

NINA CELLI RAMOS

**FILTRO AMBIENTAL DE SOMBREAMENTO EM SISTEMAS
AGROFLORESTAIS DIMINUI O RISCO DE INVASÃO
BIOLÓGICA EM ÁREAS DE CONSERVAÇÃO DE
BIODIVERSIDADE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de Magister Scientiae.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

Ramos, Nina Celli, 1986-
R175f Filtro ambiental de sombreamento em sistemas
2013 agroflorestais diminui o risco de invasão biológica em áreas de
conservação de biodiversidade / Nina Celli Ramos. – Viçosa,
MG, 2013.
30 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Sistemas agrícolas. 2. Biodiversidade - Conservação.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia
Vegetal. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. II. Título.

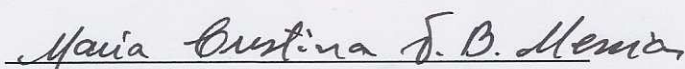
CDD 22. ed. 577.3

NINA CELLI RAMOS

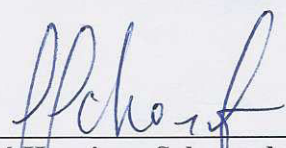
**FILTRO AMBIENTAL DE SOMBREAMENTO EM SISTEMAS
AGROFLORESTAIS DIMINUI O RISCO DE INVASÃO
BIOLÓGICA EM ÁREAS DE CONSERVAÇÃO DE
BIODIVERSIDADE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 23 de agosto de 2013



Maria Cristina Teixeira Braga Messias



José Henrique Schoereder



João Augusto Alves Meira Neto
(Orientador)

Dedico,

Ao meu filhote Joaquim, luz do sol na minha vida e a todos os seres que acreditam em um mundo saudável e em equilíbrio.

AGRADECIMENTOS

À grande mãe natureza por me proporcionar vida de todas as formas.

À minha mãe Adriane pelo incentivo incondicional sempre, à minha avó Carolina pelo apoio e ensinamentos e a todas as grandes mulheres da minha família que me servem de exemplo para seguir a diante, agradeço.

Ao meu pai Francisco que, ao me levar com ele para as montanhas, despertou minha grande paixão por tudo que é vivo e ao meu avô Newton pela pessoa magnífica que eu carregarei para sempre em meu coração.

Aos meus irmãos Yan, fiel amigo, Dalila e Guiller, alegrias da minha vida.

Ao meu companheiro Guilherme, por ter saído dos meus sonhos para vir sonhar comigo. Ao nosso filhotinho Joaquim, por trazer com ele tanta alegria e carinho.

Aos agricultores e agricultoras experimentadores de Araponga, que abriram as porteiras de suas propriedades para a realização desse e de outros estudos.

Ao professor João Augusto Alves Meira-Neto, pela orientação e por ter acreditado no meu trabalho. Aos meus coorientadores Markus Gastauer e Flávia Maria Silva Carmo, pelos aprendizados, conversas, paciência e amizade.

Ao membros da banca Maria Cristina Teixeira Braga Messias e José Henrique Schoereder, pelas correções e contribuições. Zhé, obrigada também pela ajuda nas análises estatísticas.

Agradeço do fundo do meu coração à Anaïs e à Sara, que mais do que companheiras de campo, se apropriaram verdadeiramente do projeto. Duas anjinhas que tornaram o cotidiano de pesquisa adorável. Já sinto saudades dos nossos piqueniques no campo e das horas a fio identificando o material botânico no herbário.

Ao Celso, pela ajuda de todas as horas e pela alegria inabalável e a toda equipe do Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas (LEEP), pelo ambiente de trabalho acolhedor e amistoso. À Fernanda, pela amizade e cuidado com nosso material botânico.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia, pela oportunidade e liberdade de trabalho proporcionado. A todos os professores e colegas do programa que contribuíram com críticas e sugestões ao projeto.

Ao grupo Apêti e ao GAO, pelos aprendizados, experiências e amizades.

À Capes, por financiar este trabalho e tantos outros.

A todos meus amigos e amigas queridas, que compartilharam tantos momentos, grandes e pequenos, tornando-os doces e alegres. Deixo um pouco de mim com eles e levo um pouco deles comigo.

BIOGRAFIA

NINA CELLI RAMOS nasceu na cidade do Rio de Janeiro no dia 7 de agosto de 1986. Filha de Adriane de Araújo Medina Celli e Francisco Eduardo Aguiar e Almeida Ramos, cresceu na Serra da Mantiqueira no sul de Minas Gerais e interessou-se desde sempre pela flora e fauna brasileira, encantada com a exuberâncias das florestas e montanhas da região.

Em 2005, ingressou no curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Viçosa, onde teve oportunidade de aprofundar seus estudos sobre sistemas agroflorestais e outras práticas que conciliam a conservação, a produção e a qualidade de vida das pessoas.

Em 2011, formou-se como licenciada e bacharel em Ciências biológicas.

Nesse mesmo ano, iniciou o Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Ecologia da Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa da Dissertação em 23 de agosto de 2013.

RESUMO

RAMOS, Nina Celli, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2013. **Filtro ambiental de sombreamento em sistemas agroflorestais diminui o risco de invasão biológica em áreas de conservação de biodiversidade.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto. Coorientador: Markus Gastauer.

Unidades de conservação (UCs) e fragmentos florestais são geralmente circundados por uma matriz agrícola que é fonte de propágulos de espécies exóticas invasoras, afetando diretamente os ecossistemas naturais. A conservação da biodiversidade dependerá da habilidade das sociedades humanas em manejar paisagens agrícolas de forma a compatibilizar produção e conservação. Nesse sentido, sistemas agroflorestais (SAFs) podem funcionar como áreas de amortecimento contra invasões biológicas no entorno de áreas naturais. O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que o sombreamento promovido por árvores em cafezais implantados em SAFs age como filtro ambiental, diminuindo a riqueza e abundância de espécies exóticas comparativamente com cafezais em monocultura e causando agrupamento filogenético. A coleta de dados consistiu na amostragem de plântulas, de herbáceas e de fotografias hemisféricas em parcelas circulares de 1 m² em cafezais em SAFs e em monoculturas de 3 propriedades rurais localizadas no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB). A fim de verificar o grau de agrupamento filogenético em cada parcela, foi realizado o cálculo do Índice de Relacionamento Filogenético líquido (NRI) e o Índice de Táxon mais Próximo (NTI), utilizando o software PHYLOCOM 4.2 e as análises estatísticas se deram por comparações de modelos mistos utilizando o ambiente R. Os resultados mostraram que os sistemas agroflorestais são menos propensos à invasão biológica por espécies exóticas do que o cafezal em monocultura e que o sombreamento existente nos SAFs é um filtro ambiental, selecionando homologias de tolerância ao sombreamento e promovendo agrupamento filogenético. Portanto, o sombreamento dos SAFs diminui a riqueza e abundância de espécies exóticas potencialmente invasoras no entorno do PESB. Assim, os SAFs são modalidades mais adequadas ao entorno de áreas naturais como o PESB quando comparados com cultivos em monoculturas, por melhor compatibilizar produção agrícola e conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

RAMOS, Nina Celli, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2013. **Environmental filter of shading in Agroforestry Systems decreases risk of biological invasion in areas of biodiversity conservation.** Adviser: João Augusto Alves Meira Neto. Co-Adviser: Markus Gastauer.

Conservation Units and forest sites are usually surrounded by an agricultural matrix, which act as a propagules source of invasive species and directly affects natural ecosystems. Therefore, biodiversity conservation will depend on the human societies capacity to managing agricultural fields in order to combine production and conservation. In this regard, agroforestry systems works as buffer zones acting against biological invasions in the surrounding of natural areas. The aim of this study is to test the hypothesis that the shade produced by trees in coffee plantations using agroforestry systems acts as an environmental filter, reducing exotic species' richness and abundance and causing phylogenetic clustering, when compared to monoculture coffee plantations. Data collection consisted in sampling seedlings, herbaceous vegetation and taking hemispherical photographs in circular plots of 1 m² in coffee plantations in both agroforestry systems and monocultures belonging to 3 different farms located around the Serra do Brigadeiro State Park (PESB). In order to evaluate the degree of phylogenetic clustering in each plot, the net relatedness index (NRI) and nearest taxon index (NTI) were calculated by using the software PHYLOCOM 4.2. The statistical analysis were set by comparing mix models employing the software R. The results demonstrated that agroforestry systems are less prone to biological invasion by exotic species than monoculture coffee plantations. Moreover, it also demonstrated that the prevailing shade from coffee trees in agroforestry systems is an environmental filter which selects shade tolerance homologies and promotes phylogenetic clustering. From this study it can be concluded that agroforestry systems shading reduces the richness and abundance of potentially invasive alien species in the surroundings of PESB. Therefore, agroforestry systems are the most appropriate management around natural areas such as PESB when compared to monoculture system, due better conciliation between agricultural production and biodiversity conservation.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Material e métodos.....	3
2.1. Descrição da área de estudo.....	3
2.2. Coleta de dados.....	4
2.3. Análise da estrutura filogenética de comunidades.....	5
2.4. Fotografias hemisféricas.....	6
2.5. Análises estatísticas.....	7
3. Resultados.....	7
3.1. Riqueza e abundância do total de espécies.....	7
3.2. Riqueza e abundância de espécies exóticas.....	9
3.2.1. Presença e abundância de plântulas de café (<i>Coffea arabica</i> L.).....	9
3.2.2. Riqueza e abundância das espécies exóticas.....	10
3.2.3. Abundância das espécies exóticas.....	11
3.3. Abertura do dossel e porcentagem total de luz incidida:.....	12
3.4. Correlação da riqueza e abundância de espécies à abertura de dossel.....	13
3.4. Estrutura filogenética de comunidades.....	16
4. Discussão.....	19
5. Considerações finais.....	25
6. Referências.....	25

1. Introdução

As atividades humanas têm aumentado drasticamente a intensidade e frequência de distúrbios sobre os ecossistemas naturais, promovendo grandes impactos na estrutura e composição das paisagens (CHAPIN III et al., 2000). Entre os processos que contribuem para aprofundar esses efeitos está a introdução de espécies exóticas invasoras, capazes não apenas de modificar os regimes dos distúrbios existentes, como também introduzir novos distúrbios (MACK & D'ANTONIO, 1999). A invasão por espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de perda de diversidade biológica, superada apenas pela perda de habitat (PERRINGS et al., 2000; PERRINGS et al., 2002) e afeta diretamente Unidades de Conservação (UCs) e outras áreas naturais, representando um grave problema para o funcionamento dos ecossistemas (MARTINS et al., 2004). UCs e áreas naturais remanescentes são geralmente circundadas por uma matriz agrícola (METZGER, 2001; ANTONGIOVANNI & METZGER, 2005), a qual se constitui como fonte de propágulos de espécies invasoras, afetando diretamente estes ecossistemas.

