

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL/MG

**MARIANE PATREZI ZANATTA**

**“SUPERABUNDÂNCIA DE BAMBUS EM PAISAGENS FRAGMENTADAS É  
INFLUENCIADA PELA FORMA DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DE ESTRADAS E  
TIPO DE MATRIZ”**

ALFENAS/MG  
2015

**MARIANE PATREZI ZANATTA**

**“SUPERABUNDÂNCIA DE BAMBUS EM PAISAGENS FRAGMENTADAS É  
INFLUENCIADA PELA FORMA DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DE ESTRADAS E  
TIPO DE MATRIZ”**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Meio Ambiente, Sociedade e Diversidade Biológica.

Orientador: Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos

ALFENAS/MG  
2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Zanatta, Mariane Patrezi

Superabundância de bambus em paisagens fragmentadas é influenciadas pela forma do fragmento, distância de estradas e tipo de matriz / Mariane Patrezi Zanatta. -- Alfenas/MG, 2015.  
70 f.

Orientador: Flavio Nunes Ramos.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) -  
Universidade Federal de Alfenas, 2015.

Bibliografia.

1. Bambu. 2. Conservação biológica. 3. Paisagem - Proteção. I.  
Ramos, Flavio Nunes. II. Título.

CDD-577



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG  
Programa de Pós-graduação – Ecologia e Tecnologia Ambiental

Rua Gabriel Monteiro da Silva, 700. Alfenas - MG CEP 37136-000  
Fone: (35) 3299-1419 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)  
www.unifal-mg.edu.br/ppgeccambiental/



MARIANE PATREZI ZANATTA

“SUPERABUNDÂNCIA DE BAMBUS EM PAISAGENS FRAGMENTADAS É  
INFLUENCIADA PELA FORMA DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DE ESTRADAS E  
TIPO DE MATRIZ.”

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a  
Dissertação apresentada como parte dos  
requisitos para a obtenção do título de Mestre em  
Ecologia e Tecnologia Ambiental pela  
Universidade Federal de Alfenas. Área de  
Pesquisa: Meio Ambiente Sociedade e  
Diversidade Biológica.

Aprovado em: 09 de fevereiro de 2015.

Prof. Dr. Flavio Nunes Ramos

Instituição: UNIFAL-MG

Assinatura: 

Prof.ª Dr.ª Dalva Maria Silva Matos

Instituição: UFSCar

Assinatura: 

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Instituição: UEM

Assinatura: 

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS e a minha família por terem sido meu porto seguro durante todos esses anos e por terem tornado meu caminho um pouco menos difícil. Em especial aos meus pais, Marisa e Silvino, ao meu irmão, Murilo por sempre me apoiarem e serem compreensíveis nos momentos que mais precisei. Gratidão e amor eterno a vocês! Ao Jaime Bossi Junior por acreditar em mim, até mesmo quando eu deixava de acreditar. Você é um dos poucos que sabe os caminhos e desafios que enfrentei!

Ao Flavio Nunes Ramos, pela orientação, aprendizado, paciência e calma. Por me fazer acreditar que sempre dá tempo (por mais que o prazo esteja apertado, rs). E por me mostrar o lado belo da ciência!

À Carol Cambraia por tudo o que você fez por mim. Pelas horas em claro procurando por artigos. Pelos dias montando excicatas. Por ser o ombro amigo que eu sempre corria quando estava desesperada, pelos puxões de orelha, pelas palavras de incentivo e carinho e pela sua amizade! Sem você a qualificação, a dissertação e o artigo não teriam saído. Você foi fundamental nesse processo, só posso agradecer a Deus por ter te colocado no meu caminho. Obrigada!

À Professora Reyjane Patrícia Oliveira pela identificação das espécies e pelas contribuições. Obrigada por me mostrar o lado apaixonante dos bambus e por me fazer ter orgulho de trabalhar com esse grupo. Um agradecimento especial a todo o pessoal da Universidade Estadual de Feira de Santana por terem me recebido tão bem!

À Driéli de Carvalho Vergne por trilhar junto a mim toda essa caminhada, pela amizade, pelo carinho e ajuda nos momentos difíceis (que não foram poucos), pela ajuda em campo, pelas risadas e pelos ensinamentos. Você me cativou e agora é única e insubstituível pra mim!

À Tamires Gonçalves pelo privilégio de ter te conhecido e por você ter se tornado uma amiga. Obrigada por toda ajuda e por todos os momentos.

À Magda Carneiro pelos dias na salinha, pelas risadas e histórias, pelo café da tarde sempre pontual, e também, pela ajuda com o software R e seus scripts.

Aos amigos Túlio Pereira, Ana Carolina Leão, Paulo Fernando Carlstrom pelos ótimos momentos compartilhados durante os trabalhos de campo e pela ajuda nas coletas. À Mariana Raniero pelo auxílio com o ARCGis e as métricas de paisagem.

Às amigas: Daniele, Nayara, Laura, Thereza, Fernanda, Aparecida, Isis pela amizade e companheirismo e por terem se tornado minha família em Alfenas. Amo todas vocês!

Ao Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais (ECOFRAG). Aos professores Érica, Vinicius, Rogério por todo o conhecimento transmitido, pelo belo exemplo de como fazer ciência e de profissionalismo. Ao professor Marcelo Polo pelo companheirismo, por ser aquele ombro amigo que eu ia “chorar minhas pitangas”, pelo exemplo de profissional e por todos os ensinamentos, conselhos, puxões de orelhas e risadas.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Tecnologia Ambiental e à Universidade Federal de Alfenas pela oportunidade. À Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) pela bolsa concedida.

À banca avaliadora pelas considerações e disposição em contribuir com esse trabalho.

Por fim, a todos que fizeram parte desta conquista, vocês têm minha gratidão. **MUITO OBRIGADA!**

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

(Madre Teresa de Calcuta)

## RESUMO

A fragmentação florestal e os diferentes usos da terra pelo ser humano podem atuar como facilitadores do processo de invasão de espécies exóticas. No entanto, pouca atenção tem sido dada à expansão de espécies nativas que se tornam localmente superabundantes. Estas espécies superabundantes podem afetar negativamente outras espécies nativas, causando extinções locais, mas seus efeitos e suas causas ainda são pouco compreendidos. Portanto, este estudo tem como objetivo investigar se as características da paisagem, como a urbanização, os atributos de cobertura da terra, índice de proximidade, e média da complexidade da forma, influenciam a abundância e cobertura de duas espécies de bambu superabundantes. O estudo foi conduzido em 15 fragmentos florestais ao redor de Alfenas, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Calculamos parâmetros de composição e de configuração em três distâncias de buffer (600 m, 800 m e 1000 m). A densidade e a cobertura de bambu foram quantificadas em cada fragmento 30 parcelas circulares (2 m de raio): 15 a partir da borda (0 m) e 15 no interior (50 m) do fragmento. Ambos os bambus são espécies florestais sensíveis às variações de luz. Descobrimos que a abundância de *Paradiolyra micrantha* e *Merostachys* sp. aumentam com a distância das estradas e cidades em habitats moderadamente perturbados, caracterizados por possuírem um formato de fragmento mais irregular e próximos a tipos de matrizes mais abertas. No entanto, observou-se que as espécies de bambu não responderam de forma semelhante às espécies invasoras e foram favorecidas apenas em áreas de perturbação moderada, na qual os remanescentes estão mais afastados das cidades e estradas, circundados por maior proporção de matrizes agrícolas e pouca porcentagem de pastos, e também quando os fragmentos apresentam uma forma mais regular. Estes resultados são importantes para melhorar o nosso conhecimento da história natural das espécies superabundantes e para programas de conservação em paisagens fragmentadas. Projetos de gestão que visem melhorar a qualidade dos remanescentes devem procurar manter os fragmentos com formas mais regulares e as matrizes agrícolas perto deles deve ser arbustivas ou arbóreas.

**Palavras-chave:** Bambu. Fragmentação. Paisagem. *Merostachys* sp. *Paradiolyra micrantha*.



## ABSTRACT

Forest fragmentation and anthropogenic land uses may act as invasion facilitators of alien plant species. However, little attention has been given to the expansion of native species that become locally overabundant. These overabundant species could negatively affect others native species, causing local extinctions, but the effects and causes of the native overabundance species are poorly understood. Therefore, this study aims to investigate whether landscape characteristics, such as urbanization, land-cover attributes, proximity index, and mean shape complexity, influence the abundance and coverage of two overabundant bamboo species. The study was conducted in 15 forest fragments around Alfenas, Minas Gerais, southeastern Brazil. We calculated composition and configuration parameters at three buffer distances (600 m, 800 m and 1000 m). Bamboo density and coverage in each fragment were quantified for 30 circular plots (2 m radius): 15 from the edge (0 m) and 15 within the interior (50 m) of the fragment. Both bamboos are forest species that are sensitive to light variations. We found that the abundance of *Paradiolyra micrantha* and *Merostachys* sp. increases with distance from roads and cities in moderately disturbed habitats, characterized by having a more irregular fragment shape and the proximity of open matrix types near the fragments. However, it was observed that the bamboo species did not respond similarly to invasive species, and were favored only in areas of moderate disturbance, which forest fragments are far from cities and roads, surrounded by a higher proportion of agricultural matrices like coffee and sugarcane, low percentage of pasture, and also when fragments have a more regular shape. These results are important to improve our knowledge of the natural history of overabundant plant species and for fragmented landscape conservation programs. Management projects to improve the quality of remnants should aim to maintain more regular fragment shapes and the agricultural matrices near them should be shrub or tree based.

**Key-words:** Bamboo. Fragmentation. Landscape. *Merostachy* sp. *Paradiolyra micrantha*.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>FATORES DE MUDANÇAS NAS PAISAGENS NATURAIS.....</b>	<b>10</b>
1.1	FRAGMENTAÇÃO.....	10
1.2	USOS DO SOLO E O EFEITO DAS MATRIZES.....	11
1.3	INVASÕES BIOLÓGICAS E O FENÔMENO DE SUPERABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES .....	13
<b>2</b>	<b>PARÂMETROS DA PAISAGEM QUE INFLUENCIAM AS ESPÉCIES INVASORAS .....</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>HISTÓRIA NATURAL DOS BAMBUS.....</b>	<b>21</b>
<b>4</b>	<b>EFEITOS DO BAMBU NA BIOTA.....</b>	<b>23</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>27</b>
	<b>Artigo.....</b>	<b>41</b>
	<b>Abstract.....</b>	<b>43</b>
	<b>Introduction.....</b>	<b>44</b>
	<b>Materials and Methods.....</b>	<b>46</b>
	Study Area.....	46
	Study species.....	47
	Bamboo density, coverage and landscape parameters.....	48
	Statistical analyses.....	49
	<b>Results.....</b>	<b>49</b>
	<b>Discussion.....</b>	<b>51</b>
	<b>Acknowledgement.....</b>	<b>55</b>

<b>References.....</b>	<b>55</b>
<b>Figure.....</b>	<b>64</b>
<b>Tables.....</b>	<b>65</b>

## 1 FATORES DE MUDANÇAS NAS PAISAGENS NATURAIS

Os avanços econômicos e tecnológicos, nas mais diversas áreas, têm sido em grande parte, responsável pelas alterações na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas nativos e das paisagens naturais, acarretando em perdas consideráveis na biodiversidade mundial, através, principalmente, da fragmentação de paisagens e perda de habitats (FAHRIG, 2003; MYERS et al., 2000). As invasões biológicas e as alterações no uso do solo também são dois exemplos de como mudanças na paisagem natural em todo o mundo podem afetar a biodiversidade (WILCOVE et al., 1998). Assim como as invasões podem mudar as características da paisagem, os tipos de uso da terra podem também agir como facilitadores das invasões (HOBBS, 2000). Alguns estudos mostram que a ocorrência e abundância de certas espécies de plantas não nativas estão relacionadas com a intensidade e o tipo de uso da terra na paisagem (CHYTRY et al., 2008; GUIRADO et al., 2006; LEYVA et al., 2006; LINDENMAYER; MCCARTHY, 2001; MCKINNEY, 2006; PYSEK et al., 2010).

### 1.1 FRAGMENTAÇÃO

Ultimamente, a fragmentação é o distúrbio antrópico de relevância mundial de maior impacto sobre as paisagens naturais. Esse distúrbio é considerado como a transformação de uma área florestal natural em várias unidades menores e descontínuas inseridas em uma matriz de cultivo ou pastagem (FAHRIG, 2003; RANTA et al., 1998). A perda de habitat pode isolar manchas impedindo movimentos de visitação e migração, alterando padrões de fluxo gênico (ANDRÉN, 1994) e as condições da matriz em torno de um fragmento determinam em que medida as condições ambientais externas podem afetar o fragmento por inteiro (BASKENT; JORDAN, 1995).

O mais óbvio efeito da fragmentação de paisagens é a perda de habitats, e aliado à diminuição das áreas de habitat, ocorre o isolamento entre as manchas (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003) acarretando em uma diminuição da riqueza de espécies. Fragmentos menores podem apresentar populações com menos indivíduos o que poderia causar maiores taxas de deriva genética e menor fluxo de imigrantes (JAENIKE, 1973). Além disso, a perda de habitat reduz o comprimento da cadeia trófica (KOMONEN et al., 2000) por alterar as interações entre

as espécies (TAYLOR; MERRIAM, 1995). A perda de habitat também afeta negativamente o sucesso reprodutivo (KURKI et al., 2000) e a dispersão (BÉLISLE et al., 2001; PITHER; TAYLOR, 1998).

A fragmentação é uma das responsáveis por alterar os padrões de paisagem de um local, pois gera uma modificação na composição e estrutura da comunidade (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997) devido aos efeitos de borda. Esses efeitos são resultados da interação entre o remanescente florestal e a matriz (FONSECA; JONER 2007), e estes, adicionados ao isolamento entre fragmentos, causam uma variação nos padrões de distribuição de espécies (EWERS; DIDHAM, 2006). Por isso, em estudos de paisagem relacionados com a distribuição de espécies é importante considerar os tipos de matrizes e os históricos de uso da terra.

## 1.2 USOS DO SOLO E O EFEITO DAS MATRIZES

O tipo de matriz é um aspecto importante do contexto da paisagem, especialmente em paisagens antrópicas (RICKETTS, 2001; VANDERMEER; CARVAJAL, 2001). Assim, cada vez mais as evidências sugerem que a qualidade da matriz tem uma importância crucial na determinação da abundância e composição de espécies dentro de fragmentos (GASCON et al., 1999; KOTZE; SAMWAYS, 1999; LAURENCE, 1991; PERFECTO; VANDERMEER, 2002). Atualmente, os estudos visam investigar como a matriz afeta os processos relacionados às manchas em paisagens heterogêneas (BENDER; FAHRIG, 2005; FISCHER et al., 2005; HAYNES et al., 2007). As pesquisas atuais em ecologia da paisagem pretendem compreender como os diferentes tipos de matriz influenciam a biodiversidade (HAILA, 2002; KUPFER et al., 2006; LAURENCE, 2008).

