ness	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	5.5	0.0023
Persea pyrifolia (D. Don) Spreng.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	28.0	0.8813
Lecythidaceae							
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze	s	anemo	vento	lon. dry	0.53	26.0	0.3753
Lythraceae							
Lafoensia pacari A. St.-Hil	s	anemo	vento	lon. dry	0.80	6.0	0.0075
Loganiaceae							
Strychnos pseudoquina St. Hill.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.54	5.0	0.0079
Malpighiaceae							
Byrsonima lancifolia Kunth	c	zoo	mista	int. berry	0.66	14.0	0.0352
Malvaceae							
Chorisia speciosa St. Hill.	s	anemo	vento	lon. dry	0.22	29.0	0.2861
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns	s	anemo	vento	lon. dry	0.41	5.0	0.2138

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Luehea divaricata Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.64	19.0	0.4206
Pseudobombax grandiflorum (Cav.) A. Rob.	s	anemo	vento	lon. dry	0.39	25.0	0.1351
Melastomataceae							
Miconia chartacea Triana	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.63	10.0	0.5575
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naud.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.73	14.0	0.3019
Miconia lepidota Schrank & Mart. ex DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.75	9.0	0.1359
Miconia rubiginosa (Bonpl.) DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.63	5.0	0.0236
Miconia sellowiana Naudin	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.63	10.6	0.0282
Miconia theizans (Bonpl.) Cogn.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.63	11.5	0.6583
Tibouchina mutabilis Cong.	s	anemo	vento	lon. dry	0.66	7.5	0.0059
Meliaceae							
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	c	zoo	mista	int. berry	0.69	15.0	0.0547
Cedrela fissilis Vell.	s	anemo	vento	lon. dry	0.55	16.0	0.283
Guarea macrophylla Vahl	s	zoo	pássaros	int. dry	0.65	7.5	0.014
Trichilia elegans A. Juss.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.62	10.0	0.0158
Trichilia pallida Swartz	s	zoo	pássaros	int. dry	0.74	5.0	0.0023
Trichilia silvatica C. DC.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.84	6.0	0.006
Moraceae							
Brosimum glaziovii Taub.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.63	10.0	0.0209
Ficus guaranítica Schodat	c	zoo	morcegos	lon. berry	0.40	16.0	0.0898
Maclura tinctoria (L.) D. Don ex Steud.	c	zoo	mista	int. berry	0.76	7.4	0.0067
Sorocea bonplandii (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Bôer	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.61	6.8	0.0036
Myrsinaceae							
Rapanea ferruginea (Ruiz et Pav.) Mez	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.55	18.4	0.1345
Rapanea guianensis Aubl.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.64	6.0	0.0026
Rapanea umbellata (Mart ex DC.) Mez	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.86	18.2	0.5633
Myrtaceae							
Calyptranthes concinna DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.77	11.0	0.4973

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Calyptranthes clusiifolia (Miq.) O. Berg	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.72	12.8	0.7718
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.84	15.0	0.0563
Campomanesia guazumifolia (Cambess.) O. Berg	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.84	6.0	0.0155
Campomanesia xanthocarpha Berg	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.84	19.0	2.3403
Eugenia sp. L.	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	7.0	0.0564
Eugenia brasiliensis Lam.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.71	9.0	0.0159
Eugenia dodoneaefolia Camb.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	7.5	0.0113
Eugenia involucrata DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	16.0	0.0436
Eugenia pyriformis Camb.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	8.4	0.0104
Eugenia ramboi D. Legrand	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.68	9.0	0.0158
Eugenia uniflora L.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.76	9.0	0.0493
Hexachlamys edulis (O. Berg) Kausel & D. Legrand	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	20.0	1.6415
Myrcia sp. DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	7.0	0.0085
Myrcia bella Cambess	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.81	10.5	0.8532
Myrcia crassifolia (Miq.) Kiaersk	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.81	4.0	0.0049
Myrcia fallax (Rich.) DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.82	15.0	0.5113
Myrcia floribunda Miq.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.81	14.0	0.0222
Myrcia langsdorffii O. Berg	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.81	6.5	0.0049
Myrcia lingua (O. Berg.) Mattos & D. Legrand	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.81	9.6	0.0982
Myrciaria tenella (DC.) O. Berg	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.77	4.0	0.0091
Plinia rivularis (Cambess.) Rotman	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.95	9.5	0.0137
Psidium guajava L.	c	zoo	mista	int. berry	0.80	10.0	0.0511
Psidium myrtodes O. Berg	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.77	4.5	0.0205
Psidium rufum DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.77	7.0	0.0913
Nyctaginaceae							
Bougainvillea glabra Choisy	s	anemo	vento	lon. dry	0.56	15.0	0.1312
Ochnaceae							
Ouratea spectabilis (Mart.) Engl.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.64	9.1	0.8337
Opiliaceae							

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Agonandra macedoi Toledo	c	zoo	mista	int. berry	-	8.5	0.0239
Peraceae							
Pera glabrata (Schott) Baill.	s	zoo	pássaros	int. dry	-	18.0	1.337
Pinaceae							
Pinus elliotti Engelm.	s	anemo	vento	lon. dry	-	17.8	0.5479
Phytolaccaceae							
Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms	s	anemo	vento	lon. dry	0.66	8.5	0.0178
Polygonaceae							
Coccoloba mollis Casar.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.83	25.0	0.7846
Coccoloba rosea Meisn.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.69	12.0	0.1095
Ruprechtia laxiflora Meisn.	s	anemo	vento	lon. dry	0.60	8.0	0.0454
Triplaris brasiliana Cham.	s	anemo	vento	lon. dry	0.49	14.0	0.0238
Proteaceae							
Roupala brasiliensis Klotz.	s	anemo	vento	lon. dry	0.91	8.0	0.0557
Rhamnaceae							
Colubrina glandulosa Perkins	s	auto	propulsão	shor. dry	0.92	16.0	0.0798
Rhamnidium elaeocarpum Reissek	c	zoo	pássaros	lon. berry	-	5.0	0.0063
Rosaceae							
Prunus sellowii Koehne	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.92	16.0	0.2392
Rubiaceae							
Amaioua guianensis Aubl.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.63	10.5	0.7224
Chomelia obtusa Cham. & Schltdl.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.56	9.5	0.0129
Faramea cyanea Müll. Arg.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.58	6.0	0.0025
Genipa americana L.	c	zoo	mista	int. berry	0.57	12.0	0.1897
Randia armata (Sw.) DC.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.65	6.4	0.0086
Rudgea jasminioides (Cham.) Müll. Arg.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.57	7.0	0.018
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.62	4.5	0.0048
Rutaceae							
Citrus limonum Risso	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.78	4.0	0.0122

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Esenbeckia febrifuga (A. St. Hil.) A. Juss. ex Mart.	s	auto	propulsão	shor. dry	0.96	9.0	0.0143
Metrodorea nigra A. St.-Hil.	s	auto	propulsão	shor. dry	1.05	4.0	0.0052
Zanthoxylum rhoifolium Lam.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.80	14.5	0.0724
Zanthoxylum riedelianum Engl.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.48	14.5	0.0821
Salicaceae							
Casearia sylvestris Sw.	s	zoo	pássaros	int. dry	0.71	12.5	0.8667
Sapindaceae							
Allophyllus edulis (St. Hil.) Radlk.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.59	11.5	0.4702
Cupania vernalis Camb.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.66	15.3	0.662
Matayba elaeagnoides Radlk.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.78	21.0	0.3301
Sapotaceae							
Chrysophyllum marginatum (Hook. et Arn.) Radlk.	c	zoo	mamíferos	shor. berry	0.78	18.0	0.1174
Siparunaceae							
Siparuna guianensis Aubl.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.66	14.0	0.547
Sterculiaceae							
Guazuma ulmifolia Lam.	s	zoo	mista	shor. dry	0.55	9.0	0.0152
Styraceae							
Styrax camporum Pohl.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.41	12.5	0.2759
Styrax pohlii A. DC.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.41	8.0	0.0142
Symplocaceae							
Symplocos pubescens Klotzsch ex Benth.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.49	16.0	0.0834
Thymeliaceae							
Daphnopsis racemosa Griseb.	c	zoo	pássaros	lon. berry	0.52	20.0	1.6415
Ulmaceae							
Clethra scabra Pers.	s	anemo	vento	lon. dry	0.53	7.0	0.0042
Trema micrantha (L.) Blume	s	zoo	pássaros	int. dry	0.35	5.0	0.0039
Verbenaceae							
Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.	s	anemo	vento	lon. dry	-	12.0	0.0202
Vochysiaceae							

Família/Espécie	Tipo de Fruto	Síndrome de Dispersão	Vetor de dispersão	Distância de dispersão	Densidade da madeira (g cm^{-3})	Altura máxima (m)	AB (m^2 ha^{-1})
Qualea dichotoma (Warm.) Stafl.	s	anemo	vento	lon. dry	0.58	11.0	0.1097
Qualea grandiflora Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.58	9.0	0.13
Qualea parviflora Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.58	5.0	0.0343
Vochysia tucanorum Mart.	s	anemo	vento	lon. dry	0.36	18.9	0.3012

CAPÍTULO 3

ÁRVORES ISOLADAS EM PAISAGEM AGROSILVICULTURAL: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA[1]

Athayde, E.A., L. F. Cancian, L.M. Verdade & L.P.C. Morellato

[1]Nos moldes da revista Conservation Biology

ABSTRACT

Isolated trees are usually found in the anthropogenic matrix of agro-silvicultural landscapes and are a remarkable feature of these landscapes. However, few studies have addressed the role of isolated trees on the conservation of the different facets of taxonomic, functional and phylogenetic diversity in the agricultural landscapes. Therefore, in this study we aim to investigate what is the value of these isolated trees to maintain the functional and phylogenetic diversity of one anthropogenic landscape represented by a matrix of Eucalyptus plantation. We conducted an inventory of all isolated trees in the Eucalypt plantation and compared the diversity of these isolated trees with the species diversity surveyed in the neighbor remnants of native vegetation in the Fazenda Três Lagoas at Angatuba, Sao Paulo state, southeastern Brazil. We established a grid of cells in UTM 100 x 100 m covering the fullest extent of the Fazenda Três Lagoas where we inventory and took the GPS position of all individual trees present within each cell. We marked 2667 cells, out of these 269 had isolated trees and were used in further analysis. We mapped the spatial distribution of taxonomic, functional and phylogenetic diversity of isolated trees and compared to the diversity of sampled areas of natural vegetation in the farm to access how the different facets of diversity were preserved in this agroecosystem. Isolated trees had lower taxonomic, phylogenetic and functional diversity than the native vegetation nearby and these diversity indices were strongly related to local species richness. However, isolated trees maintain a functional and phylogenetic diversity greater than expected for random assemblages of species and consequently, they are important elements to maintain ecological services in the matrix. Nevertheless, isolated trees in the landscape are unprotected since they are not included or part of the network of protected areas in the agro-silvicultural landscape. We demonstrate here the importance of maintaining moderate levels of diversity in anthropogenic matrix, prioritizing the conservation of species that, although isolated in the landscape, are

phylogenetically and functionally unique, to counteract the loss of species that occurs in these highly productive landscapes.

Key – words: Biological legacies, Keystone structures, Paddock trees, Scattered trees, Eucalypt forestry plantation.

RESUMO

Árvores isoladas são geralmente encontradas em paisagens agrosilviculturais em meio a matriz de eucalipto. Essas árvores são notáveis características dessas paisagens. Mas pouco se têm estudado sobre seu papel na conservação das diferentes facetas da diversidade na paisagem seja taxonômica, funcional ou filogenética. Então no presente estudo nós objetivamos conhecer qual o valor dessas árvores isoladas para manter a diversidade funcional e filogenética na matriz antrópica em uma paisagem agrosilvicultural com plantação de eucalipto no estado de São Paulo. Para isso nós realizamos um inventário de todas as árvores isoladas em meio à plantação de eucalipto e comparamos a diversidade dessas árvores isoladas com os remanescentes de vegetação nativa vizinhos a essas plantações amostradas. Nós estabelecemos um gride com células em UTM de 100 x 100 m em toda a extensão da fazenda Três Lagoas, em Angatuba São Paulo Brasil, onde contamos os indivíduos de todas as espécies arbóreas presentes no interior de cada uma dessas células. No total nós marcamos 2667 células sendo que dessas, 269 possuíam indivíduos lenhosos isolados e foram então utilizadas em análises posteriores. Nós também mapeamos a distribuição espacial da diversidade taxonômica, funcional e filogenética e relacionamos com as áreas de proteção permanentes presentes na fazenda, para descobrirmos o quanto as diferentes facetas da diversidade estão realmente protegidas nesse agroecossistema. Árvores isoladas apresentaram menor diversidade taxonômica, funcional e filogenética do que a vegetação nativa vizinha e esses índices de diversidade foram fortemente relacionados à riqueza de espécies locais, demonstrando o conhecido efeito da amostragem. Mas árvores isoladas podem manter uma diversidade funcional e filogenética maior do que a esperada para assembléias de espécies aleatórias, sendo importantes elementos para manter serviços ecossistêmicos na matriz. No entanto, árvores isoladas estão desprotegidas na paisagem por não fazerem parte da rede de áreas protegidas nessa paisagem agrosilvicultural. Nós demonstramos aqui a importância de

se manter níveis moderados de diversidade na matriz antrópica, priorizando a conservação de espécies que são funcionalmente e filogeneticamente únicas para contrapor com a perda de espécies que ocorre nessas paisagens altamente produtivas.

Palavras chave: Legados biológicos, estruturas chave, árvores isoladas, matriz antrópica, plantações de eucalipto.

Introdução

O rápido aumento da população humana nos últimos 500 anos causou mudanças massivas no uso da terra em escala global (Houghton 1994; Flynn et al. 2009; Metzger et al. 2009). Como resultado dessas mudanças, extensas áreas naturais têm sido transformadas em fragmentos reduzidos, inseridos em uma matriz composta por ambientes modificados pela agricultura ou pelo desenvolvimento urbano (Wolff et al. 2002; Metzger et al. 2009). Espécies nativas nessas paisagens modificadas vivem em uma vasta matriz contrastante resultante da redução e da fragmentação de seus ambientes naturais (Harrison & Bruna 1999), mas também do desenvolvimento de novos ambientes ao seu redor (Saunders & Hobbs 1991; Wolff et al. 2002). Monitorar e avaliar a biodiversidade nessas paisagens é fundamental para compreender a sensibilidade da biota às mudanças causadas pelo homem (Gaston & Spicer 2004; Metzger et al. 2009; Pardini et al. 2009; Banks-Leite et al. 2011).

A diversidade taxonômica é geralmente utilizada para medir a diversidade biológica nestas paisagens modificadas (Altieri 1999; Weibull & Östman 2003; Concepcíon et al. 2008), mas ela não nos informa sobre características funcionais e similaridade filogenética entre espécies (Devictor et al. 2010). Portanto, estimar a diversidade filogenética (PD) em assembléias de espécies foi proposto como um caminho promissor para explicar o papel da interação entre as espécies e da história biogeográfica na estrutura e na composição das comunidades (Webb et al. 2002; Carvalho et al. 2010). Outro aspecto interessante da comunidade é a sua diversidade funcional (FD) que reflete a diversidade morfológica, fisiológica e ecológica dos atributos das plantas dentro das comunidades biológicas (Petchey & Gaston 2006). Em larga escala, compreender padrões espaciais e temporais na diversidade funcional (FD) constitui uma rota poderosa para desvendar vários processos na assembléia de espécies (Petchey et al. 2007).

De uma perspectiva conservacionista, a diversidade funcional e a diversidade filogenética são consideradas as duas mais importantes facetas da diversidade, respectivamente, por assegurar a provisão de bons serviços ecossistêmicos (Díaz et al. 2007) e por representar a história evolutiva de interesse para a conservação (Knapp et al. 2008). Entender como as atividades humanas alteram as comunidades naturais é um dos maiores objetivos da pesquisa em conservação. Em áreas tropicais, o desflorestamento e a substituição de extensas áreas de vegetação nativa por sistemas agrícolas podem alterar dramaticamente o funcionamento do ecossistema por afetar a relação entre a diversidade de espécies e a diversidade funcional (Cadotte et al. 2009; Cianciaruso et al. 2009; Carvalho et al. 2010; Mayfield et al. 2010). A manutenção de certo grau de diversidade, representado pelas plantas arbóreas em meio á cultura e ao seu arredor pode trazer benefícios ambientais e para a conservação (Altieri 1999; Fonseca et al. 2009).