A invasão biológica se caracteriza pelo estabelecimento de espécies oriundas de outras regiões (i.e. exóticas) em ecossistemas naturais ou manejados pelo homem e sua posterior propagação, passando a dominar o ambiente e a causar danos às espécies originais e ao próprio funcionamento dos ecossistemas (PIVELLO, 2005). Assim, espécies exóticas invasoras podem ser definidas como aquelas que ao serem introduzidas em ambientes onde não ocorrem naturalmente, adaptam-se e se reproduzem, de forma a reduzir a abundância ou extinguir espécies nativas, podendo, inclusive, alterar processos ecológicos naturais (ZILLER, 2000; COSTA & DURIGAN, 2010). Os sucessos de estabelecimento, dispersão, persistência e dominância em determinado ambiente são potencializados por diversas variáveis, que representam a capacidade invasora da espécie (ZILLER, 2000). A invasão por espécies exóticas causa grande variedade de impactos, amplamente relatados na literatura (MACK et al., 2000; PERRINGS et al., 2000; ZILLER, 2000; PERRINGS et al., 2002; MARTINS et al., 2004; PIVELLO, 2005; COSTA & DURIGAN, 2010) dentre os quais se ressaltam: a extinção de espécies nativas, a disseminação de doenças e alterações na cadeia trófica; tendo, como consequências gerais, o empobrecimento da biota global (WITTENBERG & COCK, 2001). Segundo ZILLER (2000), a suscetibilidade de uma comunidade vegetal à invasão por espécies exóticas é relacionada à fragilidade do ambiente e depende de características da própria comunidade e das espécies exóticas invasoras. A

prevenção é o primeiro passo para o controle de invasões biológicas e possui o melhor custo-benefício (WITTENBERG & COCK, 2001).

Atualmente, as paisagens mais comuns nos trópicos são altamente fragmentadas e os poucos fragmentos de áreas naturais remanescentes estão imersos em uma matriz agrícola. Segundo GARRITY (2004), 90% da biodiversidade nos trópicos estão localizados em paisagens alteradas pelo ser humano, de forma que a conservação da biodiversidade dependerá da habilidade das sociedades humanas em delinear e manejar paisagens agrícolas de forma a conservar o máximo da biodiversidade original, mantendo a produção agrícola (HARVEY & VILLALOBOS, 2007). Nesse contexto, os sistemas agroflorestais (SAFs), que podem ser entendidos como o resultado do manejo intencional de árvores consorciado a cultivos agrícolas (MONTAGNINI & JORDAN, 2005), têm emergido como uma abordagem promissora de compatibilizar produção agrícola com propósitos de conservação (JOSE, 2009).

As áreas de cultivo agrícola são fontes de diásporos de espécies exóticas invasoras de culturas, heliófilas e ruderais, algumas com históricos de invasão biológica em áreas naturais (ELTON, 1958), como o picão-branco (*Galinsoga parviflora* Ruiz & Pav.) e o capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.). Alguns autores sugerem o sombreamento como forma eficiente de prevenção e controle de espécies exóticas heliófilas e invasoras (GREEN et al., 2004; PIVELLO, 2005; COSTA & DURIGAN, 2010), considerando a baixa luminosidade como filtro ambiental capaz de impedir a invasão biológica por espécies de plantas (COSTA & DURIGAN, 2010). Filtros ambientais selecionam as espécies capazes de persistir em uma comunidade por tolerarem determinadas condições ambientais, resultando em comunidades de espécies com características e nichos similares (CIANCIARUSO et al., 2012; GASTAUER & MEIRA-NETO, 2013). Dessa forma, assumindo-se que essas características são conservadas evolutivamente na comunidade, o filtro ambiental atua sobre a estruturação desta, causando agrupamento filogenético. Assim, postula-se que, ao gerar o filtro ambiental de sombreamento, os SAFs reduzem a diversidade e abundância de espécies exóticas de plantas potencialmente invasoras no entorno de fragmentos de áreas naturais e de unidades de conservação e causam um agrupamento filogenético na comunidade como um todo, podendo atuar como áreas de amortecimento contra a invasão biológica.

Deste modo, o presente trabalho procurou responder as seguintes perguntas: o sombreamento promovido pelas árvores presentes nos SAFs age como filtro biológico diminuindo a diversidade de espécies de plantas exóticas potencialmente invasoras nas

áreas de cultivo? Como este filtro afeta a estrutura filogenética da comunidade de herbáceas? Para tanto, testaremos as hipóteses: (1) cafezais em SAFs possuem menor riqueza e abundância de espécies herbáceas exóticas nas entrelinhas do que cafezais em monocultura como efeito de filtro ambiental promovido pelo sombreamento; (2) o filtro ambiental de sombreamento age sobre as espécies presentes nas entrelinhas dos cultivos, promovendo maior agrupamento filogenético em relação aos cafezais em monocultura por selecionar homologias de tolerância a pouca intensidade de luz.

2. Material e métodos

2.1. Descrição da área de estudo

A área estudada se situa no município de Araponga (Figura 1), no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. De acordo com VELOSO et al. (1991) a vegetação desta região se caracteriza como Floresta Estacional Semidecidual Montana e está sob domínio da Floresta Atlântica. SILVA-JÚNIOR et al. (2010) mostraram que a estrutura das florestas da Serra do Brigadeiro é secundária em consequência de desmatamentos para produção de carvão durante as décadas de 1950 e 1960. No entanto, segundo moradores locais, alguns poucos trechos nunca foram desmatados completamente, tendo ocorrido apenas retirada de madeira de lei e ação descontrolada do fogo em 1965 (FERNANDES, 2007; SIQUEIRA, 2008).



Figura 1: Mapa evidenciando o estado de Minas Gerais e a localização do município de Araponga em vermelho no quadrante inferior direito.

Fonte: Wikipédia.

O clima é classificado como Cw_b (mesotérmico) pelo sistema de Köppen, apresentando verões úmidos brandos a quentes e invernos secos. A temperatura média anual é de 18°C e a precipitação média anual é de cerca de 1300 mm. A altitude varia entre 1000 e 1995m, gerando um microclima mais frio e de maior pluviosidade do que as áreas mais baixas do entorno (SILVA JÚNIOR et al., 2009).

Na região, predominam os Latossolos distróficos, que são solos profundos e bem drenados, ácidos e com baixa disponibilidade de nutrientes (SILVA JÚNIOR et al., 2009).

Atualmente, a produção cafeeira assume grande importância econômica para a região e, embora, grande parte dos agricultores produza o café em monocultura, muitos adotaram o sistema de cultivo sombreado, utilizando árvores nativas ou exóticas nos estratos acima dos cafeeiros, devido aos inúmeros benefícios gerados pela presença destas. Alguns destes agricultores, como aqueles cujas propriedades foram estudadas neste trabalho, mantêm parte de seus cafezais em monocultura e outra parte em sistemas agroflorestais, em cultivo sombreado.

2.2. Coleta de dados

A fim de verificar o efeito do sombreamento sobre a diversidade e abundância de espécies vegetais exóticas e potencialmente invasoras (daqui em diante apenas exóticas), a coleta de dados consistiu no levantamento florístico das espécies em parcelas circulares de 1 m² alocadas sistematicamente nas entrelinhas de cafezais em SAF e em monocultura de três propriedades rurais localizadas no município de Araponga/MG (Tabela 1).

Tabela 1: Relaciona as propriedades estudadas com respectivas localizações e espécies predominantes no dossel dos SAFs

Propriedade	Localização	Espécie predominante no dossel dos SAFs
Propriedade 1	20°39'23"S42°33'12"O	Abacateiro (Persea americana Mill.)
Propriedade 2	20°41'54"S42°31'46"O	Diversas espécies do gênero Inga (Fabaceae)
Propriedade 3	20°40'14"S42°33'18"O	Bananeira (Musa paradisiaca L.)

Foram totalizadas 30 parcelas no SAF e 30 parcelas em monocultura, em cada uma das três propriedades. As áreas em SAF e em monocultura foram selecionadas em áreas adjacentes, na mesma encosta, altitude e tipo de solo, de forma a diminuir o ruído nos resultados. Cada parcela circular teve raio de 56,41cm, referente à circunferência

com área de 1m². A amostragem de plantas foi realizada durante os meses de julho e agosto de 2012, amostrando todas as espécies vegetais herbáceas e plântulas encontradas dentro do limite das parcelas e com altura superior a 4cm.

O material herborizado foi depositado no Herbário VIC da Universidade Federal de Viçosa. A identificação botânica foi baseada na análise da morfologia externa de partes vegetativas e reprodutivas, comparações com literatura especializada e com o material depositado no Herbário VIC campus da Universidade Federal de Viçosa, assim como consulta a especialistas. A lista florística foi organizada segundo o sistema de classificação do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009), com grafia conferida no site do Missouri Botanical Garden (MOBOT). As espécies foram classificadas como nativas e exóticas do Brasil, de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012 in <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Esta base de dados classifica as espécies em nativas, cultivadas e naturalizadas, de forma que adotamos as duas últimas categorias (cultivadas e naturalizadas) como exóticas.

Como os cafeeiros (*Coffea arabica* L.) representam a matriz dos cultivos, optamos por analisar a presença e abundância de plântulas de cafeeiro separadamente das demais espécies, de forma que foram excluídas das demais análises. Os resultados da análise das plântulas de cafeeiros encontram-se no item **3.2.1. Presença e abundância de plântulas de café (*Coffea arabica* L.)**.

