



Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Urutaí  
Programa de Pós-Graduação em Conservação de  
Recursos Naturais do Cerrado

**PLANTAS INVASORAS NO BRASIL: OS  
EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS  
FUTURAS E DETECÇÃO DE ÁREAS  
FAVORÁVEIS EM UNIDADES DE  
CONSERVAÇÃO**

**LUIZA GABRIELA FULGÊNCIO DE LIMA**

**Orientador(a): Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva**  
**Coorientador(a): Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior**

Urutaí, Agosto de 2018



**Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano**  
*Reitor*

Prof. Dr. Vicente Pereira Almeida

*Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação e Inovação*

Prof. Dr. Fabiano Guimarães Silva

**Campus Urutaí**  
*Diretor Geral*

Prof. Dr. Gilson Dourado da Silva

*Diretor de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação*

Prof. Dr. André Luís da Silva Castro

**Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do  
Cerrado**

*Coordenador*

Prof. Dr. Ivandilson Pessoa Pinto de Menezes

Urutaí, Agosto de 2018

**LUIZA GABRIELA FULGÊNCIO DE LIMA**

**PLANTAS INVASORAS NO BRASIL: OS EFEITOS DAS  
MUDANÇAS CLIMÁTICAS FUTURAS E DETECÇÃO DE ÁREAS  
FAVORÁVEIS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**

*Orientador(a)*

Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

*Coorientador(a)*

Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior

Dissertação apresentada ao Instituto Federal Goiano –  
Campus Urutaí, como parte das exigências do Programa  
de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais  
do Cerrado para obtenção do título de Mestre.

Urutaí (GO)  
2018

Os direitos de tradução e reprodução reservados.

Nenhuma parte desta publicação poderá ser gravada, armazenada em sistemas eletrônicos, fotocopiada ou reproduzida por meios mecânicos ou eletrônicos ou utilizada sem a observância das normas de direito autoral

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/IF Goiano Campus Urutaí**

L732p Lima, Luiza Gabriela Fulgêncio de.

Plantas invasoras no Brasil: os efeitos das mudanças climáticas futuras e detecção de áreas favoráveis em unidades de conservação / Luiza Gabriela Fulgêncio de Lima. -- Urutaí, GO: IF Goiano, 2018. 42 fls.

Orientador: Dr. Daniel de Paiva Silva.

Dissertação (Programa de Pós Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado) – Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí, 2018.

1. Biodiversidade. 2. Bioinvasão. 3. Espécies exóticas. 4. Modelos de Distribuição. I. Título.

CDU 631/635

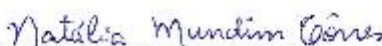



### FICHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação:	Plantas invasoras no Brasil: Os efeitos das mudanças climáticas futuras e detecção de áreas favoráveis em unidades de conservação
Orientador:	Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva
Coorientador:	Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior
Autora:	Luiza Gabriela Fulgêncio de Lima

Dissertação de Mestrado **APROVADA** em 27 de junho de 2018, como parte das exigências para obtenção do Título de **MESTRA EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, pela Banca Examinadora especificada a seguir:

  
 Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva  
 Instituto Federal de Goiás – Campus Urutaí  
 Presidente

  
 Prof.ª Dra. Natália Mundim Torres  
 Universidade Federal de Uberlândia  
 Membro titular

  
 Prof. Dr. Santiago José Elías Velasco  
 Universidade Federal de Goiás – Campus Samambaia  
 Membro titular

*“There's an answer in a question.  
There is hope within despair.  
There is beauty in a failure  
and there are depths beyond  
compare.”*  
*(Black Sun - Death Cab for Cutie)*

*À Dircinéia.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPQ pela bolsa e financiamento, os quais auxiliaram tanto na continuidade da minha formação acadêmica e científica, quanto no desenvolvimento deste trabalho. Agradeço ainda ao Instituto Federal Goiano e ao Programa de Pós Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado, bem como todos os seus funcionários. Aproveito para agradecer de maneira especial aos queridos professores que de diferentes maneiras contribuíram para minha formação profissional e pessoal. Anderson, André, Ednaldo, Guilherme, Ivandilson, Luciana, Marcus e Vagner, além de todo ensinamento e orientação, vocês foram grandes exemplos!

Meus mais sinceros agradecimentos à Universidade Federal de Goiás, pelo acolhimento e oportunidades oferecidas durante a vivência do mestrado, nessas idas e vindas muitíssimo me foi acrescentado. Obrigada aos professores Adriano, Margarita, Thiago, Matheus e às queridas colegas Angélica, Cássia, Laís e Roberta. Agradeço especialmente à equipe do Laboratório TheMetaLand – *Theory, Metacommunity and Landscape Ecology* pela parceria e apoio ao desenvolvimento deste trabalho. Em especial, agradeço ao meu coorientador Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior por todo auxílio, ensinamento e dedicação, ao tão paciente e solícito Santiago Velazco e ao tão paciente e querido André Andrade. Ainda em Goiânia, fica o meu imenso agradecimento aos bons, velhos e eternos companheiros Lucas (obrigada 1000x fofinho), Mariane, Rhewter, Daniele, Viviane e Neto (+ Ruyzinho) pela acolhida e amizade.

Ao Daniel, meu queridíssimo orientador, serei eternamente grata. Além de me ensinar, orientar e aconselhar, tornou-se um grande amigo, sou muito feliz em tê-lo conhecido. Obrigada por todo incentivo, encorajamento e principalmente toda confiança! Saiba que cada palavra e todo apoio foi essencial para que eu chegasse até aqui e que isso perdurará em minha vida por um longo tempo. Agradeço ainda pelo empenho em tornar o COBIMA, o nosso querido Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia, uma realidade – no qual eu praticamente moro, o que não é uma crítica!

O COBIMA se tornou meu lar por diferentes motivos: além de proporcionar boa parte da minha estadia, esse me ofereceu queridos amigos e companheiros, os quais serão levados pela vida afora. Muito obrigada “coração”, Lucas “chato”, João, Thais e Ualefe pela caminhada até aqui, aos recentes, mas já queridos, Wanderson, Raylan, Marconey, Tainá e Lavínia e aos que aqui passaram. Anteriormente ao COBIMA, havia outro lar, o PETBio Urutáí, ao qual nunca deixarei de agradecer. Um abraço especial aos petianos, “sempre petianos”, e amigos:



Amanda, Camila, Caroliny, Géssyca, Gustavo, Orlando, Patrick e Thales. Ao tratarmos de onde eu de fato dormi durante esse tempo, agradeço ao “Gatil”, minha residência estudantil que também se tornou um lar. Claramente isso se deve às queridas amigas e irmãs que a vida me proporcionou: Caroline, Julia, Juliana, Natalia, Natalia, Pâmella e Thaynnara. Obrigada pela convivência, companhia, conversas e jantas (rs). Vocês foram maravilhosas em todo o tempo!

Agradeço ainda aos amigos anexados pela vida: Thiago (longe ou perto, te amo demais!), meu Huhuzinho favorito, Fernandinha (queridíssima, linda e rolezeira), Lúbia (minha irmãzinha), Juzão (a culpada). Obrigada também aos maravilhosos, lindos, perfeitos e tão especiais Cássio, Luana, Marana, Mari e Roberth. Aos amigos de vivência do CRENAC e da vida: Diogo (amor da vida), Denise, Joyce, Márcia e Solange, obrigada! Ao meu amorzinho Doni, sem sombra de dúvidas: obrigada por tanto amor - você tem me ensinado tanto! Obrigada pelo amor, carinho, companheirismo, paciência, confiança, etc, etc, etc (por suas palavras e seus silêncios, agradeço). Obrigada também ao Jonas e à Jô, por me considerarem família!

À minha família em Pirapora (MG) eu dedico todo o amor que sinto! Agradecimentos são insuficientes. Mamãe, Papai, Mamá e Sosô, amo vocês demais! Obrigada por estarem sempre ao meu lado me apoiando e encorajando. As lutas são gigantescas, mas a vitória é ainda maior! - estaremos sempre juntos! Ao “Deus” chamado amor e gratidão que existe dentro de mim: sem você não sou nada. “Acredito que acreditar” vá muito além de teorias, conceitos e preceitos – o amor sempre será maior!

Para finalizar, agradeço aos coautores e aos membros da banca de avaliação, por dedicarem tempo e auxiliarem nas melhorias deste trabalho. Isso será de muita importância para finalização da minha formação no mestrado e conclusão do trabalho.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	12
<b>ABSTRACT</b> .....	13
1. INTRODUÇÃO.....	14
2. MÉTODOS.....	16
2.1. Banco de dados de ocorrências.....	16
2.2. Variáveis ambientais.....	17
2.3. Modelagem de distribuição das espécies e avaliação dos modelos.....	18
2.4. Avaliação de ameaça das espécies exóticas invasoras no país e em unidades de conservação .....	19
3. RESULTADOS .....	20
4. DISCUSSÃO .....	29
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	33
6. MATERIAL SUPLEMENTAR .....	37
6. 1. Variáveis climáticas e edáficas (nomes e unidades) utilizadas como preditoras nos modelos de distribuição de espécies de plantas.....	37
<b>ANEXOS</b> .....	40
I. Artigos publicados durante vigência do mestrado: .....	41

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil, no presente (A) e em cenários futuros de mudanças climáticas (B). .....	25
Figura 2. Riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras nas unidades de conservação brasileiras de proteção integral (PIs), no presente (A) e no cenário futuro de mudanças climáticas (B). Os detalhes de 1 a 5 destacam a riqueza de invasão nas PIs em diferentes regiões do país. As UCs PI estão delimitadas por linhas pretas. ....	26
Figura 3. Riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras nas unidades de conservação brasileiras de proteção integral (PIs) acrescentadas às unidades de conservação brasileiras de uso sustentável (PI+USs), no presente (A) e no cenário futuro de mudanças climáticas (B). Os detalhes de 1 a 5 destacam a riqueza de invasão nas PI+USs em diferentes regiões do país. As UCs PI+USs estão delimitadas por linhas pretas. ....	27
Figura 4. Correlação entre a distribuição da invasão das espécies de plantas exóticas no presente e no futuro, no Brasil (A), nas Unidades de Conservação de Proteção Integral (PI) (B) e nas Unidades de Conservação de Proteção Integral + Uso Sustentável (PI+US) (C). ....	28

## CAPÍTULO 1 – ARTIGO 1

# PLANTAS INVASORAS NO BRASIL: OS EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS FUTURAS E DETECÇÃO DE ÁREAS FAVORÁVEIS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

### RESUMO

Espécies exóticas invasoras podem comprometer a sobrevivência, crescimento e reprodução de espécies nativas, sendo uma das responsáveis pela perda de biodiversidade global. Mudanças climáticas podem ampliar os problemas advindos da bioinvasão. Considerando-se a falta de conhecimento acerca da distribuição geográfica das espécies (o Déficit Wallaceano), o controle e manejo destas espécies são prejudicados. Modelos de distribuição de espécies (MDEs) otimizam os recursos envolvidos em manejo de exóticas ao eliminar tais lacunas. Aqui, predizemos a distribuição presente e futura de 108 plantas exóticas invasoras no Brasil e avaliamos a vulnerabilidade de unidades de conservação (UCs) do país à invasão. As ocorrências das espécies foram obtidas em bancos *online* e foi utilizada uma análise de componentes principais das variáveis ambientais (climáticas, topográficas e de solo) para produzir novas variáveis independentes, no presente e no futuro. As distribuições das espécies foram modeladas com cinco métodos. Para produzir os mapas binários de distribuição, foi utilizado um limiar que balanceia erros de omissão e comissão. As regiões sul, sudeste e costa leste apresentaram as maiores riquezas de espécies invasoras em ambos os cenários climáticos. Até 12% da distribuição das espécies ocorrem ou ocorrerão dentro das UCs, apesar de variações na proporção dependendo da região das UCs. Os tamanhos das distribuições estão correlacionados entre o presente e futuro. As espécies de plantas invasoras analisadas demonstram capacidade significativa de invadir ecossistemas brasileiros. A contínua utilização de MDEs é aconselhável para se determinar o quão vulneráveis os ecossistemas brasileiros estão às espécies invasoras.

**Palavras-chave:** Biodiversidade; Bioinvasão; Espécies exóticas; Modelos de Distribuição.

## ABSTRACT

Invasive exotic species may compromise the survival, growth, and reproduction of native species, being one of the main drivers of global biodiversity loss. Climate change may increase the issues caused by biological invasions. The knowledge shortfall concerning the species' geographic distribution (the so called Wallacean shortfall), both control and management of these species are difficult. Species distribution models (SDMs) optimize the use of the resources available to manage and control invasive species while eliminating such gaps. Here, we predicted both the present and future distributions of 108 exotic invasive plants in Brazil and evaluated the vulnerability of protected areas (PAs) to those species invasion. We gathered the species occurrences in online sources and used principal component analyses upon the (climatic, topographic, and soil) environmental variables to produce new orthogonal predictor variables for both present and future scenarios. We used five methods to produce the species' distributions and cut their suitability maps using a threshold that balances for both omission and commission errors. The Brazilian regions in south, southeaster and east coast showed the greatest richness of invasive species in both climatic scenarios. Up to 12% of the species' range occurred or will occur within PAs, although such proportion varied depending on the region considered. The species' range in the current scenario were correlated to their range in the future. The analyzed species show significant ability to invade Brazilian ecosystems. The continuous use of SDMs is advisable to determine how vulnerable the Brazilian ecosystems are to invasive plant species.