Plantas nativas isoladas na paisagem possuem alto valor de conservação *per se*, pois representam remanescentes da vegetação original (Furley 1999), podem prover condições favoráveis de recrutamento para outras espécies de plantas (Nadkarni & Harber 2009), oferecem recurso para uma ampla variedade de animais (Harvey & Harber 1999; Dunn 2000; Oliver et al. 2006; Pizo & Santos 2011) e aumentam a heterogeneidade da paisagem (Forman 1995; Luck & Daily 2003), que fica menos sensível aos distúrbios humanos (Uezu et al. 2005; Pardini et al. 2009). Adicionalmente, a presença de árvores isoladas na paisagem pode facilitar a conectividade entre os fragmentos, aumentar a permeabilidade da matriz (Forman 1995) e elevar a viabilidade populacional para muitas espécies de plantas e animais que vivem nessas paisagens (Beier & Noss 1998).

Árvores isoladas representam os últimos relictos remanescentes de florestas que foram largamente desmatadas para a implantação de atividades agrícolas através do mundo (Fischer et al. 2010). Segundo Cascante et al. (2002) árvores isoladas não devem ser consideradas

como “árvores mortas”, mas como importantes elementos da paisagem que conectam remanescentes florestais, permitindo o fluxo gênico entre populações isoladas na paisagem (Aldrich & Hamrick 1998). Entretanto, árvores isoladas estão ameaçadas em muitas paisagens modificadas (Manning et al. 2006). Essas ameaças, em combinação com a sua unicidade funcional, sugerem que árvores isoladas estão em estado precário, pois ocorrem em ecossistemas que possuem baixa resiliência a distúrbios e um alto risco de sofrer mudanças não desejáveis (Manning et al. 2006). Portanto, a matriz modificada pode ter particular relevância para a persistência de espécies nativas em ambientes modificados (Fisher & Lindenmayer 2007; Pardini et al. 2009).

Plantas nativas podem ser encontradas em áreas de plantação de eucalipto, usualmente em isolamento espacial, inseridas no mosaico da paisagem (Forman 1995; Bernhard - Reversat 2001; Fonseca et al. 2009). Apesar da matriz de eucalipto não ser substituta da vegetação nativa, essas paisagens agrosilviculturais podem abrigar uma amostra significativa da biota. O potencial dessas paisagens modificadas em abrigar espécies nativas depende do grupo biológico considerado e da sensibilidade das espécies ao distúrbio humano (Fleishman et al. 2000; Lindenmayer et al. 2006; Harvey et al. 2008; Pardini et al. 2009; Hagen et al. 2012). Considerando o rápido crescimento da indústria de exploração madeireira no mundo e particularmente no Brasil (Brockerhoff et al. 2008), é importante estabelecer o valor da diversidade funcional e filogenética nas comunidades biológicas presentes nessa paisagem para a sua conservação atual e futura, frente à modificação desses ambientes pelo homem.

Neste contexto, nós estudamos a diversidade de espécies de plantas arbóreas em uma paisagem agrosilvicultural de eucalipto recentemente implantado, tomando como modelo uma propriedade rural. Nosso objetivo foi responder as seguintes questões: 1) Que proporção da diversidade de espécies e diversidade funcional é mantida pela presença de árvores em meio ao eucalipto? 2) Qual o valor da diversidade funcional e filogenética representada pelas

espécies vegetais nativas retidas na paisagem agrosilvicultural de eucalipto? 3) Quais são as áreas com maior prioridade para a conservação da biodiversidade neste mosaico de paisagem? Árvores em matriz antrópica têm geralmente sido estudadas em relação a sua atratividade para os animais dispersores que enriquecem a chuva de sementes na matriz, sendo que essas árvores contribuem para a germinação e o crescimento de outras plantas nesse ambiente alterado por manter condições ambientais adequadas abaixo de sua copa, portanto num contexto local (Manning et al. 2006; Duarte et al. 2010; Pizo & Santos 2011). Entretanto, pouco se conhece sobre o valor dessas árvores capazes de manter níveis moderados de diversidade taxonômica, funcional e filogenética em meso-escala e o quanto esses elementos devem ser conservados na paisagem.

Material e Métodos

Área de estudo e escala da análise

Nosso estudo de caso foi realizado na região de Angatuba, centro-sul do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, mais especificamente na Fazenda Três Lagoas (23º22'00"-23º20'41''S/48º28'00"-48º27'57''O) que possui 3242 ha em extensão total (Figura 1). A região de Angatuba está situada na Depressão Periférica no encontro entre a Província Atlântica e a Cuesta Basáltica (Figueiredo 1993). A altitude da região varia entre 550 m a 750 m acima do nível do mar, possui topografia suave e presença de pequenas serras. O clima da região é do tipo Cwa, clima tropical quente de inverno seco, de acordo com o sistema de Köppen (1948), com temperatura média anual de 19 ºC e a precipitação média anual de 1321 mm. No estado de São Paulo, e em particular em Angatuba, áreas de pastagem com baixa produtividade estão sendo substituídas por silvicultura, principalmente plantação de eucalipto (Kronka et al. 2000). As principais atividades agrícolas da região de estudo são as plantações

de laranja, as plantações de eucalipto e de pinus e a pecuária de corte. No município de Angatuba são cultivados 2.7% do eucalipto de todo o Estado de São Paulo, 0.25% da laranja, 0.52% das pastagens e 0.51% do gado, tanto para corte como para leite (Projeto LUPA 2005).

O mapa de uso do solo foi obtido através de classificação supervisionada da imagem do satélite CBERS 2 que possui resolução de 20 m. As imagens foram obtidas gratuitamente no Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, disponível em http://www.dgi.inpe.br e posteriormente confirmadas com os dados de vegetação. A fazenda Três Lagoas foi selecionada por possuir uma larga variação de usos do solo em uma área sob o mesmo clima. De acordo com o mapa de uso do solo da fazenda Três Lagoas (Figura 1), os tipos de cobertura dominantes, no ano de 2007, eram as pastagens exóticas para a criação de gado ou pastagens (representando 40.53% do território total), as áreas de vegetação nativa (16.32%) que estão representadas pelos seguintes tipos vegetacionais: o cerrado *sensu stricto* (2.27%), o cerradão (3.56%) e a floresta estacional semidecidual (10.49%) e o eucalipto em fase inicial de implantação cobrindo 43.04%.

A matriz predominante de pastagem na fazenda Três Lagoas foi implantada nos anos 70, quando a vegetação nativa foi suprimida para a incorporação de pastagens exóticas destinadas a criação de gado de corte. Durante esse processo árvores isoladas foram deixadas na pastagem para o sombreamento do gado. Estas árvores pertencem a espécies como *Anadenanthera falcata*, *Aegiphila sellowiana*, *Gochnatia polymorpha*, *Copaifera langsdorffii*, entre outras. A matriz de pastagem exótica foi substituída no ano 2007-2008 por plantação de eucalipto, que ocupa uma extensão territorial total de 2224 ha, constituídas pelas espécies *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden, *E. urophylla* S.T.Blake e seu híbrido *E. urograndis*.

Para o inventário das árvores isoladas foi estabelecido um gride em UTM com células de 100 x 100 m, em toda a extensão da fazenda (Figura 1), tomando como base o gride já existente do PPBio (Programa de Pesquisa em Biodiversidade; Magnusson et al. 2005) que foi

implantado na fazenda Três Lagoas para estudos da biodiversidade no ano de 2007 (Martin et al. 2012). No total foram marcadas 2667 células em toda a extensão da fazenda, que caíram na pastagem, em plantação de eucalipto e em vegetação nativa. Para a análise dos dados nós excluímos aquelas células que não apresentaram nenhuma árvore nativa isolada na pastagem e em plantação de eucalipto, assim como as células na vegetação nativa, resultando em 269 células na matriz antrópica de pastagem e de plantação de eucalipto. A riqueza de espécies arbóreas isoladas foi estimada para cada uma dessas 269 células como descrito abaixo. Dessas células utilizadas na análise cerca de 20% delas estavam em área de proteção legal da fazenda.

Levantamento das espécies arbóreas isoladas

Nós realizamos um inventário das espécies arbóreas na fazenda Três Lagoas no ano de 2007, onde nós georeferrenciamos, marcamos com placas de alumínio numeradas, identificamos e medimos a altura e o diâmetro de todas as árvores isoladas com DAP (Diâmetro à Altura do Peito) ≥ 5 cm que ocorreram na pastagem e em plantação de eucalipto (Harvey & Harber 1999).

Para a amostragem da vegetação nativa nós utilizamos sete parcelas de 1 ha cada demarcadas no gride do PPBio, distribuídas entre os diferentes tipos de vegetação nativa encontrados na fazenda: uma parcela em cerrado *sensu stricto*, duas em cerradão e quatro em floresta estacional semidecidual. Todos os indivíduos com DAP ≥ 5 cm foram amostrados, identificados, medidos seu DAP e altura e plaqueados (Kinupp & Magnusson 2005). Estas parcelas foram consideradas células representativas da estrutura vegetacional e riqueza de espécies arbóreas daquelas vegetações. A riqueza de espécies em cada célula foi obtida pela contagem do número de espécies e da abundância de seus indivíduos. Material de todas as espécies coletadas está depositado no Herbarium Rio Clarense (HRCB) e foi identificado

através de consulta a literatura especializada e confirmação de especialistas. A partir deste ponto, nós chamaremos células em matriz antrópica e parcelas em vegetação nativa como células somente, sendo células em vegetação nativa incluem cerrado s.s., cerradão e floresta estacional semidecidual e as células na matriz antrópica compreende pastagem e plantação de eucalipto.

Filogenia

Nós construímos uma árvore filogenética para a comunidade arbórea total da fazenda através do software Phylomatic (Webb & Donoghue 2005) que inclui a nova classificação do *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III Group 2009), estimando a distância filogenética entre as espécies das diferentes famílias através da atual árvore Phylomatic (R20091110). Para aumentar a resolução da árvore nós consultamos filogenias recentes de algumas famílias: Fabaceae (Simon et al. 2009), Melastomataceae (Reginato et al. 2010), Myrtaceae (Lucas et al. 2007), e Rutaceae (Groppo et al. 2008). Colocamos nós não datados uniformemente entre os nós datados, utilizando o "ajustamento do comprimento do braço", algoritmo implementado em Phylocom (Webb et al. 2008).

Atributos funcionais das espécies

Dados funcionais foram coletados para todas as espécies identificadas no inventário realizado na fazenda. Baseado nesta amostra, nós coletamos dados de estados categóricos para todos os atributos funcionais, exceto para densidade de madeira e altura que possuem o caráter contínuo. A tabela 1 lista todos os estados considerados para cada atributo funcional.

Informações sobre a forma de vida das plantas e de suas categorias sucessionais foram derivadas de espécimes de herbário, das amostras coletadas em nosso estudo e floras publicadas da região (Figueiredo 1993; Lorenzi 1992, 1998; Batalha 1997; Torres et al. 1997;

Batalha & Martins 2004). Em casos onde as plantas foram conhecidas por ter mais do que uma forma de vida, nós usamos a forma de vida dos espécimes que nós coletamos durante o estudo ou a forma de vida mais listada na literatura. “Arbustos” são plantas pequenas maiores que 2 m e menores do que 5 m em idade adulta. “Lianas” incluem espécies lenhosas trepadeiras que possuem raízes no chão. “Árvores” são espécies lenhosas maiores do que 5 m quando da idade adulta e as “palmeiras” são plantas perenes, arborescentes da família Arecaceae com caule do tipo estipe e que podem alcançar grandes alturas.

Polinização e mecanismos de dispersão foram determinados usando informação da história de vida da espécie e do gênero em floras publicadas (Morellato 1991; Galetti 1992; Barbosa 1997; Batalha 1997; Borges 2000; Lorenzi 1992, 1998; Martins & Batalha 2006; Almeida-Neto et al. 2008). Quando possível, espécies com polinização e mecanismos de dispersão desconhecidos foram codificadas como tendo o mecanismo mais comumente encontrado de acordo com sua estrutura floral e do fruto, respectivamente. Cada espécie pode ter múltiplos mecanismos de polinização e de dispersão. Mecanismos de polinização e dispersão gerais, tais como polinização entomófila e dispersão endozoocórica por mamíferos, foram dados para aquelas espécies com mecanismos desconhecidos, mas com estrutura geral floral e frutos carnosos, respectivamente, ou aquelas conhecidas por ser polinizadas e dispersas por uma ampla gama de espécies. Dados da densidade de madeira das espécies foram coletados de flora publicada (Chave et al. 2006; Alves et al. 2010) e dados de altura foram derivados de nossas amostras feitas no campo.

Medidas de diversidade filogenética e funcional

Nós calculamos para cada célula os valores de diversidade filogenética e funcional associadas à composição das plantas arbóreas. Baseado nestes valores nós construímos mapas com o padrão espacial da diversidade filogenética e funcional na fazenda (de acordo com Carvalho

et al. 2010; Devictor et al. 2010; Safi et al. 2011). A diversidade filogenética foi calculada a partir das distâncias filogenéticas ultramétricas entre as espécies a partir da árvore filogenética. Nós utilizamos a diversidade filogenética (PD, de acordo com Faith 1992) como um índice de diversidade filogenética. PD é obtido a partir da soma do comprimento dos braços da árvore filogenética para as espécies que compõem a comunidade. PD é, portanto uma função do número de espécies e das diferenças filogenéticas entre elas (Faith 1992).

Nós calculamos a diversidade funcional (FD) usando o protocolo proposto por Petchey & Gaston (2006) onde utilizamos todos os atributos funcionais estudados (tabela 1), onde: 1) construímos uma matriz de espécies – atributos, 2) convertemos a matriz de espécies – atributos até uma matriz de distância, 3) classificamos a matriz de distância em um dendrograma, e 4) calculamos a diversidade funcional pela soma do comprimento dos ramos do dendrograma para a comunidade de espécies. Aqui nós utilizamos o método proposto por Pavoine et al. (2009) utilizando a distância de Gower para criar a matriz de distância e o UPGMA para construir o dendrograma.

Métodos de modelos nulos

Para cada célula nós testamos se o PD e o FD observados foram maiores, iguais ou menores do que o esperado ao acaso, assumindo um modelo nulo em que todas as espécies devem ocupar alguma célula na fazenda (Carvalho et al. 2010). Para cada célula nós fixamos a riqueza de espécies observadas, aleatorizamos a composição de espécies sem substituição, e então calculamos os valores PD e o FD esperado (Carvalho et al. 2010). Nós repetimos esse processo 1000 vezes para cada célula produzindo uma distribuição de valores de PD e outra de FD aleatórios. Finalmente, nós checamos se os valores de PD e de FD observados para cada célula estavam dentro dos valores empíricos do intervalo de confiança de 95% de suas distribuições simuladas. Essa aproximação permitiu-nos identificar células que possuem

maiores ou menores valores de PD e/ou FD do que o esperado ao acaso e sobrepô-los aos diferentes tipos de uso da terra encontrados na fazenda (Flynn et al. 2009; Carvalho et al. 2010).

Análises Estatísticas

Composição da comunidade vegetal

Para avaliarmos o efeito da matriz antrópica na comunidade vegetal nativa nós calculamos a riqueza, a área basal, a densidade e a diversidade de Shannon-Wiener (H') para todas as células amostradas na fazenda. Nós utilizamos ANOVA de uma via com o tipo de uso da terra em que as árvores foram amostradas como fator fixo e as estimativas da estrutura vegetacional como variáveis dependentes, separadamente. Nós utilizamos o teste de Tukey *a posteriori* para testarmos à diferença significante entre os diferentes tipos de uso da terra (Wilde et al. 2012).