2.3. Análise da estrutura filogenética de comunidades

A partir da lista total de espécies encontradas nas parcelas, foi produzida uma filogenia regional (Figura 14), utilizando a função PHYLOMATIC do programa PHYLOCOM 4.2 e uma superárvore das angiospermas (R20100701 disponível no site <http://www.phylodiversity.net>). As distâncias filogenéticas da filogenia regional foram estimadas utilizando-se o algoritmo BLADJ e idade dos anos providos por (GASTAUER & MEIRA-NETO, 2013). Para visualização da árvore foi utilizado o software FigTree (disponível em <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/figtree>). Posteriormente, foi utilizada a função COMSTRUCT do PHYLOCOM 4.2 para o cálculo das métricas filogenéticas para cada parcela, utilizando a função -a, que considera a abundância das espécies nas parcelas, e 10000 aleatorizações (WEBB et al., 2002; ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2012). As métricas filogenéticas utilizadas para

testar o grau de agrupamento ou sobre-dispersão foram os Índice de Relacionamento Líquido (Net Relatedness Index - NRI) e Índice de Taxon mais Próximo (Nearest Taxon Index - NTI). O NRI representa a Distância Filogenética Média (Mean Phylogenetic Distance - MPD), que mede a distância filogenética média entre pares de indivíduos sorteados aleatoriamente de uma amostra, incluindo membros da mesma espécie, em relação a um modelo nulo e indica se táxons em uma amostra são filogeneticamente mais agrupados (NRI positivo) ou mais sobre-dispersos (NRI negativo) em relação ao esperado aleatoriamente.

$$NRI = \frac{-(obsMPD - rndMPD)}{sd.rndMPD}$$

onde *obsMPD* é o valor observado de MPD, *rndMPD* é a média de MPD para comunidades nulas e *sd.rndMPD* é o desvio padrão dos 10000 valores randômicos de MPD.

O NTI quantifica o grau de agrupamento terminal ou intrafamiliar: similarmente ao NRI, quando positivo indica agrupamento filogenético, quando negativo indica sobre-dispersão filogenética, relacionando a Distância Filogenética do Taxon mais Próximo (Mean Nearest Taxon - MNTD), que mede a distância média entre os vizinhos não coespecíficos mais próximos, com o esperado ao acaso.

$$NTI = \frac{-(obsMNTD - rndMNTD)}{sd.rndMNTD}$$

Onde *obsMNTD* é o valor observado de MNTD, *rndMNTD* é a média de MNTD para comunidades nulas e *sd.rndMNTD* é o desvio padrão dos 10000 valores randômicos de MNTD.

2.4. Fotografias hemisféricas

Para medir o índice de abertura do dossel, foram tiradas fotografias hemisféricas em cada parcela, utilizando uma câmera digital (Nikon Coolpix 5700) acoplada a uma lente hemisférica “olho de peixe” (Nikon FC-E9), em tripé a 1 m de altura do solo, nos centros das parcelas. Para cada parcela foram tiradas fotografias em 3 diferentes

aberturas (-1, 0, 1), na mesma estação climática, após o pôr do sol ou durante dias perfeitamente nublados, a fim de homogeneizar a qualidade das fotografias em relação ao contraste das copas com o céu. O índice de abertura de dossel e porcentagem total de luz de cada parcela foram calculados a partir da análise das fotografias hemisféricas por meio do programa Gap Light Analyzer 2.0 (FRAZER et al. 1999). O índice varia de 0 a 1, em que 0 é o dossel totalmente fechado e 1 é o dossel totalmente aberto. O índice de abertura de dossel foi obtido pela seguinte fórmula:

$$\text{Índice de abertura de dossel} = \frac{\% \text{ de abertura de dossel}}{100}$$

2.5. Análises estatísticas

As análises estatísticas consistiram de comparações de modelos mistos, utilizando o pacote lme4 (BATES et al., 2013) do ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2012). Para os dados de contagem como número de espécies por parcelas e número de indivíduos por parcela, foi utilizada a distribuição de erros do tipo Poisson; para os índices de abertura de dossel, foi utilizada a distribuição de erros do tipo Binomial e, para os índices filogenéticos, foi utilizada a distribuição de erros normal.

3. Resultados

3.1. Riqueza e abundância do total de espécies

Foram amostrados 5535 indivíduos de 48 espécies, pertencentes a 41 gêneros e 22 famílias (Tabela 2), totalizados nos dois sistemas de cultivo e nas três repetições (propriedades rurais).

Tabela 2: Espécies ocorrentes em cafezais em monoculturas e SAFs das três propriedades estudadas no município de Araponga/MG e respectivas frequências absolutas nos locais de estudo. As espécies exóticas estão marcadas com asterisco(*)

Família	Espécie	Propriedade 1		Propriedade 2		Propriedade 3	
		Monocultura	SAF	Monocultura	SAF	Monocultura	SAF
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	9	2	5	0	28	0
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> D.C.	1	1	0	0	4	1
	<i>Bidens pilosa</i> L.	1	0	2	0	5	0
	<i>Bidens sulphurea</i> (Cav.) Sch. Bip.*	1	0	0	0	0	0
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	1	3	0	0	2	10
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	0	0	1	0	0	0
	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth.*	0	0	2	0	0	0
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	8	0	0	0	6	1
	<i>Erechtites valerianifolius</i> (Link ex Spreng.)DC	0	0	0	0	1	0
	<i>Galinsoga parviflora</i> Ruiz & Pav.*	0	0	1	0	0	0
	<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	9	0	0	0	0	0
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	4	0	0	0	11	0	
<i>Taraxacum officinale</i> Weber*	0	0	1	0	0	0	
Brassicaceae	<i>Lepidium ruderales</i> L.*	0	0	0	0	26	0
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.*	0	0	0	0	11	0
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i> L.	0	0	30	10	0	0
	<i>Commelina</i> sp. L.	30	25	0	2	22	0
Convolvulaceae	<i>Dichondra repens</i> J.R. Forst. & G. Forst.*	2	2	0	0	12	2
	<i>Ipomoea</i> sp. L.	0	0	0	0	1	0
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	3	0	5	0	14	21
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea</i> sp.L.	0	0	0	0	2	0
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	1	0	0	0	0	0
	<i>Euphorbia hirta</i> L.	1	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	1	0	0	0	0	0
	<i>Desmodium uncinatum</i> (Jacq.) DC.	0	0	0	0	1	0
	<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	0	1	0	0	0	0
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart.	0	1	0	0	0	0
Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macdr.	1	0	0	0	3	4
Malvaceae	<i>Sida lonchitis</i> St. Hil. & Naud.	2	1	0	1	0	0
	<i>Sida urens</i> L.	0	0	0	0	1	0
Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i> L.*	8	0	12	0	28	26
	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth.*	0	0	3	0	0	0
	<i>Oxalis martiana</i> Zucc.*	0	0	7	1	0	0
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	16	0	8	1	1	5
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	0	0	1	0	0	0
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.*	0	0	0	0	3	0
Poaceae	<i>Paspalum</i> sp. L.	1	1	1	3	13	26
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.*	0	0	1	0	0	0
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz et Pav.) Spreng.	0	1	0	0	0	0
Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	0	0	0	1	0	0
	<i>Psychotria</i> sp. L.	0	2	0	0	0	0
	<i>Mitracarpus hirtus</i> Zucc. ex Schult. & Schult.f.	3	0	0	0	0	0
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	2	0	0	0	0
Solanaceae	<i>Brunfelsia</i> sp. L.	0	0	0	1	0	0
	<i>Capsicum baccatum</i> L.	0	1	1	0	2	0
	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	0	0	1	1	0	0
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	2	5	0	0	1	0
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P. St. John*	0	0	1	0	11	0

A riqueza total de espécies no cafezal em monocultura variou de 1 a 11 espécies, enquanto no SAF variou de 0 a 6 espécies (Figura 2), sendo significativamente maior no cafezal em monocultura (média de 4,42 espécies) do que no SAF (média de 1,85 espécies, $Qui^2=9,9366$; $p=0,0016$).

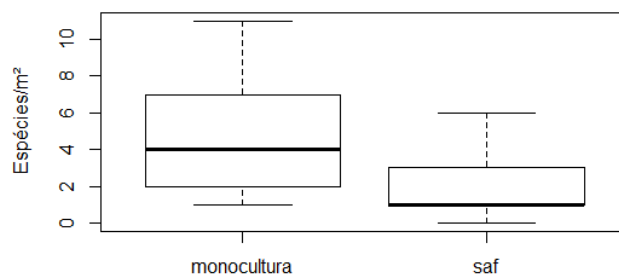


Figura 2: Riqueza média de espécies e desvio padrão, incluindo espécies nativas e exóticas, porém excluindo *C. arabica*, em função dos sistemas de cultivo cafeeiro em monocultura e SAF ($Qui^2=9,9366$; $p=0,0016$).

A abundância de indivíduos por parcela no cafeeiro em monocultura variou de 5 a 182 indivíduos (média de 47,7 indivíduos) enquanto no SAF variou de 0 a 91 indivíduos (média de 13,72 indivíduos), sendo significativamente maior no cafeeiro em monocultura do que no SAF ($Qui^2=4,86$; $p=0,027$; Figura 3).

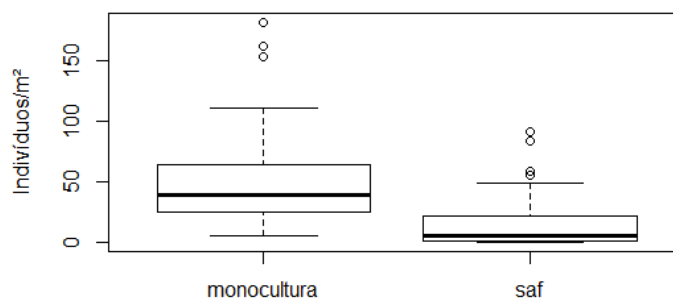


Figura 3: Abundância (indivíduos/m²) total de espécies, incluindo espécies nativas e exóticas, porém excluindo *C. arabica*, em função do sistema de cultivo ($Qui^2=4,86$; $0,027$).

Semelhante ao padrão de riqueza e abundância do total de espécies, a riqueza e abundância de espécies nativas foram maiores no cafeeiro em monocultura do que no SAF ($Qui^2=9,675$; $p=0,0018$; $Qui^2=5,396$; $p=0,020$, respectivamente).