**Keywords:** Biodiversity; Bioinvasion; Exotic Species; Distribution Models.

## 1. INTRODUÇÃO

A invasão por espécies exóticas constitui um dos maiores riscos à biodiversidade, juntamente com as mudanças no uso do solo, a destruição e a fragmentação de habitats, as mudanças climáticas globais, dentre outros processos antrópicos que têm aumentado exponencialmente, desafiando a conservação dos recursos naturais e biodiversidade (Tylianakis et al. 2008; Laurance et al. 2014). Estas espécies são introduzidas nos ambientes de maneira voluntária ou involuntária e acabam gerando problemas ambientais e, conseqüentemente, prejuízos econômicos às próprias atividades humanas (Richardson et al. 2000; Pimentel et al. 2005; Tylianakis et al. 2008; Pejchar & Mooney 2009).

Ao invadirem um determinado ambiente, as espécies exóticas podem causar alterações em diversas dinâmicas de fluxo de matéria e energia dos ecossistemas (Ashton et al. 2005; Traveset & Richardson 2006; Asner et al. 2008; Iponga et al. 2008; Bradley et al. 2010; Mangla et al. 2011). Espécies exóticas com potencial invasor se demonstram excelentes competidoras, podendo rapidamente se tornar dominantes, alterando a dinâmica das interações biológicas, ao monopolizar a utilização dos recursos antes disponíveis às espécies da comunidade invadida (Didham et al. 2005). Uma vez estabelecidas, é notória a dificuldade em erradicá-las, não havendo consenso se ações preventivas (proativas) ou de remediação (reativas) seriam as melhores para se evitar o estabelecimento de novas populações (Simberloff & Stiling 1996; Mack et al. 2000; Pimentel et al. 2001; Shah & Shaanker 2014).

Associando-se este cenário aos efeitos potenciais das mudanças climáticas globais, causadas pela emissão de gases de efeito estufa, espera-se que os problemas causados pelo estabelecimento de espécies exóticas sejam ainda amplificados (Theoharides & Dukes 2007). Tais alterações podem causar importantes mudanças em comunidades biológicas, a exemplo de desacoplamentos fenológicos entre espécies que interagem entre si, ou até mesmo o surgimento de novas interações ecológicas previamente não observadas (Hughes 2000; Durant et al. 2007). Assim como as espécies nativas, espera-se também que a distribuição espacial das espécies exóticas invasoras nas áreas invadidas venham a ser alteradas em resposta a tais mudanças climáticas no futuro, podendo causar problemas ainda maiores do que aqueles esperados nos cenários presentes (Hijmans & Graham 2006; Parmesan 2006; Pauchard et al. 2016). Desta forma, mensurar os efeitos das mudanças climáticas sobre as distribuições potenciais das espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil se demonstra importante para, de antemão, prover os órgãos reguladores e tomadores de decisão com boas informações sobre áreas climaticamente favoráveis à invasão no futuro (Guisan et al. 2013).

35           Nesse contexto, ainda é importante salientar que a proteção oferecida por áreas  
36 protegidas à biodiversidade nativa, no contexto de invasões biológicas, nem sempre é efetiva,  
37 apesar destas objetivarem a conservação da biodiversidade, dos recursos naturais e culturais e  
38 dos serviços ecossistêmicos (Dudley & Stolton 2008; Brasil 2011). No Brasil, áreas protegidas  
39 são vinculadas ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), organizadas em  
40 diferentes esferas governamentais (i.e. federais, estaduais e municipais) e classificadas de  
41 acordo com suas limitações de utilização em áreas de proteção integral (PI) e áreas de uso  
42 sustentável (US) (Brasil 2011). A utilização de recursos nas áreas PIs é mais restrita, a fim de  
43 se proteger a natureza e garantir o uso indireto dos recursos naturais, enquanto que as áreas USs  
44 objetivam a conciliação da natureza e uso sustentável dos recursos naturais por comunidades  
45 humanas tradicionais em seu entorno (Brasil 2011).

46           Apesar da evidente severidade do efeito de espécies exóticas invasoras, o entendimento  
47 acerca do processo também é limitado pela lacuna no conhecimento sobre a distribuição das  
48 espécies no espaço geográfico [o chamado déficit Wallaceano, (Whittaker et al. 2005)]. No  
49 sentido de contornar este problema, a modelagem de distribuição de espécies (MDE) tem sido  
50 amplamente utilizada para se prever a distribuição potencial de espécies invasoras (Václavík &  
51 Meentemeyer 2009; Newbold 2010). A MDE relaciona dados biogeográficos, as ocorrências  
52 das espécies e variáveis preditoras observadas nesses locais (i. e. climático-ambientais), a fim  
53 de se estimar parâmetros de nicho ambiental multivariado para as espécies-alvo da análise. Com  
54 isso, os algoritmos utilizados para as modelagens são capazes de projetar as condições  
55 ambientais das espécies no espaço geográfico, em locais onde a ocorrência das espécies não é  
56 conhecida, mas as condições climáticas são semelhantes àquelas onde as ocorrências são  
57 conhecidas. Assim, estes métodos permitem a previsão da distribuição das espécies-alvo em  
58 áreas que possuem condições ambientais potencialmente adequadas (Araújo & Guisan 2006).  
59 Ao identificar características ambientais favoráveis, a MDE permite identificar locais  
60 adequados ao estabelecimento das espécies invasoras (Guisan & Zimmermann 2000; Elith &  
61 Leathwick 2009), auxiliando no direcionamento de ações de manejo destas e otimizando os  
62 recursos disponíveis para seu controle (Jiménez-Valverde et al. 2011; Araújo & Peterson 2012).  
63 Estes métodos também podem estimar o efeito das mudanças climáticas nas distribuições de  
64 espécies (Still et al. 2015; Priti et al. 2016), além constituírem uma alternativa viável para se  
65 enfrentar o déficit Wallaceano (Guisan & Thuiller 2005; De Marco Júnior & De Siqueira 2009).

66           Recentemente, 116 espécies de plantas foram consideradas como espécies exóticas  
67 invasoras no Brasil (Zenni & Ziller 2011). Entretanto, esse número pode ser consideravelmente

68 maior. Assim, uma primeira avaliação sobre a distribuição destas espécies de plantas invasoras  
69 em cenários climáticos atual e futuro, seu potencial efeito em unidades de conservação, além  
70 de um conhecimento mais amplo sobre seu *status* de invasão é necessário. Neste contexto, neste  
71 trabalho tivemos como objetivo descrever a distribuição dessas espécies e avaliar a  
72 vulnerabilidade do Brasil ao processo de invasão no presente e o quanto os diferentes cenários  
73 das mudanças climáticas previstas para o país podem afetar a distribuição espacial desses  
74 organismos. Especificamente avaliamos: (1) se as mudanças climáticas afetarão a distribuição  
75 espacial das espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil (riqueza potencial e tamanho da  
76 distribuição) e (2) se o sistema de unidades de conservação brasileiro é e será capaz de proteger  
77 eficazmente a biodiversidade do País, em relação à expectativa de invasão para estas áreas por  
78 estas espécies.

79

## 80 **2. MÉTODOS**

81

### 82 **2.1. Banco de dados de ocorrências**

83

84 Construimos um banco de dados de ocorrências das espécies de plantas invasoras no  
85 Brasil apontadas por (Zenni & Ziller 2011) utilizando-se as seguintes fontes *online* de dados:  
86 *Global Biological Information Facility* – GBIF (<http://www.gbif.org>); *Species Link*  
87 (<http://www.splink.cria.org.br>); *Global Invasive Species Information Network* - GISIN  
88 (<http://www.gisin.org>). Complementamos o banco de dados com ocorrências do levantamento  
89 nacional de espécies não nativas invasoras, do Instituto Hórus de Desenvolvimento e  
90 Conservação Ambiental (<http://i3n.institutohorus.org.br/>). Uma vez que várias espécies  
91 apresentaram variedades e subespécies, neste trabalho as mesmas foram consideradas sob uma  
92 mesma unidade taxonômica, segundo a nomenclatura utilizada por Zenni & Ziller (2011).

93

94 A fim de diminuir o viés amostral associado ao conjunto de dados de ocorrência de  
95 espécies, nós removemos registros com coordenadas geográficas repetidas, os alocados em  
96 centroides de países, estados e cidades e aqueles encontrados fora da área de estudo. Como a  
97 possível agregação espacial dos registros pode embutir maior imprecisão dos modelos,  
98 realizamos uma amostragem sistemática nas ocorrências criando uma grade de células de 4 km  
99 e selecionamos uma única ocorrência por espécie em cada célula (Beck et al. 2014; Fourcade  
100 et al. 2014). Uma vez que agrupamentos de dados de ocorrência já foram apontados como  
101 causadores de viés nos modelos de distribuição, (Kramer-Schadt et al. 2013), espera-se que tal  
102 medida melhore a predição dos modelos que produzimos.

102



## 103 2.2. Variáveis ambientais

104  
105 A área utilizada para o estudo foi definida pela região correspondente à América do Sul,  
106 sendo utilizada uma resolução espacial de 4 km (2.5 arc-min). Para se produzir as distribuições  
107 das plantas invasoras utilizamos uma combinação das 19 variáveis bioclimáticas do sítio do  
108 *WorldClim* (<http://www.worldclim.org>) e 65 variáveis relacionadas às propriedades físicas e  
109 químicas do solo (i.e. edáficas) do sítio do *SoilGrids* (<http://www.isric.org/data/soilgrids>),  
110 totalizando 84 variáveis iniciais (Material suplementar I). Padronizamos todas as variáveis para  
111 terem média igual a 0 e variância igual a |1|. Para tanto, para cada variável, subtraímos do valor  
112 individual de cada célula da grade o valor médio da variável e, em sequência, dividimos o valor  
113 obtido pelo desvio padrão original para aquela variável. Desta maneira, todas as variáveis  
114 teriam a mesma média e desvio padrão, não influenciando os modelos produzidos de maneira  
115 desigual. Posteriormente, utilizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) para  
116 produzir componentes principais (CPs) ortogonais/independentes espacializados a fim de se  
117 diminuir a colinearidade entre variáveis ambientais e a sobreprevisão dos modelos, evitando-se  
118 distribuições potenciais finais não confiáveis (Jiménez-Valverde et al. 2011). Dos 84 CPs  
119 produzidos, os onze maiores, responsáveis por explicar 95% da variação ambiental original das  
120 variáveis, foram utilizados na determinação das distribuições das espécies.

121 Para a modelagem de distribuição das espécies em cenários futuros, utilizamos as 19  
122 variáveis bioclimáticas (ano de 2070) disponíveis para 17 Modelos de Circulação Global  
123 Atmosfera-Oceano (AOGCMs): ACCESS1-0, BCC-CSM1-1, CCSM4, CNRMCM5, GFDL-  
124 CM3, GISS-E2-R, HadGEM2-AO, HadGEM2-CC, HadGEM2-ES, INMCM4, IPSL-CM5A-  
125 LR, MIROC-ESM-CHEM, MIROC-ESM, MIROC5, MPI-ESM-LR, MRICGCM3, NorESM1-  
126 M, também obtidas no *WorldClim*. Em todos estes cenários, consideramos o cenário de emissão  
127 de carbono mais severo/pessimista (*Representative Carbon Pathway*; RCP8.5), definido de  
128 acordo com o mais recente relatório do IPCC sobre o clima mundial (IPCC, 2013). Neste  
129 cenário, espera-se que as temperaturas globais médias aumentem 3,7 ° C (variando de 2,6 ° C  
130 a 4,8 ° C) em 2080-2100 (Taylor et al. 2012; IPCC 2017). Neste cenário de emissões espera-se  
131 o aumento constante das emissões de gases de efeito estufa, contínuas e frequentes mudanças  
132 no uso da terra, aumento da população humana, alto consumo de combustíveis fósseis e  
133 ausência de políticas climáticas efetivas para a diminuição de emissões (Riahi et al. 2011).

134 Às 19 variáveis bioclimáticas de cada cenário futuro, acrescentamos as 65 variáveis  
135 edáficas previamente apresentadas oriundas do *SoilGrids*, também totalizando 84 variáveis  
136 ambientais em cada cenário futuro. Nós padronizamos as variáveis ambientais de cada cenário

137 futuro de acordo com o método previamente apresentado. Em seguida, projetamos os  
138 coeficientes lineares da PCA do presente em cada um dos cenários do futuro, a fim de garantir  
139 a dependência dos cenários futuros em relação ao cenário atual. Finalmente, fizemos uma PCA  
140 para cada um dos 17 cenários, sendo que para cada cenário, dos 84 CPs produzidos, também  
141 utilizamos os primeiros 11 CPs como variáveis preditoras dos modelos.