Dependendo da sua natureza, a matriz pode ser ou não considerada como um habitat para as espécies (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; HARVEY et al., 2006; UMETSU; PARDINI, 2007). A capacidade que uma espécie tem de ocupar a matriz pode ser considerada como um preditor do quanto esta espécie é vulnerável à fragmentação, desta forma, as espécies endêmicas, provavelmente, devem ser as mais vulneráveis (UMETSU; PARDINI, 2007). Um estudo recente realizado em uma paisagem antropizada no Sri Lanka concluiu que todas as espécies endêmicas de pequenos mamíferos e aves estavam restritas em fragmentos florestais, enquanto que espécies não endêmicas foram capazes de ocupar habitats abertos e alterados (WIJESINGHE; BROOKE, 2005). A perda de espécies florestais endêmicas, que podem ser

resultantes da alteração do ambiente natural e a alta abundância de espécies dominantes, pode ter consequências negativas para a regeneração da floresta e para uma futura restauração da paisagem (BREWER; REJMANEK, 1999; JANOS et al., 1995). Antongiovanni e Metzger (2005) encontraram que a ocorrência de aves em fragmentos está relacionada a alta vulnerabilidade de alguns pássaros insetívoros de sub-bosque em usar a matriz como habitat (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995).

A matriz representa uma perturbação exógena ao ambiente (RODEWALD; YAHNER, 2001) e pode afetar tanto espécies animais como as espécies de plantas. Rodewald e Yahner (2001) em um estudo em paisagens florestais perturbadas encontraram que florestas circundadas por agricultura apresentavam uma maior predação de ninhos e menor riqueza e abundância de espécies de aves em comparação com florestas circundadas por silvicultura, o que pode ser devido ao fato de que, paisagens circundadas por matrizes agrícolas têm maior abundância de espécies de predadores em comparação com paisagens silviculturais (ANDRÉN, 1992; BAYNE; HOBSON, 1997; TEWKSBURY et al., 1998) ou os distúrbios agrícolas podem fornecer recursos alimentares que atraem os predadores de ninhos (ANGELSTAM, 1986). Já para as plantas, as manchas circundadas por pastagens apresentaram taxas mais altas de mortalidade de árvores (MESQUITA et al., 1999).

Alguns estudos também sugerem que a qualidade da matriz, em termos de ocorrência e dispersão de organismos, aumenta à medida que a similaridade estrutural com a mancha aumenta (ABERG et al., 1995; ANDERSON et al., 2007; PERFECTO; VANDERMEER, 2002; RENJIFO, 2001). Portanto, dependendo da matriz ela pode facilitar (STAMPS et al., 1987; RIES; DEBINSKI, 2001; SHTICKZELLE; BAGUETTE, 2003) ou dificultar a dispersão (BAUM et al., 2004). Porém, se na paisagem existem diferentes tipos de matriz as espécies irão apresentar diferentes tipos de movimentos através da paisagem (FAHRIG, 2002; GOODWIN; RICKETTS, 2001; SCHOOLEY; WIENS, 2003).

O tipo de matriz pode controlar os efeitos de borda (HAYNES; CRONIN, 2006; HODGSON et al., 2007), oferecendo uma barreira e aumentando a área efetiva do interior dos fragmentos (ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005) pois, dependendo da sua qualidade, a matriz pode funcionar como uma zona tampão para o efeito de borda nos remanescentes (DIDHAM; LAWTON, 1999; MESQUITA et al., 1999). A matriz também pode ser considerada uma fonte de dispersão para as espécies exóticas (WILLIAMS et al., 2006). Pysek e colaboradores (2010) descobriram que áreas com matrizes agrícolas e urbanas abrigaram o maior número de espécies não-nativas de plantas. Os efeitos da deterioração do habitat aliado ao aumento das perturbações antrópicas e invasão por espécies exóticas são cada vez mais

reconhecidos e poderia ser uma ameaça maior para a persistência da flora nativa em habitats remanescentes (WILLIAMS et al., 2006). As mudanças no uso do solo aliados às perturbações antrópicas na paisagem são as maiores causas da redução da biodiversidade nativa (MASKELL et al., 2006).

Com o reconhecimento de que o tipo de matriz pode influenciar a biodiversidade em paisagens e como a matriz também pode ser considerada uma fonte de dispersão para espécies exóticas e dominantes, se faz importante conhecer melhor quais as características da paisagem influenciam o estabelecimento e a dispersão das espécies invasoras e superdominantes, pois a susceptibilidade de um ambiente ser invadido consiste em saber quais de suas propriedades intrínsecas podem afetar o estabelecimento e a sobrevivência dessas espécies (LONSDALE, 1999). Nesse contexto, as plantas são consideradas como um importante grupo para se estudar qualquer processo ecológico, porém permanecem pouco investigadas em estudos sobre os efeitos do tipo de matriz, o que representa um desafio para estudos futuros e principalmente porque as plantas são espécies com características de história de vida que podem garantir seu sucesso na invasão biológica (LIMA et al., 2012) ou na dominância de ambientes naturais.

### 1.3 INVASÕES BIOLÓGICAS E O FENOMÊNO DE SUPERABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES

Charles Darwin em 1860 já tinha chamado a atenção para o crescimento explosivo de certas espécies, porém só em 1958 é que Charles Elton, em seu livro *Ecology of invasions by animals and plants*, advertiu para a necessidade de se conhecer melhor essas espécies (WILLIAMSON, 1996). Muito tempo depois é que a comunidade científica percebeu a dimensão desse problema. O reconhecimento público e acadêmico dos problemas associados com invasões biológicas tem crescido exponencialmente ao longo da última década (LOCKWOOD et al., 2007). A preocupação com as espécies invasoras deve-se ao fato de que elas se adaptam muito bem em ambientes perturbados e se dispersam rapidamente fora de seu ambiente natural (ORIAN, 1986; SAX et al., 2007). Além do fato de que os efeitos negativos de algumas espécies não nativas sobre as espécies nativas e as economias humanas têm crescido (LOCKWOOD et al., 2007). Uma das maiores preocupações com as espécies invasoras é a sua capacidade de tolerar uma ampla gama de condições ambientais (SAX et al., 2007) e isso acontece devido sua capacidade de responder de maneira diferente às variáveis ambientais

(plasticidade) e, muitas vezes, se estabelecem melhor em ambientes que são altamente perturbados e fragmentados (ORIAN, 1986).

As espécies não-nativas podem causar impactos na saúde nas quais patógenos introduzidos podem ameaçar a saúde humana, e as atividades agropastoris, além de interferir nas economias locais, nas comunidades ecológicas e nos ecossistemas em que residem por influenciar nos serviços ecossistêmicos e em alguns casos podem causar a extinção de outras espécies (DAVIS, 2009). Além da capacidade de interação com a comunidade local (KOLAR; LODGE, 2000), muitas vezes não há inimigos nativos para essas espécies no novo ambiente (WOLFE, 2002) sendo difícil seu controle biológico. Parker et al. (1999) identificou alguns tipos de impactos ecológicos causados pela invasão de espécies não nativas, como por exemplo, os impactos genéticos, impactos que afetam os indivíduos, a população e a dinâmica, além dos impactos que alteram a estrutura da comunidade e os impactos que afetam os processos do ecossistema.

Devido a todos esses impactos, têm se discutido muito a respeito da invasão de organismos exóticos, e projetos de conservação com enfoque na erradicação dessas espécies, por elas serem um perigo para a biota nativa (COBLENTZ, 1990; SOULÉ, 1990), estão sendo realizados. Porém, pouca atenção tem sido dada para a expansão de espécies nativas localmente abundantes. O fenômeno é conhecido como superabundância (GARROT et al., 1993) e também vêm preocupando muitos ecólogos e conservacionistas. O termo superabundância se refere à dominância de espécies nativas em seu ambiente original que acaba por afetar negativamente outras espécies nativas mais sensíveis (LIMA et al., 2012). As populações de muitas espécies nativas que são generalistas e oportunistas têm aumentado suas populações com as mudanças das paisagens naturais pela ação antrópica (GARROT et al., 1993). Assim, essas espécies superabundantes podem reduzir a diversidade natural, mudando a composição de espécies ou suas abundâncias relativas, e podendo também causar extinções locais (NOSS, 1990; SOULÉ, 1990).

As espécies estão cada vez mais se desenvolvendo em ambientes limitados por causa das fronteiras agropecuárias e a expansão da urbanização, e estes espaços geralmente dependem de processos naturais provenientes de todo o conjunto das paisagens (GARROT et al., 1993). Nas próximas décadas, espera-se que as populações de muitas espécies nativas que se desenvolvem nestes ambientes antropizados aumentem cada vez mais e afetem de forma negativa as espécies mais sensíveis, possivelmente levando ao empobrecimento biótico e ameaçando a integridade ecológica de muitas comunidades, ecossistemas e paisagens (NOSS, 1990). Assim, esse controle será um desafio para os programas de conservação e controle de populações, e os trabalhos com



espécies nativas superabundantes irão crescer em importância nos estudos ecológicos. Ainda há poucos estudos que relacionam as características da história natural das espécies com as variáveis ambientais das áreas invadidas, e entender essa relação é importante para diminuir os riscos e até prevenir futuras invasões e/ou eventos de superabundância em diferentes paisagens.

## 2 PARÂMETROS DA PAISAGEM QUE INFLUENCIAM AS ESPÉCIES INVASORAS

A propensão que uma área tem de ser invadida depende do histórico de uso da terra que ocorreu naquele local (VILÀ; IBÁÑEZ, 2011), e para saber isso é preciso conhecer a configuração da paisagem e a composição das manchas (GONZALEZ-MORENO et al., 2013a). Dentre a configuração da paisagem, as características de maior influência nas invasões seriam: as (i) altas densidades humanas (CARBONI et al., 2010; DECKER et al., 2012), a (ii) proximidade de áreas urbanas (BARTUSZEVICE et al., 2006; DOMÈNECH et al., 2005; GARCÍA et al., 2013; GONZALEZ-MORENO et al., 2014; KUHMAN et al., 2010;), (iii) proximidade de estradas (GARCIA et al., 2013; GONZALEZ-MORENO et al., 2013a; PYSEK, 1994; TYSER; WORLEY, 1992), a (iv) alta diversidade de cobertura da terra (GONZALEZ-MORENO et al., 2013a,b; GONZALEZ-MORENO et al., 2014), as (v) altas porcentagens de agricultura (BORGMANN; RODEWALD, 2005; DECKER et al., 2012; GONZALEZ-MORENO et al., 2013b; GONZALEZ-MORENO et al., 2014), (vi) altas porcentagens de pasto (DECKER et al., 2012; GONZALEZ-MORENO et al., 2014; OHLEMÜLLER et al., 2006), a (vii) mudança temporal dos usos da terra (DOMÈNECH et al., 2005) e a (viii) porcentagem de área florestal (BORGMANN; RODEWALD, 2005; GONZALEZ-MORENO et al., 2014; KUHMAN et al., 2010;).

Já para a composição da mancha as características de maior influência nas invasões seriam as relativas à (ix) borda (BARTUSZEVICE et al., 2006; GONZALEZ-MORENO et al., 2013a; OHLEMÜLLER et al., 2006) e a (x) área da mancha (GONZALEZ-MORENO et al., 2013b; OHLEMÜLLER et al., 2006). Geralmente, para quantificar as invasões, os estudos utilizam as análises de cobertura da espécie (BORGMANN; RODEWALD, 2005; GARCÍA et al., 2013; KUHMAN et al., 2010), a riqueza total (CARBONI et al., 2010; DECKER et al., 2012; GARCÍA et al., 2013; GONZALEZ-MORENO et al., 2013a; GONZALEZ-MORENO et al., 2014; KUHMAN et al., 2010; OHLEMÜLLER et al., 2006) e a abundância (GONZALEZ-MORENO et al., 2014). Alguns analisam também de forma qualitativa através da presença ou ausência de determinada espécie (BARTUSZEVICE et al., 2006; DOMÈNECH et al., 2005; GARCÍA et al., 2013; GONZALEZ-MORENO et al., 2014).

Os ecossistemas naturais inseridos em paisagens com altas densidades humanas (i) são ambientes mais vulneráveis à invasão (CARBONI et al., 2010; DECKER et al., 2012; GARCÍA et al., 2013; GONZALEZ-MORENO et al., 2013a; GUIRADO et al., 2006; LINDENMAYER; MCCARTHY, 2001). Densidade populacional humana é um importante preditor da distribuição

de espécies vegetais não-nativas, pois estas podem ser dispersas através de ações humanas, como por exemplo, o paisagismo urbano, que poderia aumentar a riqueza de plantas exóticas invasoras através das ações de jardinagem (HODKINSON; THOMPSON, 1997). Distúrbios provocados por atividades humanas são um dos fatores mais importantes na determinação da presença de plantas invasoras (GASSÓ et al., 2009). O principal distúrbio humano relacionado com a invasão seria a fragmentação e o desenvolvimento urbano que podem aumentar a perturbação na paisagem e, por sua vez, fornecer microambientes ideais para o estabelecimento de plantas exóticas (HOBBS, 1989). A proximidade de áreas urbanas também diminui a riqueza de espécies nativas (CARBONI et al., 2010).

Além das taxas de densidade humana, a proximidade até as áreas urbanas (ii) também tem relevância. Muitos estudos demonstraram que o risco de invasão aumenta (MORAN, 1984; PYSEK et al., 2002; ROTTENBORN, 1997; TIMMINS; WILLIAMS, 1991) à medida que a proximidade das áreas urbanas aumenta. Isso ocorre porque nessas áreas há uma elevada riqueza de espécies exóticas (ROY et al., 1990) que podem servir como fonte de propágulos. O centro da cidade também pode atuar como local de introdução para muitas espécies exóticas (REICHARD; WHITE, 2001). Os fatores associados à proximidade com a cidade, tais como densidade de estradas, desenvolvimento urbano e fragmentação podem fornecer uma gama maior de habitat para as espécies invasoras ou também pela quantidade de recursos (DAVIS et al., 2000). A rede de transporte mais densa nessas áreas e o tráfego elevado podem também facilitar a rápida disseminação de propágulos das cidades para as áreas naturais (VON DER LIPPE; KOWARIK, 2007).