3.2. Riqueza e abundância de espécies exóticas

3.2.1. Presença e abundância de plântulas de café (*Coffea arabica* L.)

No total foram amostradas 307 plântulas de cafeeiros, as quais se mostram mais frequentes no SAF(44,44% das parcelas) do que no cafeeiro em monocultura (apenas

3,33% das parcelas) ($Qui^2=6,72$; $p=0,0095$). Além disso, a abundância de plântulas de café, que variou de 0 a 28 indivíduos no SAF, também foi maior neste do que no cafezal em monocultura ($Qui^2=6,00$; $p=0,014$; Figura 4).

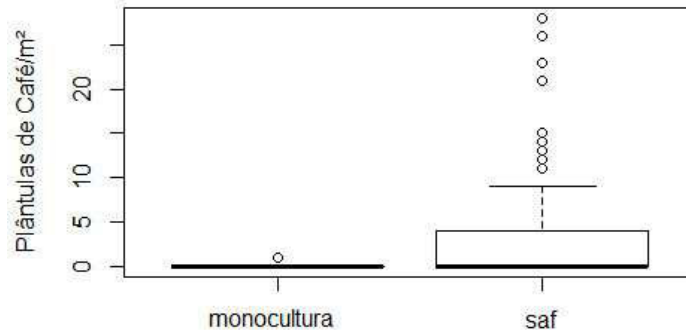


Figura 4: Abundância de plântulas de café (*C. arabica*) nos sistemas de cultivo cafezal em monocultura e SAF ($Qui^2=6,00$; $p=0,014$).

3.2.2. Riqueza e abundância das espécies exóticas

A riqueza de espécies exóticas (excluindo o *C. arabica*) foi menor no SAF do que no cafezal em monocultura ($Qui^2=7,026$; $p=0,008$; Figura 5). No SAF, a riqueza média de espécies exóticas por parcela foi 0,36 e, no cafezal em monocultura, foi de 1,44.

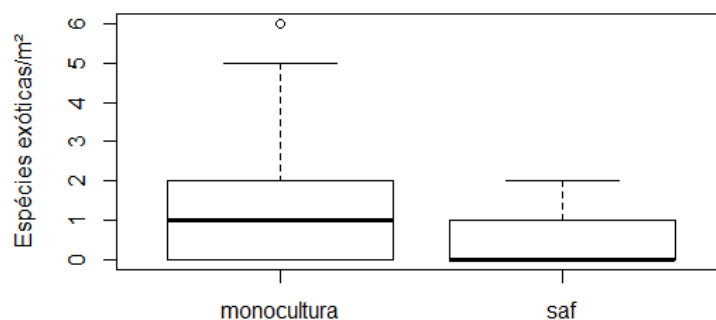


Figura 5: Riqueza de espécies exóticas, excluindo *C. arabica*, nos dois sistemas de cultivo: SAF e cafezal em monocultura ($Qui^2=7,026$; $p=0,008$).

A propriedade 3 foi significativamente mais invadida do que as demais ($Qui^2=4,267$; $p=0,0388$; Figura 6). Embora, em todas as propriedades, a ocorrência de espécies exóticas tenha sido menor no SAF, a propriedade 1 teve menor ocorrência de espécies

exóticas como um todo, enquanto a propriedade 3 foi a que apresentou maior ocorrência de espécies exóticas, inclusive no SAF. Já a propriedade 2 apresentou um contraste evidente: o SAF teve ocorrência de apenas uma espécie e em apenas 6,6% das parcelas, enquanto o cafezal em monocultura teve 63,3% das parcelas com ocorrência de espécies exóticas. Assim, considerar a variação entre propriedades rurais é significativamente importante no modelo em que a riqueza de exóticas está em função do sistema de cultivo, se em SAF ou em monocultura ($Qui^2=13,11$; $p=0,0014$). Dessa forma, o modelo que inclui as variáveis propriedades rurais e sistema de cultivo explica melhor o padrão de riqueza de exóticas do que o acaso ($Qui^2=25,44$; $p=0,0001$).

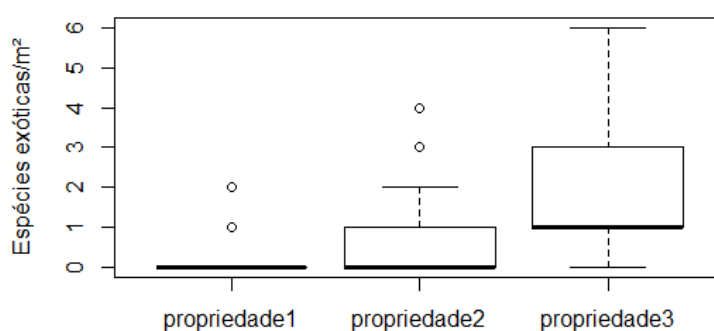


Figura 6: Média da riqueza de espécies exóticas nas 3 propriedades rurais, excluindo *C. arabica*, destaca-se que apenas a propriedade 3 é significativamente diferente ($Qui^2=4,267$; $p=0,0388$).

3.2.3. Abundância das espécies exóticas

A abundância de indivíduos exóticos (excluído o *C. arabica*) apresentou uma suave tendência em ser maior no cafezal em monocultura do que no SAF ($Qui^2=3,8229$; $p=0,05056$; Figura 7); enquanto a média no SAF foi de 5,76 indivíduos, variando de 0 a 45 indivíduos por parcela, o cafezal em monocultura variou de 0 a 163 indivíduos por parcela (média de 20,03 indivíduos).

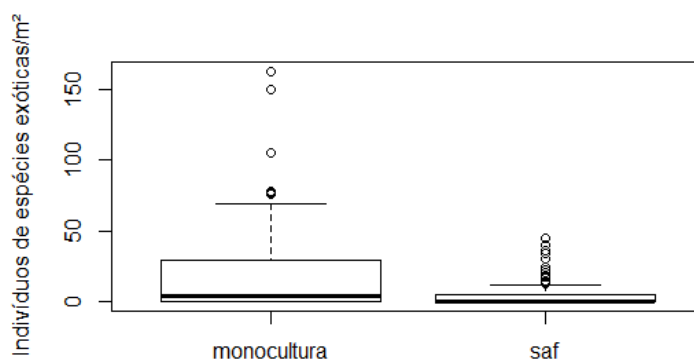


Figura 7: Abundância de espécies exóticas (indivíduos por m²), excluindo *C. arabica*, em função dos sistemas de cultivo cafezal em monocultura e SAF (Qui²=3,8229; p=0,05056).

Embora a abundância de indivíduos exóticos não seja diferente entre as propriedades amostradas (Qui²=2,71; p=0,25), na comparação de modelos, a interação entre as variáveis propriedades rurais e sistemas de cultivo (cafezal em SAF e cafezal em monocultura) é significativamente importante para explicar os padrões de abundância de indivíduos exóticos (Qui²=33,30; p<0,0001). Dessa forma, o modelo que inclui a variável propriedades rurais, a variável sistema de cultivo e a interação entre estas duas variáveis explica melhor o padrão de abundância de indivíduos exóticos encontrado do que o acaso (Qui²=44,17; p<0,0001).

3.3. Abertura do dossel e porcentagem total de luz incidida

O índice de abertura do dossel foi significativamente maior no cafezal em monocultura do que no SAF (Qui²=6,436; p=0,01118, Figura 8). As médias de abertura do dossel e porcentagem de luz total incidida nas diferentes propriedades e sistemas de cultivo estão relacionadas na Tabela 3, onde é interessante notar que o SAF menos sombreado (Propriedade 3) tem média de índice de abertura do dossel maior que a do cafezal em monocultura mais sombreado (Propriedade 2).

Tabela 3: Porcentagem de abertura de dossel e total de luz transmitida nos sistemas de cultivo e em cada propriedade

Sistemas de cultivo	Propriedades	Porcentagem de abertura do dossel		Porcentagem total de luz transmitida	
		Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Monocultura	Propriedade 1	60,93	3,11	84,00	4,19
	Propriedade 2	37,06	4,67	58,25	6,94
	Propriedade 3	53,57	4,34	82,92	4,14
	Total	50,52	10,83	75,06	13,04
SAF	Propriedade 1	22,81	9,08	28,60	14,62
	Propriedade 2	12,37	3,48	21,72	7,04
	Propriedade 3	38,44	8,25	60,41	13,60
	Total	24,54	13,00	36,91	20,82

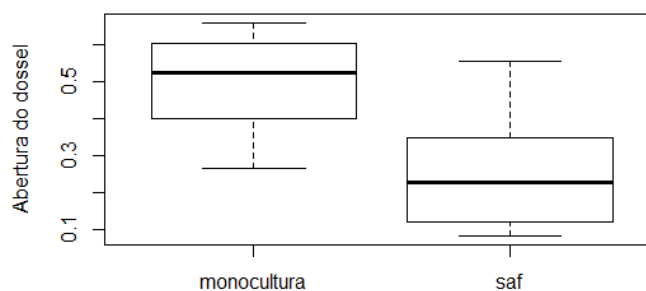


Figura 8: Índice de abertura do dossel em função dos sistemas de cultivo: cafezal em monocultura e SAF ($Qui^2=6,436$; $p=0,01118$).

3.4. Correlação da riqueza e abundância de espécies à abertura de dossel

Tanto a riqueza (Figura 9) quanto a abundância (Figura 10) total de espécies foram positivamente correlacionadas à porcentagem de abertura do dossel ($Qui^2=14,815$; $p=0,0001$ e $Qui^2=116,56$; $p<0,0001$, respectivamente).

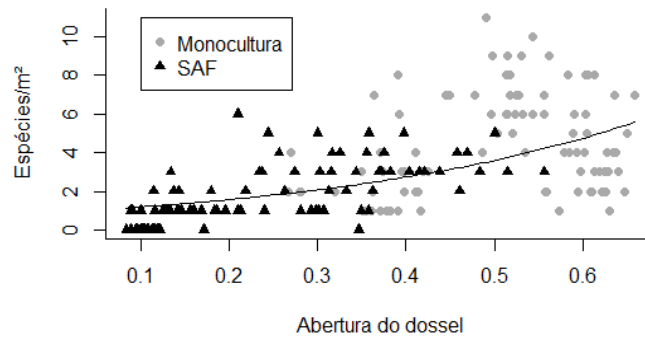


Figura 9: Riqueza total de espécies, incluindo espécies nativas e espécies exóticas, porém excluindo *C. arabica*, em função da abertura de dossel ($Qui^2=14,815$; $p=0,0001$).