142

### 143 **2.3. Modelagem de distribuição das espécies e avaliação dos modelos**

144

145 A fim de se controlar a autocorrelação espacial entre os registros, particionamos as  
146 ocorrências das espécies conjuntos de 50%-50% de treino-teste baseado no método conhecido  
147 como “*checkerboard*”. Este particionamento promove a partição geográfica dos dados em  
148 quadrículas semelhante a um tabuleiro de xadrez e tem sido reconhecido com a melhor maneira  
149 de treinar e avaliar modelos de distribuição de espécies (Bahn & McGill 2013; Roberts et al.  
150 2017). Os conjuntos “treino” foram utilizados para se produzir as distribuições potenciais das  
151 espécies, enquanto que os conjuntos “teste” foram utilizados para a avaliação das distribuições.  
152 Posteriormente, os conjuntos previamente utilizados como “teste” foram utilizados para se  
153 produzir as distribuições potenciais das espécies (i. e. treino), enquanto os conjuntos  
154 previamente utilizados como “treino” foram utilizados para avaliação das distribuições  
155 produzidas em um segundo momento (i. e. teste). Para a produção dos mapas finais de espécies,  
156 todos os pontos de ocorrência foram utilizados em um modelo final para cada método em cada  
157 cenário.

158 Realizamos todo o procedimento de modelagem no ambiente R versão 3.4.0, para o qual  
159 foi utilizado o *script* desenvolvido por Andrade, F. A. A. e Velazco, S. J. (em prep.,  
160 <https://github.com/andrefaa>) para criação de modelos de nicho ecológico. Utilizamos cinco dos  
161 métodos de modelagem de distribuição de espécies mais utilizados (Gaussian – GAU;  
162 Maximum Entropy – MaxEnt; Maximum Likelihood – MLK; Support Vector Machines –  
163 SVM; Random Forest – RDF). O método Gaussian (GAU) combina um preditor não linear com  
164 um efeito aleatório espacial, de acordo com a estrutura do processo gaussiano, detectando as  
165 variáveis ambientais mais relevantes na predição, a partir de comparações preditivas médias  
166 (Vanhatalo et al. 2012). De acordo com os princípios da máxima entropia, a partir dos dados de  
167 presença, o Maximum Entropy (MaxEnt) estima a provável distribuição das espécies (Phillips  
168 et al. 2006; Peterson et al. 2011). Já o método Maximum Likelihood (MLK) é capaz de estimar  
169 a probabilidade de ocorrência absoluta, ou seja, a probabilidade de que a espécie esteja presente  
170 em uma célula da grade (Royle et al. 2012). O método Support Vector Machines (SVM) é

171 definido por uma função de kernel, envelopando presenças conhecidas no espaço e detectando  
172 pontos extremos na amostra, a fim de predizer as ocorrências (Tax & Duin 2004; Peterson et  
173 al. 2011). O Random Forest (RDF) é um tipo de método baseado em análises de classificação  
174 e regressão, que produz um modelo da média de diversos preditores em forma de árvore de  
175 decisão, no qual cada valor depende de vetores distribuídos de maneira não correlacionada  
176 (Breiman 2001).

177 Utilizamos um limiar que maximiza a soma da sensibilidade e especificidade,  
178 quantificando os erros de omissão e comissão, a fim de determinar a distribuição, produzindo  
179 assim previsões mais precisas que melhor representam os ajustes de distribuição das espécies  
180 (Allouche et al. 2006). Para medir o desempenho preditivo dos ENMs, foi utilizado a estatística  
181 de distribuição verdadeira (*True Skill Statistic*; TSS), que é uma métrica dependente do limiar  
182 de corte, que varia entre - 1 a +1 (Allouche et al. 2006). Valores próximos a +1 indicam  
183 distribuições bem similares às observadas pelas ocorrências conhecidas das espécies, enquanto  
184 que valores próximos ou menores que zero indicam distribuições potenciais muito próximas do  
185 acaso (Allouche et al. 2006). Valores superiores a 0,5 são considerados aceitáveis e valores de  
186 TSS acima de 0,7 são considerados como muito bons.

187 Após a realização das modelagens das distribuições das espécies exóticas invasoras no  
188 Brasil nos diferentes cenários, utilizamos um método de consenso dos vários modelos  
189 produzidos por cada método de modelagem (i.e. *ensemble*, Araújo & New 2007). Para tanto,  
190 utilizamos uma PCA apenas dos modelos que apresentaram valores de TSS acima da média  
191 obtida para todos os modelos de cada espécie, a fim de que a amplitude total da variabilidade  
192 fornecida por todas as previsões fosse preservada (Araújo & New 2007). O uso de modelos  
193 individuais pode conter informações independentes, no entanto previsões combinadas podem  
194 gerar menor erro médio, destacando-se a importância da utilização dos ensembles em  
195 implicações das alterações sofridas pela biodiversidade global (Araújo & New 2007).

196  
197 **2.4. Avaliação de ameaça das espécies exóticas invasoras no país e em unidades de**  
198 **conservação**

199  
200 Mensuramos a riqueza potencial das espécies invasoras nos cenários presente e futuro  
201 com o objetivo de se avaliar o quão vulnerável se encontram as unidades de conservação do  
202 país à invasão destas espécies. A fim de se mensurar a vulnerabilidade das áreas protegidas  
203 brasileiras às invasões por espécies de plantas exóticas invasoras, realizamos uma análise  
204 adaptada do procedimento de análise de lacunas proposto por (Rodrigues et al. 2003), o qual  
205 avalia o quanto da cobertura original de ocorrência das espécies encontra-se sobreposto às

206 unidades de conservação. O método combina a extensão da distribuição das espécies em Km<sup>2</sup>  
207 com mapas de áreas protegidas, utilizando sistemas de informação geográfica para analisar o  
208 grau de representação ou a proporção das espécies em áreas protegidas, avaliando-se a eficácia  
209 do SNUC na proteção da biodiversidade do país (Rodrigues et al. 2003).

210 No caso deste estudo, pretendíamos avaliar a vulnerabilidade das unidades de  
211 conservação à invasão pelas espécies exóticas aqui analisadas. Para isto, foram testados dois  
212 cenários, de acordo com o tipo de restrição de uso de recursos nas áreas, sendo o primeiro  
213 caracterizado pelas áreas PI e o segundo cenário constituído pelo conjunto das PIs+US (Brasil  
214 2011). Após o agrupamento dos cenários de interesse, determinamos o grau de vulnerabilidade  
215 das UCs às espécies de plantas exóticas invasoras comparando a proporção da distribuição  
216 destas espécies em áreas PI e áreas PI+US nos cenários presente e futuro, utilizando testes t  
217 dependentes. Por fim, realizamos correlações de Pearson para se comparar o tamanho da  
218 distribuição das espécies em detrimento do tamanho das unidades de conservação PI e PI+US,  
219 no presente e no futuro.

220

### 221 3. RESULTADOS

222

223 Ao todo, coletamos 46.883 registros de ocorrências para as 116 espécies de plantas  
224 exóticas invasoras elencadas por Zenni e Ziller (2011), os quais variaram entre 27 a 2.041. Após  
225 a aplicação dos métodos de filtragem de ocorrências, o número de registros únicos para estas  
226 espécies variou entre 2 a 640. Assim, apenas 108 espécies, que continham pelo menos 10  
227 registros únicos de ocorrência, foram utilizadas para os procedimentos de modelagem (Tabela  
228 1). As espécies *Acacia holosericea*, *Albizia falcata*, *Bambusa textilis*, *Curculigo capitulata*,  
229 *Musa rosacea*, *Ophiopogon japonicus*, *Pteris vittata* e *Urochloa stolonifera* não foram  
230 incluídas nos procedimentos de modelagem.

231 Os modelos exibiram valores médios de TSS excelentes (0,95 + 0,06; média + desvio  
232 padrão; Tabela 1). No cenário presente, espécies de plantas exóticas invasoras podem abranger  
233 desde áreas menores de distribuição (i. e. *Musa ornata* = 518.660 Km<sup>2</sup>; *Senecio*  
234 *madagascariensis* = 544.120 Km<sup>2</sup>; *Archontophoenix cunninghamiana* = 665.750 Km<sup>2</sup>), até  
235 grandes áreas do território nacional (i. e. *Urena lobata* = 7.124.650 Km<sup>2</sup>; *Andropogon gayanus*  
236 = 7.131.040 Km<sup>2</sup>; *Urochloa mutica* = 7.321.330 Km<sup>2</sup>; *Urochloa máxima* = 7.513.010 Km<sup>2</sup>).  
237 Em média, o tamanho médio da distribuição das espécies avaliadas foi de 3.241.145 ±  
238 2.014.755 Km<sup>2</sup>. No cenário futuro, o território brasileiro pode ser ainda mais invadido por  
239 algumas espécies (i.e. *Urochloa maxima* = 8.136.360 Km<sup>2</sup>; *Cyperus rotundus* = 8.380.420 Km<sup>2</sup>;

240 *Leucaena leucocephala* = 8.506.840 Km<sup>2</sup>), enquanto algumas espécies terão capacidade de  
 241 invasão menos representativas (i.e. *Pinus oocarpa* = 215.840 Km<sup>2</sup>; *Archontophoenix*  
 242 *cunninghamiana* = 450.640 Km<sup>2</sup>; *Hedychium gardnerianum* = 480.700 Km<sup>2</sup>; *Ligustrum*  
 243 *vulgare* = 483.640 Km<sup>2</sup>; *Musa ornata* = 501.600 Km<sup>2</sup>). Em média, no cenário futuro o tamanho  
 244 médio das plantas invasoras foi de 3.186.926 + 2.190.473 Km<sup>2</sup>. Ainda assim, ao considerarmos  
 245 os diferentes cenários (presente e futuro) os tamanhos totais da distribuição das espécies não  
 246 apresentaram diferenças significativas (t = 0,82; g.l. = 107; p = 0,41).

247 Tabela 1. Espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil modeladas neste trabalho organizadas por família,  
 248 registros de ocorrência (totais e filtrados), valores de estatística de distribuição verdadeira obtidos nos modelos  
 249 (TSS), tamanho previsto para invasão e proporção da distribuição de cada espécie no interior de unidades de  
 250 conservação brasileira: Proteção Integral (PI) e Proteção Integral + Uso Sustentável (PI+US), em Km<sup>2</sup>, no presente  
 251 e em cenários futuros de mudanças climáticas (x1000).

Família/Espécie	Registros			Presente			Futuro		
	Total	Únicos	TSS	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)
<b>ACANTHACEAE</b>									
<i>Thunbergia alata</i>	755	276	0,96	3734,28	2	4	4769,79	4	8
<i>Thunbergia grandiflora</i>	123	66	0,92	2595,30	2	4	2493,71	1	3
<b>AGAVACEAE</b>									
<i>Agave sisalana</i>	44	19	0,95	1702,93	1	3	3421,59	2	3
<b>ANACARDIACEAE</b>									
<i>Mangifera indica</i>	870	353	0,94	6321,70	3	7	5596,46	3	5
<b>APIACEAE</b>									
<i>Ammi majus</i>	44	33	0,94	1032,37	2	4	776,54	2	4
<i>Centella asiatica</i>	433	165	0,99	2294,23	1	3	2357,36	1	3
<b>ARECACEAE</b>									
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	58	12	0,92	665,75	1	2	450,64	1	2
<i>Elaeis guineensis</i>	177	92	0,96	827,95	1	2	825,05	2	3
<i>Livistona chinensis</i>	39	19	1,00	1336,40	1	3	1657,26	1	3
<b>ASCLEPIADACEAE</b>									
<i>Calotropis gigantea</i>	46	25	0,92	1146,75	1	2	1040,92	1	2
<i>Calotropis procera</i>	755	256	0,96	3068,65	2	3	2759,20	2	4
<i>Cryptostegia grandiflora</i>	168	74	0,95	1920,43	2	4	2866,15	2	4
<b>ASTERACEAE</b>									
<i>Chrysanthemum myconis</i>	50	17	0,94	757,38	1	2	730,58	1	2
<i>Cirsium vulgare</i>	299	162	0,96	726,02	2	4	621,09	1	4
<i>Senecio madagascariensis</i>	179	67	1,00	544,12	1	2	532,74	1	2
<b>BALSAMINACEAE</b>									
<i>Impatiens walleriana</i>	400	174	0,96	3983,67	2	4	4372,47	3	7
<b>BIGNONIACEAE</b>									
<i>Spathodea campanulata</i>	283	118	0,96	2708,64	1	3	2832,58	1	3