Mudança da integridade na composição de espécies arbóreas foi acessada utilizando a composição da comunidade observada nas células amostradas em vegetação nativa como uma condição de referência, e quantificando em que extensão a composição de espécies nas células em ambientes alterados se desvia das células de referência no espaço multivariado (Figura 2). A composição de espécies arbóreas foi medida com Análise dos Componentes Principais (PCoA) realizada com base em uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Banks-Leite et al. 2011).

Identificando mudanças em atributos individuais de acordo com tipo de uso da terra

Para examinarmos se áreas de matriz com a presença de árvores isoladas na paisagem apresentam redução nos estados dos atributos funcionais em relação às áreas de vegetação

nativa nós utilizamos ANOVA de uma via com o tipo de uso da terra em que as árvores foram amostradas como fator fixo e o número de estado dos atributos por célula como fator dependente. Para determinarmos se houve uma diferença significativa entre os tipos de uso da terra considerados, nós utilizamos uma análise de contrastes ortogonais com três graus de liberdade. Nós utilizamos um teste de Tukey *a posteriori* para testar se havia diferença significante entre as células para cada atributo funcional separadamente (Mayfield et al. 2006).

Para testarmos se a composição dos estados dos atributos difere entre as células com árvores isoladas na matriz e a vegetação nativa, nós calculamos a proporção de indivíduos com cada estado do atributo em cada célula amostrada. Nós utilizamos o número de indivíduos em cada estado do atributo para calcular essa proporção. Então, essa proporção foi calculada como o número total de indivíduos com um estado do atributo dividido pelo número total de indivíduos amostrados na célula. Nós utilizamos essa proporção para realizar uma análise de ordenação com escala multidimensional não-métrica (NMDS) com base em uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, para cada atributo separadamente (Mayfield et al. 2006). Utilizando os dados de proporção nós ainda performamos uma análise de similaridade com 999 permutações baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, para cada atributo separadamente (ANOSIM, Mayfield et al. 2006).

Para determinarmos se a freqüência de estado dos atributos específicos diferiu entre os tipos de uso da terra, nós utilizamos ANOVA de uma via com o tipo de uso da terra como fator fixo e a proporção dos estados dos atributos por célula como fator dependente. Como acima, nós utilizamos três graus de liberdade em teste de contrastes ortogonais para testar a diferença entre os diferentes tipos de uso da terra em que as árvores foram amostradas e utilizamos o teste de Tukey *a posteriori* para testar a diferença significante entre os diferentes tipos de uso da terra (Mayfield et al. 2006).

Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade

Nós mapeamos a distribuição espacial de cada componente da diversidade utilizando uma interpolação através da técnica de krigagem baseada na estrutura de autocorrelação espacial das variáveis (Devictor et al. 2010). Essa técnica oferece a melhor e não tendenciosa predição das variáveis registradas em pontos amostrais discretos sob uma dada região (Cressie 1993).

Nós também utilizamos a cobertura das APP e Reserva Legal da fazenda, para avaliarmos se células com maior ou menor nível de cada componente da diversidade estavam incluídas na rede de áreas protegidas da fazenda. Nós organizamos todas as células da mais para a menos diversa, representando um gradiente de diminuição da diversidade. Nós então estimamos se os 20% das células com os maiores valores para cada componente da diversidade estavam protegidas nas áreas de APP e Reserva Legal. Todas as análises estatísticas foram feitas no software R (R Development Core Team 2009).

Resultados

Comunidade de plantas arbóreas isoladas na matriz antrópica

No total nós amostramos 7025 indivíduos de 212 espécies arbóreas pertencentes a 58 famílias botânicas (Tabela S1 material suplementar). Desta amostra, 1226 indivíduos foram arbóreos e arbustivos isolados na pastagem e em plantação de eucalipto, representados por 113 espécies pertencentes a 42 famílias botânicas. As famílias representadas por maior número de espécies foram Fabaceae (22 espécies), Myrtaceae (7), Lauraceae (5), Rutaceae (5) e Annonaceae (4). As famílias com maior abundância foram Fabaceae (424 indivíduos), Euphorbiaceae (128), Lauraceae (101) e Rutaceae (83), que juntas correspondem a 57% dos indivíduos amostrados na matriz de pastagem e em plantação de eucalipto. As espécies que com maior abundância

foram *Machaerium villosum* (127 indivíduos), seguida de *Copaifera langsdorffii* (112), *Pera glabrata* (104), *Platypodium elegans* (77), *Tabebuia alba* (67), *Ocotea corymbosa* (65) e *Gochnatia polymorpha* (58) que juntas correspondem a 47.3% dos indivíduos amostrados em isolamento na pastagem e em plantação de eucalipto.

Nas células em vegetação nativa nós amostramos 61 espécies em cerrado s.s., 82 em cerradão e 137 em floresta estacional semidecidual (Tabela S1 material suplementar). Os primeiros dois eixos de ordenação da composição de espécies nativas na paisagem explicaram 18.55% da variação no grupo de dados originais. A ordenação das células em duas dimensões mostrou que a composição de espécies na comunidade de plantas isoladas na matriz antrópica se distribuiu sobre todo o primeiro e segundo eixo de ordenação (Figura 2). Mas, a matriz de pastagem e de plantação de eucalipto apresentou riqueza de espécies, densidade de indivíduos, diversidade de espécies e área basal significativamente menores do que a vegetação nativa (Tabela 2).

Composição dos estados dos atributos funcionais e mudança no uso da terra

Nós encontramos significativamente menor número médio de mecanismos de polinização e de dispersão, de formas de vida e de categorias sucessionais em células na matriz antrópica do que em vegetação nativa (ANOVA: mecanismos de polinização, $F = 60.01$, $P < 0.0001$; mecanismos de dispersão, $F = 28.6$, $P < 0.0001$; formas de vida, $F = 39.34$, $P < 0.0001$; e categorias sucessionais, $F = 12.99$, $P < 0.0001$). Portanto, áreas de matriz antrópica com a presença de árvores isoladas apresentaram menor número médio de estado de atributos funcionais por célula amostrada do que aquelas na vegetação nativa (Tabela 3). Alguns estados para os atributos funcionais foram completamente perdidos para alguns tipos de uso da terra. Por exemplo, espécies polinizadas por pássaros, borboletas e moscas foram completamente perdidas nas células de cerrado s.s. e na matriz antrópica e espécies

polinizadas por moscas não foram encontradas em áreas de cerradão. Espécies dispersas por roedores foram perdidas para todos os tipos de uso da terra exceto para as células na matriz antrópica. Espécies com as formas de vida pertencentes às categorias de liana e de palmeira não foram encontradas nas células de cerrado s.s. e nós encontramos todos os estados para o atributo sucessional nas células amostradas nos diferentes tipos de uso da terra (Tabela 3).

Nós encontramos diferenças significativas e extensivas na freqüência dos estados dos atributos individuais entre os diferentes tipos de uso da terra amostrados. Espécies polinizadas por pássaros, por borboletas, por moscas e pelo vento foram menos comuns e até ausentes em áreas de matriz antrópica em comparação com a vegetação nativa (ANOVA: pássaros, $F = 207.3$, $P < 0.0001$; borboletas, $F = 4788$, $P < 0.0001$; moscas, $F = 59.95$, $P < 0.0001$; e vento, $F = 20.95$, $P < 0.0001$, Figura 3), mostrando que estados de atributos mais raros na paisagem podem ter sido perdidos com a mudança de uso da terra. Espécies com dispersão explosiva de suas sementes foram mais comuns em floresta estacional semidecidual do que nos outros tipos de uso da terra amostrados ($F = 5.84$, $P = 0.0006$, Figura 4), com os outros estados de dispersão de sementes não diferindo em suas freqüências entre os tipos de uso da terra estudados.

Quando nós comparamos a composição dos estados dos atributos funcionais entre os diferentes tipos de uso da terra, nós não encontramos diferenças significativas na similaridade da composição dos estados dos atributos funcionais entre eles, exceto para a forma de vida que diferiu significativamente, com as células na matriz sendo mais dissimilares em relação às de vegetação nativa (ANOSIM, $P = 0.001$; Figura 5).

Mudanças na diversidade funcional e filogenética entre os tipos de uso da terra

Para as células amostradas na fazenda, a riqueza de espécies, a diversidade filogenética e funcional diminuíram significativamente com a mudança do uso da terra (Figura 6). Em

particular os valores de PD e de FD decaíram drasticamente em áreas de matriz antrópica (P = 0.000002, P = 0.000002, respectivamente). Então, o número de espécies de plantas em uma comunidade, a diversidade de seus atributos funcionais e a história filogenética dessas comunidades diminuem drasticamente com a mudança no uso da terra (i.e. intensificação das atividades agrícolas, Figura 6).

Relações entre a diversidade filogenética, funcional e a riqueza de espécies e mudança no uso da terra

A diversidade funcional (FD) e a diversidade filogenética (PD) mostraram um padrão espacial muito similar devido a suas relações monotônicas com a riqueza de espécies (Figura 7a, b). A relação entre FD e a riqueza e também entre PD e a riqueza não foram lineares (Tabela 4). De fato, um modelo quadrático tem o melhor ajuste do que um modelo alternativo cúbico ou linear para ajustar a relação entre a riqueza de espécies e o PD, e o mesmo ocorreu entre a riqueza de espécies e o FD (Figura 7a, b e Tabela 4). E ainda, a relação entre o PD e o FD foi linear para as comunidades de plantas lenhosas (Figura 7c).

O modelo nulo testou se o FD e o PD nas comunidades de plantas lenhosas em vegetação nativa e em matriz antrópica foram significativamente maiores ou menores do que o esperado para assembléias aleatórias de espécies do grupo total de espécies amostradas. Para o FD, todas as células em vegetação nativa apresentaram FD maior do que o esperado para assembléias aleatórias de espécies, mas das células presentes na matriz antrópica, 25% delas apresentaram maior FD do que o esperado para as assembléias de espécies aleatórias (Tabela 5). O mesmo ocorreu com o PD, com 12.15% das células na matriz antrópica com maior PD do que o esperado para as assembléias geradas pelo modelo nulo (Tabela 5).

Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade

O mapeamento das relações entre a diversidade filogenética (PD), a diversidade funcional (FD) e a riqueza de espécies (S) revelaram importantes congruências espaciais entre os diferentes componentes da diversidade (Figura 8). Por exemplo, todos os componentes da diversidade apontaram à parte leste e oeste da fazenda como tendo altos níveis de PD, FD e de riqueza de espécies (Figura 8). Assim, nós destacamos aqui grandes áreas de congruência espacial entre as diferentes facetas da diversidade estudadas.

Nós fizemos uma análise para revelar o quanto os diferentes componentes da diversidade estão realmente protegidos na fazenda em áreas de APP e de Reserva Legal. O objetivo de avaliar as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade foi revelar, para um dado nível de diversidade incluído no monitoramento das células, a proporção delas que são protegidas (Figura 9). Essa avaliação foi baseada na proporção cumulativa de células incluídas na rede de áreas protegidas da fazenda, com as células classificadas da mais para a menos diversa. Essa representação permite testar se a proporção de áreas protegidas realmente conserva algum nível de diversidade. Como 16.7% de toda a área da fazenda é protegida, nós esperamos para um dado nível de diversidade e para cada componente da diversidade encontrar pelo menos 16.7% de células protegidas. Assim, nós encontramos que o PD, o FD e a riqueza de espécies foram igualmente capturados dentro da rede de áreas protegidas na fazenda (Figura 9). Por exemplo, entre as células que conservam mais do que 20% da riqueza de espécies, 47.5% estão protegidas. Igualmente, entre os 20% de células tendo os maiores valores de PD, 57.5% são protegidas e para o mesmo nível de diversidade, FD é igualmente sobre protegido: entre os 20% das células com maiores valores de FD, 50% são protegidas (Figura 9).

Discussão

Nós encontramos que a composição de espécies e de estados dos atributos funcionais não diferiram entre as células amostradas nos diferentes tipos de uso da terra. Apesar da diversidade taxonômica, funcional e filogenética na comunidade de plantas esparsas na matriz de eucalipto serem menores do que nas células em vegetação nativa, nós encontramos que células na matriz com a presença de árvores esparsas podem apresentar maior diversidade filogenética e funcional do que esperado para um grupo aleatório de espécies sendo, portanto importantes para a conservação da biodiversidade nessa paisagem. Nossas análises de diversidade funcional e filogenética para avaliar as conseqüências da mudança do uso da terra revelaram que a diversidade dos atributos funcionais e a diversidade filogenética mudam largamente como conseqüência da riqueza das espécies.

Nas últimas décadas, ecologistas, macroecologistas e biologistas da conservação desenvolveram ferramentas analíticas e metodológicas que tornaram possível uma avaliação mais criteriosa das diferenças entre as espécies para melhor compreender a composição e a estrutura das comunidades (Carvalho et al. 2010; Devictor et al. 2010). A diversidade filogenética e a diversidade funcional são medidas que quantificam tais diferenças dentro e entre as comunidades. Enquanto a primeira medida foca nos eventos biogeográficos históricos para descrever a história evolutiva das assembléias locais e regionais (Webb et al. 2002) a segunda reflete o papel das interações das espécies e a diversidade de atributos funcionais na comunidade que são supostamente ligados às funções ecológicas (Petchey & Gaston 2006). Então, preservar a diversidade filogenética e funcional pode, respectivamente, garantir a manutenção dos processos e características evolutivas, bem como a continuidade de provisão de bons serviços ecossistêmicos (Forest et al. 2007; Carvalho et al. 2010). A conservação da diversidade filogenética e funcional em áreas produtivas como em paisagem agrosilvicultural requer planejamento e monitoramento extensivo dos diferentes componentes da diversidade,

para prevenir a perda de importantes atributos funcionais que mantêm processos ecológicos importantes na paisagem (Flynn et al. 2009).

Nesse estudo, nós encontramos que poucos estados dos atributos funcionais foram perdidos na matriz antrópica. De acordo com esses resultados nós demonstramos a importância da manutenção das árvores na matriz de eucalipto. Adicionalmente, a matriz antrópica parece ter poucas espécies com o mesmo estado de determinado atributo funcional, o que confere baixa redundância funcional, enquanto a vegetação nativa tem múltiplas espécies que compartilham o mesmo atributo funcional. Há muitos mecanismos não mutuamente exclusivos que podem ter originado tal padrão. Assembléias de árvores na matriz antrópica são compostas de espécies complementares, que pode ser um resultado da pressão competitiva e da baixa energia disponível nesse ambiente (Manning et al. 2006; Tews et al. 2004). Além disso, altas taxas de extinções locais de espécies na matriz também podem resultar nesse padrão observado (Safi et al. 2011). A baixa disponibilidade de recursos na matriz pode forçar as espécies a ser funcionalmente distintas e ocupar um amplo nicho ecológico (Safi et al. 2001). Então, nós mostramos que a assembléia de árvores na matriz antrópica pode ser resultado de adaptações a novos ambientes ou a áreas recentemente recolonizadas, como no caso da paisagem agrosilvicultural estudada (Weir & Schluter 2007; Flynn et al. 2009; Safi et al. 2011).

A riqueza de espécies na comunidade de plantas arbóreas da fazenda seguiu uma tendência típica de ambientes fragmentados com a maior diversidade de plantas em fragmentos de mata nativa, mostrando um forte gradiente do tipo de uso da terra nos valores de diversidade taxonômica. Enquanto a riqueza de espécies pode grandemente influenciar a função ecológica, a influência da presença de espécies únicas funcionalmente e filogeneticamente, isto é, o efeito da amostragem é um processo importante (Cardinale et al. 2006; Flynn et al. 2009), pois espécies únicas podem contribuir substancialmente para a

função ecológica (Lyons et al. 2005). A influência da composição de espécies, não somente da riqueza de espécies pode ser vista através da diversidade funcional e filogenética, onde a presença de espécies funcionalmente e filogeneticamente distintas pode substancialmente aumentar a diversidade funcional e filogenética na comunidade (Flynn et al. 2009). Como pontuado por Manning et al. (2006) árvores isoladas presentes em paisagens recentemente alteradas como nesse estudo são consideradas estruturas chave, por serem funcionalmente únicas. Então para manter funções ecológicas, é amplamente reconhecido que a prioridade deve ser dada para espécies que cumpram um papel funcional único em maior taxa do que espécies redundantes funcionalmente (Elmqvist et al. 2003; Manning et al. 2006).