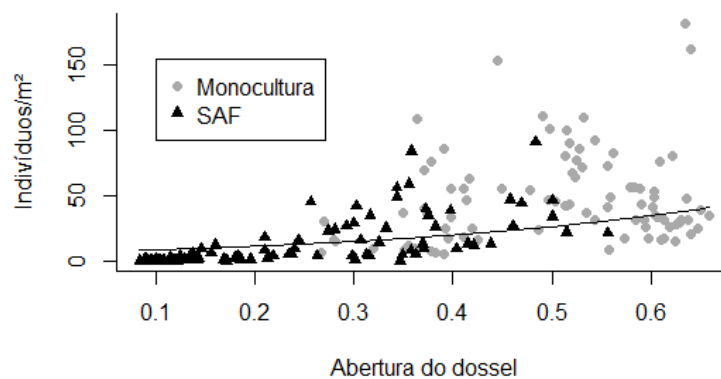


Figura 10: Abundância do total de indivíduos, incluindo espécies nativas e espécies exóticas, porém excluindo *C. arabica*, em função da abertura de dossel ($Qui^2=116,56$; $p<0,0001$).

Semelhante ao padrão de riqueza e abundância do total de espécies, a riqueza e abundância de espécies nativas foram positivamente relacionadas à abertura do dossel ($Qui^2=19,576$; $p<0,0001$; $Qui^2=45,47$; $p=0,0001$, respectivamente).

A correlação da riqueza de espécies exóticas com a abertura do dossel foi marginalmente significativa, apresentando uma tendência positiva ($Qui^2=2,84$; $p=0,091$). No entanto, a interação entre propriedade e abertura de dossel foi significativamente importante no modelo que explica a variação na riqueza de espécies exóticas ($Qui^2=14,68$; $p=0,0054$). Assim, o modelo incluindo a variável propriedade, a abertura de dossel e a interação entre estas duas variáveis foi significativamente mais explicativo que o modelo nulo para o padrão encontrado de riqueza de espécies exóticas

($Qui^2=17,532$; $p=0,0036$; Figura 11). Neste modelo, a riqueza de espécies varia positivamente com a abertura de dossel, porém cada propriedade apresenta curva própria de correlação entre as variáveis explicativa e resposta.

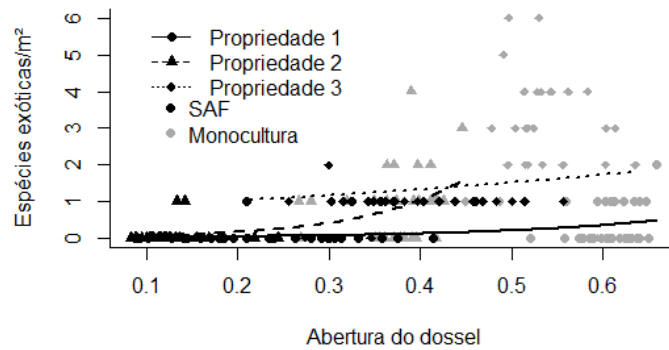


Figura 11: Riqueza de espécies exóticas, excluindo *C. arabica*, variando em cada propriedade em função da abertura do dossel ($Qui^2=17,532$; $p=0,0036$).

A abundância de indivíduos de espécies exóticas foi positivamente relacionada à abertura do dossel ($Qui^2=79,26$; $p<0,0001$, Figura 12). A interação entre as variáveis abertura de dossel e propriedades foi significativamente importante para o modelo ($Qui^2=394,67$; $p<0,0001$).

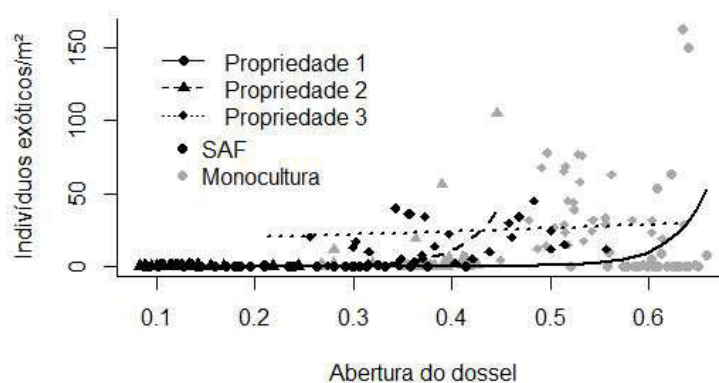


Figura 12: Abundância de indivíduos de espécies exóticas, excluindo *C. arabica*, em função da abertura do dossel ($Qui^2=79,26$; $p<0,0001$).

No entanto, a presença e a abundância de plântulas de *C. arabica* (Figura 13) foram negativamente relacionadas à porcentagem de abertura do dossel ($Qui^2=29,69$;

$p < 0,0001$ e $Qui^2 = 66,52$; $p < 0,0001$, respectivamente), como esperado para uma espécie umbrófila.

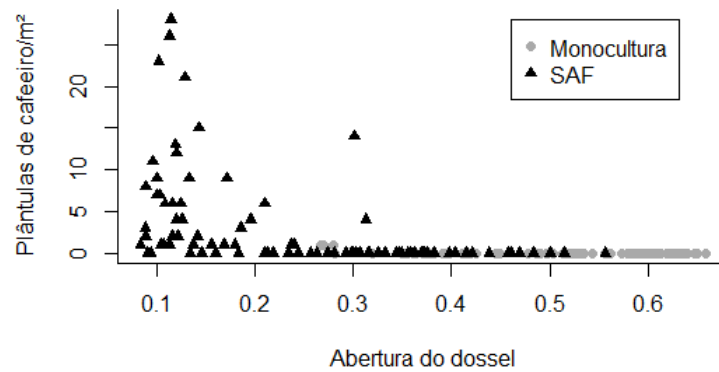


Figura 13: Abundância de plântulas de café em função da abertura de dossel ($Qui^2 = 66,52$; $p < 0,0001$).

3.4. Estrutura filogenética de comunidades

O parentesco entre as espécies presentes na amostragem é relacionado na Figura 14: Árvore filogenética construída a partir da lista de espécies amostradas. As espécies exóticas são evidenciadas com um asterisco (*).

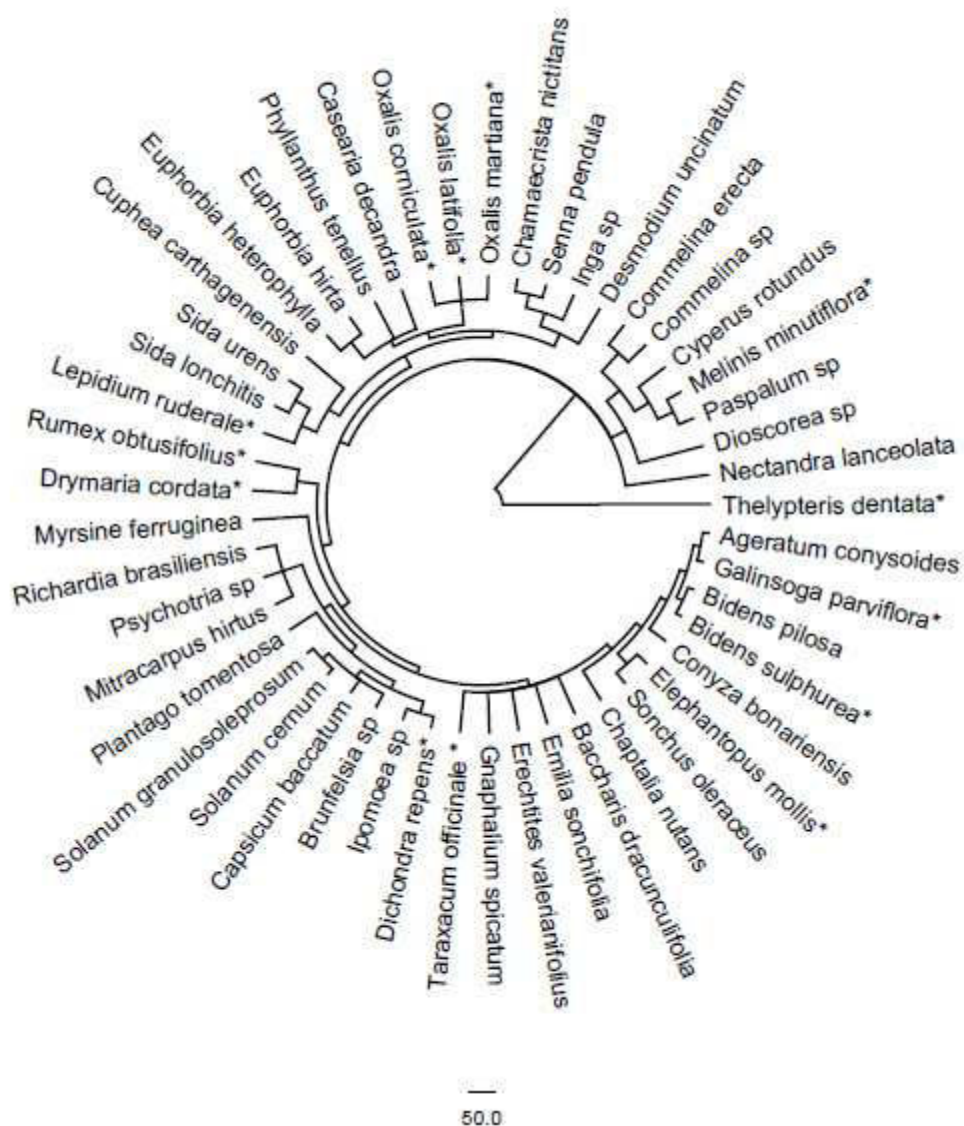


Figura 14: Árvore filogenética construída a partir da lista de espécies amostradas. As espécies exóticas são evidenciadas com um asterisco (*).