Família/Espécie	Registros			Presente			Futuro		
	Total	Únicos	TSS	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)
<i>Tecoma stans</i>	1630	640	0,95	4292,98	2	4	3458,23	2	3
<b>CACTACEAE</b>									
<i>Opuntia ficus-indica</i>	204	98	0,98	2366,14	2	5	1978,06	1	5
<b>CAMPANULACEAE</b>									
<i>Hippobroma longiflora</i>	379	162	0,99	4210,02	3	7	3233,66	3	6
<b>CAPRIFOLIACEAE</b>									
<i>Lonicera japonica</i>	493	111	0,97	1310,46	1	3	955,54	1	3
<b>CASUARINACEAE</b>									
<i>Casuarina equisetifolia</i>	284	77	0,95	2734,14	1	3	2613,64	1	3
<b>COMBRETACEAE</b>									
<i>Terminalia catappa</i>	407	149	0,95	5505,06	2	5	5223,86	2	5
<b>COMMELINACEAE</b>									
<i>Tradescantia zebrina</i>	309	111	0,97	3017,96	2	4	2366,31	1	4
<b>CUCURBITACEAE</b>									
<i>Sechium edule</i>	250	120	0,96	2027,91	1	3	1710,20	1	3
<b>CUPRESSACEAE</b>									
<i>Cupressus lusitanica</i>	285	108	0,96	1814,54	1	3	1666,02	1	3
<b>CYPERACEAE</b>									
<i>Cyperus rotundus</i>	776	283	0,97	6961,66	3	6	8380,43	4	9
<i>Scleria mitis</i>	382	165	0,96	6756,76	4	7	7242,14	3	7
<b>EUPHORBIACEAE</b>									
<i>Aleurites moluccanus</i>	68	33	0,97	2297,47	1	3	2993,55	2	3
<i>Euphorbia tirucalli</i>	155	73	0,97	4061,97	2	4	3920,88	1	4
<i>Hura crepitans</i>	585	213	0,96	4358,42	6	12	3411,78	5	12
<i>Ricinus communis</i>	1721	566	0,94	6245,41	2	5	7899,47	4	8
<b>FABACEAE</b>									
<i>Acacia auriculiformis</i>	40	24	1,00	4544,73	5	10	5224,68	4	10
<i>Acacia farnesiana</i>	474	189	0,96	3321,93	2	4	2387,46	1	3
<i>Acacia longifolia</i>	173	57	0,96	1952,01	1	3	1947,20	1	3
<i>Acacia mangium</i>	221	101	0,98	5701,87	4	9	5240,90	4	9
<i>Acacia mearnsii</i>	246	92	0,95	1438,98	1	3	1298,80	1	2
<i>Acacia podalyriifolia</i>	193	51	0,98	1699,46	1	3	2000,85	1	3
<i>Clitoria fairchildiana</i>	435	133	0,94	4524,52	2	4	4833,49	2	4
<i>Crotalaria juncea</i>	207	74	0,97	4870,40	2	4	3553,51	1	3
<i>Crotalaria spectabilis</i>	185	81	0,96	3431,72	1	4	2735,92	1	3
<i>Leucaena leucocephala</i>	1225	423	0,95	6211,92	2	5	8506,85	4	9
<i>Parkinsonia aculeata</i>	1060	368	0,97	2465,42	1	4	2225,12	1	4
<i>Prosopis juliflora</i>	776	307	0,97	2005,28	2	4	2244,47	2	4
<i>Pueraria phaseoloides</i>	291	123	0,95	6057,52	5	11	6621,03	5	10
<i>Ulex europaeus</i>	315	90	0,99	1105,62	2	4	1087,76	1	4

Família/Espécie	Registros			Presente			Futuro		
	Total	Únicos	TSS	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)
<b>IRIDACEAE</b>									
<i>Crocasmia crocosmiiflora</i>	326	156	0,97	1246,36	2	3	1198,78	2	4
<b>LAURACEAE</b>									
<i>Persea americana</i>	984	399	0,96	5563,08	3	6	4825,93	2	6
<b>LILIACEAE</b>									
<i>Asparagus setaceus</i>	84	36	0,97	1368,85	1	3	1023,25	2	4
<i>Dracaena fragrans</i>	44	30	0,97	1286,17	2	3	1998,58	3	9
<i>Sansevieria trifasciata</i>	104	52	0,92	3255,05	1	3	2923,22	1	3
<b>LOMARIOPSIDACEAE</b>									
<i>Nephrolepis cordifolia</i>	615	212	0,98	3108,59	2	4	3955,78	2	5
<b>MALVACEAE</b>									
<i>Sterculia foetida</i>	40	11	0,45	815,32	2	6	926,34	2	6
<i>Thespesia populnea</i>	95	34	0,91	922,77	1	3	896,43	1	2
<i>Urena lobata</i>	1360	472	0,97	7124,65	4	9	7216,96	4	9
<b>MELIACEAE</b>									
<i>Azadirachta indica</i>	506	277	0,99	5045,74	3	5	5798,25	3	7
<i>Melia azedarach</i>	825	307	0,95	5282,05	2	4	5673,01	2	5
<b>MORACEAE</b>									
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	129	71	0,97	5051,73	2	5	6078,38	3	7
<i>Morus nigra</i>	339	137	0,96	3296,16	1	2	2837,16	1	3
<b>MUSACEAE</b>									
<i>Musa ornata</i>	34	19	0,79	518,66	1	4	501,60	2	4
<b>MYRTACEAE</b>									
<i>Eucalyptus robusta</i>	150	43	0,93	1758,49	1	3	2993,87	3	7
<i>Eugenia malaccensis</i>	28	13	1,00	2207,22	3	6	2857,51	3	6
<i>Psidium guajava</i>	964	426	0,96	6510,77	3	6	6983,17	3	7
<i>Syzygium cumini</i>	708	233	0,97	6275,15	3	7	6338,45	3	7
<b>OLEACEAE</b>									
<i>Ligustrum japonicum</i>	113	41	1,00	1418,54	1	3	1191,56	1	3
<i>Ligustrum lucidum</i>	208	74	0,95	1762,57	1	3	1749,02	1	3
<i>Ligustrum vulgare</i>	27	15	0,93	846,01	1	3	483,64	1	3
<b>PINACEAE</b>									
<i>Pinus caribaea</i>	84	44	0,91	2130,88	2	5	967,87	2	4
<i>Pinus elliottii</i>	324	154	0,97	1080,64	1	3	845,70	1	3
<i>Pinus oocarpa</i>	35	14	1,00	1377,05	1	3	215,85	1	3
<i>Pinus patula</i>	71	35	1,00	1411,69	1	3	1234,79	1	3
<i>Pinus taeda</i>	197	115	0,99	1219,03	1	3	1015,56	1	3
<b>PITTOSPORACEAE</b>									
<i>Pittosporum undulatum</i>	317	59	0,95	1057,11	1	3	695,43	2	4
<b>POACEAE</b>									
<i>Andropogon gayanus</i>	208	90	0,93	7131,04	4	9	7412,41	4	9

Família/Espécie	Registros			Presente			Futuro		
	Total	Únicos	TSS	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)	Km <sup>2</sup>	PI (%)	PI+US (%)
<i>Arundo donax</i>	122	68	0,96	2520,67	1	4	1621,78	1	3
<i>Bambusa vulgaris</i>	146	56	0,93	4369,47	2	3	4563,65	2	3
<i>Cenchrus ciliaris</i>	714	295	0,98	2892,38	2	4	2457,31	1	3
<i>Cortaderia selloana</i>	258	120	0,98	1758,26	1	4	1458,58	2	4
<i>Cynodon dactylon</i>	1522	518	0,94	4317,91	2	4	3483,71	1	4
<i>Digitaria decumbens</i>	51	27	1,00	1934,38	1	3	1787,42	1	3
<i>Echinochloa crus-galli</i>	987	249	0,96	5159,85	2	4	4752,42	2	5
<i>Eragrostis plana</i>	164	82	1,00	1645,83	1	3	1642,76	1	3
<i>Hyparrhenia rufa</i>	1076	400	0,96	5681,79	2	5	5559,19	2	5
<i>Melinis minutiflora</i>	1992	412	0,96	5607,53	2	5	7744,15	4	8
<i>Melinis repens</i>	1668	554	0,93	4463,87	2	4	4019,95	2	4
<i>Pennisetum clandestinum</i>	136	72	0,94	1140,34	2	4	856,60	2	4
<i>Pennisetum purpureum</i>	700	330	0,94	3811,16	2	4	2900,53	1	4
<i>Urochloa brizantha</i>	572	209	0,98	6360,38	3	7	6220,53	3	7
<i>Urochloa decumbens</i>	627	324	0,95	5276,55	2	6	3900,82	2	5
<i>Urochloa humidicola</i>	355	195	0,98	6094,58	4	9	5062,88	4	8
<i>Urochloa maxima</i>	139	69	0,96	7513,01	4	9	8136,37	5	9
<i>Urochloa mutica</i>	285	137	0,95	7327,33	4	9	6096,05	4	8
<i>Urochloa plantaginea</i>	424	183	0,96	4749,42	2	6	4138,91	2	5
<i>Urochloa ruziziensis</i>	54	19	0,84	870,19	1	2	720,08	1	2
<i>Urochloa subquadriflora</i>	60	40	0,95	3301,75	1	2	3222,44	1	2
<b>PROTEACEAE</b>									
<i>Grevillea banksii</i>	136	54	0,96	2145,48	1	3	1909,15	1	3
<i>Grevillea robusta</i>	180	65	0,89	2594,84	1	3	2340,32	1	3
<b>RHAMNACEAE</b>									
<i>Hovenia dulcis</i>	646	232	0,98	1170,40	1	3	879,60	1	2
<b>ROSACEAE</b>									
<i>Eriobotrya japonica</i>	381	171	0,98	2606,10	1	3	2749,20	2	6
<b>RUBIACEAE</b>									
<i>Coffea arabica</i>	2041	372	0,95	6534,53	4	8	5714,77	3	7
<b>RUTACEAE</b>									
<i>Citrus aurantium</i>	352	170	0,98	5342,30	2	5	5296,06	2	5
<i>Citrus limon</i>	442	183	0,99	6672,48	3	6	7253,76	3	7
<b>THELYPTERIDACEAE</b>									
<i>Macrothelypteris torresiana</i>	748	358	0,97	3230,13	1	3	2695,70	1	3
<i>Thelypteris dentata</i>	1447	506	0,96	3205,64	1	3	2570,77	1	3
<b>WOODSIACEAE</b>									
<i>Deparia petersenii</i>	455	153	0,99	1485,57	1	3	2295,45	6	12
<b>ZINGIBERACEAE</b>									
<i>Hedychium coccineum</i>	38	23	1,00	914,45	1	3	657,33	1	3
<i>Hedychium coronarium</i>	515	256	0,98	3906,68	2	3	3094,70	1	3



252

253

254

255

256

257

258

259

260

261

262

263

264

265

266

267

268

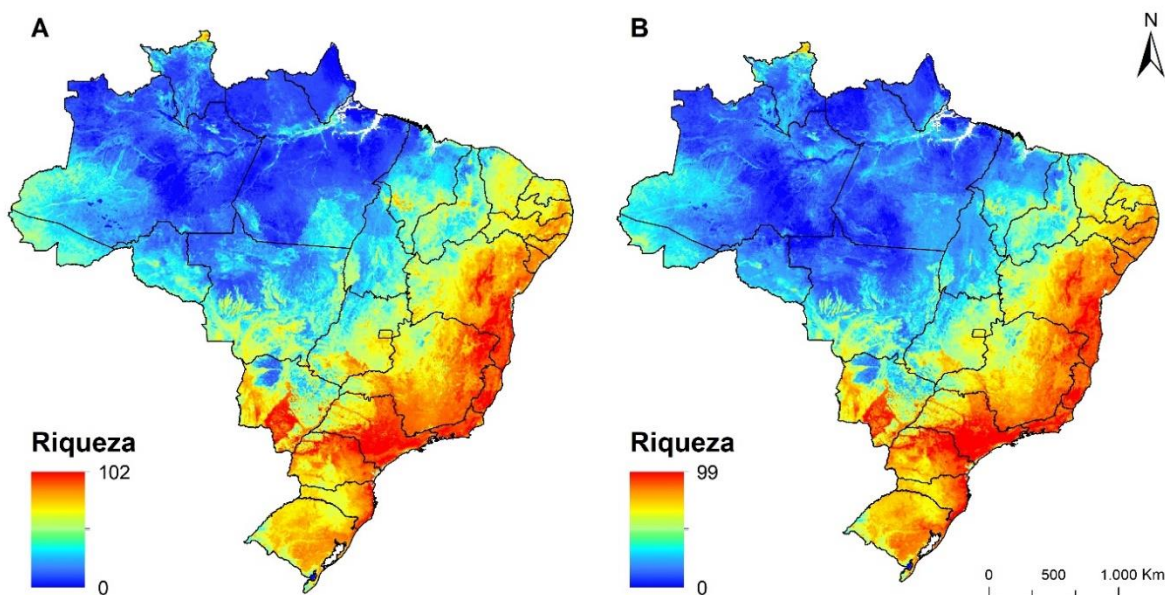
269

270

271

Ao considerarmos as distribuições das espécies exóticas invasoras dentro de áreas PI, percebemos que espécies como *Leucaena leucocephala*, *Melinis minutiflora*, *Ricinus communis* e *Thunbergia alata* apresentam aumento de cerca de 2% de aumento do tamanho da distribuição no futuro em relação ao presente. Já *Deparia petersenii* apresentou aumento de cerca de 5% nestas áreas (Tabela 1). Ao serem incluídas as unidades de conservação de uso sustentável às de proteção integral (PI+USs) é possível perceber que a proporção de *Deparia petersenii* é ainda maior, visto que esta apresenta cerca de 12% de invasão em cenários futuros (Tabela 1). Espécies como *Acacia auriculiformis*, *Acacia mangium*, *Andropogon gayanus*, *Hura crepitans*, *Pueraria phaseoloides* apresentam cerca de 10% de invasão em PI+USs tanto nos cenários atuais, quanto em futuros (Tabela 1). No entanto, ao avaliarmos a vulnerabilidade geral de invasão de áreas PIs no presente e no futuro, também não houve diferença significativa ( $t = -1,26$ ; g.l. = 107;  $p = 0,21$ ), sendo o mesmo percebido quando acrescentamos as áreas PI+USs ( $t = -1,47$ ; g.l. = 107;  $p = 0,14$ ).