A associação positiva entre a diversidade funcional e filogenética e a riqueza de espécies indica que para um dado nível de riqueza de espécies as assembléias podem ter maior ou menor diversidade filogenética e diversidade funcional. A dispersão representa o grau de importância da composição das espécies, onde um aumento da dispersão implica forte efeito da identidade das espécies como oposto a riqueza das espécies (Safi et al. 2011). Então, tanto a diversidade filogenética como a diversidade funcional mostraram a tendência de um limite com o aumento da riqueza de espécies. Isso indica que com o aumento da riqueza de espécies, a probabilidade de que espécies adicionais que entram na comunidade sejam distintas funcionalmente e filogeneticamente diminui, como está ocorrendo na vegetação nativa na fazenda (Cianciaruso et al. 2009; Safi et al. 2011). Como as árvores esparsas na matriz não fazem parte de um fragmento de floresta consolidado e ocupam, neste estudo, uma área ampla com baixa densidade de indivíduos, o seu efeito na paisagem e na escala local é pronunciado (ver Manning et al. 2006; Duarte et al. 2010).

Nós encontramos que a rede de áreas protegidas na fazenda estudada não é inteiramente capaz de representar a diversidade funcional e filogenética da comunidade de plantas arbóreas na paisagem agrosilvicultural. Para as células que apresentaram os 20% dos

maiores valores de diversidade funcional e de diversidade filogenética na comunidade de plantas arbóreas, 50% e 57.5% delas respectivamente, estão incluídas nas áreas protegidas da fazenda. Mas há um fator agravante: cerca de 40% das áreas protegidas contém menor diversidade filogenética do que o esperado pelo simples acaso. Como conseqüência, a história evolutiva das comunidades de plantas arbóreas pode estar mais ameaçada do que nós esperaríamos ao acaso. De acordo com esse cenário a seleção de novas áreas para maximizar a representação da diversidade filogenética e funcional é essencial para objetivos de conservação. Como pontuado por estudos recentes a importância da inclusão da história evolutiva das espécies (Forest et al. 2007; Loyola et al. 2008a; Carvalho et al. 2010) e dos atributos biológicos (Loyola et al. 2008b, 2009; Carvalho et al. 2010) como guias para planos de conservação.

Portanto, combinar o ponto de vista ecológico e filogenético é essencial planejar estratégias de conservação em áreas altamente fragmentadas e com alta perda de espécies como sugerido por Carvalho et al. (2010) e Devictor et al. (2010). Nós sugerimos que mapear a diversidade funcional e filogenética simultaneamente oferece maior compreensão entre a relação da diversidade de espécies e a diversidade funcional e filogenética (Devictor et al. 2010). E ainda mais, para uma dada mudança na composição de espécies entre áreas, alta mudança em diversidade funcional (ou filogenética) revelará a singularidade funcional (ou filogenética) das espécies dentro de determinada área. A perda de poucas espécies nessas áreas, como as árvores isoladas na matriz de eucalipto, pode potencialmente afetar funções ecológicas em larga escala (Tews et al. 2004, Manning et al. 2006, Taylor et al. 2006).

Nós mostramos a importância da conservação das árvores isoladas em meio a matriz de eucalipto para manter importantes funções ecológicas nesse ambiente alterado pela ação antrópica. Esses resultados nos remetem a importante discussão atual: devemos conservar elementos biológicos espalhados na matriz antrópica ou priorizar a conservação nos

fragmentos de mata nativa na paisagem (Lindenmayer & Cunningham 2012)? Nós concluímos que a preservação das árvores isoladas em meio às áreas produtivas de matriz, como no nosso caso plantação de eucalipto, pode ajudar a preservar importantes elementos da diversidade funcional e filogenética, preservando assim as funções ecológicas em meio à matriz, importantes para a paisagem como um todo. A preservação de espécies únicas, funcionalmente e filogeneticamente, deve ser priorizada para contrapor a perda de espécies presentes nesse ambiente alterado e altamente dinâmico.

Agradecimentos - Nós agradecemos aos proprietários das fazendas Três Lagoas e Arca pela permissão e suporte para o desenvolvimento dessa pesquisa. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de doutorado concedida a EAA e pela bolsa de produtividade em pesquisa a LPCM. O laboratório de fenologia e o grupo de fenologia de plantas e dispersão de sementes recebe suporte da FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo). O presente estudo é parte integrante de um levantamento multitaxa chamado “Mudanças Socioambientais no Estado de São Paulo e Prespectivas para a Conservação” financiado pela FAPESP (Proc. Nº. 06/60954-4).

Literatura Citada

Aldrich, P. R. and J.L. Hamrick. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. Science 281: 103 - 105.

Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., and A. Oliveira-Filho. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. Global Ecology and Biogeography 17: 503-513.

Alves, L.F., Vieira, S.A., Scaranello, M.A., Camargo, P.B., Santos, F.A.M., Joly, C.A., and L.A. Martinelli. 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). Forest Ecology and Management 260: 679-691.

Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment 74: 19-31.

APG III Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. Botanical Journal of Linnean Society 161: 105-121.

Banks-Leite, C., Ewers, R.M., Kapos, V., Martensen, A.C. and J.P. Metzger. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. Journal of Applied Ecology 48: 706-714.

Barbosa, A.A.A. 1997. Biologia reprodutiva de uma comunidade de campo sujo, Uberlândia/MG. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Batalha, M.A. 1997. Análise da vegetação da ARIE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passo Quatro, SP). Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP.

Batalha, M.A., and F.R. Martins. 2004. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park (central Brazil). Australian Journal of Botany 52: 149-161.

Beier, P., and R.F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? Conservation Biology 12: 1241-1252.

Bernhard-Reversat, F. 2001. Effect of exotic tree plantations on plant diversity and biological soil fertility in the Congo savanna: with special reference to eucalypts. Center for International Forestry Research, Bogor.

Borges, H.B.N. 2000. Biologia reprodutiva e conservação do estrato lenhoso numa comunidade de cerrado. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., and J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation 17: 925-951.

Cadotte, M.W., Cavender-Baresn, J., Tilman, D., T.H. Oakley. 2009. Using phylogenetic, functional and trait diversity to understand patterns of plant community productivity. PLoS One 4: e5695.

Cardinale, B.J., Srivastava, D.S., Duffy, J.E., Wright, J.P., Downing, A.L., Sankaran, M., and C. Jouseau. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. Nature, 443: 989-992.

Carvalho, R.A., Cianciaruso, M.V., Trindade-Filho, J., Sagnori, M.D., and R.D. Loyola. 2010. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the Brazilian Cerrado. Natureza & Conservação 8: 171-176.

Cascante, A., Quesada, M., Lobo, J. A. and E.J. Fuchs. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. Conservation Biology 16: 137 - 147.

Chave, J., Muller-Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., ter Steege, H., and C.O. Webb. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. Ecological Applications 16: 2356-2367.

Cianciaruso, M.V., Batalha, M.A., Gaston, K.J., and O.L. Petchey. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. Ecology 90: 81-89.

Concepción, E.D., Díaz, M., and R.A. Baquero. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. Landscape Ecology 23: 135-148.

Cressie, N. 1993. Statistic for spatial data. John Wiley & Sons, New York.

Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., and N. Mouquet. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. Ecology Letters 13: 1030-1040.

Díaz, S., Lavorel, S., Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., and M. Robson. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 104: 20684-20689.

Duarte, L.S., Hofmann, G.S., Santos, M.M.G., Hartz, S.M., and V.D. Pillar. 2010. Testing for the influence of niche and neutral factors on sapling community assembly beneath isolated woody plants in grasslands. Journal of Vegetation Science 21: 462-471.

Dunn, R.R. 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. Biological Conservation 95: 317-321.

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., and J. Norberg. 2003. Response diversity, ecosystem change and resilience. Frontiers in Ecology and Environment 1, 488-494.

Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. Biological Conservation 61: 1-10.

Figueiredo, N. 1993. Estudo fitossociológico em uma floresta mesófila semidecídua secundária na Estação Experimental de Angatuba, Município de Angatuba, SP. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Fischer, J. and D.B. Lindenmayer. 2007. Landscape modifications and habitat fragmentation: a synthesis. Global Ecology and Biogeography 16: 265-280.

Fischer, J., Sttot, J., B.S. Law. 2010. The disproportionate value of scattered trees. Biological Conservation 143: 1564-1567.

Fleishman, E., Murphy, D.D., and P.F. Brussard. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. Ecological Applications 10: 569-579.

Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M. and DeClerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. Ecology Letters 12: 22-33.

Fonseca, C.R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C.G., Boelter, C.R., Brescovit, A.D., Campos, L.M., Fleck, T., Fonseca, V.S., Hartz, S.M., Joner, F., Käffer, M.I., Leal-Zanchet, A.M., Marcelli, M.P., Mesquita, A.S., Mondin, C.A., Paz, C.P., Petry, M.V., Piovensan, F.N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E.M. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic forest. Biological Conservation 142, 1209-1219.

Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, J., Cowling, R.M., Faith, D.P., Balmford, A., Manning, J.C., Proches, S., van der Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T.A.J., and V.

Savolainen. (2007) Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. Nature 445: 457-760.

Forman, R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Furley, P.A. 1999. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. Global Ecology and Biogeography 8: 223-241.

Galetti, M. 1992. Sazonalidade na dieta de vertebrados frugívoros em uma floresta semidecídua no Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Gaston, K.J., and J.I. Spicer. 2004. Biodiversity: an introduction. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Groppo, M., Pirani, J.R., Salatino, M.L.F., Blanco, S.R., and J.A. Kallunki. 2008. Phylogeny of Rutaceae based on two noncoding regions from cpDNA. American Journal of Botany 95: 985-1005.

Hagen, M., Kissling, W.D., Rasmussen, C., Aguiar, M.A.M., Brown, L.E., Carstensen, D.W., Alves-dos-Santos, I., Dupont, Y.L., Edwards, F.K., Genini, J., Guimarães Jr., P.R., Jenkins, G.B., Jordano, P., Naiser-Bunbury, C.N., Ledger, M.E., Maia, K.P., Marquitti, F.M.D., Mclaughlin, Ó., Morellato, L.P.C., O'Gorman, E.J., Trojelsgaard, K., Tylianakis, J.M., Vidal, M.M., Woodward, G., Olesen, J.M. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. Advances in Ecological Research 46, 89-210.

Harrison, S., and E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecography 22: 225-232.

Harvey C.A., and W.A. Harber. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. Agroforestry Systems 44: 37-68.

Harvey, C.A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B.G., Finegan, B., Griffith, D.M., Martínez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., Van Breugel, M., and M. Wishnie. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspots. Conservation Biology 22: 8 – 15.

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setala, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., and D.A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75: 3-35.

Houghton, R.A. 1994. The worldwide extent of land-use change. BioScience 44: 305-313.

Knapp, S., Kühn, I., and O. Schweig. 2008. Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. Ecology Letters 11: 1054-1064.

Kinupp, V.F., and W.E. Magnusson. 2005. Spatial patterns in the understorey shrub genus *Psychotria* in Central Amazonia: effects of distance and topography. Journal of Tropical Ecology 21: 363-374.

Köppen, W. 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra, FCE, México.

Kronka, F.J.N., Nalon, M.A., Matsukuma, C.K., Kanashiro, M.M., Ywane, M.S.S., Lima, L.M.P.R., Guillaumon, J.R., Barradas, A.M.F., Pavão, M., Manetti, L.A., and S.C. Borgo. 2000. Mapeamento e quantificação do reflorestamento no Estado de São Paulo. < http://www.sp.br.emb-japan.go.jp/portugues/img/simp_kronka.pdf >. Access 10/10/2007.

Lindenmayer, D.B., and S.A. Cunningham. 2012. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. Landscape Ecology, DOI 10.1007/s10980-012-9720-9.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., and J. Fischer. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. Biological Conservation 131: 433-445.

Lorenzi, H. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1º ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2º ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP.

Loyola, R.D., De Oliveira, G., Diniz-Filho, J.A.F., and T.M. Lewinsohn. 2008a. Conservation of neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. Diversity and Distributions 14: 949-960.

Loyola, R.D., Becker, C.G., Kubota, U., Haddad, C.F.B., Fonseca, C.R., T.M. Lewinsohn. 2008b. Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened neotropical anurans depend on their life-history traits. PLoS One 3: e2120.

Lucas, E.J., Harris, S.A., Mazine, F.F., Belsham, S.R., Lughadha, E.M.N., Telford, A., Gasson, P.E., and M.W. Chase. 2007. Suprageneric phylogenetics of Myrteae, the generically richest tribe in Myrtaceae (Myrtales). Taxon 56: 1105-1128.

Luck, G.W., and G.C. Daily. 2003. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition and foraging differ by landscape context. Ecological Applications 13: 235-247.

Lyons, K.G., Brigham, C.A., Traut, B.H., and Schwartz. 2005. Rare species and ecosystem functioning. Conservation Biology 19: 1019-1024.

Manning, A.D., Fischer, J. and D.B. Lindenmayer. 2006. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. Biological Conservation 132: 311-321.

Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Rosalino, L.M., Verdade, L.M. 2012. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. Forest Ecol. Manag. 282, 185-195.

Martins, F.Q., and M.A. Batalha. 2006. Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the upper Taquari region (central Brazil). Brazilian Journal of Biology 66: 543-552.

Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S., and P.A. Vesk 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. Global Ecology and Biogeography 19: 423-431.

Mayfield, M.M., Ackerly, D., and G.C. Daily. 2006. The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. Journal of Ecology 94: 522-536.

Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G. and R. Pardini. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. Biological Conservation 142: 1166-1177.

Morellato, L.P.C. 1991. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP.

Nadkarni N.M., and W.A. Harber. 2009. Canopy seed banks as time capsules of biodiversity in pasture – remnant tree crowns. Conservation Biology 23: 1117-1126.

Oliver, I., Pearce, S., Greenslade, P.J.M., and D.R. Britton. 2006. Contribution of paddock trees to the conservation of terrestrial invertebrate biodiversity within grazed native pastures. Austral Ecology 31: 1-12.

Pardini, R., Faria, D., Accacio, G.M., Laps, R.R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., and J. Baumgarten. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. Biological Conservation 142: 1178-1190.

Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A., Gachet, S., and H. Daniel. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. Oikos 118: 391-402.

Petchey, O.L., and K.J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecology Letters 9: 741-758.

Petchey, O.L., Evans, K.L., Fishburn, I.S., and K.J. Gaston. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. Journal of Animal Ecology 76: 977-985.

Pizo, M.A., and B.T.P. Santos. 2011. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a Brazilian fragmented landscape. Biotropica 43: 335-342.

Projeto Lupa. 2005. http://www.cati.sp.gov.br/serviços/index.htm. Access 10/10/2007.

R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, http://www.r-project.org.

Reginato, M., Michelangeli, F.A., and R. Goldenberg. 2010. Phylogeny of *Pleiochiton* (Melastomataceae, Miconieae) total evidence. Botanical Journal of Linnean Society 162: 423-434.

Safi, K., Cianciaruso, M.V., Loyola, R.D., Brito, D., Armour-Marshall, K., and J.A.F. Diniz-Filho. 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. Phylosophical Transactions of the Royal Society B 366: 2536-2544.

Saunders, D.A., and R.J., Hobbs 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? Pages 421-427 In: Saunders, D.A., and R.J., Hobbs (eds.) Nature conservation. II. The role of corridors. Surrey Beatty, Chipping Norton.

Simon, M.F., Grether, R., Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T., and C.E. Hughes. 2009. Recent assembly of the cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 106: 20359-20364.

Taylor, B.W., Flecker, A.S., and R.O.Jr. Hall 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. Science 313: 833-836.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography 31: 79-92.

Torres, R.B., Martins, F.R., and L.S. Kinoshita. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. Revista Brasileira de Botânica 20: 41-49.

Uezu, A., Metzger, J.P., and J.M.E. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic forest bird species. Biological Conservation 123: 507-519.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeek, M.A., and M.J. Donoghue. 2002. Phylogenies and community ecology. Annual Review of Ecology and Systematics 33: 475-505.