Outra característica importante seria a proximidade com as estradas (iii) (GARCÍA et al., 2013; GONZALEZ-MORENO et al., 2013a) pois estas podem fornecer corredores para a dispersão das plantas auxiliando a dispersão de sementes por seres humanos ou veículos e aumentando a disseminação de espécies exóticas invasoras (HODKINSON; THOMPSON, 1997; LUNDGREN et al., 2004). Estradas podem servir como múltiplas funções que aumentam as taxas de invasão de espécies não-nativas, agindo como corredores ou agentes de dispersão, oferecendo habitat adequado e mantendo os reservatórios de propágulos para futuros episódios de invasão (PARENDES; JONES, 2000).

A diversidade de uso da terra (iv) afeta diretamente o processo de invasão porque modifica regimes de perturbação e as condições ambientais (JAUNI; HYVONEN, 2010; PAUCHARD; ALABACK, 2004) podendo tanto relacionar-se negativamente quanto positivamente com a riqueza de espécies invasoras. O trabalho de Gonzalez-Moreno et al. (2013a) sugere que a propagação de espécies invasoras está relacionada com a diversidade da

cobertura da terra. Paisagens altamente diversificadas podem também apresentar uma maior heterogeneidade de habitats e assim têm condições que permitem a criação e disseminação de muitas espécies não-nativas diferentes. A diversidade de paisagens normalmente aumenta a riqueza de espécies não-nativas por aumentar a variabilidade das condições ambientais, por sua vez, estas paisagens poderiam fornecer um conjunto maior de espécies não nativas com potencial para colonizar as manchas (MARINI et al., 2009; PINO et al., 2005). Porém, o resultado encontrado no estudo de Gonzalez-Moreno et al. (2014) foi o contrário, a riqueza de espécies não-nativas mostrou uma associação negativa com a diversidade da cobertura da terra. O autor explicou que nesse estudo, o número de coberturas de uso da terra foi baixo, e a diversidade da cobertura da terra acabou mostrando apenas o padrão mais predominante, no caso, as áreas naturais, e a riqueza de espécies não-nativas, normalmente está negativamente associada com essas áreas.

A influência da cobertura de agricultura e de pastagens sobre a invasão de plantas em áreas naturais também são variáveis a serem consideradas para melhor compreender o processo de invasão. Como encontrado em alguns estudos (IBÁNEZ et al., 2009; MARINI et al., 2009), o efeito da cobertura (v) agrícola depende da paisagem e do habitat circundante (VILÀ; IBÁNEZ, 2011). A porcentagem de cobertura de agricultura pode, então, contribuir (DECKER et al., 2012) com as invasões. Pysek et al. (2010) descobriu que áreas agrícolas e urbanas abrigaram o maior número de espécies não-nativas de plantas e insetos, e essas podem invadir as áreas florestais. Já outros estudos encontraram que áreas de mata próximas a uma maior porcentagem de cobertura por pastagens tende a apresentar menor riqueza (DECKER et al., 2012; GONZALEZ-MORENO et al., 2014) e abundância (GONZALEZ-MORENO et al., 2014) de exóticas invasoras. Estes resultados são explicados pelo fato de as pastagens(vi), em geral, eram ambientes menos invadidos e apresentavam maior diversidade de plantas nativas do que as terras agrícolas (PYSEK et al., 2010), ou seja, os ambientes de pasto ofereciam menos propágulos de espécies invasoras com potencial de invadir as áreas florestais ao redor.

A maioria dos estudos analisam o uso da terra de um ponto de vista estático (VILÀ et al., 2003). Porém, o histórico de uso da terra não deve ser somente considerado como uma característica espacial, pois a mudança temporal no uso da terra (vii) (por exemplo: o tempo de abandono da terra), tem influência na invasão. No estudo de Domènech et al. (2005) a análise do histórico de uso da terra revelou que, ao passar dos anos, alguns campos agrícolas tornaram-se pastagens e campos abandonados, e campos abandonados há muito tempo são mais invadidos do que campos recentemente abandonados. Portanto, mudanças no uso da terra, até mesmo em escala temporal, são normalmente associados a distúrbios da paisagem que podem representar

uma oportunidade para a invasão de espécies exóticas (ARAGÓN; MORALES, 2003; HOBBS, 2000).

Geralmente, a presença de espécies não-nativas está negativamente associada com a porcentagem de cobertura florestal (viii) (GONZALEZ-MORENO et al., 2014). As áreas naturais podem agir como um amortecedor para as invasões (CARBONI et al., 2010; OHLEMÜLLER et al., 2006), portanto, em níveis baixos de cobertura por florestas há uma alta taxa de invasibilidade (CRAWLEY, 1986). Por exemplo, plantas invasoras têm maior preferência de se estabelecer em comunidades com baixos níveis de cobertura vegetal (CRAWLEY, 1986). Por outro lado, além de favorecer as invasões, as áreas naturais muito fragmentadas e conseqüentemente, perturbadas, também podem causar efeitos negativos sobre a comunidade nativa.

A vulnerabilidade de um ambiente a ser invadido não depende somente dos usos da terra e da paisagem ao redor, também é preciso ter noção da composição da mancha inserida nessa paisagem para conhecer quais variáveis são importantes durante o processo de invasão. Nesse contexto, existem espécies de plantas exóticas que são mais abundantes nas bordas dos fragmentos do que no seu interior (ix) (VILÀ; IBÁÑEZ, 2011). No trabalho de Gonzalez-Moreno et al. (2013b), a borda foi dividida em duas categorias: aberta e fechada (essa classificação se baseou na altura e densidade do sub-bosque). O autor relatou que o tipo de borda exerceu influência na riqueza de espécies exóticas invasoras, na qual há um aumento na riqueza de exóticas quando a borda é fechada. Essa associação pode ser explicada por dois efeitos não-exclusivos: a estrutura da floresta com as bordas fechadas poderia ser o resultado do rápido crescimento de espécies exóticas já estabelecidas (BROTHERS; SPINGARN, 1992). Em segundo lugar, as bordas fechadas oferecem menor radiação facilitando assim o estabelecimento de espécies exóticas tolerantes à sombra (MARTIN et al., 2009).

Outra relação bastante comum seria o tamanho do fragmento e a invasibilidade(x). Nesse aspecto os resultados são um controversos. Nos trabalhos de Gonzalez-Moreno et al. (2013b) foi encontrada uma maior riqueza de espécies invasoras em fragmentos maiores e talvez isso possa ser simplesmente trivial, ou seja, quanto maior a área mais oportunidades para colonização aleatória de espécies não-nativas (conhecido como o efeito espécie-área); ou também pode refletir uma maior diversidade de microhabitats. Já no trabalho de Ohlemüller (2006) uma maior riqueza dessas espécies foi encontrada em fragmentos menores. Nesse caso, a explicação sugerida seria de que os efeitos de borda são mais pronunciados em pequenos fragmentos florestais, resultando em uma vegetação mais perturbada com um ecossistema altamente alterado (TIMMINS; WILLIAMS, 1991), que por sua vez pode facilitar a entrada de espécies exóticas

(BROTHERS; SPINGARN 1992; CADENASSO; PICKETT, 2001; HOBBS, 2000). Agora, quando se considera o tamanho e a conectividade em conjunto há maior invasão em pequenos fragmentos isolados do que em grandes ligados por manchas (VILÀ; IBÁNEZ, 2011). No entanto, apesar de sua importância, a influência da conectividade e a forma dos fragmentos sobre o sucesso das invasões têm sido pouco explorado (VILÀ; IBÁNEZ, 2011).

Para uma análise de riscos contra futuras invasões biológicas e criação de programas eficazes de conservação será necessário levar em conta, além das características das espécies e da configuração das paisagens fragmentadas, o fenômeno de superabundância das nativas, pois compreender sua dinâmica pode ajudar a manter a integridade das comunidades biológicas. Nesse contexto, um exemplo de planta nativa que tem alto potencial de se tornar superabundante é o bambu. E reconhecer e controlá-los são ferramentas importantes porque quando eles se tornam excessivamente abundantes, eles podem afetar negativamente outras espécies nativas. Assim, as variáveis ambientais e o uso histórico da terra seriam possíveis desencadeadores do processo de superabundância e dominância de espécies de plantas e poderíamos esperar respostas semelhantes às das espécies invasoras às variáveis da paisagem por parte das espécies nativas dominantes. Porém, a maior preocupação com esse evento, está no fato de que, ainda não há estudos que relacionem a superabundância dessas espécies com a paisagem e não há como comprovar se sua resposta à paisagem é de fato o mesmo das espécies invasoras.

### 3 HISTÓRIA NATURAL DOS BAMBUS

As gramíneas pertencem taxonomicamente à família Poaceae e esta é a quarta maior família com aproximadamente 600-700 gêneros e 10.000 espécies (CAMPBELL, 1985). Essa família é dividida em cinco subfamílias, e uma delas é a Bambusoideae, na qual se inserem os bambus. No mundo, há cerca de 1500 espécies distribuídas em 87 gêneros de bambu conhecidos (LI; KOBAYASHI, 2004). Os bambus se distribuem com grande frequência em zonas tropicais e temperadas de climas mais úmidos e quentes, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais da Ásia, Austrália, África e Américas Central e do Sul (ZHANG; CLARK, 2000), geralmente, associados à vegetação lenhosa (SODERSTROM; CALDERÓN, 1979). Essas espécies, naturalmente crescem em todos os continentes, exceto na Europa (HIDALGO-LÓPEZ, 2003). No Brasil é onde se encontra a maior diversidade de bambus, com cerca de 234 espécies e 34 gêneros, sendo que dessas, 83% são endêmicas (FILGUEIRAS; GONÇALVES, 2004). No país, as espécies nativas de bambu, na maioria das vezes são consideradas ornamentais e se estabelecem preferencialmente em áreas florestais, sendo que as maiores riquezas são encontradas na Floresta Atlântica, Amazônia e Cerrado (FILGUEIRAS; GONÇALVES, 2004).

Os bambus, normalmente, apresentam formas arborescentes e essas formas são diferentes entre os gêneros e espécies (FILGUEIRAS, 1988). Bambus são um dos poucos grupos de monocotiledôneas que competem com árvores no tamanho e no hábito de ramificação (CALDERÓN; SODERSTROM, 1980). A maioria das monocotiledôneas apresenta ausência de câmbio vascular, sendo esta característica também ausente nos bambus, o que restringe algumas características do seu crescimento, como descrito por Tomlinson (1964). Segundo este mesmo autor a ramificação é em geral considerada limitada, e em alguns casos, ausentes, mas na maioria das espécies a produção de ramos laterais ocorre apenas na inflorescência. Acreditava-se que a ausência de um câmbio vascular restringiria a ramificação das monocotiledôneas, ao passo que as árvores que possuíssem câmbio vascular seriam muito ramificadas, porém, os bambus são uma exceção a esta regra, e, além disso, eles nos apresentam muitas questões ainda sem solução (CALDERÓN; SODERSTROM, 1980).

Outro fato peculiar dos bambus é a sua floração, a qual pode ser sazonal (bambus herbáceos) ou cíclica (bambus lenhosos) (FILGUEIRAS, 1988). As espécies lenhosas permanecem em reprodução vegetativa por períodos longos, às vezes de muitos anos, e a floração ocorre apenas ocasionalmente (CALDERÓN; SODERSTROM, 1980), no entanto, após florescerem e produzirem sementes, esses bambus morrem (FILGUEIRAS, 1988). As flores são de importância sistemática iguais em outras plantas, porém como elas são tão raramente

disponíveis nesses bambus, geralmente recorre-se às partes vegetativas para sua identificação. Contudo, como poucos bambus podem ser identificados apenas com essas partes (CALDERÓN; SODERSTROM, 1980), as chaves de identificação precisam de constantes mudanças e por isso, nota-se poucos estudos com contribuições sobre a história e ecologia destas espécies.

Como mencionado anteriormente, os bambus são divididos em herbáceos e lenhosos. Os bambus lenhosos (como, por exemplo, espécies do gênero *Bambusa* Schreb., *Guadua* Kunth., *Dendrocalamus* Ness., etc.) formam um grupo monofilético, e por isso muitas vezes são chamados de “bambus-verdadeiros” e pertencem a tribo Bambuseae (CLARK, 1990). Esses apresentam colmos lignificados, rizomas bem desenvolvidos formando extensas populações; são monocárpicos com florescimento sincrônico (OLIVEIRA et al., 2006). *Merostachys* Spreng. é um dos 13 gêneros de bambus lenhosos e sua distribuição varia desde o México até a Argentina, mas a Mata Atlântica do Brasil é o maior centro de diversidade (BURMAN; FILGUEIRAS, 1993; CLARK, 1995; DAVIDSE; POHL, 1992; JUDZIEWICZ et al., 1999; McCLURE, 1973; SENDULSKI, 1992). Este gênero é muito diversificado em sua preferência de habitat e os indivíduos de suas espécies podem ser encontrados em ambientes fechados ou abertos, úmidos ou secos (BUDKE et al., 2010). O gênero compreende 46 espécies aceitas, e vários outros ainda não foram descritos (JUDZIEWICZ et al., 1999), e sua chave de identificação está sendo reavaliada.

Já os bambus herbáceos são classificados em oito tribos (CLARK, 1990), são espécies geralmente florestais, e ao contrário dos lenhosos, apresentam rizomas curtos, populações geralmente pequenas e florescem ao longo de cada ano. Esses bambus formam o estrato herbáceo das florestas, e por isso estão cada vez mais sendo ameaçados pela fragmentação, sendo um exemplo a tribo Olyreae, que está se tornando cada vez mais vulnerável ao desmatamento da Mata Atlântica (OLIVEIRA et al., 2006). A espécie *Paradiolyra micrantha* pertencente a esta tribo, no entanto, já foi associada a ambientes perturbados (OLIVEIRA, 2001) e como invasora de culturas de cacau no sul da Bahia (MATTOS-SILVA et al., 1988). Porém, como uma espécie pertencente a uma tribo ameaçada de extinção pode estar sendo favorecida com os processos contínuos de desmatamento e fragmentação dos habitats naturais? Na literatura existem poucas pesquisas que envolvem estas espécies. No geral as espécies de bambu herbáceas ainda são pouco estudadas, e pouco se sabe sobre sua ecologia e os efeitos de seus agrupamentos nas comunidades vegetais.



#### 4 EFEITOS DO BAMBU SOBRE A BIOTA

Os bambus, como já mencionado, podem ser exemplos de espécies com alto potencial invasivo devido suas características de história de vida (LIMA et al., 2012) como: a forma de reprodução vegetativa através de rizomas determinando seu rápido crescimento horizontal (SILVEIRA, 2001), sua facilidade em invadir áreas perturbadas (BURMAN; FILGUEIRAS, 1993), a sua grande produção de sementes e períodos curtos de dormência colaborando para sua rápida e efetiva colonização e por serem ótimos competidores de espaço e luz (SILVEIRA, 2001). Por isso, os bambus são freqüentemente associados a um efeito negativo sobre o recrutamento, sobrevivência e o crescimento de árvores (CAMPANELLO et al., 2007). Portanto, é imprescindível conhecer o papel que os bambus nativos desempenham nos ecossistemas florestais e as possíveis alterações na característica natural das paisagens que estes possam causar.