Quando analisamos a comunidade local, incluindo as espécies nativas e exóticas, porém excluindo *C. arabica*, o NRI foi maior no SAF do que no cafezal em monocultura ($Qui^2=4,539$; $p=0,0331$; Figura 15), indicando maior agrupamento no SAF. Além disso, o NRI apresentou correlação negativa com a porcentagem de abertura de dossel ($Qui^2=147,08$; $p<0,0001$), o que relaciona a diminuição das distâncias filogenéticas ao aumento do sombreamento (Figura 16).

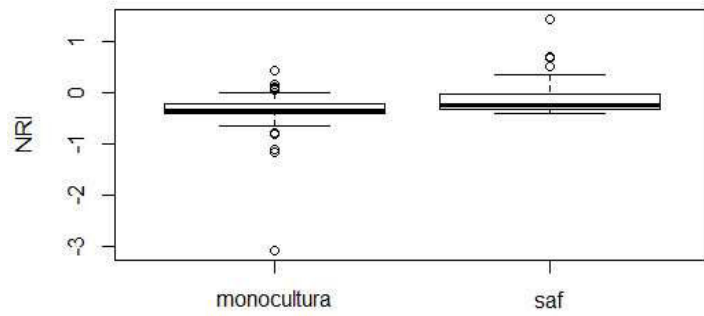


Figura 15: Índice de Relacionamento Líquido (NRI) nos sistemas de cultivo cafezal em monocultura e SAF (Qui²=4,539; p=0,0331).

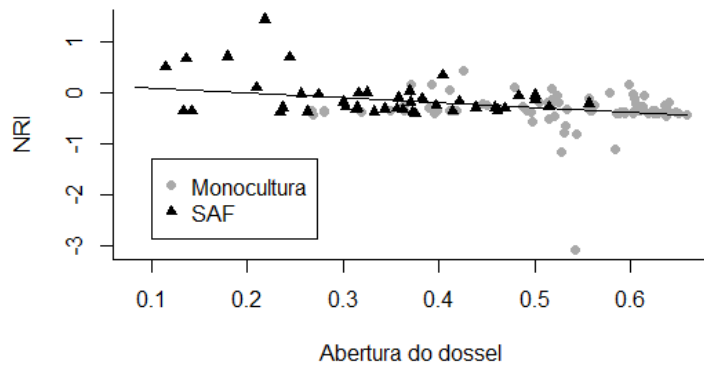


Figura 16: Índice de Relacionamento Líquido (NRI) em função da abertura de dossel (Qui²=147,08; p<0,0001).

O NRI também foi maior no SAF do que no cafezal em monocultura (Qui²=7,1385; p=0,0075; Figura 17), indicando maior agrupamento intrafamiliar no SAF, e variou negativamente com a porcentagem de abertura de dossel (Qui²=3,899; p=0,0483; Figura 18).

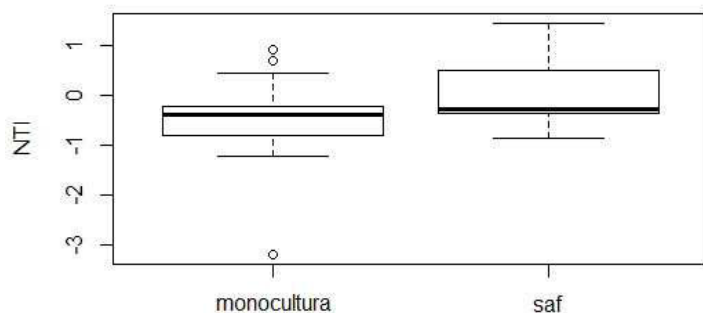


Figura 17: Índice de Taxon mais Próximo (NTI) nos dois sistemas de cultivo: Cafezal em monocultura e SAF ($Qui^2=7,1385$; $p=0,0075$).

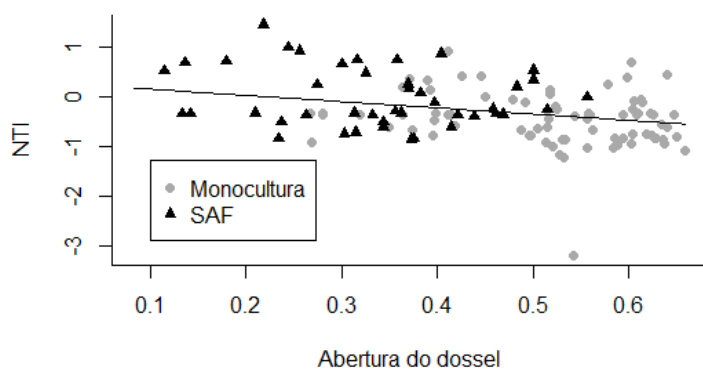


Figura 18: Índice de Taxon mais Próximo (NTI), em função da abertura de dossel ($Qui^2=3,899$; $p=0,0483$).

4. Discussão

Os sistemas agroflorestais apresentaram menor riqueza e abundância de herbáceas nas entrelinhas do que os cafezais em monocultura, o que sugere que a presença das árvores está limitando a ocorrência de espécies herbáceas em geral nos SAFs. Estudos clássicos em florestas mostram que a cobertura do estrato herbáceo responde inversamente a densidade do dossel e os autores atribuem esse efeito a menor abertura de dossel, reduzindo a disponibilidade de radiação no sub-bosque (ANDERSON et al., 1969). A diminuição da riqueza e da abundância de espécies herbáceas no presente trabalho foi significativamente relacionada com a ação do filtro ambiental de sombreamento causado pelas árvores em SAFs.

Quando analisamos separadamente a comunidade de espécies exóticas, observamos que a média nos SAFs foi muito próxima de zero, o que indica que estes sistemas filtram fortemente espécies exóticas em comparação com o cafezal em monocultura. Mesmo quando alguma espécie exótica consegue se estabelecer e permanecer no sub-bosque dos SAFs, sua abundância é significativamente menor do que em cafezais em monocultura.

Os padrões de ocorrência de espécies exóticas potencialmente invasoras são complexos (ARAÚJO et al., 2005) e as espécies têm diferentes estratégias de estabelecimento (MUNHOZ & FELFILI, 2006). Mesmo assim, a redução na riqueza e abundância de espécies em geral mostra menor suscetibilidade à invasão biológica em SAFs explicada pelas menores aberturas de dossel nestes. Tanto a riqueza e abundância de espécies em geral como a invasão por espécies exóticas aumentaram com o aumento na porcentagem de abertura do dossel (Figuras Figura 9 e Figura 12). Dessa forma, o maior sombreamento existente nos SAFs funciona como um filtro ambiental conforme entendido por GASTAUER & MEIRA-NETO (2013), o qual, a partir do pool regional de espécies nativas e exóticas, seleciona aquelas com características que as permitam tolerar a menor disponibilidade de luz e com mecanismos fisiológicos adaptados a baixa intensidade luminosa (MONTAGNINI & JORDAN, 2005).

Segundo CADOTTE et al. (2010), a organização de comunidades locais é resultante da tensão entre eventos estocásticos, interações locais, restrições dispersivas e filtro ambiental, de forma que os três últimos fatores limitam espécies colonizadoras potenciais, de forma que apenas as espécies com características apropriadas são capazes de se estabelecer e permanecer nas comunidades locais. Quando espécies exóticas são adicionadas ao pool regional de espécies, a capacidade invasora é determinada pelo sucesso em passar por esses filtros (Figura 19). Os resultados do presente estudo mostram o efeito do sombreamento de árvores como filtro ambiental de espécies.

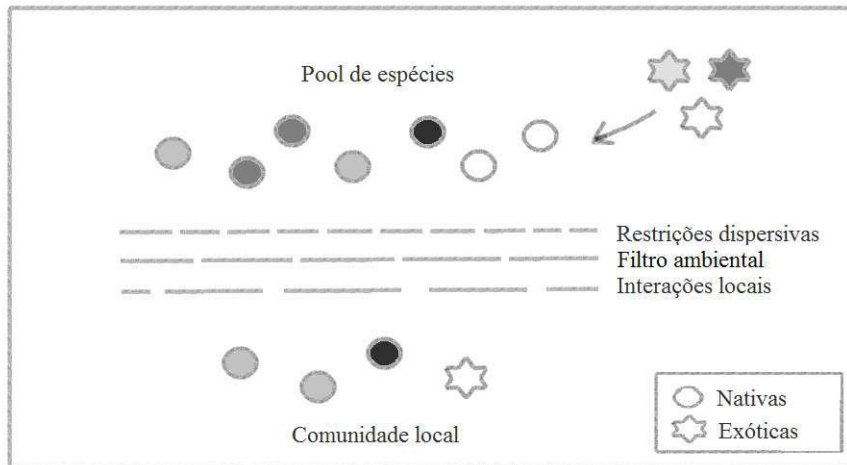


Figura 19: Interações locais, restrições dispersivas e filtro ambiental funcionam como filtros do pool de espécies regional, de forma que apenas aquelas espécies com características apropriadas são capazes de se estabelecer e permanecer nas comunidades. As espécies nativas são mostradas como círculos de diferentes cores e as espécies exóticas simbolizadas por estrelas, onde cada cor se refere a espécies diferentes. Note que apenas determinadas espécies são capazes de formar a comunidade local.

Estudos de invasão biológica em ecossistemas naturais sugerem que menores disponibilidades de luz limitam a invasão por espécies exóticas e que isso pode ser atribuído à maior proporção de espécies intolerantes à sombra entre as espécies exóticas invasoras (FINE, 2002). Espécies exóticas são em sua grande maioria associadas a ambientes perturbados e não sombreados, sendo que a maior parte das espécies exóticas foi introduzida para fins agrícolas e ornamentais ou são espécies invasoras de culturas, prosperando a pleno sol. Conseqüentemente, a maioria das espécies exóticas são não tolerantes às sombras (BAKER, 1974; MACK, 1996; FINE, 2002). CHANDRASEKARAN & SWAMY (2002), estudando florestas secundárias e ecossistemas naturais manejados, relacionam o aumento da biomassa de espécies exóticas herbáceas nos ecossistemas manejados ao fato destes ambientes serem mais abertos e perturbados.