Webb, C.O., and M.J. Donoghue. 2005. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. Molecular Ecology Notes 5: 181-183.

Webb, C.O., Ackerly, D.D., and S.W. Kembel. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. Bioinformatics 24: 2098-2100.

Weibull, A., and Ö. Östman. 2003. Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat, and farm management. Basic Applied Ecology 4: 349-361.

Weir, J.T., and D. Schluter. 2007. The latitudinal gradient in recent speciation and extinction rates of birds and mammals. Science 315: 1574-1576.

Wiens, J.J., and C.H. Graham. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology and conservation biology. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 36: 519-539.

Wilde, M.D., Buisson, E., Ratovoson, F., Randrianaivo, R., Carrière, S.M., and P.P.L. Ii. 2012. Vegetation dynamics in a corridor between protected areas after slash – and – burn cultivation in south-eastern Madagascar. Agriculture, Ecosystems and Environment 159: 1-8.

Wolff, A., Dieuleveut, T., Martin, J.L. and Bretagnolle, V. 2002. Landscape context and little bustard abundance in a fragmented steppe: implications for reserve management in mosaic landscape. Biological Conservation 107: 211-220.

Tabela 1. Atributos funcionais utilizados para categorizar as espécies amostradas na Fazenda Três Lagoas, em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil.

Função	Tipo de dado	Estados dos atributos funcionais (dados categóricos) e atributos funcionais contínuos
Polinização	Categórico	Abelha, besouro, borboleta, vários insetos, mariposa, morcego, mosca, pássaro, vento
Dispersão	Categórico	Gravidade, mamífero, mista (geral), morcego, pássaro, propulsão, roedor, vento
Forma de vida	Categórico	Arbusto, árvore, liana, palmeira
Categorias sucessionais	Categórico	Pioneira, secundária inicial, secundária tardia, clímax
Densidade da madeira (g cm^{-3})	Contínuo	0.22 – 1.19
Altura (m)	Contínuo	2.0 – 30.0

Tabela 2. Parâmetros de estrutura e diversidade da vegetação na comunidade vegetal na fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil. Média ± desvio padrão, letras diferentes representam diferenças estatisticamente significantes.

	Matriz	Cerrado	Cerradão	Floresta semidecidual
Riqueza (Nº espécies/ha)	3.82 ± 4.5	42.5 ± 7.8	57.5 ± 14.8	66.5 ± 23.6
Densidade (Nº indivíduos/ha)	7.7 ± 15.7	847 ± 91.9	881.5 ± 197.3	657. 25 ± 192.1
Diversidade (H'/ha)	0.821 ± 0.785	2.888 ± 0.002	3.054 ± 0.278	3.153 ± 0.738
Área basal (m^2/ha)	1.29 ± 1.76	10.74 ± 0.64	13.26 ± 2.53	15.27 ± 2.94

Tabela 3. Riqueza média dos estados categóricos para os atributos funcionais por célula amostrada na fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significantes.

Atributos funcionais	Matriz	Cerrado	Cerradão	Floresta
Polinização	1.8 ± 1	6 ± 0	7 ± 1.4	7 ± 1.8
Dispersão	2.1 ± 1.4	6 ± 1.4	6 ± 0	7.3 ± 0.9
Formas de vida	1.3 ± 0.5	2 ± 0	3.5 ± 0.7	3.75 ± 0.5
Categorias sucessionais	1.8 ± 0.8	3 ± 0	4 ± 0	3.75 ± 0.5

Tabela 4. Parâmetros estimados para a relação quadrática entre a riqueza de espécies (S) e a diversidade filogenética (PD) e a diversidade funcional (FD) utilizando uma análise de superfície de tendência.

	PD: $R^2 = 0.97$			FD: $R^2 = 0.96$		
	estimado ± s.e.	T	P	estimado ± s.e.	t	P
Intercepto	13.42 ± 0.75	17.94	0.000001	0.68 ± 0.06	11.52	0.000001
S	5.49 ± 0.12	46.04	0.000001	0.33 ± 0.009	37.47	0.000001
S^2	-0.03 ± 0.002	-19.12	0.000001	-0.001 ± 0.0001	-12.80	0.000001

Tabela 5. Resultado do modelo nulo em percentagem (e em número, entre parênteses) de células em vegetação nativa e matriz antrópica, onde as assembléias de plantas arbóreas possuem menor ou maior diversidade funcional (FD) e filogenética (PD) do que o esperado ao acaso para um grupo de espécies aleatórias, na fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil.

	Vegetação nativa	Matriz antrópica
FD menor do que o esperado pelo modelo	0	31.49 (57)
FD maior do que o esperado pelo modelo	100 (7)	25.97 (47)
PD menor do que o esperado pelo modelo	28.57 (2)	2.2 (4)
PD maior do que o esperado pelo modelo	0	12.15 (22)

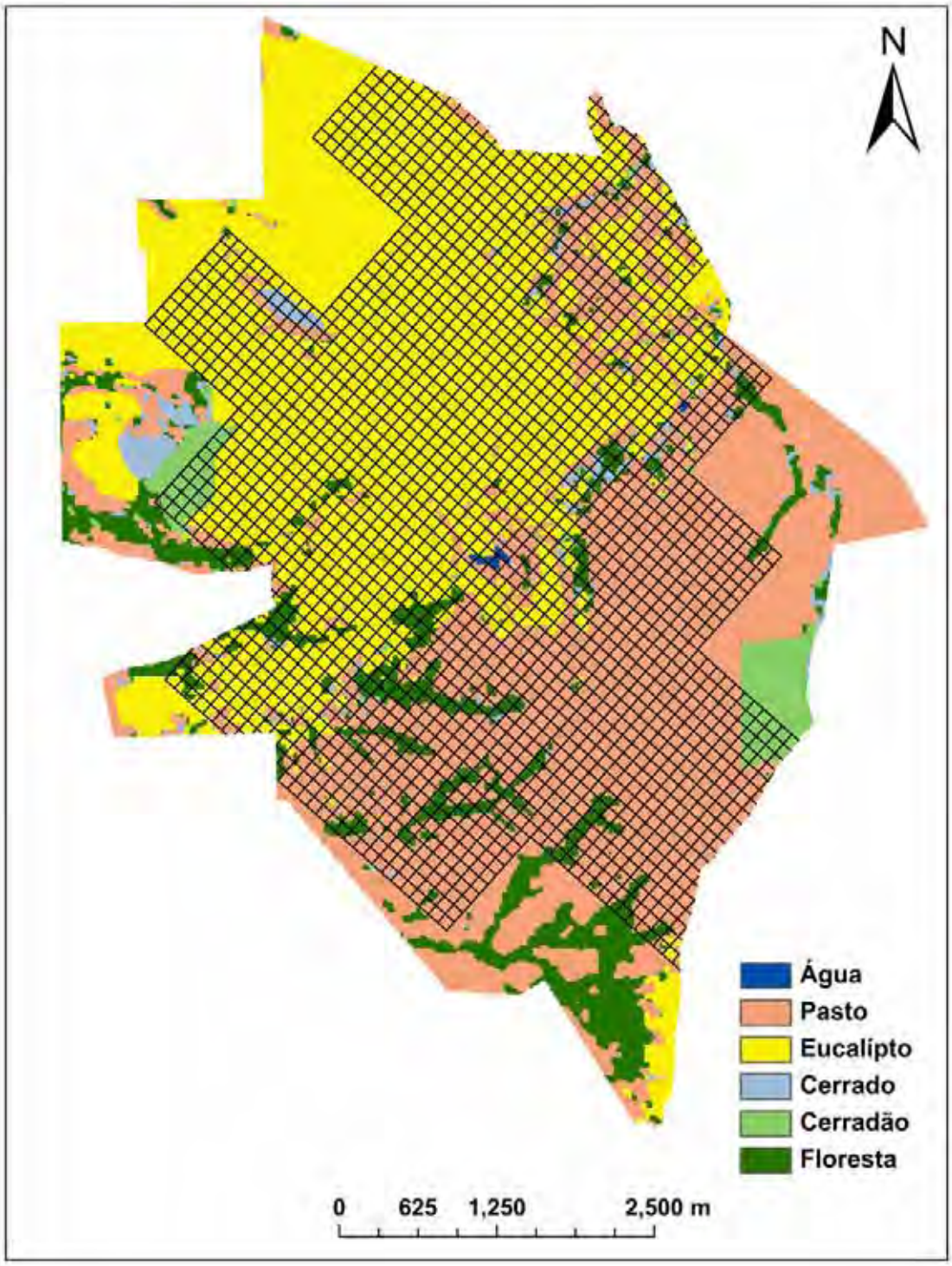

Figura 1. Visão geral da área amostral com a grade marcada para a fazenda Três Lagoas em Angatuba, SP.

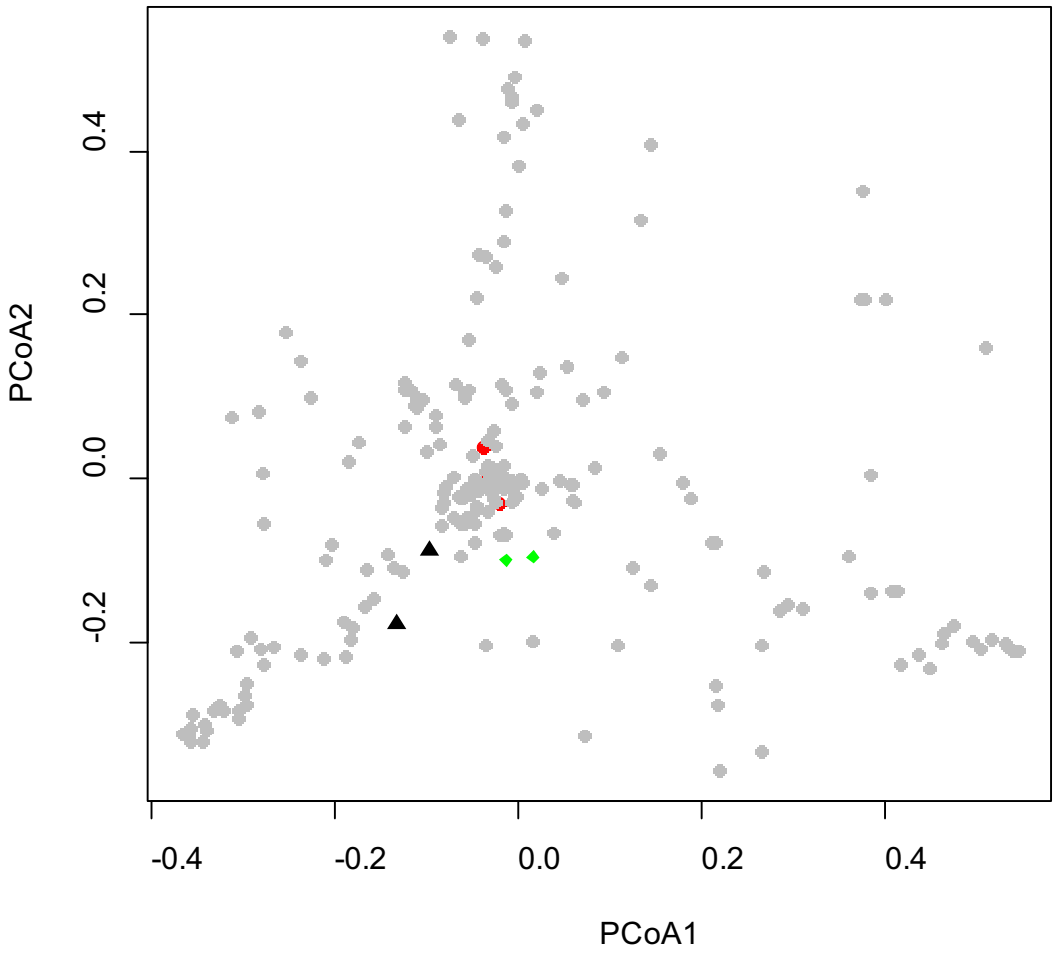

Figure 2. Análise de ordenação através de PCoA em duas dimensões da comunidade de plantas arbóreas na fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil. Cinza: células amostradas na matriz; Preto: células amostradas em cerrado *sensu stricto*; Verde: células amostradas em cerradão; e Vermelho: células amostradas em floresta estacional semidecidual.

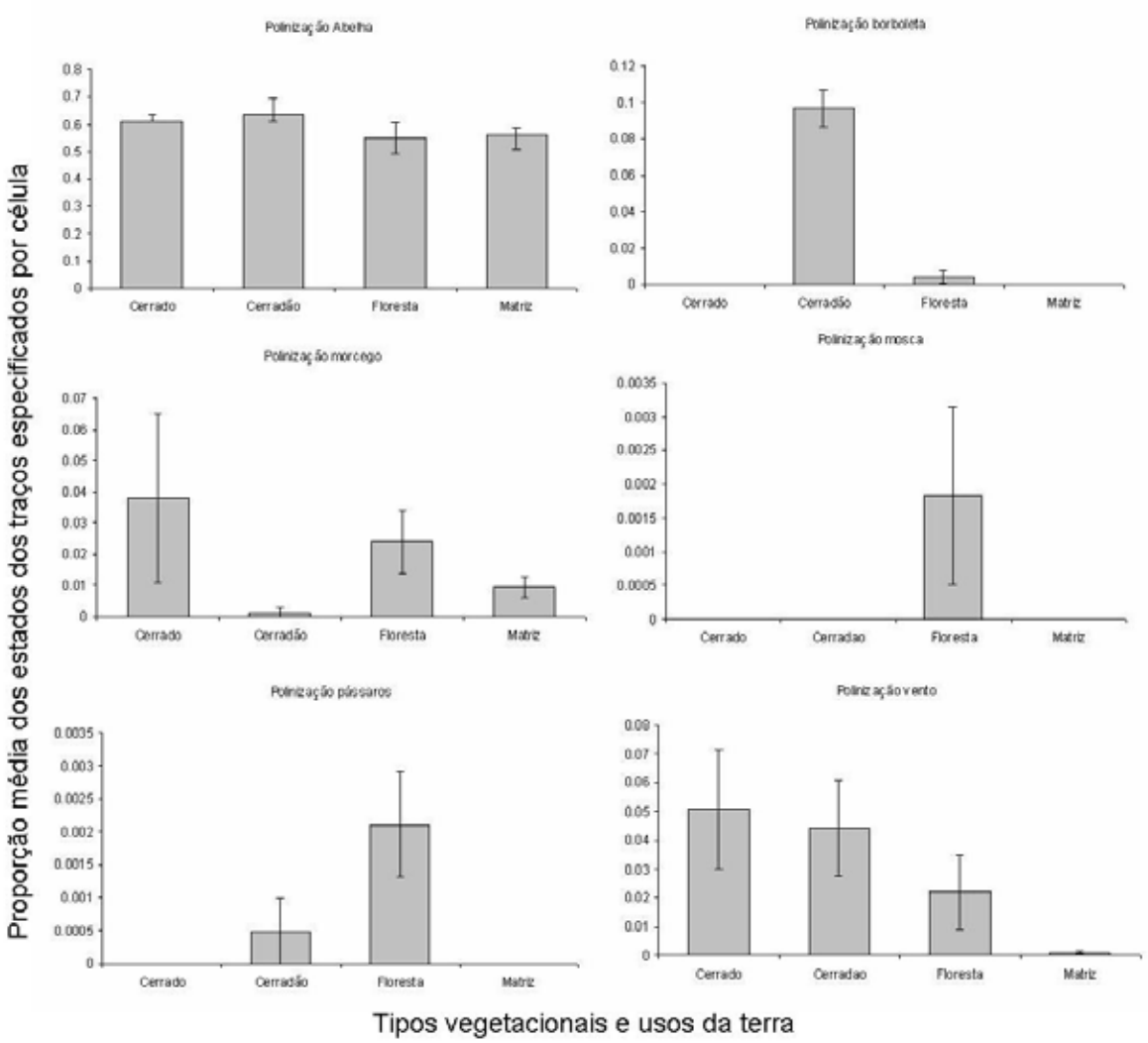

Figura 3. Proporção média ± desvio padrão de indivíduos arbóreos por célula com os estados do atributo de polinização com flores polinizadas abelhas, borboletas, morcegos, moscas, pássaros e pelo vento, de acordo com o uso da terra na fazenda Três Lagoas, Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil.