O efeito negativo do bambu sobre o recrutamento ocorre devido à: (i) chuva de semente (ROTHER et al., 2009) conter menos espécies nas áreas invadidas por bambu; (ii) baixa abundância e riqueza de espécies florestais de plântulas nas áreas invadidas por bambu, comparado às áreas naturais (BUDKE et al., 2010; CAMPANELLO et al., 2007; LARPKERN et al., 2011; TAYLOR; ZISHENG, 1988). O bambu pode também provocar efeitos negativos sobre a sobrevivência das árvores, causando (iii) maior mortalidade (GRISCON; ASHTON, 2003; LIMA et al., 2012; ) e diminuindo a (iv) riqueza e a diversidade de espécies adultas (ABE et al., 2001; GROMBONE-GUARATINI et al., 2014; HOLZ; VEBLEN, 2006; LARPKERN et al., 2009; MARTINS et al., 2004; ROTHER et al., 2009, SILVÉRIO et al., 2010). A (v) produção de serrapilheira (LARPKERN et al., 2011) e os eventos de (vi) floração e morte (ABE et al., 2001; BUDKE et al., 2010; GRISCON; ASHTON 2003; HOLZ; VEBLEN, 2006; MARTINS et al., 2004) também desempenham um efeito sobre a biota nativa.

Como mencionado anteriormente, a chuva de sementes (i) em áreas com grande abundância de bambu é dominada por poucas espécies (ROTHER et al., 2009). É provável que os bambus não sejam atraentes para os dispersores, devido ao fato de que algumas espécies só produzem frutos esporadicamente. Assim, a grande maioria das aves que frequentemente usa os bambus como puleiros são essencialmente insetívoras (STOTZ et al., 1996). Os bambus também não são atrativos para os morcegos frugívoros por não oferecer recursos (CORTÉS-DELGADO; PÉREZ-TORRES, 2011), tais como, néctar ou frutos carnosos e também por dificultar seu vôo durante o forrageamento (KUSCH et al., 2004). Portanto, como as florestas tropicais têm uma alta porcentagem de espécies que são dispersas por animais (GROMBONE- GUARATINI;

RODRIGUES, 2002), e como os bambus não possuem atrativos para esses dispersores, os bambus podem estar dificultando o recrutamento de espécies florestais por diminuir a riqueza e abundância de espécies (BUDKE et al., 2010; LARPKERN et al., 2011), além de favorecer poucas espécies que conseguem se estabelecer em locais de sua dominância.

Sob o dossel de bambu também há uma menor abundância total e riqueza de espécies de plântulas (ii). A disponibilidade de luz reduzida pela presença de bambus é um dos principais fatores que limitam a regeneração das plântulas em muitas espécies de árvores de clima temperado (ABE et al., 2002; TAYLOR et al., 2004). Estudos em florestas tropicais também sugeriram que a sombra do bambu pode inibir a regeneração de algumas espécies lenhosas (LARPKERN et al., 2011). Porém, outras espécies podem ser encontradas sob a copa de bambu, e estas geralmente, são tolerantes à sombra e, portanto, capazes de germinar e se estabelecer. Devido ao alto domínio de bambu os solos florestais e a ciclagem de nutrientes podem ser alterados, e podem ficar empobrecidos em alguns nutrientes (VEBLEN, 1982), dificultando a germinação das plântulas.

Além dos impactos negativos dos povoamentos de bambu nas fases iniciais da sucessão (ROTHER et al., 2009), há um impacto na sobrevivência das árvores que pode ser causado por algum tipo de estresse. Lima et al. (2012) em seu trabalho encontrou uma maior mortalidade de árvores (iii) em áreas com a presença e dominância de bambu que, provavelmente, está relacionada ao estresse fisiológico que o bambu pode causar nas demais plantas. Griscon & Ashton (2003) relataram que o bambu *Guadua sarcocarpa* reduz a sobrevivência das árvores ao seu redor, aumentando o estresse hídrico do solo durante a estação seca. Os dados apresentados na umidade do solo sugerem que a competição por água abaixo do solo, na presença de bambu, pode reduzir o crescimento das árvores ou a sua sobrevivência. Ademais, os colmos de bambu estão em constante crescimento criando um ambiente onde as mudas de árvores sob o seu dossel têm uma maior probabilidade de sofrer danos físicos devido a queda de seus colmos (GRISCON; ASHTON, 2006). Uhl (1982) constatou que os danos mecânicos foram a maior causa de mortalidade de árvores entre 1 a 10 cm de DAP em uma floresta da Amazônia.

Com o aumento da mortalidade das plântulas florestais a a riqueza e a diversidade de espécies adultas pode diminuir (iv) (LARPKERN et al., 2009). A formação de grandes aglomerações com altas densidades de bambu fazem com que o recrutamento e desenvolvimento contínuo de plântulas se tornem mais difícil (MAROD et al., 1999). Assim, a riqueza e a diversidade de espécies de árvores florestais adultas foram negativamente relacionadas com o número de aglomerados de bambu (LARPKERN et al., 2009). Muitos estudos têm revelado que um sub-bosque de bambu impede o estabelecimento de plântulas, principalmente devido à baixa

intensidade luminosa que chega nesses locais (TAYLOR et al., 2004). As reduções na disponibilidade de água e luz, bem como no espaço disponível ao estabelecimento, também diminuem as densidades e, conseqüentemente, a riqueza florística (SILVÉRIO et al., 2010).

Além deste fato, se determinada área for dominada por bambu, neste local há uma grande quantidade de produção de serrapilheira que pode afetar a comunidade local (v) (LARPKERN et al., 2011). As folhas de bambu se acumulam em uma camada compacta e espessa sobre chão da floresta, diferentemente, da serrapilheira das árvores que formam uma camada mais fina. Além disso, folhas de bambu decompõem-se mais lentamente do que as folhas das árvores e, normalmente, contêm concentrações mais baixas de nutrientes (TRIPATHI; SINGH, 1995). O acúmulo de serrapilheira de bambu pode influenciar o recrutamento de plântulas, interceptando a germinação destas e prevenindo que as sementes recém-dispersas alcancem o substrato (LARPKERN et al., 2011).

Entretanto, a principal forma de reprodução dos bambus lenhosos é a clonal e os eventos de floração são raros e geralmente seguidos por morte massiva (vi) (McCLURE, 1993). Esta mortalidade de bambus cria clareiras que são importantes para aumentar a riqueza e os índices de diversidade (BUDKE et al., 2010). O papel de distúrbio ecológico na manutenção da diversidade das florestas tropicais e subtropicais tem sido atualmente discutido e a importância de clareiras geradas pela morte de bambus tem sido demonstrada em uma série de estudos (HOLZ; VEBLEN, 2006; MARTINS et al., 2004). González et al. (2002) relataram que depois do perecimento do bambu, várias espécies de plantas com diferentes histórias de vida foram recrutadas para as clareiras formadas, principalmente as espécies intolerantes à sombra. Além disso, Martins et al. (2004) mostrou que a diversidade de espécies de árvores estabelecidas em clareiras produzidas pela morte de *Merostachys riedeliana* foi semelhante àquelas produzidas pela queda de árvores em florestas tropicais. Os autores concluíram que tanto as clareiras causadas pela queda de árvores ou àquelas formadas pela morte de bambus são locais de regeneração para arbustos e árvores. Além disso, o novo microambiente pode criar condições, após o perecimento do bambu, que poderia aumentar o recrutamento de espécies pioneiras, o que poderia ter aumentado a diversidade nas clareiras com bambu morto (BUDKE et al., 2010).

Em florestas tropicais, bambus são naturalmente componentes estruturais, e muitas vezes eles podem vir a se tornar dominantes devido aos distúrbios humanos (SODERSTROM; CALDERON, 1979). Portanto, se os bambus começam a ser dominantes em florestas, eles vão agravar esses efeitos da perturbação e reduzir ainda mais a abundância, riqueza e diversidade de espécies lenhosas. Assim, a gestão de bambus e principalmente o controle de sua distribuição em áreas de alta densidade pode ser um importante método de restauração florestal (LARPKERN et

al., 2011). O controle de bambus deve ser incorporado em estratégias de gestão para manutenção da riqueza e diversidade de árvores em ecossistemas florestais. No entanto, é importante lembrar que os bambus também são elementos naturais e característicos deste tipo de floresta (LARPVERN et al., 2011). Portanto, qualquer programa de manejo florestal não deve eliminar completamente o bambu se ele for nativo, apenas controlar sua população (LARPVERN et al., 2009).

## REFERÊNCIAS

- ABE, M.; MIGUCHI, H.; NAKASHIZUKA, T. An interactive effect of simultaneous death of dwarf bamboo, canopy gap, and predatory rodents on beech regeneration. **Oecologia**, v. 127, n. 2, p. 281–286. 2001.
- ABERG, J. et al. The effect of matrix on the occurrence of hazel grou (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. **Oecologia**, v. 103, n. 3, p. 265–269. 1995.
- ALVERSON, W. S.; WALLER, D. M.; SOLHEIM, S. L. Forests too deer: Edge effects in northern Wisconsin. **Conservation Biology**, v. 2, n. 4, p. 348-358. 1988.
- ANDERSON, J.; ROWCLIFFLE, J. M.; COWLISHAW, G. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, v. 135, n. 2, p. 212–222. 2007.
- ANDRÉN, H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 794-804. 1992.
- ANDRÉN, 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.
- ANGELSTAM, P. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. **Oikos**, v. 47, n. 3, p. 365-373. 1986.
- ANTOGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 122, n.3 p. 441–451. 2005.
- ARAGÓN, R.; MORALES, J. M. Species composition and invasion in NW Argentinian secondary forests: effects of land use history, environment and landscape. **Journal of Vegetation Science**, v. 14. N. 2, p. 195–204. 2003.
- BARTUSZEVICE, A. M.; GORCHOV, D. L.; RAAB, L. The relative importance of landscape and community features in the invasion of an exotic shrub in a fragmented landscape. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 213–222. 2006.

BASKENT, E. Z.; JORDAN, G. A. Characterising spatial structure of forest landscape. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 25, n. 11, p. 1830-1849. 1995.

BAUM, K. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676. 2004.

BAYNE, E. M.; HOBSON, K. A. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. **Conservation Biology**, v. 11, n.6, p. 1418–1429. 1997.

BÉLISLE, M., DESROCHERS, A., FORTIN, M.J. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. **Ecology**, v. 82, n. 7, p. 1893–1904. 2001.

BENDER, D. J.; FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation ecology. **The Ecological Society of America**, v. 86, n. 4, p. 1023–1033. 2005.

BORGMANN, K. L.; RODEWALD, A. D. Forest restoration in urbanizing landscapes: interactions between land-uses and exotic shrubs. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 2, p. 334–340. 2005.

BREWER, S. W.; REJMANEK, M. Small rodent as significant dispersers of tree seeds in a Neotropical forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, n. 2, p. 165-174. 1999.

BROTHERS, T. S.; SPINGARN, A. Forest fragmentation and alien plant invasion of Central Indiana old-growth forests. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 91–100. 1992.

BUDKE, J. C. et al. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 8, p. 1345-1349. 2010.

BURMAN, A. G.; FILGUEIRAS, T. S. A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). **Thaiszia**, v. 3, n. 1, p. 53–88. 1993.

CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. **Conservation Biology**, v. 15, n. 1, p. 91–97. 2001.

CALDERÓN, C. E.; SODERSTRÖM, T. R. The Genera of Bambusoideae (Poaceae) of the American continent. **Smithsonian Contribution to Botany**, v. 44, n. 1, p. 1-27. 1980.

CAMPANELLO, P. I. et al. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 108–117. 2007.

CAMPBELL, C. S. The subfamilies and tribes of Gramineae (Poaceae) in the southeastern United States. **Journal of the Arnold Arboretum**, v. 66, n. 1, p. 123-199.

CARBONI, M. et al. Disentangling the relative effects of environmental versus human factors on the abundance of native and alien plant species in Mediterranean sandy shores. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 4, p. 537–546. 2010.

CHYTRÝ, M. et al. Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison between Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 2, p. 448–458. 2008.

CLARK, L. G. Diversity and biogeography of neotropical bamboos (Poaceae: Bambusoideae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 4, n. 1, p. 125-132. 1990.

CLARK, L. G. **Diversity and distribution of the Andean woody bamboos (Poaceae: Bambuseae)**. In: Churchill, S. P.; Balslev, H.; Forero, E.; Luteyn, J. editors. Bronx: The New York Botanical Garden. Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests. pp. 501–502. 1995.

COBLENTZ, B. E. Exotic Organisms: A Dilemma for Conservation Biology. **Conservation Biology**, v. 4, n. 3, p. 261–265. 1990.

CORTES-DELGADO, N.; PÉREZ-TORRES, J. Habitat edge context and the distribution of phyllostomid bats in the Andean forest and anthropogenic matrix in the Central Andes of Colombia. **Biodiversity Conservation**, v. 20, n. 5, p. 987-999. 2011.

CRAWLEY, M.J. **Plant Ecology**. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1986.

DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 3, p. 528–534. 2000.

DAVIS, M.A. **Invasion Biology**. Oxford University Press. Oxford, UK. 2009.

DAVIDSE, G.; POHL, R. W. New taxa and nomenclatural combinations of Mesoamerican grasses (Gramineae). *Novon*, v. 2, n. 2, p. 81. 1992.

DECKER, K. L. et al. Land Use, Landscapes, and Biological Invasions. **Invasive Plant Science and Management**, v. 5, n. 1, p. 108-116. 2012.

DeMASTER, D. P.; SISSON, J. E. **Pros and cons of pin-niped management along the North American coast to abet fish stocks**. In. McCullough, D. R.; Barrett, R. H (eds). *Wildlife: Populations*. Elsevier Applied Science, New York. 10 pp. 1992.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17–30. 1999.

DOMÈNECH, R. et al. Historical land use legacy and *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region. **Global Change Biology**, v. 11, n. 7, p. 1054–1064. 2005.

ELTON, C.S. **The ecology of invasions by animals and plants**. Methuen, London. 1958.

EWERS, R. M., DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Review**, v. 81, n. 1, p. 117-142. 2006.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515. 2003.

FILGUEIRAS, T. S. A Floração dos bambus e seu impacto ecológico. **Eugeniana**, v. 15, n. 1, p. 1-8.1988.