Os valores de NRI e NTI mostram o padrão de relacionamento filogenético das espécies que coexistem na comunidade. Embora, estes padrões não tenham significados, servem como inferência de processos ecológicos. Dessa maneira, à luz da teoria de nichos, a distância filogenética entre espécies funciona como substituto das diferenças ecológicas evoluídas entre elas, assumindo que espécies mais proximamente aparentadas são mais similares, seus nichos se sobrepõem mais e competem entre si mais fortemente do que espécies menos aparentadas (CAVENDER-BARES et al., 2006; BARALOTO et al., 2012).

É importante ressaltar que se assume aqui o agrupamento filogenético como efeito da filtragem ambiental, pois seleciona características evoluídas antes da formação das comunidades de espécies exóticas, objetos deste estudo (VERDÚ et al. 2003, MEIRA-NETO et al., inédito). Portanto, um caso oposto ao de comunidades muito antigas, como as de Cerrado, que com 30 milhões de anos de evolução de caracteres em muitos diferentes clados produziram homoplasias que são selecionadas por filtro ambiental, causando sobre-dispersão (SILVA & BATALHA, 2010). Ainda que outros fatores possam atuar na estrutura filogenética de comunidades, tais como herbivoria, facilitação, história biogeográfica, interações planta-polinizador (VALIENTE-BANUET & VERDÚ, 2007; CAVENDER-BARES et al., 2009; BARALOTO et al., 2012;), o filtro ambiental é uma das forças dominantes na estruturação de comunidades e, dessa forma, quando ocorre agrupamento filogenético, ou seja, quando espécies proximamente aparentadas ocorrem mais do que o esperado, isso se dá devido ao efeito do filtro ambiental selecionando características compartilhadas que foram conservadas evolutivamente (i.e. homologias, WEBB et al. 2002; JABOT et al. 2008). Assim, os maiores valores de NRI e NTI nos SAFs do que nos cafezais em monocultura, bem como a correlação negativa de NRI e NTI com a abertura de dossel, significam maior agrupamento filogenético nos SAFs (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012). Dessa forma, a ação do filtro ambiental do sombreamento causado por árvores do sistema agroflorestal agrupa filogeneticamente a comunidade comparativamente a cultivos não sombreados, selecionando caracteres homólogos de tolerância ao sombreamento.

Embora o padrão de ocorrência e abundância de exóticas seja bem explicado pelo sistema de cultivo dos cafezais, as propriedades rurais mostraram algumas diferenças. Ainda que outros fatores não analisados neste trabalho possam influenciar a invasão biológica nestas propriedades rurais (tais como posição no relevo, face de exposição, umidade no solo, histórico da área e particularidades do manejo do agricultor), as diferenças entre elas podem ser explicadas utilizando unicamente a variável abertura do dossel (Figura 11 e Figura 12) associadas às respectivas espécies predominantes no dossel em cada SAF (Tabela 1). Nesse sentido, ressalta-se que a propriedade com maior ocorrência e abundância de indivíduos de espécies exóticas, assim como com menores índices de sombreamento, é aquela em que a espécie predominante no dossel não é arbórea, mas sim bananeiras (propriedade 3), com uma menor capacidade de sombrear. Além disso, o alto índice de sombreamento existente no

SAF da propriedade 2, gerado pela sobreposição de copas de *Inga* spp., um gênero nativo, limitou fortemente a ocorrência de espécies exóticas abundantes no cafezal em monocultura adjacente, o que ilustra o potencial filtro ambiental promovido pelo sombreamento por espécies arbóreas adensadas.

Já a maior frequência e abundância de plântulas de *C. arabica* nos SAFs indicam que estes sistemas favorecem sua germinação, proporcionando condições mais adequadas às exigências ambientais da espécie, originária de formações florestais montanhosas da Etiópia (MÜLLER, 2004), o que pode ser interessantes em cultivos com foco na produção de café. Além disso, segundo LOPES (2013, comunicação pessoal), a maior germinação de sementes de cafeeiros nos SAFs é interessante do ponto de vista do controle da broca do café (*Hypothenemus hampei*), pois os frutos de café que caem no solo e não tem suas sementes germinadas podem servir de reservatório e meio de cultura para o coleóptero. Assim, a maior germinação de sementes nos SAFs pode diminuir a disponibilidade de reservatórios da broca e, conseqüentemente, reduzir os danos causados por estas à produção, de forma que estudos sobre estas relações fazem-se necessários.

No entanto, *C. arabica* é uma espécie exótica cultivada, considerada invasora em fragmentos florestais (LEÃO et al., 2011; ZENNI & ZILLER, 2011) e classificada por (HOROWITZ et al., 2007) como “exótica persistente com baixo risco de invasão”. Por ser umbrófila, teve sua presença e abundância correlacionadas negativamente à porcentagem de abertura do dossel, ao contrário das demais espécies exóticas estudadas, cujas riquezas e abundâncias foram correlacionadas positivamente com a abertura de dossel. Florestas estacionais semidecíduas, como os remanescentes próximos às áreas de estudo possuem uma rica e abundante flora de Rubiaceae, família a qual pertence *C. arabica*, em seus sub-bosques (MEIRA-NETO & MARTINS, 2003), o que pode reduzir os riscos de invasão pela espécie nestas florestas, já que em escalas locais, a abundância de espécies nativas limita a invasão por espécies exóticas aparentadas (DIEZ et al., 2008). Contudo, quanto o parentesco pode prever o sucesso de invasão ainda é desconhecido (CAVENDER-BARES et al., 2009).

Desde o trabalho fundamental de ELTON (1958), a ecologia de invasões biológicas reconheceu a importância de espécies vegetais exóticas heliófilas e adaptadas a colonizar ambientes após distúrbios (BAKER, 1974; MACK, 1996; FINE, 2002;

CHANDRASEKARAN & SWAMY, 2002). Não obstante, alguns trabalhos vêm mostrando a importância de prevenir a invasão biológica por espécies tolerantes à sombra e de estágios sucessionais mais avançados (MARTIN et al., 2009; MARTIN & MARKS, 2006; REINHARDT et al., 2006). Portanto, é fundamental que as espécies utilizadas na formação dos SAFs sejam cuidadosamente escolhidas para sucesso da prática proposta de plantio no entorno de UCs e de áreas naturais, evitando o cultivo de espécies exóticas potencialmente invasoras, especialmente aquelas de espécies e gêneros que já possuem relatos de problemas como invasoras, como árvores do gênero *Acacia* provenientes da Austrália e Nova Guiné (RASCHER et al., 2011). Se precauções adequadas forem tomadas, o estabelecimento de SAFs pode ser feito de forma a evitar os riscos de invasão biológica tanto pelas espécies cultivadas quanto por espécies espontâneas em proximidades de ecossistemas naturais (SWALLOW, BOFFA & SCHERR, 2006).

Diversos estudos mostram diversos benefícios para a conservação da biodiversidade gerados pelos SAFs: podem possuir mais de 50% da diversidade de espécies vegetais de florestas naturais comparáveis (NOBEL & DIRZO, 1997), se constituem como habitat para polinizadores e animais dispersores de sementes, aumentando o fluxo gênico e contribuindo diretamente para a conservação da biodiversidade (UEZU, BEYER & METZGER, 2008; JOSE, 2009; PERFECTO & VANDERMEER, 2010), servem como corredores e trampolins ecológicos (CULLEN et al., 2004; SCHROTH et al., 2004; BHAGWAT et al., 2008) e são mais eficientes no sequestro de carbono que capoeiras e cafezais em monocultura, podendo contribuir na mitigação dos efeitos do aquecimento global (OLIVEIRA, 2013). JOSE (2009) evidencia que, além dos benefícios acima, os SAFs ajudam na redução das taxas de conversão de habitats naturais, por fornecerem uma alternativa mais produtiva e sustentável a sistemas agrícolas que envolvem a abertura de habitats naturais, e proporcionam serviços ecossistêmicos, tais como controle de erosão e maior infiltração de água no solo, prevenindo a degradação de habitats próximos. Os resultados do presente estudo ampliam essa gama de benefícios, mostrando que os SAFs funcionam como filtro ambiental, reduzindo os riscos de invasão biológica e minimizando a perda de espécies nativas por influência da produção agrícola das proximidades.

Para que esses benefícios sejam maximizados, o desenho e manejo destes sistemas devem ser baseados em práticas compatíveis com os objetivos de conservação

(e.g. HARVEY et al., 2007; JOSE, 2009). Assim, para redução do risco de invasão biológica, recomenda-se que os cultivos agrícolas no entorno de áreas naturais com importância para a conservação da biodiversidade sejam feitos no regime de SAF com abertura de dossel igual ou inferior a 25 %, utilizando-se preferencialmente espécies arbóreas nativas e evitando o uso de árvores e outras espécies exóticas com relatos de invasão de ecossistemas naturais.

5. Considerações finais

O sombreamento presente nos SAFs diminuiu a riqueza e abundância de espécies exóticas invasoras nas entrelinhas de cultivo, agindo como filtro ambiental sobre a comunidade de espécies presentes e selecionando homologias de tolerância ao sombreamento. Dessa forma, os SAFs mostraram-se adequados como zona de amortecimento de invasões biológicas nas proximidades do PESB. Embora SAFs não substituam florestas naturais, são áreas de produção agrícola compatíveis com os objetivos de conservação da biodiversidade no entorno de áreas naturais e UCs e devem ser consideradas no manejo de paisagens para a conservação de biodiversidade.

6. Referências

- ANDERSON, R. C.; LOUCKS, O. L.; SWAIN, A. M. Herbaceous Response to Canopy Cover, Light Intensity, and Throughfall Precipitation in Coniferous Forests. **Ecology**, v. 50, n. 2, p. 255, 1 mar. 1969.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n.1, p.105–121. 2009.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, v. 122, n. 3, p. 441-451, abr. 2005.
- ARAÚJO, E. L.; SILVA, K. A.; FERRAZ, E. M. N. SAMPAIO E.V.S. B.; SILVA, S. I. Diversidade de herbáceas em micro habitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n.2, p. 285-294. 2005.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 3, p. 702-711, 12 maio. 2012.
- BAKER, H. G. The Evolution of Weeds. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, n. 1, p. 1-24, 1 nov. 1974.

BARALOTO, C. et al. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. **Journal of Ecology**, v. 100, p. 690-701, 2012.