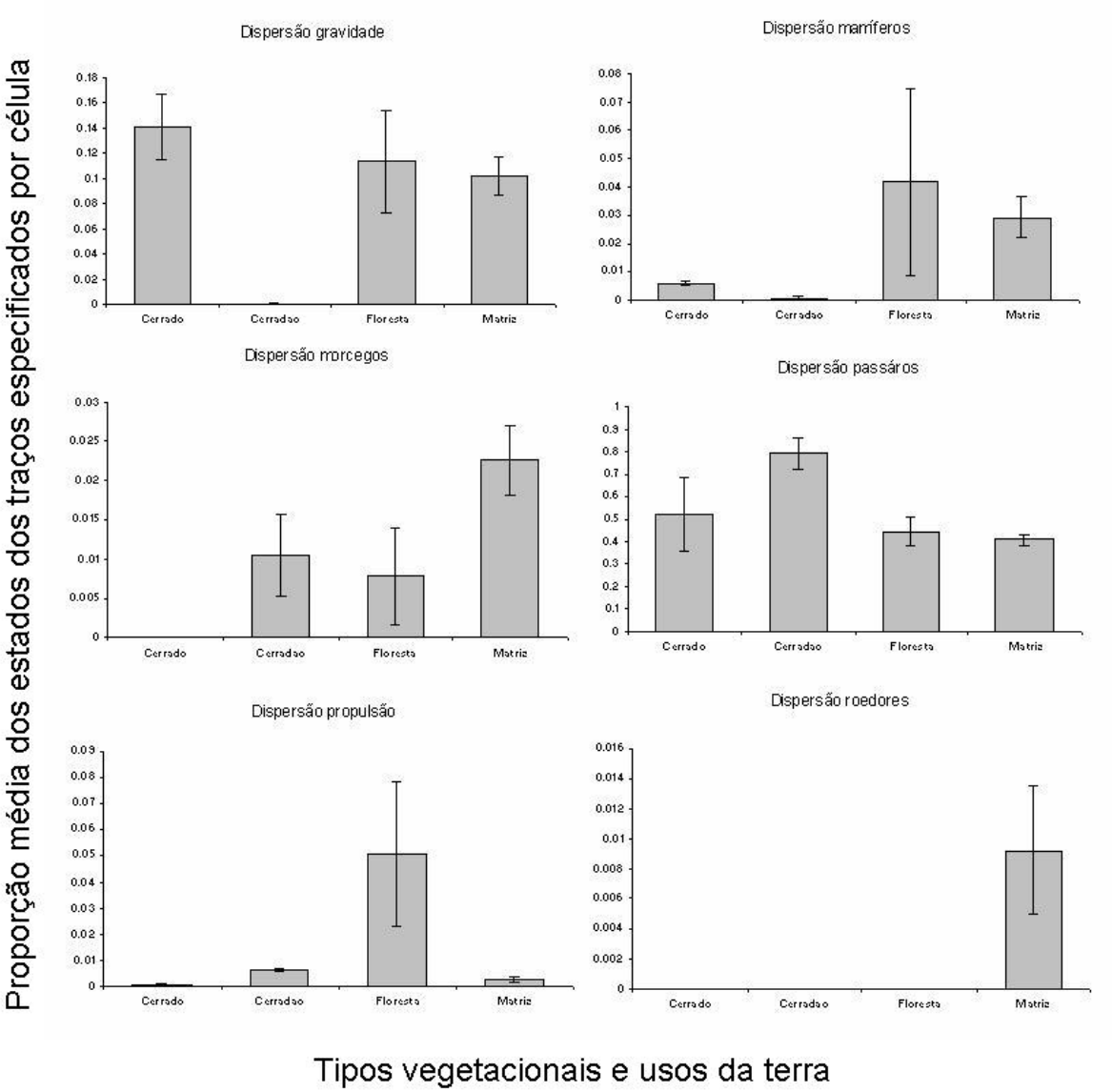

Figura 4. Proporção média ± desvio padrão de indivíduos arbóreos por célula com estados do atributo de dispersão dos frutos por gravidade, mamíferos, morcegos, pássaros, propulsão (explosão) e por roedores na fazenda Três Lagoas, Angatuba, São Paulo, Sudeste do Brasil.

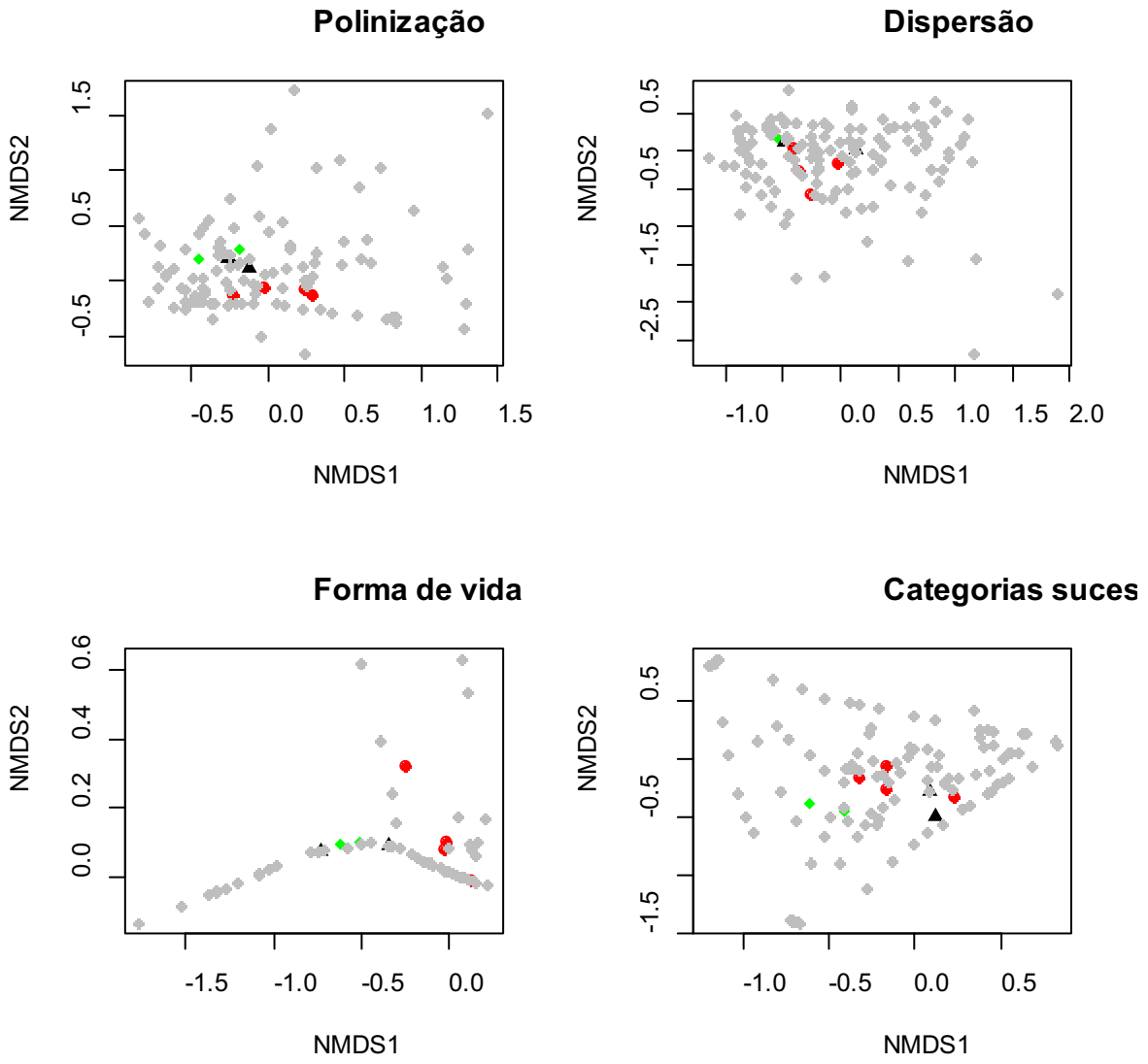

Figura 5. Ordenação pela escala multidimensional não-métrica (NMDS) para a composição dos estados dos quatro atributos funcionais categóricos estudados, utilizando o número de indivíduos com cada estado do atributo como base para o cálculo, na fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil. Cinza: células amostradas na matriz; Preto: células amostradas em cerrado *sensu stricto*; Verde: células amostradas em cerradão; e Vermelho: células amostradas em floresta estacional semidecidual.

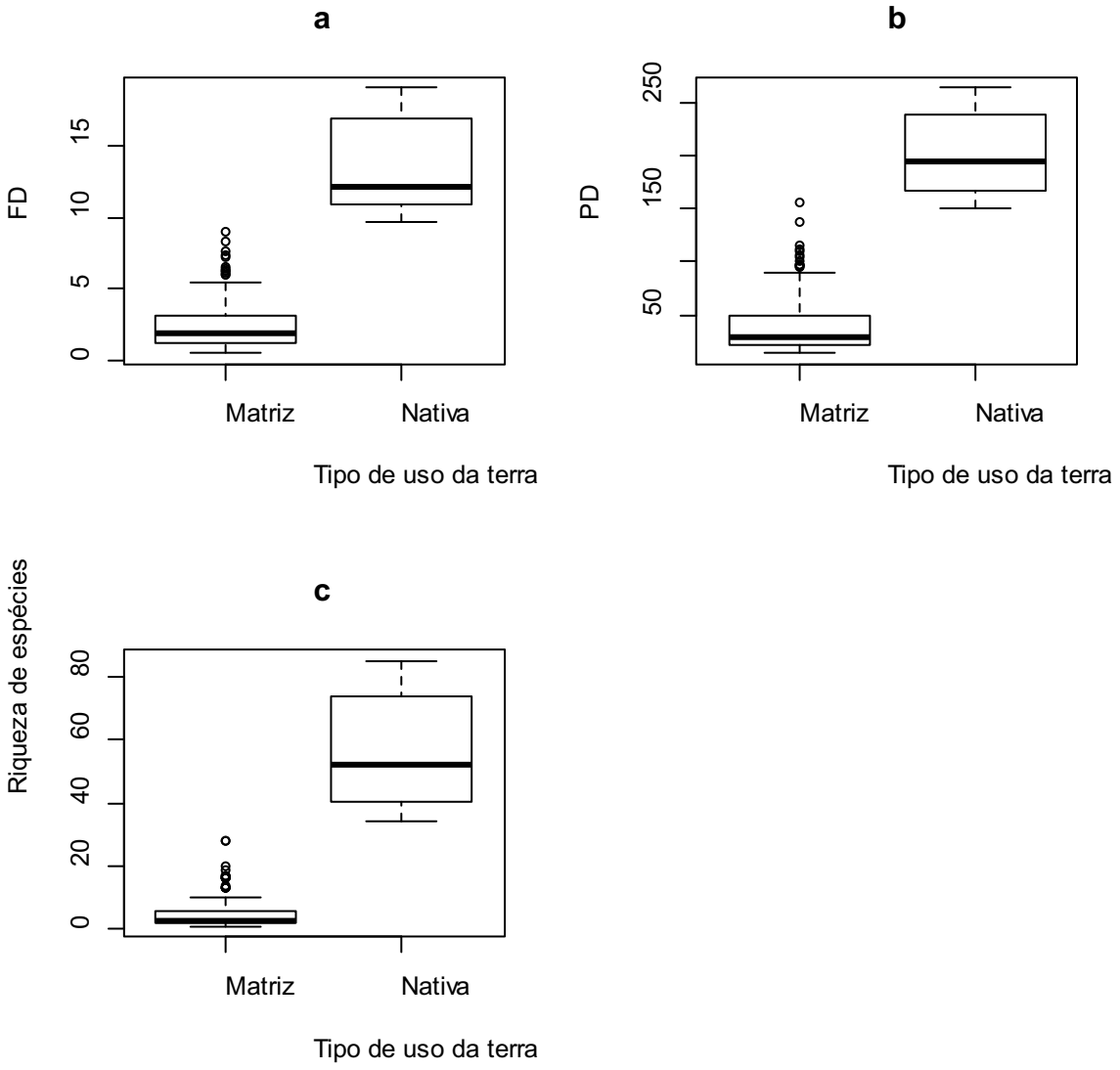

Figura 6. Distribuição da A: diversidade funcional (FD) de acordo com Petchey & Gaston (2006), B: diversidade filogenética (PD) de acordo com Faith (1992) e C: riqueza de espécies (S) em matriz antrópica (Matriz) e em vegetação nativa (Nativa). Esses parâmetros consistentemente declinam com a mudança do uso da terra (i.e. a intensificação agrícola, $P < 0.05$).

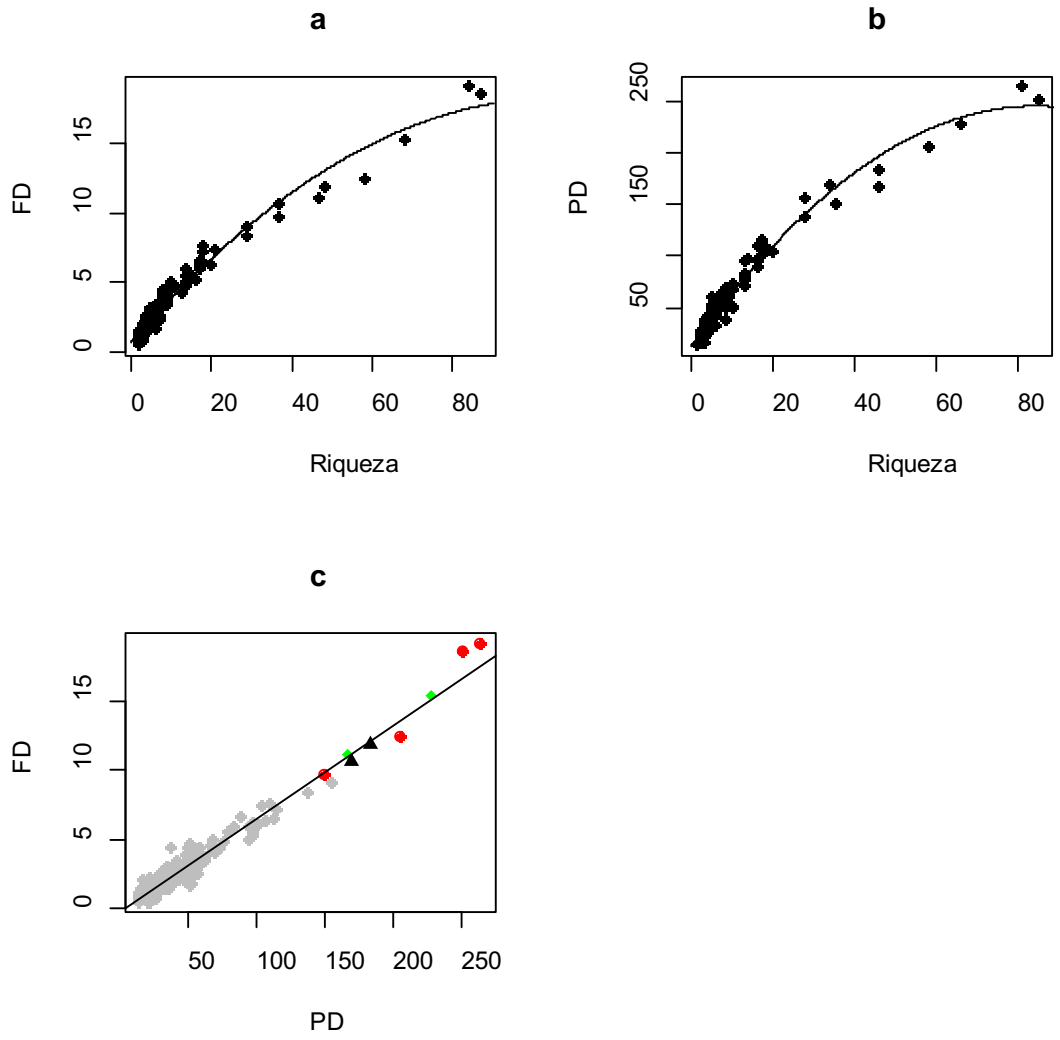

Figura 7. Relação entre A: diversidade funcional (FD) e a riqueza de espécies (S), B: diversidade filogenética (PD) e a riqueza de espécies (S), e em C: a correlação entre a diversidade filogenética (PD) e a diversidade funcional (FD), com as cores codificando os diferentes tipos de uso da terra: cinza: células amostradas na matriz; preto: células amostradas em cerrado *sensu stricto*; verde: células amostradas em cerradão; e vermelho: células amostradas em floresta estacional semidecidual. Modelos aditivos generalizados foram usados: em A: $F = 2687$, $P < 0.0001$; em B: $F = 3340$, $P < 0.0001$; e em C: $F = 4510$, $P < 0.0001$.