FILGUEIRAS, T. S.; SANTOS-GONÇALVES, A. P. A checklist of the basal grasses and bamboos (Poaceae) in Brazil. **Bamboo Science and Culture**, v. 18, n. 1, p. 7-18. 2004.

FISCHER, J. et al. Making the matrix matter: challenges in Australian grazing landscapes. **Biodiversity Conservation**, v. 14, n. 3, p. 561–5.78. 2005.

FONSECA, C. R.; JONER, F. Two-sided edge effect studies and the restoration of endangered ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 613-619. 2007.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, n. 1, p. 231-239. 1999.

GASSÓ, N. et al. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. **Diversity and Distributions**, v. 15, n. 1, p. 50–58. 2009.



GARCÍA, R. A.; PAUCHARD, A.; ESCUDERO, A. French broom (*Teline monspessulana*) invasion in south-central Chile depends on factors operating at different spatial scales. **Biological Invasions**, v. 16, n. 1, p. 113-124. 2013.

GARROT, R.A.; WHITE, P.J.; WHITE, C.A.V. Overabundance: an issue for conservation biologists? **Conservation Biology**, v. 7, n. 4, p. 946–949. 1993.

GOODWIN, B. J.; FAHRIG, L. How does landscape structure influence landscape connectivity? **Oikos**, v. 99, n. 3, p. 552–570. 2002.

GONZÁLEZ, M.E. et al. Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus* dominated forest after bamboo dieback in South Central Chile. **Plant Ecology**, v. 161, n. 1, p. 59–73. 2002.

GONZÁLEZ-MORENO, P. et al. Landscape context modulates plant invasions in Mediterranean forest edges. **Biological Invasions**, v. 15, n. 3, p. 547–557. 2013a.

GONZÁLEZ-MORENO, P. et al. Quantifying the landscape influence on plant invasions in Mediterranean coastal habitats. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 5, p. 891–903. 2013b.

GONZÁLEZ-MORENO, P. et al. Plant invasions are context-dependent: multiscale effects of climate, human activity and habitat. **Diversity and Distributions**, v. 20, n.6, p. 720–731. 2014.

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

GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p. 587–597. 2006.

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

GROMBONE-GUARATINI, M. T. et al. Seed rain in areas with and without bamboo dominance within an urban fragment of the Atlantic Forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 1, p. 76-85. 2014.

GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. Understory plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forests size, adjacent land-use and distance to the edge. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 50–62. 2006.

HARVEY, C. A. et al. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, p. 1986–1999. 2006.

HAYNES, K. J.; CRONIN, J. T. Interpatch movement and edge effects: the role of behavioral responses to the landscape matrix. **Oikos**, v. 113, n. 1, p. 43–54. 2006.

HAYNES, K. J. et al. Landscape context outweighs local habitat quality in its effects on herbivore dispersal and distribution. **Oecologia**, v. 151, n. 3, p. 431–441. 2007.

HIDALGO-LÓPEZ, O. **Bamboo: The gift of the gods**. Colombia: D’Vinni Ltda. p.142-153. 2003.

HOBBS, L. J. **The nature and effects of disturbance relative to invasions**. In: Drake, J. A.; Mooney, H. A.; di Castri, F.; Groves, H.; Kruger, F.J.; Rejmanek, M.; Williamson, M. editors. *Biological invasions. A global perspective*. Wiley, Chichester, England. pp. 389-405. 1989.

HOBBS, R. J. **Land-use changes and invasions**. In: Mooney, H.A.; Hobbs, R. J. (eds). *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, pp 31–54. 2000.

HODGSON, P.; FRENCH, K.; MAJOR, R. E. Avian movement across abrupt ecological edges: differential responses to housing density in an urban matrix. **Landscape Urban Planning**, v. 79, n. 3-4, p. 266–272. 2007.

HODKINSON, D.J.; THOMPSON, K. Plant dispersal: the role of man. **Journal of Applied Ecology**, v. 34, n. 6, p. 1484–96. 1997.

HOLZ, C.A.; VEBLEN, T. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine Nothofagus forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 1, p. 19-28. 2006.

IBÁÑEZ, I. et al. Multivariate forecasts of potential distributions of invasive plant species. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 359–375. 2009.

JAENIKE, J.R. Steady state model of genetic polymorphism on islands. **American Naturalist**, v. 107, n. 958, p. 793-795. 1973.

JANOS, D.P.; SAHLEY, C.T; EMMONS, L.H. Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in Amazonian Peru. **Ecology**, v. 76, n. 6, p. 1852-1858. 1995.

JAUNI, M.; HYVÖNEN, T. Invasion level of alien plants in seminatural agricultural habitats of boreal region. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 138, n. 1-2, p. 109-115. 2010.

JUDZIEWICZ, E. J. et al. **Merostachys**. In Washington, D. editor. Smithsonian Institution Press. American bamboos. pp. 181–185. 1999.

KOLAR, C.; LODGE, D.M. **Freshwater nonindigenous species: interactions with other global changes**. In: Mooney, H. A.; Hobbs, R. J. (eds). *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. 27 pp. 2000.

KOMONEN, A. et al. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 119 – 126. 2000.

KOTZE, D. J.; SAMWAYS, M. J. Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afromontane forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 10, p. 1339-1363. 1999.

KUHMAN, T. R.; PEARSON, S. M.; TURNER, M. G. Effects of land use history and the contemporary landscape on non-native plant invasion at local and regional scales in the forest dominated southern Appalachians. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 9, p. 1433–1445. 2010.

KURKI S. et al. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. **Ecology**, v. 81, n. 7, p. 1985–1997. 2000.

KUSCH, J. et al. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. **Folia Zoologica**, v. 53, n. 2, p. 113–128. 2004

LAURANCE, W.F. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain-forest mammals. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 79–89. 1991.

LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. 1997.

LARPKERN, P. MOE, S. R.; TOTLAND, Ø. The effects of environmental variables and human disturbance on woody species richness and diversity in a bamboo-deciduous forest in northeastern Thailand. **Ecology Resources**, 24:147–156. 2009.

LARPKERN, P.; MOE, S.R.; TOTLAND Ø. Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. **Oecologia**, v. 165, n. 1, p. 161-168. 2011.

LEYVA, C. et al. Coastal landscape fragmentation by tourism development: impacts and conservation alternatives. **Natural Areas Journal**, v. 26, n. 2, p. 117–125. 2006.

LI, Z. H.; KOBAYASHI, M. Plantation future of bamboo in China. **Journal of Forestry Research**, v. 15, n. 3, p. 233–242. 2004.

LIMA, R. A. F. et al. Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. **Biological Conservation**, v. 147, n. 1, p. 32–39. 2012.

LINDENMAYER, D. B.; MCCARTHY, M. A. The spatial distribution of non-native plant invaders in a pine-eucalypt landscape mosaic in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 102, n. 1, p. 77–87. 2001.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M.F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion Ecology**. Blackwell, Oxford. 2007.

LONSDALE, W. M. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1522–1536. 1999.

LUNDGREN, M. R.; SMALL, C. J.; DREYER, G. D. Influence of land use and site characteristics on invasive plant abundance in the Quinebaug Highlands of southern New England. **North East Nat**, v. 11, n. 3, p. 313–332. 2004.

MARINI, L. et al. Contrasting response of native and alien plant species richness to environmental energy and human impact along alpine elevation gradients. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 6, p. 652–661. 2009.

MAROD, D. et al. Structural dynamics of a natural mixed deciduous forest in western Thailand. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, n. 6, p. 777–786. 1999.

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. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 3, p. 142–149. 2009.

MARTINS, S. V. et al. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 172, n. 1, p. 121–131. 2004.

MASKELL, L. C. et al. Interaction between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 6, p. 1052–1060. 2006.

MATTOS-SILVA, L.A.; VINHA, S.G.; PEREIRA, R.C. **Gramíneas invasoras de cacauais**. Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Boletim Técnico 159. 108p. 1988.

McCLURE, F. A. Genera of bamboos native to the New World (Gramineae: Bambusoideae). **Smithsonian Contribution to Botany**, v. 9, n. 1, p. 1-148. 1973.

McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260. 2006.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 129–134. 1999.

MORAN, M. A. Influence of adjacent land use on understory vegetation of New York forests. **Urban Ecology**, v. 8, n. 4, p. 329-340. 1984.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858. 2000.

NOSS, R.F. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355-364. 1990.

OHLEMÜLLER, R.; WALKER, S.; WILSON, J. B. Local vs. regional factors as determinants of the invasibility of indigenous forest fragments by alien plant species. **Oikos**, v. 112, n. 3, p. 493–501. 2006.

OLIVEIRA, R. P. **Atribo Olyreae (Poaceae: Bambusoideae) no Estado da Bahia, Brasil**. Dissertação Mestrado, Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia. 2001.

OLIVEIRA, R. P.; WAGNER, H. M. L.; JARDIM, J. G. **Diversidade e conservação dos bambus herbáceos (Poaceae: Bambusoideae: Olyreae) da Mata Atlântica, Brasil**. In: Simpósio Nacional sobre bambus, 2006, Brasília. Anais do Seminário Nacional “Bambu: estruturação da rede de pesquisa e desenvolvimento”. Universidade de Brasília, Brasília. pp. 62-66. 2006

ORIAN, G. H. **Site characteristics favoring invasions**. In: Mooney H. A.; Drake J. A. (eds) Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer. New York, 133–145 pp. 1986.

PARENDES, L. A.; JONES, J. A. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 64–75. 2000.

PARKER, I. M. et al. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, v. 1, n.1, p. 3–19. 1999.

PAUCHARD, A.; ALABACK, P.B. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 238–248. 2004.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 16, n. 1, p. 174–182. 2002.

PINO, J. et al. Large-scale correlates of alien plant invasion in Catalonia (NE of Spain). **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 339–350. 2005.

PITHER, J.; TAYLOR, P. D. An experimental assessment of landscape connectivity. **Oikos**, v. 83, n.1, p. 166–174. 1998.

PYŠEK, P. **Ecological aspects of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech republic**. In: Waal, L.C.; Child, L.E.; Wade, P.M.; Brock, J.H. Editors. Ecology and Management of Invasive Riverside Plants. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, England. pp. 45-54. 1994.

PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; KUEERA, T. Patterns of invasion in temperate nature reserves. **Biological Conservation**, v. 104, n. 1,p. 13-24. 2002.

PYŠEK, P. *et al.* Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 3, p. 317–331. 2010.

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rainforest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385–403. 1998.

REICHARD, S. H.; WHITE, P. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. **BioScience**, v. 51, n. 2, p. 103–113. 2001.

RENJIFO, L. M. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. **Ecological Applications**, v. 11, n. 1, p. 14–31. 2001.

RICKETTS, T.H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87–99. 2001.

RIES, L.; DEBINSKI, D. M. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of Central Iowa. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, n. 5, p. 840–852. 2001.

RODEWALD, A. D.; YAHNER, R. H. Avian nesting success in forested landscapes: influence of landscape composition, stand and nest-patch microhabitat, and biotic interactions. **The Auk**, v. 118, n. 4, p. 1018–1028. 2001.

ROTTENBORN, S. C. 1997. **The impacts of urbanization on riparian bird communities in central California**. Dissertation. Stanford University, Stanford, California, USA. 1997.

ROTHER, D.C.; RODRIGUES, R.R.; PIZO, M.A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 885–892. 2009.

ROY, J. **In search of the characteristics of plant invaders**. In di Castri, F.; Hansen, A. J.; Debussche, M. (eds). *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Dordrecht (Netherlands): Kluwer Academic. pp. 335–352. 1990.

SAX, D. F. et al. Ecological and evolutionary insights from species invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 9, p. 465–471. 2007.

SCHTICKZELLE, N.; BAGUETTE, M. Behavioural responses to habitat patch boundaries restrict dispersal and generate emigration–patch area relationships in fragmented landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 4, p. 533–545. 2003.

SCHOOLEY, R. L.; WIENS, J. A. Spatial ecology of cactus bugs: area constraints and patch connectivity. **Ecology**, v. 86, n. 6, p. 1627–1639. 2005.

SENDULSKY, T. *Merostachys burmanii* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) a new species from Brazil. **Novon**, v. 2, n. 2, p. 111–113. 1992. 1992.

SILVEIRA, M. **Open forests with bamboos of the southwestern Amazonia: patterns and processes at multiple scales**. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília. 121 p. 2001.

SILVÉRIO, D.V. et al. Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Ness) McClure ex. Sodertr. (Poaceae) sobre a vegetação lenhosa de duas fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 1, p. 347-355. 2010.

SOULÉ, M. The onslaught of alien species and challenges in the coming decades. **Conservation Biology**, v. 4, n. 3, p. 233-239. 1990.

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

STAMPS, J. A.; BUECHNER, M.; KRISHNAN, V. V. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. **American Naturalist**, v. 129, n. 4, p. 533-552. 1997.

STOTZ, D.F. et al. **Neotropical birds: Ecology and Conservation**. University of Chicago Press, Chicago, USA, 502 p. 1996.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. A. JR. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 9, n. 5, p. 1085-1094. 1995.

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

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

TAYLOR, P. D.; MERRIAM, G. Wing morphology of a forest damselfly is related to landscape structure. **Oikos**, v. 73, n. 1, p. 43-48. 1995.

TEWKSBURY, J. J.; HEIL, S. J.; MARTIN, T. E. Breeding productivity does not decline with increasing fragmentation in a western landscape. **Ecology**, v. 79, n. 1, p. 2890-2903. 1998.

TIMMINS, S.M.; WILLIAMS, P.A. Weed numbers in New Zealand's forest and scrub reserves. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 15, n. 2, p. 153-162. 1991.

TOMLINSON, P. B. **Stem Structure in Arborescent Monocotyledons**. In Zimmermann, M. H. editor. *The Formation of Wood in Forest Trees*, New York: Academic Press. pp. 65-86. 1964.



TRIPATHI, S. K.; SINGH, K. P. Litter dynamics of recently harvested and mature bamboo savannahs in a dry tropical region in India. **Journal Tropical Ecology**, v. 11, n. 3, p. 403–417. 1995.

TYSER, R. W.; WORLEY, C. A. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). **Conservation Biology**, v. 6, n. 2, p. 253–262. 1992.

UHL, C. Recovery following disturbances of different intensities in the Amazon rain forest of Venezuela. **Interciencia**, v. 7, n. 1, p. 19-24. 1982.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - Evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 517–530. 2006.

VANDERMEER, J. H.; CARVAJAL, R. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v. 158, n. 3, p. 211–220. 2001.

VEBLEN T. T. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. **Journal of Biogeography**, v. 9, n. 1, p. 11–28. 1982.

VILÀ, M. et al. Does tree diversity increase production in pine forests? **Oecologia**, v. 135, n. 2, p. 299–303. 2003.