As maiores riquezas potenciais, tanto no presente, quanto no futuro, foram observadas predominantemente, em toda região sul e sudeste brasileiras, além de toda costa leste presente do país (riqueza > 90 espécies). Em contrapartida, ao compararmos tais áreas com a região centro-oeste do país e estados como Maranhão e Piauí percebemos uma riqueza intermediária (riqueza entre 30 e 50 espécies). Entretanto, para a região norte, em sua quase totalidade, a riqueza de espécies exóticas foi a menor possível (Figura 1).

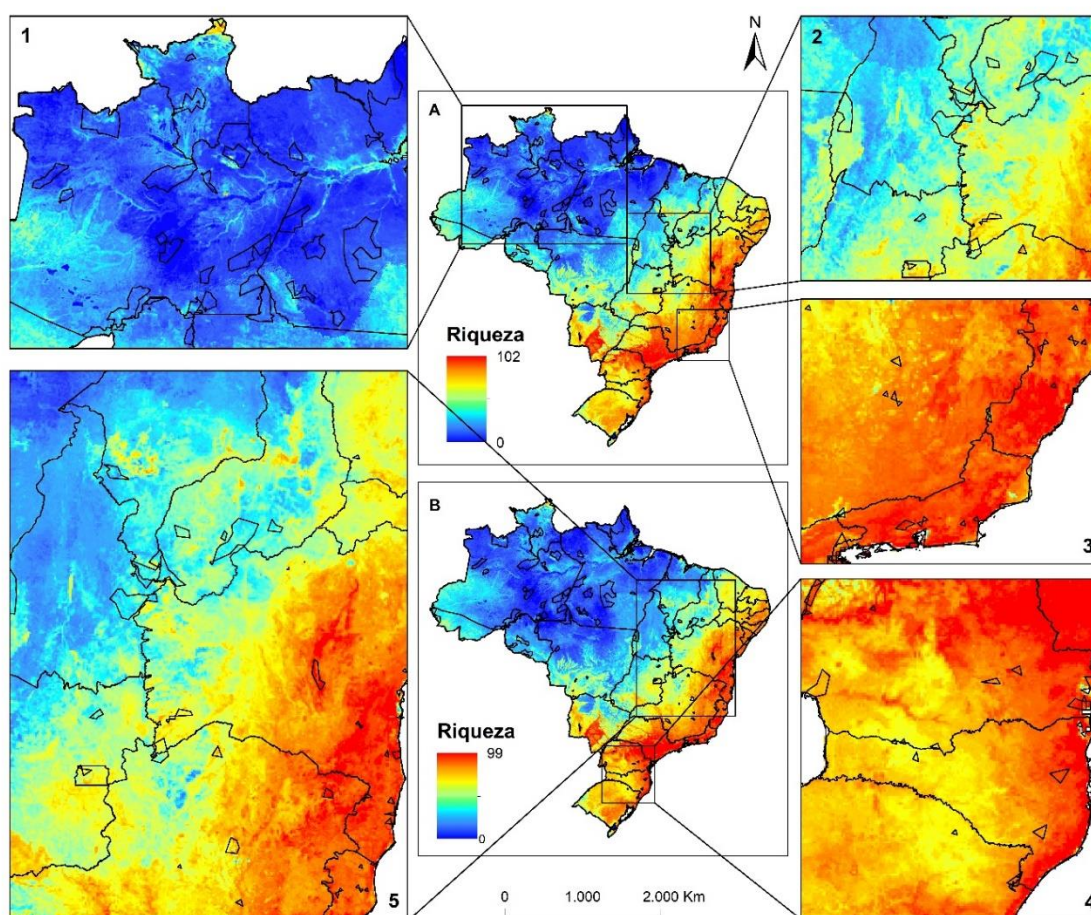


272

273

Figura 1. Riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil, no presente (A) e em cenários futuros de mudanças climáticas (B).

274 Ao considerarmos a potencial invisibilidade destas espécies em unidades de  
 275 conservação, no presente e no futuro, considerando-se tanto o cenário apenas para áreas PI  
 276 quanto o cenário PI+US, percebe-se que a vulnerabilidade destas áreas pode variar de acordo  
 277 com as regiões em que estão inseridas. As áreas PIs são mais predominantes na região norte do  
 278 país, no entanto, nesta região observamos os menores índices de riqueza de invasão (Figura 2,  
 279 detalhe 1). Para as demais regiões do país, percebemos um aumento da riqueza de plantas  
 280 invasoras exóticas em relação às PIs, principalmente, ao considerarmos as áreas alocadas nas  
 281 regiões sul, sudeste e costa leste brasileiras (Figura 2, detalhes 2, 3, 4 e 5).

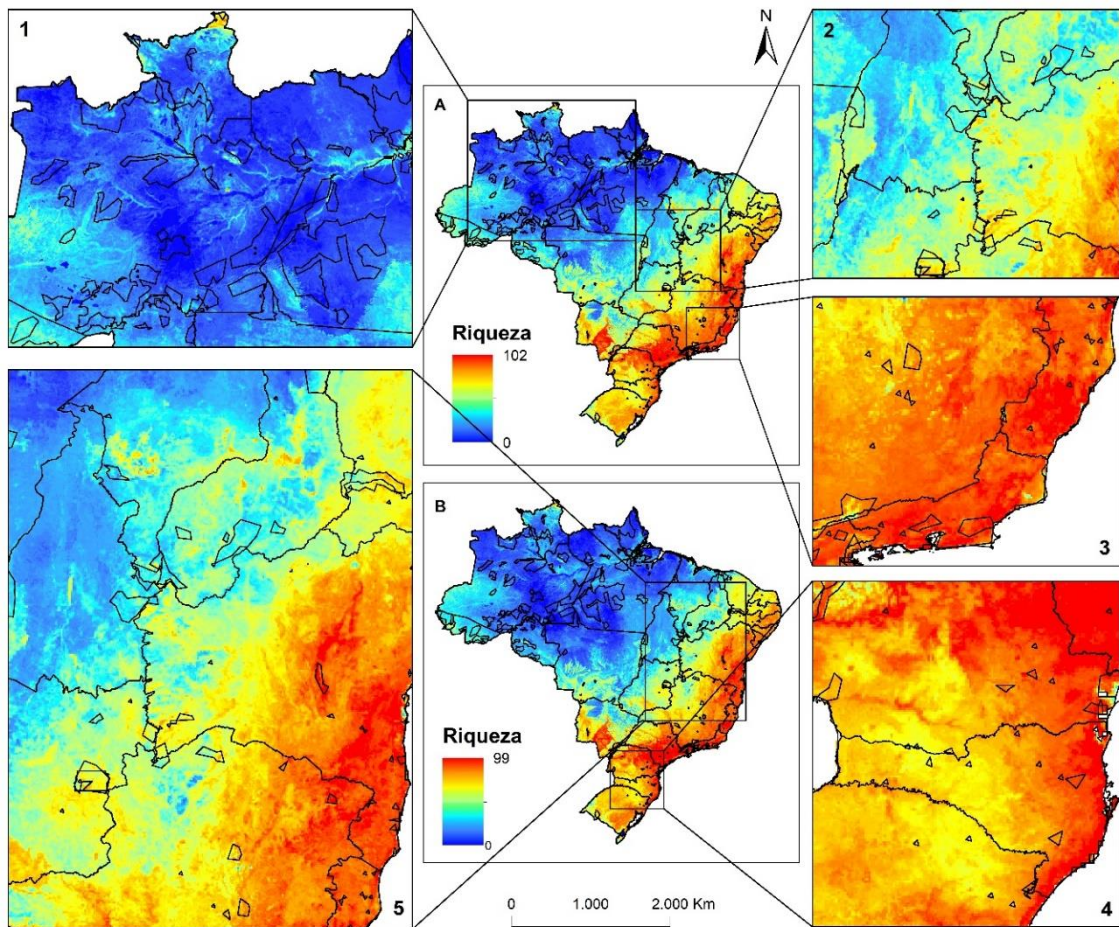


282 Figura 2. Riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras nas unidades de conservação brasileiras de proteção  
 283 integral (PIs), no presente (A) e no cenário futuro de mudanças climáticas (B). Os detalhes de 1 a 5 destacam a  
 284 riqueza de invasão nas PIs em diferentes regiões do país. As UCs PI estão delimitadas por linhas pretas.

285 Ao serem acrescentadas as unidades de uso sustentável às áreas PIs (cenário PI+USs),  
 286 no presente e no futuro, percebemos um aumento da riqueza de invasoras nestas UCs,  
 287 principalmente, ao considerarmos que estas áreas estão mais alocadas em todo país, cobrindo  
 288 uma maior extensão territorial (Figura 3). No cenário PI+USs, a região norte ainda detém a  
 289 maior quantidade de áreas conservadas, assim como as menores riquezas observadas de  
 290 espécies (Figura 3, detalhe 1). Neste cenário, UCs do nordeste e costa leste do país passam a

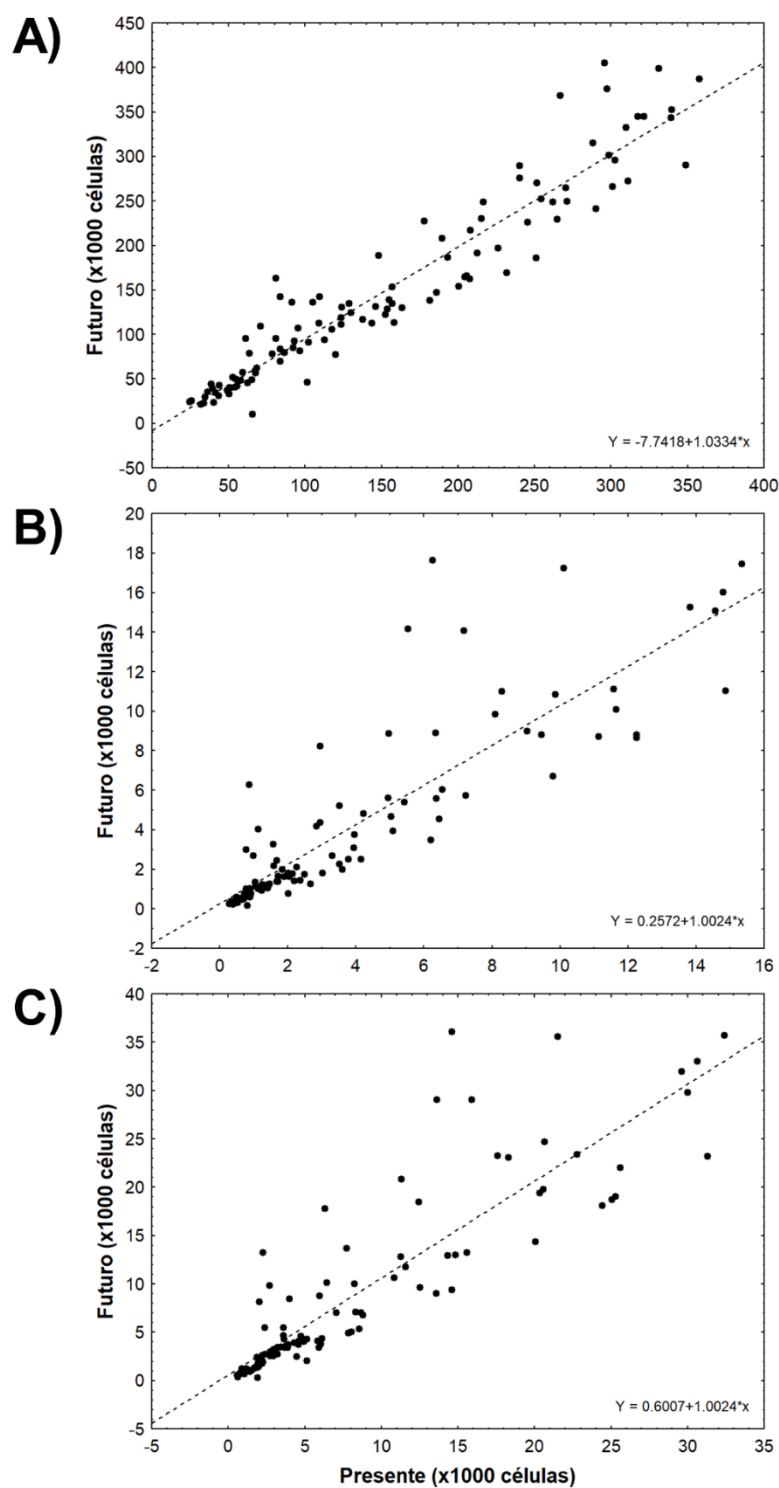


291 ser mais afetadas (Figura 3 – detalhes 2 e 5), enquanto que a vulnerabilidade de UCs alocadas  
292 na região sudeste e sul é ainda ampliada (Figura 3 – detalhe 3 e 4).



293 Figura 3. Riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras nas unidades de conservação brasileiras de proteção  
294 integral (PIs) acrescentadas às unidades de conservação brasileiras de uso sustentável (PI+USs), no presente (A)  
295 e no cenário futuro de mudanças climáticas (B). Os detalhes de 1 a 5 destacam a riqueza de invasão nas PI+USs  
296 em diferentes regiões do país. As UCs PI+USs estão delimitadas por linhas pretas.