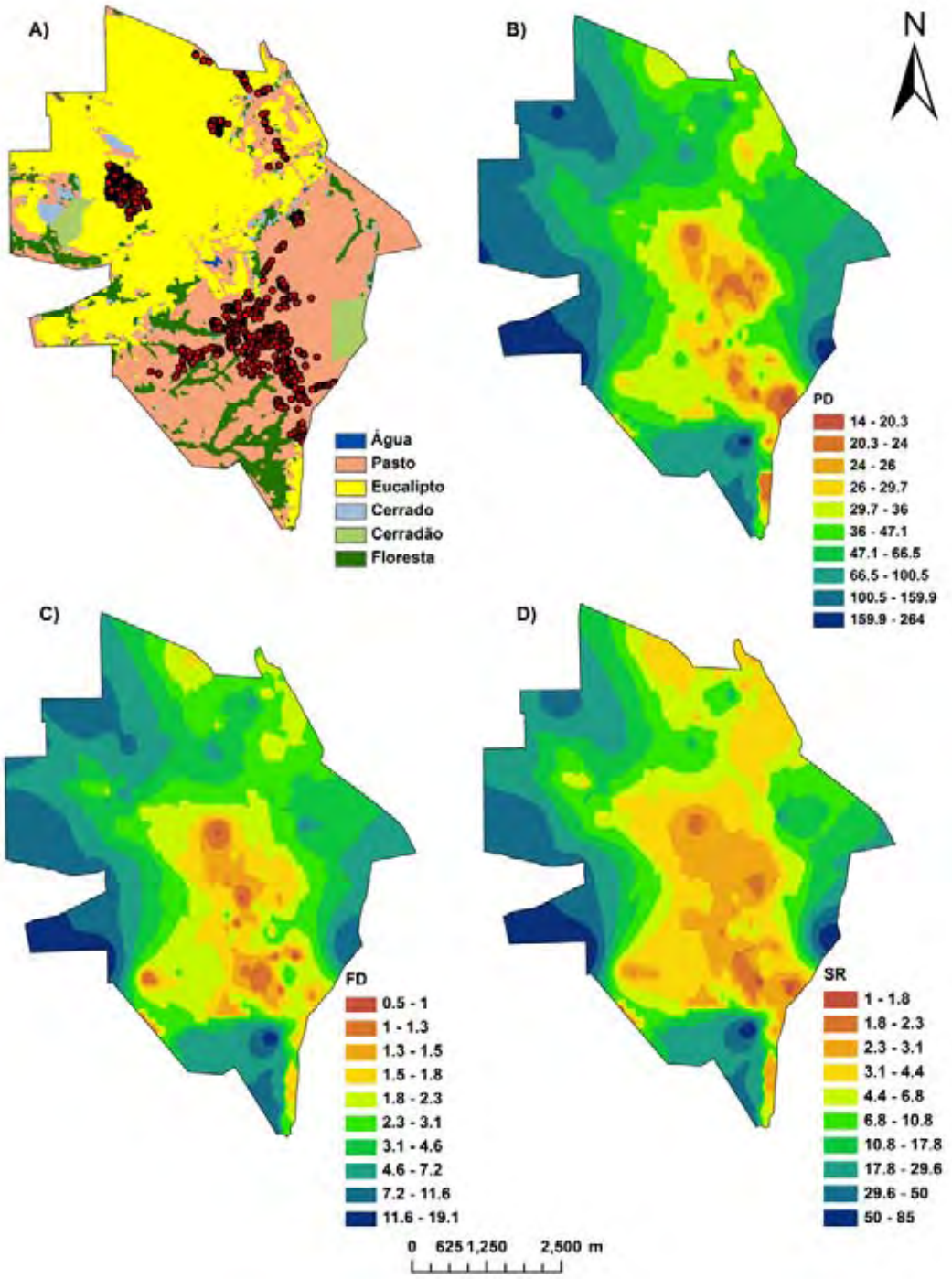

Figura 8. Mapa mostrando A: os tipos de uso do solo presentes na fazenda Três Lagoas e as árvores amostradas (círculos vermelhos) e a distribuição espacial da B: diversidade filogenética (PD), C: diversidade funcional (FD) e D: riqueza de espécies (SR) na fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil.

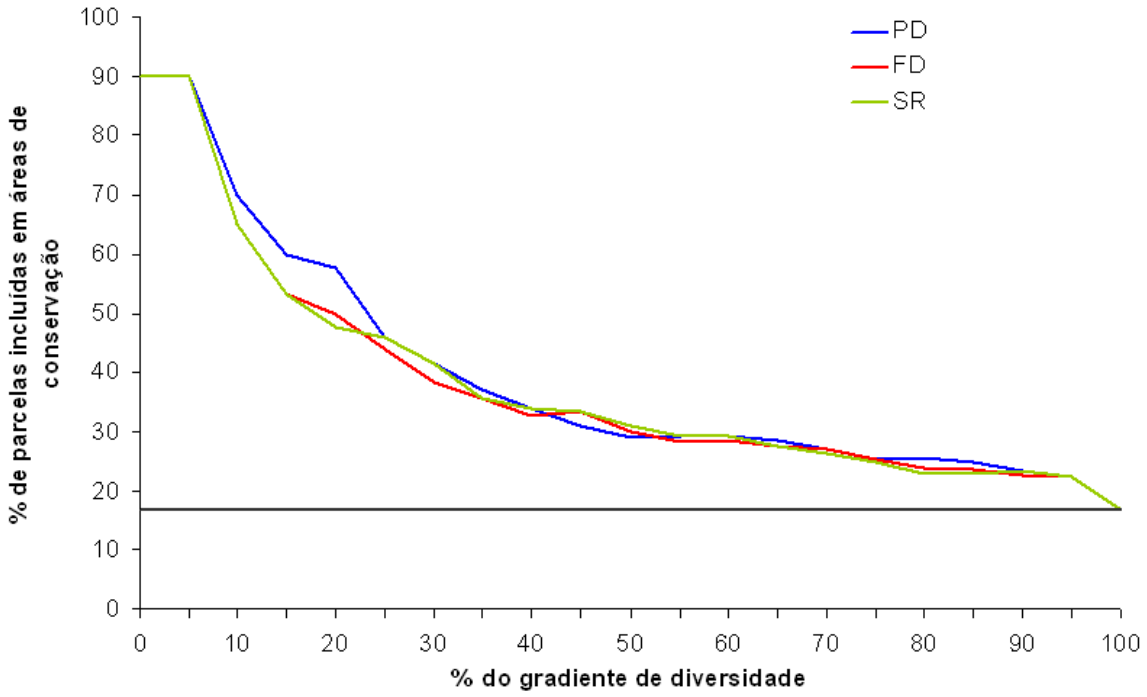

Figura 9. Proporção cumulativa de diversidade taxonômica (SR), funcional (FD) e filogenética (PD) incluídas na rede de áreas protegidas da fazenda Três Lagoas em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil. No eixo X (expresso em porcentagem) o gradiente de diminuição da diversidade (células ordenadas das mais para as menos diversas).

Material suplementar S1.

Tabela S1. Lista das espécies amostradas em paisagem agrosilvicultural de eucalipto em Angatuba, São Paulo, sudeste do Brasil, ocorrência de acordo com o uso da terra e os respectivos estados dos atributos funcionais. Usos da Terra: M: matriz antrópica , C: cerrado *sensu stricto*, Ce: cerradão, F: floresta estacional semidecidual; Principais vetores de Polinização (insetos: diversos insetos) e Dispersão (mista: pássaros e mamíferos); Categoria sucessional: P: Pioneira, Si: secundária inicial, St: secundária tardia, C: clímax. Densidade da madeira em g cm^{-3} e altura em metros.

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Agavaceae										
Cordilyne terminalis Kunth.				X	mariposa	pássaros	arbusto	St	-	5.0
Anacardiaceae										
Lithraea molleoides (Vell.) Engl.				X	abelhas	pássaros	árvore	P	0.49	20.0
Tapirira guianensis Aubl.	X	X	X	X	insetos	mista	árvore	P	0.45	20.0
Schinus terebenthifolius Raddi	X		X	X	insetos	pássaros	árvore	P	0.52	12.0
Annonaceae										
Annona cacans Warm.	X	X			besouro	mamíferos	árvore	P	0.55	10.0
Annona coriacea Mart.	X	X			besouro	mamíferos	árvore	St	0.56	6.5
Annona crassiflora Mart.		X	X		besouro	mamíferos	árvore	St	0.56	16.0
Guatteria nigrescens Mart.	X		X	X	besouro	pássaros	árvore	St	0.59	8.0
Rollinia silvatica (St. Hil.) Mart.				X	besouro	mista	árvore	St	0.47	7.5
Xylopia brasiliensis Spreng.	X		X		besouro	pássaros	árvore	Si	0.7	18.0
Apocynaceae										
Aspidosperma australe M. Arg.			X	X	mariposa	vento	árvore	St	0.83	15.0
Aspidosperma subincanum Mart.	X			X	mariposa	vento	árvore	St	0.82	16.0
Aspdosperma tomentosum Mart.	X	X			mariposa	vento	árvore	Si	0.82	8.0
Peschiera fuchsiaefolia Miers.	X			X	mariposa	pássaros	árvore	P	-	10.8

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Aquifoliaceae										
Ilex cerasifolia Reiss.	X		X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.65	15.5
Ilex dumosa Reissek		X			abelha	pássaros	arbusto	St	0.54	5.0
Araliaceae										
Aralia warmingiana (Marchal) J. Wen				X	insetos	pássaros	árvore	St	-	28.0
Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin			X		insetos	morcegos	árvore	St	0.62	15.0
Schefflera vinosa (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi		X			insetos	pássaros	árvore	P	0.39	5.5
Arecaceae										
Geonoma brevispatha Barb. Rodr.			X		abelha	pássaros	palmeira	St	-	4.0
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassm.	X			X	abelha	mista	palmeira	Si	-	15.0
Asteraceae										
Dasyphyllum brasiliense (Spreng.) Cabrera				X	insetos	vento	liana	Si	-	18.0
Gochnatia polymorpha (Less.) Cabr.	X	X	X	X	insetos	vento	árvore	P	0.76	16.0
Vernonia discolor (Spreng.) Less.		X	X		insetos	vento	árvore	P	0.35	8.1
Vernonia polyanthes Less.	X		X	X	insetos	vento	arbusto	P	0.35	5.0
Bignoniaceae										
Adenocalymma dusenii Kraenzl.			X	X	abelha	vento	liana	St	-	20.0
Arrabidaea triplinervia (Mart. ex DC.) Baill. ex Bureau			X	X	abelha	vento	liana	St	-	20.0
Jacaranda micrantha Cham.				X	abelha	vento	árvore	Si	0.48	8.0
Tabebuia alba (Cham.) Sandw.	X	X	X		abelha	vento	árvore	Si	0.9	16.0
Tabebuia heptaphylla (Vell.) Toledo	X			X	abelha	vento	árvore	St	0.9	16.0
Tabebuia ochracea	X				abelha	vento	árvore	St	1.01	10.0
Boraginaceae										
Cordia ecalyculata Vell.				X	mosca	mamíferos	árvore	St	1.08	6.5
Cordia trichotoma (Vell.) Arrab. ex Steud.	X	X	X		abelha	vento	árvore	P	0.78	9.2
Cordia sellowiana Cham.	X			X	abelha	mamíferos	árvore	P	0.49	22.0
Cordia superba Cham.				X	pássaros	mamíferos	árvore	St	0.49	15.0

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Patagonula americana L.	X			X	abelha	vento	árvore	P	0.78	18.0
Burseraceae										
Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand				X	insetos	pássaros	árvore	Si	0.77	10.0
Calophyllaceae										
Kielmeyera coriacea Mart. & Zucc.	X	X	X		abelha	vento	árvore	Si	0.59	9.0
Caryocaraceae										
Caryocar brasiliensis Camb.	X	X			morcego	mamíferos	árvore	Si	0.65	7.5
Cecropiaceae										
Cecropia pachystachya Trec.			X	X	vento	mista	árvore	P	0.41	15.5
Celastraceae										
Austroplenckia populnea (Reiss.) Lund.	X	X	X		insetos	vento	árvore	Si	-	25.0
Maytenus robusta Reiss.	X		X	X	insetos	pássaros	árvore	St	0.77	21.0
Clusiaceae										
Clusia criuva Cambess.			X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	8.5
Garcinia gardneriana (Planch. & Triana) Zappi				X	abelha	mamíferos	árvore	St	0.72	7.5
Combretaceae										
Terminalia brasiliensis Mart.	X		X	X	abelha	vento	árvore	P	0.81	25.0
Dilleniaceae										
Davilla elliptica A. St.-Hil.	X				abelha	pássaros	arbusto	P	-	5.0
Euphorbiaceae										
Actinostemon concolor (Spreng.) Müll. Arg.			X		abelha	propulsão	árvore	St	0.91	8.2
Alchornea triplinervia (Spreng.) M. Arg.	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	P	0.47	22.0
Croton floribundus Spreng.	X	X	X	X	mosca	propulsão	árvore	P	0.60	25.0
Sapium glandulatum (Vell.) Pax				X	mosca	pássaros	árvore	Si	0.41	14.0
Sebastiania brasiliensis Spreng.			X		abelha	propulsão	árvore	Si	0.72	5.0
Sebastiania commersoniana (Baill.) Smith & Downs.			X	X	abelha	propulsão	árvore	P	0.63	15.0
Erythroxylaceae										
Erythroxylum deciduum A. St.-Hil.	X	X	X		insetos	pássaros	arbusto	P	0.81	5.0

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Fabaceae										
Acacia sp. Mill.				X	mariposa	gravidade	arbusto	P	0.88	2.0
Acosmium subelegans (Mohlenbr.) Yakovlev	X	X			abelha	vento	arbusto	P	0.74	5.0
Albizia hassleri (Chodat) Burkart				X	insetos	gravidade	árvore	P	0.45	25.0
Albizia polycephala	X				insetos	gravidade	árvore	P	0.45	12.0
Anadenanthera colubrina	X				insetos	gravidade	árvore	P	0.99	9.0
Anadenanthera falcata (Benth.) Speg.	X	X			insetos	gravidade	árvore	P	0.99	18.0
Anadenanthera macrocarpa	X				insetos	gravidade	árvore	P	1.05	8.0
Andira anthelmia			X		abelha	morcego	árvore	St	0.73	8.0
Andira fraxinifolia Benth.			X	X	abelha	morcegos	árvore	St	0.92	14.0
Andira legalis (Vell.) Toledo	X				abelha	roedor	árvore	St	0.87	18.2
Bauhinia bongardii Steud.	X			X	morcego	gravidade	árvore	Si	0.67	20.0
Bauhinia forficata Link	X			X	morcego	gravidade	árvore	P	-	18.0
Bauhinia rufa Graham		X	X		morcego	gravidade	arbusto	Si	0.67	5.0
Caesalpinia férrea Mart. ex Tul.	X				abelha	gravidade	árvore	Si	1.12	8.0
Cassia ferruginea (Schrad.) Schrad. ex DC.	X			X	abelha	gravidade	árvore	Si	0.50	18.0
Centrolobium tomentosum Guillemin ex Benth.				X	abelha	gravidade	árvore	P	0.75	10.0
Copaifera langsdorffii Desf.	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.58	24.5
Dalbergia frutescens (Vell.) Britton			X	X	abelha	vento	liana	St	0.69	16.0
Dalbergia miscolobium Benth.	X	X			abelha	vento	árvore	Si	0.69	15.1
Dalbergia villosa Benth.				X	abelha	vento	árvore	St	0.69	15.0
Dimorphandra mollis Benth.	X	X			insetos	gravidade	árvore	P	0.79	9.6
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong.	X			X	insetos	gravidade	árvore	P	0.54	20.0
Enterolobium gummiferum (Mart.) Macbride	X	X			insetos	gravidade	árvore	St	0.61	7.5
Hymenaea courbaril	X				morcego	gravidade	árvore	Si	0.96	9.0
Inga marginata Kunth				X	mariposa	mamíferos	árvore	Si	0.58	12.0
Inga uruguensis Hook & Arn.				X	abelha	mamíferos	árvore	Si	-	6.0
Lonchocarpus muehlbergianus Hassl.	X			X	abelha	vento	árvore	P	0.72	29.0
Machaerium aculeatum Raddi	X		X	X	abelha	vento	árvore	P	0.24	14.0
Machaerium acutifolium Vog.		X	X		abelha	vento	árvore	P	1.12	12.0