VILÀ, M.; IBÁÑEZ, I. Plant invasions in the landscape. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 4, p. 461–472. 2011.

VON DER LIPPE, M. KOWARIK, I. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 986–996. 2007.

WILCOVE, D. S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **Bioscience**, v. 48, n. 8, p. 607–615. 1998.

WILLIAMS, N. S. G. et al. Local extinction of grassland plants: the landscape matrix is more important than patch attributes. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 3000–3006. 2006.

WIJESINGHE, M. R.; DE BROOKE, M. L. Impact of habitat disturbance on the distribution of endemic species of small mammals and birds in a tropical rain forest in Sri Lanka. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 6, p. 661–668. 2005.

WILLIAMSON, M. **Biological invasions**. London, Chapman & Hall. 1996.

WOLFE, L. M. Why alien invaders succeeds support the escape from enemy hypothesis. **The American Naturalist**, v. 160, n. 6, p. 705-711. 2002.

ZHANG, W.; CLARK, L. G. **Phylogeny and classification of the Bambusoideae (Poaceae)**. In: Jacobs, J. W. L.; Everett, J. editors. CSIRO. Canberra. Grasses: systematic and evolution. pp. 35-42. 2000.

**ARTIGO:** Bamboo overabundance in a fragmented landscape is influenced by fragment form, road distance, and matrix type

**AUTORES:** Mariane Patrezi Zanatta; Caroline Cambraia Furtado Campos & Flavio Nunes Ramos.

**Artigo redigido conforme as normas da revista PLOS ONE.**

# **Bamboo overabundance in a fragmented landscape is influence by fragment form, road distance, and matrix type**

Mariane Patrezi Zanatta<sup>1¶</sup>; Caroline Cambraia Furtado Campos<sup>1¶</sup> & Flavio Nunes Ramos<sup>1\*¶</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia de Fragmentos Florestais, Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, Minas Gerais, Brazil.

\*Corresponding author: [f Ramos@gmail.com](mailto:f Ramos@gmail.com)

¶These authors contributed equally to this work.

## Abstract

Forest fragmentation and anthropogenic land uses may act as invasion facilitators of alien plant species. However, little attention has been given to the expansion of native species that become locally overabundant. These overabundant species can negatively affect other native species, causing local extinctions, but the effects and causes of the native overabundance species are poorly understood. In this study we investigated whether landscape characteristics, such as urbanization, land-cover attributes, proximity index, and mean shape complexity, influence the abundance and coverage of two overabundant bamboo species. The study was conducted in 15 forest fragments around Alfenas, Minas Gerais, southeastern Brazil. We calculated composition and configuration parameters at three buffer distances (600 m, 800 m and 1000 m). Bamboo density and coverage in each fragment were quantified for 30 circular plots (2 m radius): 15 from the edge (0 m) and 15 within the interior (50 m) of the fragment. Both bamboos are forest species that are sensitive to light variations. We found that the abundance of *Paradiolyra micrantha* and *Merostachys* sp. increases with distance from roads and cities in moderately disturbed habitats, characterised by having a more irregular fragment shape and the proximity of open matrix types near the fragments. Differently from invasive species, which occur in most disturbed areas, bamboo species were favored only in areas of moderate disturbance. These results are important to improve our knowledge of the natural history of overabundant plant species and for fragmented landscape conservation programs. Management projects to improve the quality of remnants should aim to maintain more regular fragment shapes and the agricultural matrices near them should be shrub or tree based.

## Introduction

Fragmentation and changes in land use are the greatest anthropogenic impacts on natural landscapes and biodiversity [1]. Habitat fragmentation can result in a reduction of habitat area, an increase in the number of habitat patches and their isolation, as well as a decrease in the size of fragments [2]. Anthropogenic land uses in fragmented landscapes may act as invasion facilitators for alien species [3]. The public and academic recognition of the problems associated with biological invasions has grown [4] and many conservation projects are being developed that are focused on eradication of these species [5,6]. However, little attention has been given to a problem that is also related to invasions, specifically, the expansion of native species that become locally abundant and negatively affect other native species [7]. This phenomenon is known as overabundance, and although it is considered as having similar impacts as exotic species invasion [8], the effects of native overabundant species is poorly understood. These locally abundant native species may cause local extinctions through competition, changing species interactions, and altering the composition or relative abundance of many sensitive species in the fragment [6,9].

Changes in natural landscapes, such as a reduction of habitat areas and deforestation to establish areas for crops, pastures, and urbanization, are forcing plant species to develop in limited and highly disturbed environments [8]. Maybe these changes in landscapes will increase the populations of overabundant native species and competitively eliminate the most sensitive species. Accordingly, bamboos may be an example of plant species with a high potential to become overabundant due to their life history characteristics [7]. Bamboos are the fastest growing plants in the world [10] and there is no other plant species that can match bamboo's growth and speed of recovery [11]. This rapid growth can have a negative effect on recruitment, survival, and growth of other native species [12]. In areas with bamboo dominance, the seed rain contains few species [13] and the seedling abundance and richness of forest species are low [12,

14, 15]. Bamboo can increase tree mortality [7, 16], which reduces richness and diversity of adult tree species [17, 18]. Forest soil and nutrient cycling can also be changed during its growth once some chemical elements, such as nitrogen, rise intensely [19]. Bamboo litterfall can affect the local community because bamboo leaves decompose more slowly than other tree leaves, making seed germination of native trees difficult [15].

However, little is known about the effects of the landscape on bamboo clusters and its consequences for the structure of plant communities in the remnants. Therefore, it is important to know not only the consequences of native bamboo overabundance, but also understand what factors are causing it. We hypothesize that native overabundant species perform similarly to invasive alien species, and the factors that influence richness and abundance of exotic species may also influence the overabundant species. Environmental variables and land use could be possible triggers of dominance and overabundance of plant species. Natural areas can act as a buffer [20], while low levels of forest coverage can lead to a high invasion rate [21]. Patch shape (regular versus irregular) can cause different levels of edge effects and consequently, may influence the presence of exotic species [22], which will probably be the overabundant ones. Edge effects are more pronounced in irregular fragments [23], which may disturb the establishment of sensitive species. In turn, this could facilitate alien species establishment [3, 24] and proliferation of overabundant species. City and road proximity as well as agriculture and livestock activities can increase seed (or spore and shoot) dispersal of exotic species through human or vehicle movements. Additionally, the presence of roads near forest remnants can increase the edge effect and provide more opportunities for seedlings of both of exotic and overabundant species, allowing them to dominate the environment from the edges into the interior [25, 26]. However, there are no studies that relate the overabundance of native species in altered landscapes; and there are few studies that investigate the influence of some landscape parameters on species characteristics, such as growth and reproduction. Acknowledgement of

this influence is important to prevent overabundance events in different landscapes or to mitigate their impacts [8]. Controlling overabundant species is a challenge for conservation programs and the lack of information about it is a huge problem. Therefore, this study aims to investigate the influence of some landscape characteristics on the abundance and coverage of bamboo species in a fragmented landscape. Our specific goals were to verify whether the frequency of overabundant species, here represented by two bamboo species, (i) is higher in landscapes with greater proximity to cities and roads, (ii) is related to the proportion and types of agricultural matrices, (iii) is connected to fragments with a more irregular shape or a landscape with lower forest coverage.

## **Materials and methods**

### **Study Area**

The study was conducted in 15 forest fragments, January to July 2015 (Table 1) on a private property around the city of Alfenas (45° 56' 50" W and 21° 25' 45" S), State of Minas Gerais, southeastern Brazil. The vegetation of this study was classified as semi-deciduous Atlantic Forest. The climate was classified as Cwa, according to the Köppen system [27], since the summer is hot and warm, and the winter is dry. The mean temperatures are between 24°C (maximum) and 17°C (minimum), and the average annual rainfall ranges around 1500mm, while the altitude varies between 720 and 1350 m. The region has about only 9% of native forest habitat and the most common matrix types are pasture (51%), perennial crops (mainly coffee - 17%), and temporary crops (mainly sugar cane and corn - 7%) [28].



## Study Species

*Parodiolyra micrantha* Kunth [29] is widely distributed in South America [30] and belongs to the Olyreae (Poaceae) tribe. Individuals may live both on the edge and in forest interiors [30], but they are always associated with shaded areas [38]. Unlike other species of this tribe, *P. micrantha* was also associated with environments with altered vegetation [30]. The Olyreae tribe includes species that are important components of the herbaceous bamboos of Neotropical forests, and exhibit many characteristics considered primitive [31]. Species from this tribe are common in tropical and subtropical forests [32, 33], although the Atlantic Forest is considered its main diversity center [34, 35]. According to Judziewicz [36] and Filgueiras & Santos-Gonçalves [37], the Olyreae tribe in Brazil presents about 16 genera and 70 species, four of which are endemic to Atlantic Forest [38]. Olyreae species usually reproduce several times a year for short periods [36].

The other bamboo species was only identified to genus level (*Merostachys* sp.). The distribution of *Merostachys* ranges from Mexico to Argentina, but Brazil is the greatest diversity center (41 species) [36, 39-43]. This genus belongs to the tribe Bambuseae and this tribe is composed of woody bamboos. The Bambuseae includes 60-70 genera and 1100 species [33]. Brazil has the highest specific richness of Bambuseae, with 155 species belonging to 18 genera, and its center of diversity is located in the Atlantic Forest. This tribe is very diverse in its habitat preference and can be found in shady or sunny and wet or dry environments [14]. *Merostachys* Spreng. is one of 13 genera of woody bamboos. The genus comprises 46 accepted species, and several others are undescribed [36]. In the literature there are surveys involving bamboo species, mostly woody ones, but little is known about the ecology, especially the herbaceous species.

## Bamboo density, coverage, and landscape parameters

The studied fragments were at least 1 km distant from each other. For each of the 15 fragments, bamboo density and coverage (two different quantitative methods) were quantified in 30 circular plots (2 m radius): 15 from the edge (0 m) and 15 within the interior (50 m) of the fragment (total of 450 plots or 5655 m<sup>2</sup> sampled). Each plot was at least 50 m distant from the others. Quantifying bamboo density is very difficult and is controversial due to its underground rhizome network. We quantified the bamboo density by two different methods: (i) Bamboo density: in each plot, we counted the number of bamboo culms from each species. (ii) Bamboo coverage: obtained by a semi-quantitative method (adapted from Fournier [44]). In this method, we estimated the percentage of the plot's cover (culms + leaves) for each bamboo species by placing them into five classes: class 0: absence of culms and leaves, class 1: 1 to 25%, class 2: 26 to 50%, class 3: 51 to 75%, and class 4: 76% to 100% of the plot's bamboo coverage. The bamboo coverage for each fragment or habitat (edge and fragment interior) was calculated by:  $\% \text{ Fournier} = \frac{\sum \text{Fournier}}{4N} \times 100$ , where Fournier is the class interval value and N is the number of the plots sampled.

The relative percentage of each land use in the landscape was classified following the classes: natural, agricultural, and pasture (Table 2). Landscape composition and patch configuration parameters (Table 3) were calculated from the most recent land-cover map for the studied area. We calculated composition and configuration variables using ArcGIS 10.1 and FRAGSTATS [45] at three buffer distances (600 m, 800 m and 1000m) centered on the forest fragment to verify whether the results showed consistency between the distances.

## Statistical Analyses

The differences in density and bamboo coverage from each species between each habitat (edges and interior) were tested using factorial ANOVA. Furthermore, Generalized Linear Models (GLM) as a log-link function with a Poisson distribution were calculated between independent landscape parameters (i. fragment area, ii. distance to nearest patch habitat, iii. distance from fragment to dirt roads, highways, and the nearest town, iv. percentage of water, v. natural cover, vi. pasture, vii. sugarcane and coffee, viii. mean shape index and ix. mean shape proximity) and dependent parameters (bamboo density and coverage). We performed the GLM for three different scales: 600 m, 800 m and 1000 m buffer diameters, selected from the fragment under study (focal patch), and added a null model.

All models were submitted to residual and error distribution analysis. Given the requirements of normality, independence, and variance homogeneity of their residuals [46], the best models were selected by the Akaike information criterion (AIC) [47]. The best model is based on the lowest AIC value, models that are clearly worse present  $\Delta AIC > 2.0$  [48]. The GLMs and AIC were calculated using the software R (R Development CoreTeam 2014 [49]).

## Results

### *Paradiolyra micrantha*

*P. micrantha* presented a high density (mean = 301 culms per m<sup>2</sup>) and coverage (mean = 35%) (Figure 1). However, this species did not show a significant difference between edge and interior for both density and bamboo coverage ( $F_{14;420} = 1.02$ ,  $p = 0.43$ ;  $F_{14;420} = 1.41$ ,  $p = 0.15$ , respectively) (Figure 1). Landscape parameters influenced density and bamboo coverage differently. These parameters were also different between buffer distances. We found greater

bamboo density and coverage at greater distance from unpaved roads (600 m and 800 m) and cities (800m) (Table 4 and 5). Furthermore, forest fragment form (mean shape index) also showed an influence on density and bamboo coverage, but with an antagonistic effect. The more regular fragments (600 m), i.e. lower edge effect, presented greater *P. micrantha* coverage. However, on a larger buffer distance (1000 m), this effect was the opposite for *P. micrantha* density: *P. micrantha* density was greater in fragments with more irregular shapes (Table 4 and 5). Moreover, the relationship to the matrices around the fragments was also a significant parameter to explain *P. micrantha* coverage. Fragments in contact with lower pasture percentages (600 m, 800 m, and 1000 m) and a higher percentage of coffee matrix (600 m) provided greater bamboo coverage (Table 5).

### ***Merostachys sp.***

*Merostachys sp.* showed a lower density (mean = 43.85 culms per m<sup>2</sup>) and coverage (mean = 12%) (Figure 1). However, bamboo density and coverage ( $F_{14,420}=2.52$ ,  $p= 0.002$ ;  $F_{14,420}=2.29$ ,  $p= 0.005$ , respectively) were significantly different between the edge and interior (Figure 1). Additionally, few landscape parameters influenced *Merostachys sp.* density and coverage. The more regular fragments showed higher *Merostachys sp.* coverage, both at the edges and in the interior, as well as a higher density in interior at all scales (Table 4 and 5). Matrix type was also another landscape parameter that influenced *Merostachys sp.* density for the edges and coverage in the fragment's interior. At all scales, fragments in contact with a higher pasture percentage showed greater *Merostachys sp.* density at the edge (Table 4 and 5). However, fragments in contact with a higher sugarcane percentage presented greater bamboo coverage in their interior (800m) (Table 5).