BATES, D., MAECHLER, M. & BOLKER, B. **lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999999-2**. 2013. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261-267. 2008.

CADOTTE, M. W. et al. Phylogenetic patterns differ for native and exotic plant communities across a richness gradient in Northern California. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 6, p. 892-901, 23 nov. 2010.

CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology letters**, v. 12, n. 7, p. 693-715, jul. 2009.

CAVENDER-BARES, J.; KEEN, A.; MILES, B. Phylogenetic structure of Floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. **Ecology**, v. 87, n. 7 Suppl, p. S109-S122, 2006.

CHANDRASEKARAN, S.; SWAMY, P. Biomass, litterfall and aboveground net primary productivity of herbaceous communities in varied ecosystems at Kodayar in the western ghats of Tamil Nadu. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 88, n. 1, p. 61-71, jan. 2002.

CHAPIN III, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234-242, 11 maio. 2000.

CIANCIARUSO, M. V et al. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, v. 14, n. 3, p. 205-216, jun. 2012.

COSTA, J. N. M. N.; DURIGAN, G. Leucaena leucocephala(Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal?. **Rev. Árvore** [online]., vol.34, n.5, pp. 825-833. 2010.

CULLEN, L. LIMA, J.F. BELTRAME, T.P. Agroforestry in buffer zones and stepping stones: Tools for the conservation of fragmented landscapes in the Brazilian Atlantic forest. In: SCHROTH, G. FONSECA, G.A.B. HARVEY, C.A. VASCONCELOS, H.L. GASCON, C. IZAC, A.M.N. (Eds.), **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island press, Washington, p. 415-430. 2004.

DIEZ, J. M. et al. Darwin's naturalization conundrum: dissecting taxonomic patterns of species invasions. **Ecology Letters**, v. 11, n. 7, p. 674-681, 1 jul. 2008.

ELTON, Charles S. **The ecology of invasions by animals and plants**. University of Quicago Press, 1958.

ERASMO, E. A. L.; PINHEIRO, L. L. A.; COSTA, N. V. Levantamento fitossociológico de plantas infestantes em áreas de produção de arroz irrigado cultivado sob diferentes sistemas de manejo. **Planta Daninha**, v. 22, n. 2, p. 195-201. 2004.

FERNANDES, J.M. **Taxonomia e etnobotânica de Leguminosae Adans. em fragmentos florestais e sistemas agroflorestais na Zona da Mata Mineira.** Dissertação de Mestrado, 223p. Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG. 2007.

FINE, P. V. A. The invasibility of tropical forests by exotic plants. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 687-705, 2002.

FRAZER G.W., CANHAM C.D., LERTZMAN K.P. **Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true colour fisheye photographs. User's manual and program documentation.** Burnaby, Simon Fraser University; Millbrook – New York, Institute of Ecosystem Studies: 36. 1999. Available at <http://www.rem.sfu.ca/forestry/downloads/Files/GLA-V2UsersManual.pdf> (accessed March 31, 2013)

GARRITY, D.P. Agroforestry and the achievement of the millennium development goals. **Agroforest System**, v. 6, n.1, p.15–17. 2004.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Avoiding inaccuracies in tree calibration and phylogenetic community analysis using Phylocom 4.2. **Ecological Informatics**, 2013.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Interactions, environmental sorting and chance: phylostructure of a tropical forest assembly. **Folia Geobotanica**, 2013.

GREEN, P.T.; LAKE, P.S.; O'DOWD, D.J. Resistance of Island Rainforest to Invasion by Alien Plants: Influence of Microhabitat and Herbivory on Seedling Performance. **Biological Invasions**, v. 61, p. 1-9. 2004.

HARVEY, C.A., SCHROTH, G., ZERBOCK, O.. **Designing agroforestry systems to mitigate climate change, conserve biodiversity and sustain rural livelihoods.** 2007. http://web.catie.ac.cr/cd_multiestrata/Poster/session2/Designing_agroforestry.pdf Accessed on March 26, 2009

HARVEY, C. A; VILLALOBOS, J. G. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodiversity & Conservation**, v. 16, n. 8, p. 2257-2292, 31 maio. 2007.

HOROWITZ, C.; MARTINS, C. R.; MACHADO, T. **Espécies exóticas arbóreas, arbustivas e herbáceas que ocorrem nas zonas de uso especial e de uso intensivo do Parque Nacional de Brasília: diagnóstico e manejo.** Brasília: IBAMA, Edições, 2007. p. 58

JABOT, F.; ETIENNE, R.; CHAVE, J. Reconciling neutral community models and environmental filtering: theory and an empirical test. **Oikos**, v. 117, p. 1308-1320, abr. 2008.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 1-10, 7 abr. 2009.

LEÃO, T. C. C. et al. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização Manejo e Políticas Públicas.** Recife: Centro de Pesquisas

Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2011. p. 99

LOPES, Samuel. Agricultor de Araçuaia, comunicação pessoal.

MACK, M.C. & C. M. D'ANTONIO. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 5, p. 195-198. 1998.

MACK, R. N. Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. **Biological Conservation**, v. 78, p. 107-121. 1996.

MACK, R. N., D. SIMBERLOFF, W. M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT, AND F. A. BAZZAZ. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689-710. 2000.

MARTIN, P. H.; CANHAM, C. D.; MARKS, P. L. Why forests appear resistant to exotic plant invasions : intentional introductions stand dynamics, and the role of shade tolerance. **Front Ecol Environ**, v. 7, n. 3, p. 142-149, 2009.

MARTIN, P. H.; MARKS, P. L. Intact forests provide only weak resistance to a shade-tolerant invasive Norway maple (*Acer platanoides* L.). **Journal of Ecology**, v. 94, n. 6, p. 1070-1079, 2006.

MARTINS, C. R.; LEITE L. L.; HARIDASAN M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v. 28, n.5, p.739-747. 2004.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens ? **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

MEIRA-NETO, J. A. A., & MARTINS, F. R.. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da silvicultura, uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 459-471. 2003.

MEIRA-NETO, J. A. A.; GASTAUER, M.; CORREIA, O. **When fire is welcome to Mediterranean biodiversity conservation: a phylogenetic perspective**, inédito.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. **Tropical Forest Ecology**. Heidelberg: Springer Berlin, 2005. p. 295

MÜLLER, J. S. **Sistemas agroflorestais com café (*Coffea arabica* L.) e cedro australiano (*Toona ciliata* M. Roem. var *australis* (F. Muell.) Bahadur) na Zona da Mata de Minas Gerais: estudo de caso**. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Viçosa, 2004.

MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n.3, p. 671-685. 2006.

NOBEL, J.R. DIRZO, R. Forests as human-dominated ecosystems. **Science**, v. 277, p. 522-525.1997.

OLIVEIRA, A. C. C.. **Sistemas agroflorestais com café: fixação e neutralização de carbono e outros serviços ecossistêmicos**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2013.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 13, p. 5786-5791, 30 mar. 2010.

PERRINGS C., M. WILLIAMSON, AND S. DALMAZZONE. **The economics of biological invasions**. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK. 2000.

PERRINGS, C., M. WILLIAMSON, E. B. BARBIER, D. DELFINO, S. DALMAZZONE, J. SHOGREN, P. SIMMONS, AND A. WATKINSON. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. **Conservation Ecology**, v. 6, n. 1, a. 1. 2002. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Info 33. Ecologia**. 2005. Disponível em <<http://www.ecologia.info/cerrado.htm>>. Acesso em 22 de agosto de 2012.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RASCHER, K. G.; GROBE-STOLTENBERG, A.; MÁGUAS, C.; MEIRA-NETO, J.A.A.; WERNER, C. Acacia longifolia invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. **Biological Invasions**, v. 13, n. 5, p. 1099-1113. 2011.

REINHARDT, K. et al. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, p. 1821-1831, 2006.

SCHROTH, G. FONSECA, G.A.B. HARVEY, C.A. VASCONCELOS, H.L. GASCON, C. IZAC, A.M.N. The role of agroforestry in biodiversity conservation in tropical landscapes. In: SCHROTH, G. FONSECA, G.A.B. HARVEY, C.A. VASCONCELOS, H.L. GASCON, C. IZAC (EDS.), A.M.N. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Islandpress, Washington, 2004. 1-12 pp. 2004.

SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 6, p. 1003-1013, 12 dez. 2010.

SILVA JÚNIOR, W. M.; Meira-Neto, J. A. A.; Carmo, F. M. S.; Melo, F. R.; Moreira, L. S., Barbosa, E. F., Dias L. G.; Peres, C. A. S.. Habitat quality of the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). **Folia Primatologica**, v. 80, n. 4, p. 295-308. 2009.

SILVA JÚNIOR, W. M.; MELO, F. R.; MOREIRA, L. S.; BARBOSA, E. F.; MEIRA-NETO, J. A. A.. Structure of Brazilian Atlantic forests with occurrence of the woolly

spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*). **Ecological Research**, v. 25, n. 1, p. 25-32. 2010.

SIQUEIRA, L.C. **Levantamento Florístico e Etnobotânico do estrato Arbóreo em Sistemas Naturais e Agroflorestais em Araponga, Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2008.

SOUZA, H. N. et al. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 146, n. 1, p. 179-196, jan. 2012.

SWALLOW, B.; BOFFA, J.; SCHERR, S. J. The potential for agroforestry to contribute to the conservation and enhancement of landscape biodiversity. In: GARRITY, D. et al. (Eds.). **World Agroforestry into the Future**. Nairobi: World Agroforestry Centre, 2006. p. 95-101.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity & Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907-1922, 25 jan. 2008.

VALIENTE-BANUET, A.; VERDÚ, M. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. **Ecology Letters**, v. 10, n. 11, p. 1029-1036, nov. 2007.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 123p. 1991.

VERDÚ, M. et al. “Convergent” traits of mediterranean woody plants belong to pre-mediterranean lineages. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 78, n. 3, p. 415-427, 4 mar. 2003.

WEBB, C.O., ACKERLY, D.B., MCPEEK, M.A. & DONOGHUE, M.J. Phylogenies and community ecology. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 475–505. 2002.

WITTENBERG, R., COCK, M.J.W. (eds.). **Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices**. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii – 228 p. 2001.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

ZILLER, S. R.A **Estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. Tese de doutoramento. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 268 p. 2000.