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Machaerium brasiliense Vog.	X	X	X	X	abelha	vento	árvore	Si	0.66	18.0
Macherium hirtum (Vell.) Stellfeld				X	abelha	vento	árvore	P	0.66	14.0
Macherium nyctitans (Vell.) Benth.				X	abelha	vento	árvore	P	0.66	14.0
Macherium stipitatum (DC.) Vog.	X		X	X	abelha	vento	árvore	P	0.84	16.0
Macherium villosum Vog.	X	X		X	abelha	vento	árvore	St	0.85	22.0
Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze				X	abelha	gravidade	árvore	P	0.61	15.0
Myrocarpus frondosus	X				abelha	vento	árvore	St	0.8	15.0
Ormosia arbórea	X				abelha	pássaros	árvore	C	0.7	17.0
Parapiptadenia rigida (Benth.) Brenan	X	X		X	abelha	gravidade	árvore	P	0.85	25.0
Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.			X		abelha	vento	árvore	P	0.69	12.0
Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Macbr.	X			X	mariposa	gravidade	árvore	P	0.75	30.0
Pithecolobium inculare (Vell.) Benth.				X	insetos	gravidade	árvore	P	0.51	12.0
Plathymenia reticulata Benth.				X	abelha	gravidade	árvore	P	0.52	21.0
Platypodium elegans Vog.	X	X	X	X	abelha	vento	árvore	Si	0.82	25.0
Pterocarpus violaceus Vogel				X	abelha	vento	árvore	St	0.55	9.0
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	X	X			insetos	gravidade	árvore	P	1.19	12.5
Lamiaceae										
Aegiphila sellowiana Cham.	X			X	abelha	pássaros	árvore	P	0.66	12.0
Vitex polygama Cham.	X				abelha	mista	árvore	P	0.55	12.5
Vitex montevidensis Cham.				X	abelha	mista	árvore	P	0.84	10.0
Lauraceae										
Endlicheria paniculata (Spreng.) J.F. Macbr.	X		X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.58	16.0
Nectandra cissiflora Ness				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.59	7.5
Nectandra grandiflora Nees	X		X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.61	21.0
Nectandra lanceolata Nees			X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.70	16.0
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.51	21.0
Ocotea corymbosa (Meissn.) Mez	X	X	X		abelha	mista	árvore	Si	0.53	18.5
Ocotea odorífera	X				abelha	pássaros	árvore	St	0.53	10.0
Ocotea pulchella Mart.	X	X	X		abelha	pássaros	árvore	Si	0.65	17.2
Persea venosa Ness & Mart. ex Ness				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	5.5

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Persea pyrifolia (D. Don) Spreng.	X		X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	28.0
Lecythidaceae										
Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze				X	abelha	vento	árvore	C	0.53	26.0
Lythraceae										
Lafoensia pacari A. St.-Hil	X				morcego	vento	árvore	Si	0.80	6.0
Loganiaceae										
Strychnos pseudoquina St. Hill.			X		mariposa	pássaros	arbusto	St	0.54	5.0
Malpighiaceae										
Byrsonima lancifolia Kunth	X		X		abelha	mista	árvore	Si	0.66	14.0
Malvaceae										
Chorisia speciosa St. Hill.	X		X	X	morcego	vento	árvore	Si	0.22	29.0
Eriotheca gracilipes (K. Schum.) A. Robyns		X			apogamia	vento	arbusto	Si	0.41	5.0
Luehea divaricata Mart.	X			X	abelha	vento	árvore	Si	0.64	19.0
Pseudobombax grandiflorum (Cav.) A. Rob.	X			X	morcego	vento	árvore	Si	0.39	25.0
Melastomataceae										
Miconia chartacea Triana			X		abelha	pássaros	árvore	Si	0.63	10.0
Miconia ciliata	X				abelha	pássaros	arbusto	Si	0.63	3.0
Miconia cinnamomifolia (DC.) Naud.	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	P	0.73	14.0
Miconia lepidota Schrank & Mart. ex DC.			X		abelha	pássaros	árvore	St	0.75	9.0
Miconia rubiginosa (Bonpl.) DC.	X	X			apogamia	pássaros	arbusto	P	0.63	5.0
Miconia sellowiana Naudin		X	X		abelha	pássaros	árvore	St	0.63	10.6
Miconia theizans (Bonpl.) Cogn.	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.63	11.5
Tibouchina mutabilis Cong.		X		X	abelha	vento	árvore	P	0.66	7.5
Meliaceae										
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.			X	X	mariposa	mista	árvore	Si	0.69	15.0
Cedrela fissilis Vell.	X			X	mariposa	vento	árvore	Si	0.55	16.0
Guarea macrophylla Vahl				X	mariposa	pássaros	arbusto	St	0.65	7.5
Trichilia elegans A. Juss.				X	insetos	pássaros	árvore	St	0.62	10.0
Trichilia pallida Swartz				X	insetos	pássaros	arbusto	St	0.74	5.0
Trichilia silvatica C. DC.				X	insetos	pássaros	arbusto	St	0.84	6.0

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Moraceae										
Brosimum glaziovii Taub.			X		vento	pássaros	árvore	St	0.63	10.0
Ficus guaranitica Schodat	X		X		vespas	morcegos	árvore	P	0.40	16.0
Maclura tinctoria (L.) D. Don ex Steud.	X			X	abelha	mista	árvore	P	0.76	7.4
Sorocea bonplandii (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer				X	vento	pássaros	árvore	St	0.61	6.8
Myrsinaceae										
Rapanea ferruginea (Ruiz et Pav.) Mez	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.55	18.4
Rapanea guianensis Aubl.				X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.64	6.0
Rapanea umbellata (Mart ex DC.) Mez	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.86	18.2
Myrtaceae										
Calyptranthes concinna DC.			X		abelha	pássaros	árvore	St	0.77	11.0
Calyptranthes clusiifolia (Miq.) O. Berg	X	X	X		abelha	pássaros	árvore	St	0.72	12.8
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk			X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.84	15.0
Campomanesia guazumifolia (Cambess.) O. Berg				X	abelha	pássaros	arbusto	St	0.84	6.0
Campomanesia xanthocarpha Berg	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.84	19.0
Campomanesia phaea			X		abelha	pássaros	arbusto	St	0.84	5.0
Eugenia brasiliensis Lam.			X	X	abelha	pássaros	árvore	C	0.71	9.0
Eugenia dodoneaefolia Camb.				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	7.5
Eugenia involucrata DC.				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	16.0
Eugenia pyriformis Camb.			X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	8.4
Eugenia ramboi D. Legrand	X			X	abelha	pássaros	árvore	St	0.68	9.0
Eugenia uniflora L.	X			X	abelha	pássaros	árvore	P	0.76	9.0
Hexachlamys edulis (O. Berg) Kausel & D. Legrand				X	abelha	pássaros	árvore	P	-	20.0
Myrcia bella Cambess	X	X	X		abelha	pássaros	árvore	P	0.81	10.5
Myrcia crassifolia (Miq.) Kiaersk		X			abelha	pássaros	arbusto	St	0.81	4.0
Myrcia fallax (Rich.) DC.	X	X	X	X	abelha	pássaros	árvore	P	0.82	15.0
Myrcia floribunda Miq.				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.81	14.0

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Myrcia langsdorffii O. Berg				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.81	6.5
Myrcia lingua (O. Berg.) Mattos & D. Legrand	X	X			abelha	pássaros	árvore	P	0.81	9.6
Myrciaria tenella (DC.) O. Berg		X			abelha	pássaros	arbusto	St	0.77	4.0
Plinia rivularis (Cambess.) Rotman			X	X	abelha	pássaros	árvore	St	0.95	9.5
Psidium guajava L.	X			X	abelha	mista	árvore	P	0.80	10.0
Psidium myrtodes O. Berg	X				abelha	pássaros	arbusto	St	0.77	4.5
Psidium rufum DC.				X	abelha	pássaros	arbusto	Si	0.77	7.0
Nyctaginaceae										
Bougainvillea glabra Choisy				X	mariposa	vento	árvore	P	0.56	15.0
Ochnaceae										
Ouratea spectabilis (Mart.) Engl.	X	X			abelha	pássaros	árvore	Si	0.64	9.1
Opiliaceae										
Agonandra macedoi Toledo				X	abelha	mista	árvore	St	-	8.5
Peraceae										
Pera glabrata (Schott) Baill.	X	X	X	X	besouro	pássaros	árvore	P	-	18.0
Pinaceae										
Pinus elliotti Engelm.	X	X			vento	vento	árvore	P	-	17.8
Phytolaccaceae										
Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms			X	X	abelha	vento	árvore	P	0.66	8.5
Phytolacca dióica	X				abelha	pássaros	árvore	P	0.26	10.0
Polygonaceae										
Coccoloba mollis Casar.	X			X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.83	25.0
Coccoloba rosea Meisn.				X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.69	12.0
Ruprechtia laxiflora Meisn.				X	abelha	vento	árvore	Si	0.60	8.0
Triplaris brasiliana Cham.				X	abelha	vento	árvore	P	0.49	14.0
Proteaceae										
Roupala brasiliensis Klotz.	X	X	X	X	mariposa	vento	árvore	St	0.91	8.0
Rhamnaceae										
Colubrina glandulosa Perkins				X	insetos	propulsão	árvore	Si	0.92	16.0
Rhamnidium elaeocarpum Reissek	X				insetos	pássaros	árvore	Si	-	5.0

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Rosaceae										
Prunus sellowii Koehne				X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.92	16.0
Rubiaceae										
Amaioua guianensis Aubl.			X	X	borboleta	pássaros	árvore	Si	0.63	10.5
Chomelia obtusa Cham. & Schltdl.			X	X	insetos	pássaros	arbusto	St	0.56	5.0
Faramea cyanea Müll. Arg.				X	borboleta	pássaros	árvore	St	0.58	6.0
Genipa americana L.				X	abelha	mista	árvore	St	0.57	12.0
Randia armata (Sw.) DC.				X	mariposa	mamíferos	árvore	St	0.65	6.4
Rudgea jasminioides (Cham.) Müll. Arg.				X	borboleta	pássaros	arbusto	St	0.57	7.0
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	X	X			mariposa	mamíferos	arbusto	St	0.62	4.5
Rutaceae										
Citrus limonum Risso	X			X	abelha	mamíferos	arbusto	P	0.78	4.0
Balforodendron riedelianum	X				insetos	vento	árvore	P	-	8.0
Esenbeckia febrifuga (A. St. Hil.) A. Juss. ex Mart.				X	insetos	propulsão	árvore	Si	0.96	9.0
Helietta apiculata	X				insetos	vento	árvore	Si	0.98	10.0
Metrodorea nigra A. St.-Hil.				X	mosca	propulsão	arbusto	Si	1.05	4.0
Zanthoxylum rhoifolium Lam.	X			X	insetos	pássaros	árvore	P	0.80	14.5
Zanthoxylum riedelianum Engl.	X			X	insetos	pássaros	árvore	P	0.48	14.5
Salicaceae										
Casearia sylvestris Sw.	X	X		X	insetos	pássaros	árvore	Si	0.71	12.5
Sapindaceae										
Allophyllus edulis (St. Hil.) Radlk.	X		X	X	abelha	pássaros	árvore	P	0.59	11.5
Cupania vernalis Camb.	X		X	X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.66	15.3
Matayba elaeagnoides Radlk.	X			X	abelha	pássaros	árvore	Si	0.78	21.0
Sapotaceae										
Chrysophyllum marginatum (Hook. et Arn.) Radlk.				X	insetos	mamíferos	árvore	P	0.78	18.0
Siparunaceae										

Família/Espécie	Usos Terra				Polinização	Dispersão	Forma de vida	Categoria sucessional	Densidade madeira	Altura
	M	C	Ce	F						
Siparuna guianensis Aubl.	X		X		insetos	pássaros	árvore	St	0.66	14.0
Solanaceae										
Solanum lycocarpum	X				abelha	mamíferos	arbusto	P	-	3.0
Sterculiaceae										
Guazuma ulmifolia Lam.				X	abelha	mista	árvore	Si	0.55	9.0
Styraceae										
Styrax camporum Pohl.	X	X	X		abelha	pássaros	árvore	Si	0.41	12.5
Styrax pohlii A. DC.	X	X			abelha	pássaros	árvore	Si	0.41	8.0
Symplocaceae										
Symplocos pubescens Klotzsch ex Benth.				X	abelha	pássaros	árvore	St	0.49	16.0
Thymeliaceae										
Daphnopsis racemosa Griseb.				X	insetos	pássaros	árvore	Si	0.52	20.0
Ulmaceae										
Clethra scabra Pers.				X	vento	vento	arbusto	Si	0.53	7.0
Trema micrantha (L.) Blume				X	vento	pássaros	arbusto	P	0.35	5.0
Verbenaceae										
Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.	X			X	insetos	vento	árvore	P	-	12.0
Vochysiaceae										
Qualea dichotoma (Warm.) Stafl.	X	X	X	X	mariposa	vento	árvore	P	0.58	11.0
Qualea grandiflora Mart.	X	X	X		mariposa	vento	árvore	P	0.58	9.0
Qualea parviflora Mart.	X	X			abelha	vento	árvore	P	0.58	5.0
Vochysia tucanorum Mart.	X	X	X	X	abelha	vento	árvore	Si	0.36	18.9

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nós encontramos que a matriz com plantação de eucalipto abriga uma porção significativa do total de espécies arbóreas nativas da paisagem agroflorestal e que características funcionais e a diversidade filogenética são mantidas nesse ambiente alterado. No entanto, a presença de remanescentes florestais é essencial para os objetivos de conservação da biodiversidade, pois abrigam a maioria das espécies de plantas encotradas na matriz antrópica. Adicionalmente, os remanescentes florestais presentes na paisagem, juntamente com as árvores isoladas em meio a matriz de eucalipto, aumentam a heterogeneidade da paisagem e a complexidade da plantação, importante para a manutenção de muitos taxa de plantas e animais nesse sistema agroflorestal.

O padrão de distribuição das espécies esteve relacionado com características biológicas das espécies nesse sistema, onde a limitação de dispersão relacionada ao tamanho da semente e as características de seu dispersor é um fator limitante a chegada das sementes na matriz. A chegada e a persistência das plantas nas áreas de matriz antrópica estão relacionadas a diferentes características biológicas das espécies que devem ser levados em consideração no planejamento do uso da terra para essas áreas altamente produtivas, impedindo dessa maneira a perda significativa e irreversível da diversidade na matriz antrópica.

Nós ressaltamos a importância para a conservação das árvores isoladas na matriz antrópica, juntamente com os fragmentos de vegetação nativa, na paisagem agroflorestal, acrescentando um ponto importante para a atual discussão de como manejar agroecossistemas para impedir a perda de biodiversidade (LINDENMAYER E CUNNINGHAM 2012).

REFERÊNCIAS

LINDENMAYER, D.B.; CUNNINGHAM, S.A. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. Landscape Ecology, DOI 10.1007/s10980-012-9720-9, 2012.