## Discussion

The two bamboo species became overabundant in moderately disturbed areas of forest fragmentation. Landscape parameters that reinforce these disturbance effects on the abundances of *P. micrantha* and *Merostachys* sp. are proximity to roads and cities, fragment shape (edge effects), and the close proximity of certain matrix types (pasture, sugar cane, and coffee) to the fragments.

Road and city proximity to forest fragments is a factor that promotes the colonization and spread of alien species within them [50-52]. However, there is no information about its influence on overabundant species. We found an influence for one of the bamboo species (*P. micrantha*), but the influence was negative and thus, it was contrary to that found for alien species. Density and coverage of *P. micrantha* increase in fragments farther from unpaved roads and cities, indicating that this species colonizes fragments that might be less invaded by alien species, which consequently, could compete directly with the overabundant bamboo species for resources and space. Furthermore, this result indicates that this bamboo species does not depend on these roads for its propagation, which reinforces the hypothesis that *P. micrantha* spreads within the patches, probably through the consequences of fragmentation disturbances. Therefore, it is expected that fragments near roads and cities present more alien and less overabundant (native) species, while fragments far from them present less alien and more overabundant species.

Fragment shape was another parameter that contributed to bamboo overabundance in the present study. Irregular fragments present more edge effect than regular ones [23], probably because the latter ones have less contact (perimeter/volume rate) with the matrices than the former [53]. In the present studies, we found that fragments with irregular shape showed higher bamboo density (number of culms), but less coverage (percentage of circular plots covered with bamboo - culms + leaves) than regular ones. These contrasting results can be explained by the species' growth strategy. The bamboo species invest more on culms production instead of leaf

and branch expansion. This strategy results in the bamboo visually occupying a minor portion of fragments and consequently, a lower coverage. Bamboos species are C4 plants that show better growth and development in an irradiated environment [53] and edge effects include an increase in solar irradiation, air and soil temperature, as well as a decrease in air and soil moisture [54, 55]. Probably, these bamboo species are benefited by a few of the environmental changes, but not by most of them.

Adaptation to light variations is specific to each species, and this is critical to their development in heterogeneous environments [56], such as tropical forests, and is probably more crucial in fragmented environments. We can distinguish two extreme groups based on seed germination and response of plant growth to light: a) the pioneer, which germinate, survive, and grow only in canopy gaps and b) climax species, which germinate and survive in shaded environments [57]. However, between these two extremes, a large number of species is recognized as occupying successive intermediate stages [58] that need intermediate light levels [59, 60]. For example, Nakazono [51] found that *Euterpe edulis* growing in full sunlight showed a reduced growth or a lack of tolerance to certain light intensities. The same can happen with both the bamboo in this study. They are forest species that tolerate shady habitats, but probably, do not tolerate higher irradiation and temperature levels. Therefore, the intermediate light and temperatures arriving in a fragment's interior should be adequate for the (i) physiological processes, (ii) sexual and asexual reproduction, and (iii) ramets, flower and fruit production of both bamboo species. Furthermore, small disturbances could disfavor more sensitive plant species, prejudicing their competition with overabundant species, such as the two bamboo species studied, which can favor their aggressive colonization and make the regeneration of other native species difficult [14, 62]. Therefore, edge effects appear to favor bamboo overabundance but at an intermediate level.

The matrix type near or surrounding a fragment also influences the bamboo's abundance and reinforces its preference for moderately disturbed areas. *P. micrantha's* coverage decreases in fragments near areas with a greater percentage of pasture. This matrix could increase the edge effects in the fragments because it is open vegetation (predominantly grassy) with little protection from solar irradiation. Greater levels of edge effects seem to harm *P. micrantha*. However, the density of *Merostachys* sp. at the edge of forest fragments increases in fragments near areas with a greater percentage of pasture, reinforcing the hypothesis that it prefers moderately disturbed environments. This species is adapted both to forest with a continuous canopy, such as a fragment's interior, as an area with greater light intensity [62], which is why proximity to an edge probably contributed to its fast growth. However, the coverage of both bamboo species increases when the forest fragments are surrounded by matrices that provide lower edge effects, such as sugarcane and coffee. Sugar cane and coffee are shrubby matrices that decrease the solar irradiation near and within the fragment's edge and consequently, decrease the edge effect in this habitat. Probably, these bamboo species invest in leaf expansion and production to compensate for the lower irradiation.

Human disturbances can change plant species composition of forest ecosystems, as a few plants are favored and many others are disfavored. According to McKinney & Lockwood [4], generalist or more tolerant plants are beneficiaries and called "winners". These species tend to replace the "losers", those plants that are more sensitive to anthropogenic disturbances. Many exotic and invasive species are generally considered as the main "winners" [63, 64], however, currently, little is known about the potential native "winners". This is probably because they are common in their natural habitat, and their overabundance is interpreted only as a local expansion [4, 65]. In this study, the native bamboos could be considered as "winners", which become overabundant, and once established, they could also act as a disturbance agent, increasing their density and perhaps persisting for long periods [16, 66, 67].

These results have both theoretical and practical importance. Many studies explore the relationship between landscape parameters with invasion by exotic species. But, to date, none have related overabundance of native species (such as bamboo) to landscape parameters. Therefore, this work contributes towards filling the lack of knowledge in this area. Parameters that have been observed to benefit exotic species, such as proximity to cities and roads, irregularities in patch shape, as well as different land uses, did not influence the bamboos' overabundance in the same way. In fact, it was observed that moderate disturbances caused by fragmentation could aid the overabundance phenomenon, promoted by desirable light levels and perhaps, ideal temperatures for the bamboos. Additionally, these results help increase the little information about the natural history of native Brazilian bamboos. Consequently, management plans should try to reduce the edge effects on forest remnants by changing their shapes (make them more regular) and/or improving the matrix type (more shrubby and tree vegetation) around them. These could be important tools to control the spread of these species and maintain the most sensitive native species. If we can reduce the edge effects, promoting the regularity of fragment shape and reducing the influence of the surrounding matrices, the recruitment of other native species could be favored, and therefore, the amount of bamboo overabundance and frequency of other opportunistic plants should decrease. Moreover, studies covering management, biology, and ecology of overabundant species, especially bamboos, will be crucial to assess how the presence of these species can interfere with forest dynamics.

We emphasize that these native bamboo species have become overabundant in the studied area due to the effects of forest fragmentation, showing the influence of landscape components. The abundance of *P. micrantha* and *Merostachys* sp. increases with distance from roads and cities in moderately disturbed habitats, characterized by a more irregular shape and open matrix types near the fragments. Thus, these results will be useful for programs seeking to conserve native forest communities and in restoring the quality of fragmented landscapes. This



study also contributes to the knowledge about the natural history of bamboos in relation to landscape parameters and the overabundance process, which are scarce in the literature.

## Acknowledgement

We thank Dr. Reyjane Patricia de Oliveira from the State University of Feira de Santana – BA for her help in systematic identification and natural history discussions. We also thank Steve L. for correcting the English.

## References

1. Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607-615.
2. Fahrig L (1993) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
3. Hobbs RJ (2000) *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. 457 p.
4. McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.
5. Coblentz BE (1990) Exotic Organisms: A Dilemma for Conservation Biology. *Conservation Biology* 4: 261–265.
6. Soulé M (1990) The onslaught of alien species and challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4: 233-239.

7. Lima RAF, Rother DC, Muler AE, Lepsch IF, Rodrigues RR (2012) Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. *Biological Conservation* 147:32–39.
8. Garrot RA, White PJ, White CAV (1993) Overabundance: an issue for conservation biologists? *Conservation Biology* 7:946–949.
9. Noss RF (1990) Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
10. Jaramillo SV (1992) La guadua en los proyectos de inversión. In: *Anales Del Congreso Mundial de Bambú/Guadua*, Pereira, Colombia.
11. Lessard FG, Chouinard A (1980) Properties and utilization of Philippine erect bamboos. In *Bamboo Research in Asia, Proc. of Workshop held in Singapore*. 194 p.
12. Campanello PI, Gatti MG, Ares A, Montti L, Goldstein G (2007) Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 252: 108-117.
13. Rother DC, Rodrigues RR, Pizo MA (2009) Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. *Forest Ecology and Management* 257:885–892.
14. Budke JC, Alberti MS, Zanardi C, Barrato C, Zanin EM (2010) Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. *Forest Ecology and Management* 260: 1345-1349.

15. Larpkern P, Moe SR, Totland O (2011) Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. *Oecologia* 165:161-168.
16. Griscom BW, Ashton PMS (2003) Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. *Forest Ecology and Management* 175: 445–454.
17. Abe M, Izaki J, Masaki T, Makita A, Nakashizuka T (2002) The effects of *Sasa* and canopy gap formation on tree regeneration in an old beech forest. *Journal of Vegetation Science* 13:565-574.
18. Holz CA, Veblen T (2006) Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine *Nothofagus* forest in the southern Andes. *Journal of Vegetation Science* 17: 19-28.
19. Asner GP, Beatty SW (1996) Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant & Soil* 186: 205-211.
20. Carboni M, Thuiller W, Izzi F, Acosta A (2010) Disentangling the relative effects of environmental versus human factors on the abundance of native and alien plant species in Mediterranean sandy shores. *Diversity and Distributions* 16:537–546.
21. Crawley MJ (1986) The population biology of invaders. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 314: 711-731.
22. Vilà M, Ibanez I (2011) Plant invasions in landscape. *Landscape Ecology* 26:461-472.

23. Timmins SM, Williams PA (1991) Weed numbers in New Zealand's forest and scrub reserves. *Zealand Journal of Ecology* 15: 153-162.
24. Cadenasso ML, Pickett STA (2001) Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* 15:91-97.
25. McCanny SJ, Cavers PB (1988) Spread of proso millet (*Panicum miliaceum* L.) in Ontario, Canada. II. Dispersal by combines. *Weed Research* 28: 67-72.
26. Parendes LA, Jones JA (2000) Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64-75.
27. Vianello RL, Alves AR (1991) *Meteorologia básica e aplicações*. Viçosa – MG. Imprensa Universitária 449p.
28. Olivetti D (2014) *Modelagem temporal e espacial da erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas, MG*. M.Sc. Thesis, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas.
29. Davidse G, Zuloaga FO (1999) A New Species and a New Combination in the Genus *Parodiolyra* (Poaceae: Bambusoideae: Olyreae). *Novon* 9: 587-591.
30. Oliveira RP (2001) *A tribo Olyreae (Poaceae: Bambusoideae) no Estado da Bahia, Brasil*. M.Sc. Thesis, Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia.

31. Calderón CE, Soderström TR (1967) Las Gramineas tropicales afines a “Olyra” L. Actas Simposio sobre Biota Amazonica (Consejo de Pesquisas, Rio de Janeiro) Botânica pp. 67-76.
32. Calderón CE, Soderström TR (1980) The Genera of Bambusoideae (Poaceae) of the American continent. Smithsonian Contribution to Botany 44:1-27.
33. Zhang W, Clark LG (2000) Phylogeny and classification of the Bambusoideae (Poaceae). In: Jacobs JWL, Everett J editors. CSIRO. Canberra. Grasses: systematic and evolution. pp. 35-42.
34. Soderström TR, Judziewicz EJJ, Clark LG (1988) Distribution patterns in Neotropical bamboos. In: Heyer WR, Vanzolini PE editors. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. pp. 120-156.
35. Clark LG (1990) Diversity and biogeography of neotropical bamboos (Poaceae: Bambusoideae). Acta Botanica Brasilica 4:125-132.
36. Judziewicz EJ, Clark LG, Londono X, Stern M (1999) Merostachys. In Washington D editor. Smithsonian Institution Press. American bamboos. pp. 181–185.
37. Filgueiras TS, Santos-Gonçalves AP (2004) A checklist of the basal grasses and bamboos (Poaceae) in Brazil. Bamboo Science and Culture 18:7-18.
38. Oliveira RP, Wagner HML, Jardim JG (2006) Diversidade e conservação dos bambus herbáceos (Poaceae: Bambusoideae: Olyreae) da Mata

- Atlântica, Brasil. In: Simpósio Nacional sobre bambus, 2006, Brasília. Anais do Seminário Nacional “Bambu: estruturação da rede de pesquisa e desenvolvimento”. Universidade de Brasília, Brasília. pp. 62-66.
39. McClure FA (1973) Genera of bamboos native to the New World (Gramineae: Bambusoideae). *Smithsonian Contribution to Botany* 9:1-148.
40. Davidse G, Pohl RW (1992) New taxa and nomenclatural combinations of Mesoamerican grasses (Gramineae). *Canadian Journal of Botany* 65: 637–649.
41. Burman AG, Filgueiras TS (1993) A review of the woody bamboo genera of Brazil (Gramineae: Bambusoideae: Bambuseae). *Thaiszia* 3: 53–88.
42. Clark LG (1995) Diversity and distribution of the Andean woody bamboos (Poaceae: Bambuseae). In: Churchill SP, Balslev H, Forero E, Luteyn J editors. *Bronx: The New York Botanical Garden. Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*. pp. 501–502.
43. Sendulsky T (1992) *Merostachys burmanii* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) a new species from Brazil. *Novon* 2: 111–113.
44. Fournier LA (1974) Um método quantitativo para la medición de características fenológicas em árvores. *Turrialba*, 21:22-423.
45. McGarigal K (2002) Landscape pattern metrics. In: El-Shaarawi AH, Piegorsch WW, editors. *Encyclopedia of environmetrics*. Wiley, Chichester, England. pp. 1135–1142.