297 Independentemente dos resultados apresentados, ainda assim observamos uma  
298 correlação positiva entre o tamanho das distribuições das plantas no presente e no futuro. Em  
299 todos os cenários, o tamanho da distribuição das espécies no presente esteve correlacionado  
300 com o seu tamanho de distribuição no futuro, espécies amplamente distribuídas no presente  
301 também o são no futuro, enquanto espécies com distribuições restritas no presente também o  
302 são no futuro ( $r = 0,95$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 4A). Poucos foram os casos de plantas exóticas  
303 invasoras que aumentaram ou diminuiram muito seus tamanhos de distribuição do cenário  
304 presente para o cenário futuro. Ao avaliarmos a invasão das plantas invasoras em UCs PI  
305 (Figura 4B) e UCs PI+US (Figura 4C), os padrões das distribuições em ambos os cenários  
306 foram semelhantes aos das distribuições totais no Brasil ( $r = 0,88$ ;  $p < 0,05$  e  $r = 0,88$ ;  $p < 0,05$ ,  
307 respectivamente).



308 Figura 4. Correlação entre a distribuição da invasão das espécies de plantas exóticas no presente e no futuro, no  
 309 Brasil (A), nas Unidades de Conservação de Proteção Integral (PI) (B) e nas Unidades de Conservação de Proteção  
 310 Integral + Uso Sustentável (PI+US) (C).  
 311

#### 312 4. DISCUSSÃO

313

314

315

316

317

318

319

320

321

322

323

324

325

326

Neste trabalho, modelamos as distribuições de 108 espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil. De maneira geral, não observamos diferenças significativas no tamanho de distribuição das espécies comparando o presente com o futuro. As regiões sul, sudeste e costa leste brasileiras apresentaram as maiores riquezas potenciais de invasão, tanto no presente quanto no futuro. As regiões centro-oeste e nordeste apresentaram riquezas intermediárias, enquanto que a região norte apresentou as menores riquezas potenciais para estas espécies no presente e futuro. Tanto no cenário PI quanto no PI+US, em ambos os cenários climáticos, percebemos que até 12% de proporção das distribuições das espécies de plantas exóticas ocorrem ou ocorrerão dentro das UCs, havendo variações em razão da região onde as UCs localizam-se e as espécies consideradas. Por fim, observamos que houve uma correlação positiva do tamanho das distribuições das espécies no presente e no futuro, independente de se considerar 1) o tamanho de distribuição total das espécies, 2) sua proporção dentro de áreas PI ou 3) áreas PI+US.

327

328

329

330

331

332

333

334

335

336

337

338

339

340

Além de serem uma das maiores ameaças à biodiversidade global, espécies exóticas invasoras têm afetado fortemente a efetividade de UCs em conservar a biodiversidade nativa dos ambientes (Allen et al. 2009; Spear et al. 2013). Plantas são as espécies exóticas que mais ameaçam UCs brasileiras e, assim como observado em nossas predições, os maiores índices de ocorrências destas dentro de UCs têm ocorrido nas regiões sul e sudeste brasileiras, em comparação com a região norte (Ziller & Dechoum 2013). Apesar disto, espécies exóticas invasoras animais também já foram relatadas em UCs brasileiras, sendo que o segundo grupo que mais têm apresentado registros nessas áreas são os peixes, seguido de mamíferos, aves, répteis e anfíbios (Ziller & Dechoum 2013). No entanto, informações a respeito de espécies exóticas invasoras no Brasil são em geral ainda insuficientes (Peterson & Pivello 2008), o que, conseqüentemente, ainda inviabilizam medidas amplas de controle e manejo das mesmas. Espécies exóticas têm invadido áreas protegidas em todo mundo, sendo que diferentes esforços de controle e manejo destas têm sido avaliados (Rose & Hermanutz 2004; Foxcroft et al. 2004; Costa et al. 2013).

341

342

343

344

345

A falta de manejo de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas Brasileiras é um fator preocupante em relação ao avanço das invasões biológicas (Ziller & Dechoum 2013), uma vez que, como enfatizado aqui, estas espécies têm fortemente invadido diversos ecossistemas brasileiros. A alta correlação do tamanho da distribuição das plantas exóticas invasoras e sua proporção de distribuição em UCs nos cenários PI e PI+US, demonstram que estas espécies

346 têm alta probabilidade de invasão em todo o território nacional no presente e também no futuro.  
347 Além disto, as invasões têm afetado principalmente áreas tidas como prioritárias para  
348 conservação localizadas no Brasil, a Mata Atlântica e o Cerrado, reconhecidos como *hotspots*  
349 de biodiversidade mundiais (Myers et al. 2000).

350 Uma vez que mais da metade do território brasileiro era originalmente coberto pela  
351 Floresta Amazônica, as previsões demonstradas aqui enfatizam a necessidade de que haja a  
352 preocupação em relação à manutenção futura dos ecossistemas (Veloso et al. 1992). A  
353 tendência esperada é que, devido à crescente degradação ambiental e às mudanças climáticas,  
354 partes da Amazônia sofrerão um processo de savanização e áreas do Nordeste do Brasil  
355 processos de desertificações (Oyama & Nobre 2003; Malhi et al. 2008). Com isso haverá uma  
356 provável diminuição dos índices de precipitação e aumento das temperaturas, fazendo com que  
357 haja a conversão de áreas de floresta tropicais em savanas, o que pode ser ainda amplificado  
358 pelo desmtamento e também pela intensificação agrícola (Oyama & Nobre 2003; Soares-Filho  
359 et al. 2006; Malhi et al. 2008; Kehoe et al. 2017). Estes processos, possivelmente, influenciarão  
360 na capacidade de espécies exóticas invadirem novos locais, no momento em que áreas  
361 anteriormente inadequados para estas espécies poderão se tornar adequados.

362 Espécies exóticas são introduzidas nos ambientes de maneira voluntária ou involuntária,  
363 sendo que estas costumam ser excelentes competidoras, podendo rapidamente se tornar  
364 dominantes, alterando a dinâmica das interações biológicas e a utilização dos recursos naturais  
365 pelas espécies da comunidade invadida (Didham et al. 2005). Duas hipóteses tentam explicar o  
366 sucesso ecológico de espécies exóticas em sobrepor espécies nativas nas áreas invadidas  
367 (Müller-Schärer et al. 2004; Müller-Schärer & Schaffner 2008). A primeira parte da premissa  
368 de que, ao ocuparem novos ambientes, estas espécies livram-se de competidores e inimigos  
369 naturais capazes de controlar suas populações nas regiões originais (Keane & Crawley 2002;  
370 Müller-Schärer et al. 2004). Em contrapartida, os defensores da segunda hipótese defendem a  
371 ideia de que ao ocuparem as novas áreas invadidas, espécies exóticas rapidamente passam por  
372 processos adaptativos e eventual mudança de nicho ecológico, o que explicaria seu maior  
373 sucesso ecológico (Müller-Schärer et al. 2004). Trabalhos recentes ainda não conseguiram  
374 comprovar, definitivamente, se o nicho destas espécies se mantêm conservados (Petitpierre et  
375 al. 2012) ou se se alteram (Atwater et al. 2018) durante o processo de invsão. Apesar disto, o  
376 fato concreto é que as invasões biológicas por espécies de plantas invasoras tende a continuar,  
377 especialmente em países megadiversos como o Brasil, que já vêm sofrido intensas perdas de

378 biodiversidade, as quais provavelmente afetarão todas as gerações futuras (Lövei & Lewinsohn  
379 2012).

380 A falta de conhecimento a respeito das espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil,  
381 assim como seus impactos, pode ainda ser subestimada devido a vieses de amostragem que  
382 afetam a disponibilidade de dados de distribuição disponíveis para estas. De maneira geral, as  
383 ocorrências (e distribuições potenciais) obtidas para as espécies que modelamos neste trabalho  
384 seguem o padrão usualmente viciado encontrado para outros grupos biológicos no país: áreas  
385 litorâneas e com altas densidades populacionais humanas, como a costa leste do Brasil  
386 (Patterson 1994; Bernard et al. 2011; Sousa-Baena et al. 2013). Por outro lado, áreas mais  
387 interioranas e centrais do país, acabam por serem subamostradas, o que pode acabar por afetar  
388 a detectabilidade real das espécies e, conseqüentemente, seus modelos de distribuição potencial.  
389 Tal padrão já foi observado inclusive para espécies vegetais nativas do país (Sousa-Baena et al.  
390 2013) e, certamente, também acontecem com as plantas exóticas modeladas neste estudo.

391 O enviesamento dos dados pode estar relacionado tanto à identificações ou  
392 delineamentos incorretos, à preferência por determinadas espécies ou grupos biológicos, áreas  
393 mais acessíveis ou convenientes, dentre outros (Reddy & Dávalos 2003; Sastre & Lobo 2009;  
394 Newbold 2010; Pyke & Ehrlich 2010). De acordo com (Zenni & Ziller 2011), grande parte dos  
395 registros brasileiros de espécies de plantas exóticas invasoras no Brasil está relacionada às  
396 atividades humanas e à acessibilidade por estradas, as quais são muito carentes na região Norte.  
397 A alta frequência de instituições de ensino em regiões muito populosas e a maior influencia da  
398 atividade de pesquisadores nestas regiões podem também ser responsáveis por enviesar os  
399 dados biológicos que encontramos (Newbold 2010; Pyke & Ehrlich 2010), e que foram  
400 utilizados para produzir nossos modelos. Entretanto, espécies exóticas/pragas, em geral, não  
401 atraem a atenção de muitos pesquisadores, geralmente estudos relacionados às conseqüências  
402 ecológicas das invasões em ecossistemas são altamente negligenciados por biólogos e  
403 ecologistas, o que acaba prejudicando a detecção precoce e, conseqüentemente, o controle e  
404 manejo (Zenni & Ziller 2011). Plantas exóticas muitas vezes foram ignoradas em levantamentos  
405 florísticos, o que levou a uma falta de registros e dados, debilitando os procedimentos de  
406 modelagem de nicho de espécies, afetando assim a previsão da distribuição potencial destas  
407 espécies (Zenni et al. 2009; Zenni & Ziller, 2001). Desta forma, pode ser que as estimativas de  
408 invasão das espécies exóticas consideradas neste trabalho ainda podem estar subestimadas,  
409 logo, os modelos aqui produzidos podem ainda não refletir por completo a capacidade destas  
410 espécies em invadir regiões no Brasil.

411 A fim de diminuir tais vieses e de aumentar a confiabilidade de dados relacionados às  
412 ocorrências de espécies, devem ser desenvolvidas pesquisas futuras, as quais deverão ser  
413 planejadas sistematicamente, prezando-se pela padronização dos esforços de amostragem  
414 (Sastre & Lobo 2009). A modelagem de distribuição de espécies, como utilizada nesse trabalho,  
415 têm se demonstrado uma importante estratégia para preenchimento de lacunas de conhecimento  
416 a respeito das espécies (Guisan & Thuiller 2005; Elith & Leathwick 2009) . Ao direcionarem  
417 esforços à localidades potencialmente mais adequadas às espécies, essas têm auxiliado na  
418 diminuição do Déficit Wallaceano (Whittaker et al. 2005; Hortal et al. 2015), assim como na  
419 compreensão de processos como o da bioinvasão. Além disto, esses modelos não têm sido  
420 utilizados somente para predição de distribuição de espécies de plantas exóticas, mas também  
421 para 1) predição da distribuição de diferentes grupos biológicos, em diferentes cenários  
422 temporais (Giovannelli et al. 2010); 2) prever impactos prováveis das mudanças climáticas na  
423 distribuição de espécies de marsupiais no Brasil (Loyola et al. 2012), dentre outros. Ainda assim  
424 há grande necessidade de investigações de campo (Wilson 2017), também envolvendo espécies  
425 exóticas, para que possamos avaliar o quão ameaçado está o país em relação a estas e outras  
426 espécies invasoras e assim delinear mos planos de manejo e controle. Entretanto, considerando  
427 o atual cenário brasileiro de crise fiscal (Escobar 2015; Wade 2016; Fearnside 2016), tais planos  
428 podem demorar a serem colocados em prática.

429 De acordo com os resultados aqui apresentados, espécies de plantas exóticas invasoras  
430 se demonstram capazes de invadir continuamente os ecossistemas brasileiros, de maneira a se  
431 tornarem representantes frequentemente amostrados em levantamentos vegetais em algumas  
432 porções do território nacional. As regiões sul, sudeste e costa leste já têm sido invadidas por  
433 muitas destas espécies, o que pode estar causando problemas ainda não identificados à  
434 biodiversidade. A região norte demonstrou-se menos invadida, no entanto, se medidas  
435 preventivas não forem tomadas, as invasões podem se ampliar e causar problemas difíceis de  
436 serem erradicados. Demonstramos ainda que no futuro isto também certamente continuará a  
437 acontecer. Além disto, áreas protegidas no Brasil, em geral, se demonstram muito vulneráveis  
438 às invasões, visto que, principalmente em regiões mais adequadas às invasões, há um menor  
439 número de unidades de conservação e que estas também são proporcionalmente menores as das  
440 demais regiões. A importância da utilização de modelos preditivos das distribuições de espécies  
441 é destacada para fins de conservação da biodiversidade, podendo auxiliar no conhecimento  
442 quanto à vulnerabilidade de áreas em detrimento da invasão de espécies, bem como suas  
443 ameaças. Estudos adicionais e pesquisas práticas de campo, relacionadas à compreensão do



444 processo de invasão por plantas exóticas no Brasil, bem como das ameaças desse processo aos  
445 nossos ecossistemas devem continuar. Lacunas devem ser preenchidas, ações de manejo e  
446 definição de prioridades são muito importantes para que haja o implemento de estratégias de  
447 prevenção e controle mais efetivos para estas espécies. A divulgação do conhecimento  
448 científico pode possibilitar a popularização do conhecimento sobre espécies de plantas exóticas  
449 invasoras no Brasil, a dinâmica das invasões, assim como seus prejuízos e influências  
450 ecológicas. Tudo isso pode resultar em sucesso em se controlar a invasão e os problemas por  
451 ela desencadeados, sejam esses relacionados à biodiversidade brasileira, quanto aos aspectos  
452 econômicos e sociais do país.