46. Crawley MJ (2002) *Statistical Computing: An Introduction to Data Analysis using S-Plus*. 772p.
47. Burnham KP, Anderson DR (2002) *A Practical Information-Theoretic Approach. Model Selection and Multimodal Inference*. 488p.
48. Burnham KP, Anderson DR (2001) Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research* 28: 111–119.
49. R-PROJECT. Available from: <http://www.r-project.org> (accessed March 2014).
50. Tyser RW, Worley CA (1992) Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). *Conservation Biology* 6:253–262.
51. Hodkinson DJ, Thompson K (1997) Plant dispersal: the role of man. *Journal of Applied Ecology* 34: 1484–1496.
52. González-Moreno P, Diez JM, Ibáñez I, Font X, Vilà M (2014) Plant invasions are context-dependent: Multiscale effects of climate, human activity and habitat. *Diversity and Distributions* 20:720–731.
53. Metcalfe CR (1960) *Anatomy of the monocotyledons I. Gramineae*. Clarendon Press, Oxford. 731p.
54. Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

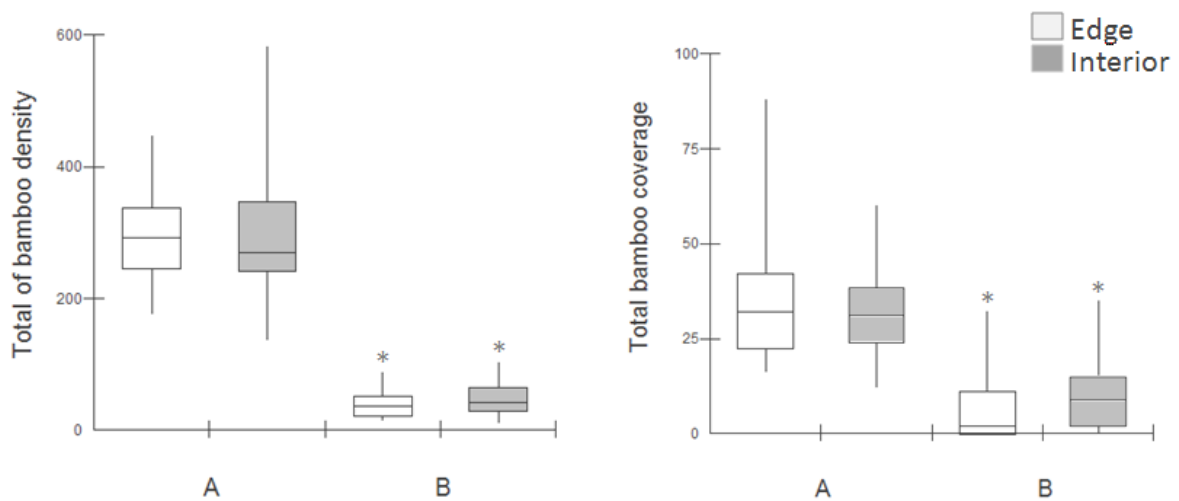
55. Reed RA, Johnson-Barnard J, Baker WA (1996) Contribution of roads to Forest Fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.
56. Petit C, Thompson JD, Bretagnolle F (1996) Phenotypic plasticity in relation to ploidy level and corn production in the perennial grass *Arrhenatherum elatius*. *Canadian Journal of Botany* 74:1964-1963.
57. Whitmore TC (1990) An introduction to tropical rain forest. Clarendon Press, Oxford. 226p.
58. Osunkoya OO, Ash JE, Hopkins MS, Graham AW (1994) Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade-tolerance in northern Queensland. *Journal of Ecology* 82:149-163.
59. Yamazoe G (1973) Observações preliminares sobre a cultura de *Euterpe edulis* Mart. *Boletim Técnico do Instituto Florestal* 6:17-22.
60. Mattos MDL, Mattos CCLV (1976) Palmito juçara - *Euterpe edulis* Mart. (Palmae) - uma espécie a plantar, manejar e proteger. *Brasil Florestal* 7:9-20.
61. Nakazono EM, Costa MC, Futatsugi K, Paulilo MTS (2001) Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. *Revista Brasileira de Botânica* 24:173-179.
62. Santos SC, Budke JC, Muller A (2012) Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. *Acta Botanica Brasilica* 26: 218-229.



63. Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689–710.
64. Stohlgren TJ, Barnett DT, Jarnevich CS, Flather C, Kartesz C (2008) The myth of plant species saturation. *Ecology Letters* 11:315–26.
65. Wiegmann SM, Waller DM (2006) Fifty years of change in northern upland forest understories: Identity and traits of "winner" and "loser" plant species. *Biological Conservation*. 129:109-123.
66. Gonzàles ME, Veblen TT, Donoso C, Valeria L (2002) Tree regeneration responses in lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. *Plant Ecology* 161:59–73.
67. Griscom BW, Ashton PM S (2006) A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 22:587–597.

## Figure Legends

**Figure 1. Differences in total bamboo density and coverage.** Box plots showing differences in bamboo density and bamboo coverage of the two species between edge and interior. *Paradiolyra micrantha* (A), *Merostachys* sp. (B). Only *Merostachys* sp. showed a difference between edge and interior for both density and bamboo coverage (\*).



# Tables

**Table1: Description of the 15 studied fragments**

Fragments	Local Names	Area (ha)	Coordinates	City	Fragment distance to (m)		
					Unpaved road	Paved Road	City
1	São José	20.31	21°26'02.4" S 046°08'57.6"W	Alfenas - MG	440.73	998.33	7373.65
2	P21	22.61	21°26'13.2" S 045°45'43.1"W	Paraguaçu - MG	256.00	8368.00	6549.00
3	Cemitério	22.91	21°33'34.5" S 045°56'15.8"W	Alfenas - MG	0.00	371.00	11,303.00
4	N	24.84	21°28'07.2" S 046°09'46.2"W	Alfenas - MG	194.73	0.00	4615.09
5	P9	28.79	21°12'37.3 S 045°46'49.6"W	Campos Gerais - MG	0.00	474.00	1454.00
6	I	30.30	21°25'35.1" S 046°05'39.4"W	Alfenas - MG	82.35	786.41	8068.35
7	P7	33.05	21°28'36.2" S 045°55'34.4"W	Alfenas - MG	391.00	585.00	2663.00
8	Paraíso	36.81	21°21'46.5" S 045°50'26.4"W	Alfenas - MG	0.00	2858.00	10,617.00
9	Matão	46.60	21°30'16.8" S 045°52'38.3" W	Alfenas - MG	0.00	2460.00	8087.00
10	São Tomé	46.74	21°28'13.1" S 045°59'21.0" W	Alfenas - MG	0.00	2076.00	3814.00
11	Gaspar Lopes	80.01	21°22'43.8" S 045°55'46.7" W	Alfenas - MG	0.00	597.00	1358.00
12	Porto	90.7	21°25'16.3" S 046°07'22.3" W	Alfenas - MG	304.65	251.83	6365.71
13	Cabeça	92.87	21°30'04.0" S 045°57'45,2" W	Alfenas - MG	230.00	736.00	4913.00
14	Florence	107.23	21°19'44.8" S 045°50'51.4" W	Alfenas - MG	0.00	86.00	11,239.00
15	P4	116.50	21°13'22.7" S 046°05'21.0" W	Alterosa - MG	415.00	3258.00	5024.00

**Table2: Landscape parameters.**

Land uses (%)	Fragments/Buffer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<b>Natural cover</b>	<b>600 m</b>	22.11	20.12	51.62	26.60	39.42	58.44	20.34	36.48	28.95	60.44	30.76	83.03	19.99	16.14	55.89
	<b>800 m</b>	17.59	20.08	52.63	19.02	34.56	48.29	24.08	25.22	29.71	43.46	32.82	54.24	17.20	39.23	57.06
	<b>1000 m</b>	14.04	7.21	9.92	12.83	9.17	10.18	14.63	12.73	15.38	17.32	26.40	28.94	31.51	34.20	53.80
<b>Coffee</b>	<b>600 m</b>	6.82	58.31	0.00	0.00	10.58	11.26	54.85	0.00	0.00	1.10	52.49	0.92	0.00	54.37	0.20
	<b>800 m</b>	15.63	49.68	0.00	0.00	12.42	22.77	56.37	0.00	0.18	1.89	63.68	12.88	0.00	60.77	2.73
	<b>1000 m</b>	35.93	0.00	52.30	18.48	69.11	0.00	3.02	67.12	0.00	11.92	1.75	0.00	33.32	20.52	2.76
<b>Sugarcane</b>	<b>600 m</b>	38.79	15.32	28.22	51.17	0.00	26.55	0.26	12.92	16.04	21.73	0.00	6.88	9.94	0.00	0.00
	<b>800 m</b>	37.63	23.80	31.01	57.28	0.00	28.94	2.24	18.01	21.27	25.62	0.00	13.71	24.58	0.00	0.00
	<b>1000 m</b>	28.45	35.45	15.24	34.78	0.00	57.92	19.97	0.00	25.15	0.00	29.28	35.87	28.01	17.59	0.00
<b>Pasture</b>	<b>600 m</b>	31.65	3.43	0.00	0.04	44.22	0.00	7.90	36.39	43.36	10.83	0.00	9.11	23.14	0.00	41.48
	<b>800 m</b>	29.15	6.45	0.00	3.08	50.02	0.00	7.52	42.51	48.47	26.94	0.00	19.01	18.67	0.00	40.21
	<b>1000 m</b>	15.23	15.10	4.82	31.45	0.00	6.67	51.57	0.00	43.04	58.10	35.55	0.00	0.00	22.06	42.36
<b>Water</b>	<b>600 m</b>	0.00	0.00	7.02	16.52	2.46	0.00	2.03	11.66	0.00	0.71	1.18	0.00	40.34	0.00	0.00
	<b>800 m</b>	0.00	0.00	16.10	20.61	3.00	0.00	1.14	14.25	0.37	2.09	3.50	0.01	39.54	0.00	0.00
	<b>1000 m</b>	0.00	0.00	23.96	22.17	3.78	0.00	0.73	14.81	0.24	1.55	5.42	2.63	37.92	0.00	0.00
<b>Mean Shape Index</b>	<b>600 m</b>	1.47	1.33	1.48	1.41	1.89	1.70	1.46	1.57	1.39	1.78	1.41	1.16	1.70	1.90	2.02
	<b>800 m</b>	1.36	1.92	1.98	1.44	1.46	1.80	1.18	1.67	1.38	1.60	1.42	1.32	1.70	2.21	2.32
	<b>1000 m</b>	1.94	1.70	1.25	1.29	2.48	1.44	1.59	1.42	1.37	1.46	1.46	2.05	1.46	1.32	2.58
<b>Mean Proximity Index</b>	<b>600 m</b>	3.53	5.55	0.00	1.10	7.99	15.71	1.09	0.22	7.10	1.34	3.28	0.00	0.00	0.00	134.49
	<b>800 m</b>	3.53	5.55	0.00	1.10	7.99	15.71	1.09	0.22	7.10	1.34	3.28	0.00	0.00	0.00	134.49
	<b>1000 m</b>	5.55	0.00	1.09	3.53	0.00	1.10	7.10	3.28	0.22	7.99	1.34	0.00	15.71	0.00	134.49

Description of the 15 fragments' landscape parameters and values, respectively.

**Table 3: Landscape parameters used as predictors of bamboo species density and bamboo coverage**

Variables	
Landscape composition	Description
Distance to unpaved road (m)	Straight-line distance to the nearest unpaved road
Distance to paved road (m)	Straight-line distance from fragment to the nearest highway
Distance to nearest city (m)	Straight-line distance from the fragment to the nearest city
Natural land-cover (%)	Forests
Agricultural land-cover (%)	Coffee and sugarcane crops
Pasture land-cover (%)	Pasture areas
Patch configuration	
Mean Proximity index	Mean proximity index is a measure of the degree of isolation and fragmentation of a patch. MPI uses the nearest neighbor statistic. The distance threshold default is 1,000,000
Mean Shape Index	Shape Complexity. MSI is equal to 1 when all patches are irregular circle' (for polygons) or square (for rasters (grids)) and it increases with increasing patch shape

**Table 4: General linear models (GLM) for the density of each bamboo species.****(+)= Positive influence. (-)= Negative influence. Selected models ( $\Delta$  AICc < 2.0).**

Bamboo species	Buffer	Model	K <sup>a</sup>	N <sup>b</sup>	AI <sup>c</sup>	$\Delta$ AIC <sup>d</sup>	W <sup>e</sup>
<i>Paradiolyra micrantha</i>							
	600 m	Distance to unpaved road (+)	3	15	3927.3	0	1
		Null	2	15	-	2072.2	<0.001
	800 m	Distance to unpaved road (+)	3	15	3927.3	0	1
		Null	2	15	-	2072.2	<0.001
	1000 m	Mean Shape Index (+)	3	15	5000.3	0	1
		Null	2	15	-	999.3	<0.001
<i>Merostachys sp.</i>							
<b>Edge</b>	600 m	% Pasture land-cover (+)	3	15	1579.6	0	1
		Null	2	15	-	374.5	<0.001
	800 m	% Pasture land-cover (+)	3	15	1529.9	0	1
		Null	2	15	-	424.2	<0.001
	1000 m	% Pasture land-cover (+)	3	15	1570.5	0	1
		Null	2	15	-	383.6	<0.001
<b>Interior</b>	600 m	Mean shape index (-)	3	15	1054.6	0	1
		Null	2	15	-	552.1	<0.001
	800 m	Mean shape index (-)	3	15	1058.6	0	1
		Null	2	15	-	548.1	<0.001
	1000 m	Mean shape index (-)	3	15	1124.0	0	1
		Null	2	15	-	482.6	<0.001

<sup>a</sup> = Number of parameters;<sup>b</sup> = Number of fragments;<sup>c</sup> = Akaike values;<sup>d</sup> = Difference in AIC from one model to one with the lowest AIC value;<sup>e</sup> = AIC weight.**Table 5: General linear models (GLM) for the percentage of coverage from**

each bamboo species. (+)=Positive influence. (-)=Negative influence. Selected models ( $\Delta AICc < 2.0$ ).

Bamboo species	Buffer	Model	K <sup>a</sup>	N <sup>b</sup>	AI <sup>c</sup>	$\Delta AIC^d$	W <sup>e</sup>
<i>Paradiolyra micrantha</i>							
	600 m	% Pasture land-cover (-)	3	15	171.2	0	0.40
		Mean Shape Index (-)	3	15	171.4	0.2	0.36
		% Coffee (+)	3	15	172.2	1.0	0.24
		Null	2	15	-	23.1	<0.001
	800 m	% Pasture land-cover (-)	3	15	163.4	0	0.56
		Distance to city (+)	3	15	163.8	0.5	0.44
		Null	2	15	-	31	<0.001
	1000 m	% Pasture land-cover (-)	3	15	169.6	0	1
		Null	2	15	-	24.8	<0.001
<i>Merostachys sp. CG</i>							
<b>Edge</b>	600 m	Mean shape index (-)	3	15	187.29	0	1
		Null	2	15	-	65.9	<0.001
	800 m	Mean shape index (-)	3	15	211.91	0	0.9973
		Null	2	15	-	41.3	<0.001
	1000 m	Mean shape index (-)	3	15	208.15	0	1
		Nulo	2	15		45.1	<0.001
<b>Interior</b>	600 m	Mean shape index (-)	3	15	212.3	0	0.985
		Null	2	15	-	59.5	<0.001
	800 m	Sugarcane (+)	3	15	221.2	0	0.605
		Mean shape index (-)	3	15	222.07	0.9	0.3904
		Null	2	15	-	50.5	<0.001
	1000 m	Mean shape index (-)	3	15	201.8	0	1
		Null	2	15	-	70	<0.001

<sup>a</sup> = Number of parameters;

<sup>b</sup> = Number of fragments;

<sup>c</sup> = Akaike values;

<sup>d</sup>= Difference in AIC from one model to one with the lowest AIC value;  
<sup>e</sup>=AIC weight.