453

## 454 **5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

455

- 456 Allen JA, Brown CS, Stohlgren TJ (2009) Non-native plant invasions of United States  
457 National Parks. *Biol Invasions* 11:2195–2207. doi: 10.1007/s10530-008-9376-1
- 458 Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution  
459 models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Appl Ecol* 43:1223–1232.  
460 doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x
- 461 Araújo M, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol*  
462 22:42–47. doi: 10.1016/j.tree.2006.09.010
- 463 Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *J*  
464 *Biogeogr* 33:1677–1688. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x
- 465 Araújo MB, Peterson AT (2012) Uses and misuses of bioblastic envelope modeling. *Ecology*  
466 93:1527–1539. doi: 10.2307/23225219
- 467 Ashton IW, Hyatt LA, Howe KM, et al (2005) Invasive Species Accelerate Decomposition  
468 and Litter Nitrogen Loss in a Mixed Deciduous Forest. *Ecol Appl* 15:1263–1272. doi:  
469 10.1890/04-0741
- 470 Asner GP, Hughes RF, Vitousek PM, et al (2008) Invasive plants transform the three-  
471 dimensional structure of rain forests. *Proc Natl Acad Sci* 105:4519–4523. doi:  
472 10.1073/pnas.0710811105
- 473 Atwater DZ, Ervine C, Barney JN (2018) Climatic niche shifts are common in introduced  
474 plants. *Nat Ecol Evol* 2:34–43. doi: 10.1038/s41559-017-0396-z
- 475 Bahn V, McGill BJ (2013) Testing the predictive performance of distribution models. *Oikos*  
476 122:321–331. doi: 10.1111/j.1600-0706.2012.00299.x
- 477 Beck J, Böller M, Erhardt A, Schwanghart W (2014) Spatial bias in the GBIF database and its  
478 effect on modeling species' geographic distributions. *Ecol Inform* 19:10–15. doi:  
479 10.1016/j.ecoinf.2013.11.002
- 480 Bernard E, Aguiar LMS, Machado RB (2011) Discovering the Brazilian bat fauna: a task for  
481 two centuries? *Mamm Rev* 41:23–39. doi: 10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x
- 482 Bradley BA, Blumenthal DM, Wilcove DS, Ziska LH (2010) Predicting plant invasions in an  
483 era of global change. *Trends Ecol Evol* 25:310–318. doi: 10.1016/j.tree.2009.12.003
- 484 Brasil (2011) SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº  
485 9.985, de 18 de julho de 2000. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto  
486 nº 5.758, de 13 de abril de 2006.
- 487 Breiman L (2001) Random Forests. *Mach Learn* 45:5–32. doi: 10.1023/A:1010933404324
- 488 Costa H, Bettencourt MJ, Silva CMN, et al (2013) Invasive Alien Plants in the Azorean

489 Protected Areas: Invasion Status and Mitigation Actions. In: Plant Invasions in Protected  
490 Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 375–394

491 De Marco Júnior P, De Siqueira MF (2009) Como determinar a distribuição potencial de  
492 espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade* 5:65–76

493 Didham RK, Tylianakis JM, Hutchison MA, et al (2005) Are invasive species the drivers of  
494 ecological change? *Trends Ecol Evol* 20:470–474. doi: 10.1016/j.tree.2005.07.006

495 Dudley N, Stolton S (2008) Defining protected areas: An international conference in Almeria,  
496 Spain, May 2007

497 Durant JM, Hjermmann DØ, Ottersen G, Stenseth NC (2007) Climate and the match or  
498 mismatch between predator requirements and resource availability. *Clim Res* 33:271–  
499 283. doi: 10.3354/cr033271

500 Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and  
501 Prediction Across Space and Time. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:677–697. doi:  
502 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

503 Escobar H (2015) Fiscal crisis has Brazilian scientists scrambling. *Science* (80- ) 349:909–  
504 910. doi: 10.1126/science.349.6251.909

505 Fearnside PM (2016) Brazilian politics threaten environmental policies. *Science* (80- )  
506 353:746–748. doi: 10.1126/science.aag0254

507 Fourcade Y, Engler JO, Rödder D, Secondi J (2014) Mapping Species Distributions with  
508 MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance  
509 Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS One* 9:e97122. doi:  
510 10.1371/journal.pone.0097122

511 Foxcroft LC, Rouget M, Richardson DM, Mac Fadyen S (2004) Reconstructing 50 years of  
512 *Opuntia stricta* invasion in the Kruger National Park, South Africa: environmental  
513 determinants and propagule pressure. *Divers Distrib* 10:427–437. doi: 10.1111/j.1366-  
514 9516.2004.00117.x

515 Giovanelli JGR, de Siqueira MF, Haddad CFB, Alexandrino J (2010) Modeling a spatially  
516 restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the  
517 performance of five presence-only methods. *Ecol Modell* 221:215–224. doi:  
518 10.1016/j.ecolmodel.2009.10.009

519 Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple  
520 habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x

521 Guisan A, Tingley R, Baumgartner JB, et al (2013) Predicting species distributions for  
522 conservation decisions. *Ecol Lett* 16:1424–1435. doi: 10.1111/ele.12189

523 Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol*  
524 *Modell* 135:147–186. doi: 10.1016/S0304-3800(00)00354-9

525 Hijmans RJ, Graham CH (2006) The ability of climate envelope models to predict the effect  
526 of climate change on species distributions. *Glob Chang Biol* 12:2272–2281. doi:  
527 10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x

528 Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, et al (2015) Seven Shortfalls that Beset Large-Scale  
529 Knowledge of Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 46:523–549. doi:  
530 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400

531 Hughes L (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?  
532 *Trends Ecol Evol* 15:56–61. doi: 10.1016/S0169-5347(99)01764-4

533 IPCC (2017) Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc.ch/>. Accessed 1  
534 Feb 2017

535 Iponga DM, Milton SJ, Richardson DM (2008) Superiority in competition for light: A crucial  
536 attribute defining the impact of the invasive alien tree *Schinus molle* (Anacardiaceae) in  
537 South African savanna. *J Arid Environ* 72:612–623. doi:  
538 10.1016/J.JARIDENV.2007.10.001

- 539 Jiménez-Valverde A, Peterson AT, Soberón J, et al (2011) Use of niche models in invasive  
540 species risk assessments. *Biol Invasions* 13:2785–2797. doi: 10.1007/s10530-011-9963-4
- 541 Keane RM, Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis.  
542 *Trends Ecol Evol* 17:164–170. doi: 10.1016/S0169-5347(02)02499-0
- 543 Kehoe L, Romero-Muñoz A, Polaina E, et al (2017) Biodiversity at risk under future cropland  
544 expansion and intensification. *Nat Ecol Evol* 1:1129–1135. doi: 10.1038/s41559-017-  
545 0234-3
- 546 Kramer-Schadt S, Niedballa J, Pilgrim JD, et al (2013) The importance of correcting for  
547 sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers Distrib* 19:1366–1379. doi:  
548 10.1111/ddi.12096
- 549 Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014) Agricultural expansion and its impacts on  
550 tropical nature. *Trends Ecol Evol* 29:107–116. doi: 10.1016/J.TREE.2013.12.001
- 551 Lövei GL, Lewinsohn TM (2012) Megadiverse developing countries face huge risks from  
552 invasives. *Trends Ecol Evol* 27:2–3. doi: 10.1016/j.tree.2011.10.009
- 553 Loyola RD, Lemes P, Faleiro F V., et al (2012) Severe Loss of Suitable Climatic Conditions  
554 for Marsupial Species in Brazil: Challenges and Opportunities for Conservation. *PLoS*  
555 *One* 7:e46257. doi: 10.1371/journal.pone.0046257
- 556 Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, et al (2000) Biotic Invasions: Causes, Epidemiology,  
557 Global Consequences, and Control. *Ecol Appl* 10:689–710. doi: 10.2307/2641039
- 558 Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, et al (2008) Climate Change, Deforestation, and the Fate of  
559 the Amazon. *Science* (80- ) 319:169–172. doi: 10.1126/science.1146961
- 560 Mangla S, Sheley RL, James JJ (2011) Field growth comparisons of invasive alien annual and  
561 native perennial grasses in monocultures. *J Arid Environ* 75:206–210. doi:  
562 10.1016/j.jaridenv.2010.09.015
- 563 Müller-Schärer H, Schaffner U (2008) Classical biological control: exploiting enemy escape  
564 to manage plant invasions. *Biol Invasions* 10:859–874. doi: 10.1007/s10530-008-9238-x
- 565 Müller-Schärer H, Schaffner U, Steinger T (2004) Evolution in invasive plants: Implications  
566 for biological control. *Trends Ecol. Evol.* 19:417–422
- 567 Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for  
568 conservation priorities. *Nature* 403:853–858. doi: 10.1038/35002501
- 569 Newbold T (2010) Applications and limitations of museum data for conservation and ecology,  
570 with particular attention to species distribution models. *Prog Phys Geogr* 34:3–22. doi:  
571 10.1177/0309133309355630
- 572 Oyama MD, Nobre CA (2003) A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South  
573 America. *Geophys Res Lett* 30:2199. doi: 10.1029/2003GL018600
- 574 Parmesan C (2006) Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annu*  
575 *Rev Ecol Evol Syst* 37:637–669. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100
- 576 Patterson BD (1994) Accumulating Knowledge on the Dimensions of Biodiversity:  
577 Systematic Perspectives on Neotropical Mammals. *Biodivers Lett* 2:79–86. doi:  
578 10.2307/2999761
- 579 Pauchard A, Milbau A, Albiñá A, et al (2016) Non-native and native organisms moving into  
580 high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges  
581 for ecology and conservation. *Biol Invasions* 18:345–353. doi: 10.1007/s10530-015-  
582 1025-x
- 583 Pejchar L, Mooney HA (2009) Invasive species, ecosystem services and human well-being.  
584 *Trends Ecol Evol* 24:497–504. doi: 10.1016/j.tree.2009.03.016
- 585 Petenon D, Pivello VR (2008) Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países  
586 tropicais no contexto mundial. *Nat Conserv* 6:65–77
- 587 Peterson A, Soberon J, Pearson R, et al (2011) Ecological Niches and Geographic  
588 Distributions. *Monographs in Population Biology*. Princeton University Press.

- 589 Petitpierre B, Kueffer C, Broennimann O, et al (2012) Climatic Niche Shifts Are Rare Among  
590 Terrestrial Plant Invaders. *Science* (80- ) 335:1344–1348. doi: 10.1126/science.1215933
- 591 Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species  
592 geographic distributions. *Ecol Modell* 190:231–259. doi:  
593 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- 594 Pimentel D, McNair S, Janecka J, et al (2001) Economic and environmental threats of alien  
595 plant, animal, and microbe invasions. *Agric Ecosyst Environ* 84:1–20. doi:  
596 10.1016/S0167-8809(00)00178-X
- 597 Pimentel D, Zuniga R, Morrison D (2005) Update on the environmental and economic costs  
598 associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ* 52:273–288. doi:  
599 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002
- 600 Priti H, Aravind NA, Uma Shaanker R, Ravikanth G (2016) Modeling impacts of future  
601 climate on the distribution of Myristicaceae species in the Western Ghats, India. *Ecol*  
602 *Eng* 89:14–23. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.01.006
- 603 Pyke GH, Ehrlich PR (2010) Biological collections and ecological/environmental research: a  
604 review, some observations and a look to the future. *Biol Rev* 85:247–266. doi:  
605 10.1111/j.1469-185X.2009.00098.x
- 606 Reddy S, Dávalos LM (2003) Geographical sampling bias and its implications for  
607 conservation priorities in Africa. *J Biogeogr* 30:1719–1727. doi: 10.1046/j.1365-  
608 2699.2003.00946.x
- 609 Riahi K, Rao S, Krey V, et al (2011) RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse  
610 gas emissions. *Clim Change* 109:33–57. doi: 10.1007/s10584-011-0149-y
- 611 Richardson DM, Pysek P, Rejmanek M, et al (2000) Naturalization and invasion of alien  
612 plants: concepts and definitions. *Divers Distrib* 6:93–107. doi: 10.1046/j.1472-  
613 4642.2000.00083.x
- 614 Roberts DR, Bahn V, Ciuti S, et al (2017) Cross-validation strategies for data with temporal,  
615 spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography (Cop)* 40:913–929. doi:  
616 10.1111/ecog.02881
- 617 Rodrigues ASL, Andelman SJ, Bakarr MI, et al (2003) Global Gap Analysis: towards a  
618 representative network of protected areas. In: *Advances in Applied Biodiversity Science*  
619 5. Washington DC: Conservation International., pp 6–98
- 620 Rose M, Hermanutz L (2004) Are boreal ecosystems susceptible to alien plant invasion?  
621 Evidence from protected areas. *Oecologia* 139:467–477. doi: 10.1007/s00442-004-1527-  
622 1
- 623 Royle JA, Chandler RB, Yackulic C, Nichols JD (2012) Likelihood analysis of species  
624 occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions.  
625 *Methods Ecol Evol* 3:545–554. doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00182.x
- 626 Sastre P, Lobo JM (2009) Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity  
627 patterns. *Biol Conserv* 142:462–467. doi: 10.1016/J.BIOCON.2008.11.002
- 628 Shah MA, Shaanker RU (2014) Invasive species: reality or myth? *Biodivers Conserv*  
629 23:1425–1426. doi: 10.1007/s10531-014-0673-y
- 630 Simberloff D, Stiling P (1996) Risks of species introduced for biological control. *Biol*  
631 *Conserv* 78:185–192. doi: 10.1016/0006-3207(96)00027-4
- 632 Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM, et al (2006) Modelling conservation in the  
633 Amazon basin. *Nature* 440:520–523. doi: 10.1038/nature04389
- 634 Sousa-Baena MS, Garcia LC, Peterson AT (2013) Completeness of digital accessible  
635 knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. *Divers Distrib*  
636 20:369–381. doi: 10.1111/ddi.12136
- 637 Spear D, Foxcroft LC, Bezuidenhout H, McGeoch MA (2013) Human population density  
638 explains alien species richness in protected areas. *Biol Conserv* 159:137–147. doi:

639 10.1016/j.biocon.2012.11.022  
640 Still SM, Frances AL, Treher AC, Oliver L (2015) Using Two Climate Change Vulnerability  
641 Assessment Methods to Prioritize and Manage Rare Plants: A Case Study. *Nat Areas J*  
642 35:106–121. doi: 10.3375/043.035.0115  
643 Tax DMJ, Duin RPW (2004) Support Vector Data Description. *Mach Learn* 54:45–66. doi:  
644 10.1023/B:MACH.0000008084.60811.49  
645 Taylor GT, Muller-Karger FE, Thunell RC, et al (2012) Ecosystem responses in the southern  
646 Caribbean Sea to global climate change. *Proc Natl Acad Sci* 109:19315–19320. doi:  
647 10.1073/pnas.1207514109  
648 Theoharides KA, Dukes JS (2007) Plant invasion across space and time: factors affecting  
649 nonindigenous species success during four stages of invasion. *New Phytol* 176:256–273.  
650 doi: 10.1111/j.1469-8137.2007.02207.x  
651 Traveset A, Richardson D (2006) Biological invasions as disruptors of plant reproductive  
652 mutualisms. *Trends Ecol Evol* 21:208–216. doi: 10.1016/j.tree.2006.01.006  
653 Tylianakis JM, Didham RK, Bascompte J, Wardle DA (2008) Global change and species  
654 interactions in terrestrial ecosystems. *Ecol Lett* 11:1351–1363. doi: 10.1111/j.1461-  
655 0248.2008.01250.x  
656 Václavík T, Meentemeyer RK (2009) Invasive species distribution modeling (iSDM): Are  
657 absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions? *Ecol*  
658 *Modell* 220:3248–3258. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.08.013  
659 Vanhatalo J, Veneranta L, Hudd R (2012) Species distribution modeling with Gaussian  
660 processes: A case study with the youngest stages of sea spawning whitefish (*Coregonus*  
661 *lavaretus* L. s.l.) larvae. *Ecol Modell* 228:49–58. doi:  
662 10.1016/J.ECOLMODEL.2011.12.025  
663 Veloso HP, Oliveira-Filho LD, Vaz AMSF, et al (1992) Manual Técnico da Vegetação  
664 Brasileira. Rio janeiro IBGE 1–92  
665 Wade L (2016) Brazilian crisis threatens science and environment. *Science* (80- ) 352:1044–  
666 1044. doi: 10.1126/science.352.6289.1044  
667 Whittaker RJ, Araújo MB, Jepson P, et al (2005) Conservation Biogeography: assessment and  
668 prospect. *Divers Distrib* 11:3–23. doi: 10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x  
669 Wilson EO (2017) Biodiversity research requires more boots on the ground. *Nat Ecol Evol*  
670 1:1590–1591. doi: 10.1038/s41559-017-0360-y  
671 Zenni RD, Ziller SR (2011) An overview of invasive plants in Brazil. *Rev Bras Botânica*  
672 34:431–446. doi: 10.1590/S0100-84042011000300016  
673 Ziller SR., Dechoum MS (2013) Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de  
674 conservação no Brasil. *Biodiversidade Bras* 3:4–31  
675

## 676 6. MATERIAL SUPLEMENTAR

677

678 **6. 1.** Variáveis climáticas e edáficas (nomes e unidades) utilizadas como predictoras nos modelos  
679 de distribuição de espécies de plantas.

680

	<b>Bioclimáticas</b>	Unidade
Temperatura média anual		° C
Intervalo médio diurno		° C
Isotermalidade		° C
Temperatura de sazonalidade		° C
Temperatura máxima do mês mais quente		° C
Temperatura mínima do mês mais frio		° C

Faixa anual de temperatura	° C
Temperatura média do trimestre mais úmido	° C
Temperatura média do trimestre mais seco	° C
Temperatura média do trimestre mais quente	° C
Temperatura média do trimestre mais frio	° C
Precipitação anual	mm
Precipitação do mês mais úmido	mm
Precipitação do mês mais seco	mm
Sazonalidade de precipitação	mm
Precipitação do trimestre mais chuvoso	mm
Precipitação do trimestre mais seco	mm
Precipitação do trimestre mais quente	mm
Precipitação do trimestre mais frio	mm

#### **Edáficas**

Profundidade absoluta base rochosa	cm
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 0 cm	%
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 100 cm	%
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 15 cm	%
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 200 cm	%
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 30 cm	%
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 5 cm	%
Capacidade disponível de água no solo até o ponto de murcha em profundidade 60 cm	%
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 0,00 m	cmol/kg
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 0.05 m	cmol/kg
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 0.15 m	cmol/kg
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 0.30 m	cmol/kg
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 0.60 m	cmol/kg
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 1.00 m	cmol/kg
Capacidade de permuta catiónica do solo a uma profundidade de 2.00 m	cmol/kg
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 0,00 m	%
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 0.05 m	%
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 0.15 m	%
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 0.30 m	%
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 0.60 m	%
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 1.00 m	%
Teor de argila (0-2 micrômetros) a uma profundidade de 2.00 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 0.00 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 0.05 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 0.15 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 0.30 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 0.60 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 1.00 m	%
Fragmentos grosseiros volumétricos a uma profundidade de 2.00 m	%
Profundidade para o leito rochoso (horizonte R) até 200 cm	cm
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 0,00 m	%
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 0.05 m	%
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 0.15 m	%
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 0.30 m	%
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 0.60 m	%
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 1.00 m	%
Teor de areia (50-2000 micrômetros) a uma profundidade de 2.00 m	%
Teor de água saturada tetra-S para profundidade 0 cm	%
Teor de água saturada tetra-S para profundidade 100 cm	%
Teor de água saturada tetra-S para profundidade 15 cm	%

Teor de água saturada teta-S para profundidade 200 cm	%
Teor de água saturada teta-S para profundidade 30 cm	%
Teor de água saturada teta-S para profundidade 5 cm	%
Teor de água saturada teta-S para profundidade 60 cm	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 0.00 m	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 0.05 m	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 0.15 m	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 0.30 m	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 0.60 m	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 1.00 m	%
Teor de silte (2-50 micrômetros) a uma profundidade de 2.00 m	%
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 0,00 m	g / kg
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 0.05 m	g / kg
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 0.15 m	g / kg
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 0.30 m	g / kg
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 0.60 m	g / kg
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 1.00 m	g / kg
Teor de carbono orgânico no solo (fração de terra fina) a uma profundidade de 2.00 m	g / kg
pH do solo em H2O a profundidade 0,00 m	x10
pH do solo em H2O a profundidade 0.05 m	x10
pH do solo em H2O a profundidade 0.15 m	x10
pH do solo em H2O a profundidade 0.30 m	x10
pH do solo em H2O a profundidade 0.60 m	x10
pH do solo em H2O a profundidade 1.00 m	x10
pH do solo em H2O a profundidade 2.00 m	x10

# **ANEXOS**



## I. Artigos publicados durante vigência do mestrado:

**academicJournals**  
Vol. 16(25), pp. 1379-1385, 21 June, 2017  
DOI: 10.5897/AJB2016.15824  
Article Number: A08A7CB64864  
ISSN 1684-5315  
Copyright © 2017  
Author(s) retain the copyright of this article  
<http://www.academicjournals.org/AJB>

**African Journal of Biotechnology**

*Full Length Research Paper*

### Leaf conditioning of Brazilian Cerrado species for DNA microextraction

Luiza Gabriela Fulgêncio de Lima<sup>1</sup>, Caio César de Oliveira Pereira<sup>2</sup>, Camila Gracyelle de Carvalho Lemes<sup>1</sup>, Anderson Rodrigo da Silva<sup>2</sup>, Juliana Oliveira da Silva<sup>2</sup>, Dieferson da Costa Estrela<sup>1</sup>, Guilherme Malafaia<sup>1</sup> and Ivandilson Pessoa Pinto de Menezes<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Biology, IF Goiano, Urutaí, Goiás, Brazil.  
<sup>2</sup>Department of Agronomy, IF Goiano, Urutaí, Goiás, Brazil.

Received 6 December, 2016; Accepted 9 June, 2017

Proper conditioning of leaf tissues in collection expeditions can affect the quantity and quality of DNA in the extraction process. The aim of this work was to define a method of preserving foliar tissue suitable for obtaining DNA from Brazilian Cerrado trees. Young leaves of species (Mangaba and Baru) were collected and conditioned in five different treatments during a period of six days. Genomic DNA was obtained using two alternative versions of the cetyltrimethyl ammonium bromide (CTAB) protocol. For Mangaba, no statistical differences were verified between means of DNA values obtained with diversity arrays technology (DArT) (55 ng/μL) and CTAB (48 ng/μL) methods. It was found that the amounts of DNA obtained with the methods used differed according with the conditioning type and time ( $F_{29,80} = 1.98$ ;  $p = 0.022$ ). For Baru, the mean of DNA extracted was significantly higher ( $F_{1,80} = 42.81$ ;  $p < 0.01$ ) from the CTAB method (80 ng/μL). A significant difference ( $p < 0.05$ ) was also observed between DNA means of conditioning types ( $F_{4,80} = 1.1$ ,  $p = 2 \times 10^{-4}$ ), without this being detected over time. Any preservation method tested is indicated for the selection of Mangaba and Baru foliar tissue conditioning for DNA extraction in a short period (up to six days).

**Key words:** Conservation, germplasm, native tree, DNA purification.

Multi-Science Journal v. 1, n. 10 (2018) 78-82

Conteúdo disponível em: <https://www.ifgoiano.edu.br/periodicos/>

**Multi-Science Journal**

Website do periódico: <https://www.ifgoiano.edu.br/periodicos/index.php/multiscience>

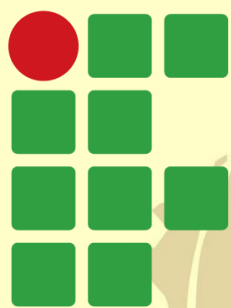
Artigo Original

### CONHECIMENTO DE ESTUDANTES DO ENSINO MÉDIO SOBRE PLANTAS EXÓTICAS: UM ESTUDO DE CASO NO INTERIOR DO BRASIL

Luiza Gabriela Fulgêncio de Lima<sup>1</sup>; Anderson Rodrigo da Silva<sup>1</sup>; Dieferson da Costa Estrela<sup>1</sup>; Guilherme Malafaia<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí, Brasil.  
<sup>\*</sup>[guilhermefgoiano@gmail.com](mailto:guilhermefgoiano@gmail.com)

INFO ARTIGO	RESUMO
Histórico do artigo Recebido: 18 fevereiro 2018 Aceito: 14 março 2018	O presente estudo objetivou identificar o conhecimento de discentes do ensino médio sobre plantas exóticas no Cerrado, considerando essa temática muito pouco estudada. Participaram do estudo 170 estudantes de diferentes cursos técnicos de nível médio, sendo utilizado, para coleta de dados um questionário investigativo e para análise dos resultados realizou-se análise de correspondência. No geral, o nível de conhecimento a respeito da temática da bioinvasão dentre os alunos é baixo. Destaca-se a necessidade de que a temática seja melhor abordada nas escolas. Nesse sentido, sugere-se a produção de materiais que sirvam de recursos e propostas didáticas, de modo que se explore esse problema ambiental e de grande interesse ecológico, bem como econômico.
<i>Palavras-chaves</i> Invasão biológica Perda de biodiversidade Cerrado	



# INSTITUTO FEDERAL

Goiano

---

Campus  
Urutaí

