

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

O EFEITO ATUAL E FUTURO DE UMA GRAMÍNEA AFRICANA INVASORA SOBRE UMA PLANTA AMEAÇADA DO CERRADO BRASILEIRO

QUINTINO GOMES

Orientador: Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

Urutaí, Abril de 2025





Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano

Reitor

Prof. Dr. Elias de Pádua Monteiro

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação e Inovação

Prof. Dr. Alan Carlos da Costa

Campus Urutaí

Diretor Geral

Prof. Dr. Paulo César Ribeiro Cunha

Diretor de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação

Prof. Dr. Anderson Rodrigo da Silva

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

Coordenador

Profª. Dra. Débora Astoni Moreira

Urutaí, Abril de 2025

QUINTINO GOMES

**O EFEITO ATUAL E FUTURO DE UMA GRAMÍNEA AFRICANA
INVASORA SOBRE UMA PLANTA AMEAÇADA DO CERRADO
BRASILEIRO**

Orientador:

Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

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)
2025

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

Q55e Gomes, Quintino.

O efeito atual e futuro de uma gramínea africana invasora sobre uma planta ameaçada do Cerrado Brasileiro [manuscrito] / Quintino Gomes. -- Urutaí, GO: IF Goiano, 2025.

42 p.

Orientador: Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

Dissertação (Mestrado em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado) – Instituto Federal Goiano, Campus Urutaí, 2025.

1. Competição. 2. Ecossistema. 3. Ações Antrópicas. 4. Distribuição de Espécies. 5. Impactos. I. Título. II. IF Goiano - Campus Urutaí.

CDU 581.9:574.5(81-13)

Responsável: Johnathan Pereira Alves Diniz – Bibliotecário/CRB 1 nº 2376

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO

PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS

NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano a disponibilizar gratuitamente o documento em formato digital no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

IDENTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA

- | | |
|---|---|
| ☐ Tese (doutorado) | ☐ Artigo científico |
| ☒ Dissertação (mestrado) | ☐ Capítulo de livro |
| ☐ Monografia (especialização) | ☐ Livro |
| ☐ TCC (graduação) | ☐ Trabalho apresentado em evento |
| ☒ Produto técnico e educacional - Tipo: Manual Informativo- Gramíneas Invasoras | |

Nome completo do autor:

Quintino Gomes

Matrícula:

2023101330940009

Título do trabalho:

O EFEITO ATUAL E FUTURO DE UMA GRAMÍNEA AFRICANA INVASORA SOBRE UMA PLANTA AMEAÇADA DO CERRADO BRASILEIRO

RESTRIÇÕES DE ACESSO AO DOCUMENTO

Documento confidencial: ☒ Não ☐ Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 23 / 05 / 2025

O documento está sujeito a registro de patente? ☐ Sim ☒ Não

O documento pode vir a ser publicado como livro? ☐ Sim ☒ Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O(a) referido(a) autor(a) declara:

- Que o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- Que obteve autorização de quaisquer materiais incluídos no documento do qual não detém os direitos de autoria, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- Que cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Urutai

Local

23 / 05 / 2025

Data



Assinatura do autor e/ou detentor dos direitos autorais

Ciente e de acordo:

Assinatura do(a) orientador(a)



Documento assinado digitalmente

DANIEL DE PAIVA SILVA

Data: 28/05/2025 08:43:37-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 37/2025 - CREPG-UR/DPGPI-UR/CMPURT/IFGOIANO

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO

ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO DE MESTRADO

Aos vinte e quatro dias do mês de abril de dois mil e vinte e cinco, às nove horas, reuniram-se os membros da banca examinadora em sessão pública realizada virtualmente para proceder à avaliação da defesa de Trabalho de Conclusão de Curso de mestrado profissional, de autoria de **Quintino Gomes**, discente do **Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado do Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí**, com trabalho intitulado **"O efeito atual e futuro da gramínea africana invasora sobre uma planta ameaçada do cerrado brasileiro."**. A sessão foi aberta pelo presidente da banca examinadora, Prof. Dr. **Daniel de Paiva Silva**, que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida ao autor para, em até 40 minutos, proceder à apresentação de seu Trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu o candidato, tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação e parecer pela banca. Tendo-se em vista o Regulamento do Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado, o Trabalho de Conclusão de Curso foi **APROVADO**, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **MESTRE EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, na área de concentração em **Ciências Ambientais**. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega na secretaria do Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado do comprovante de depósito da versão definitiva do Trabalho de Conclusão de Curso, com as devidas correções apontadas pela banca e orientadora, junto ao Repositório Institucional do IF Goiano - RIIF. Assim sendo, a defesa perderá a validade se não cumprida essa condição em até **60 (sessenta) dias** da sua ocorrência. Cumpridas as formalidades, a presidência da banca avaliadora encerrou a sessão de defesa e, para constar, foi lavrada a presente ata, que, após lida e achada conforme, será assinada eletronicamente pelos membros da banca examinadora.

Membros da Banca Examinadora:

Nome	Instituição	Situação no Programa
Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva	IF Goiano	Orientador/Presidente
Prof ^ª . Dr ^ª . Tânia Maria Moura	IF Goiano	Membra interna
Prof ^ª . Dr ^ª . Fernanda Gonçalves Sousa	UFPA (Pós-doutoranda)	Membra externa

Documento assinado eletronicamente por:

- Daniel de Paiva Silva, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 24/04/2025 11:17:48.
- Fernanda Gonçalves de Sousa, Fernanda Gonçalves de Sousa - Professor Avaliador de Banca - Instituto Federal Goiano (1), em 24/04/2025 12:34:08.
- Tania Maria de Moura, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 27/04/2025 22:05:22.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 24/04/2025. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 700588

Código de Autenticação: 2cc003210b



INSTITUTO FEDERAL GOIANO

Campus Urutai

Rodovia Geraldo Silva Nascimento, Km 2.5, SN, Zona Rural, URUTAI / GO, CEP 75790-000

(64) 3465-1900



FICHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação:	O EFEITO ATUAL E FUTURO DE UMA GRAMÍNEA AFRICANA INVASORA SOBRE UMA PLANTA AMEAÇADA DO CERRADO BRASILEIRO
Orientador(a):	PROF DR. DANIEL DE PAIVA SILVA
Autor(a):	QUINTINO GOMES

Dissertação de Mestrado **APROVADA** em 24 de abril de 2025, como parte das exigências para obtenção do Título de **MESTRE EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, pela Banca Examinadora especificada a seguir.

Prof. Dr Daniel de Paiva Silva
Orientador, IF Goiano – Campus Urutaí
Presidente

Profa. Dra. Tânia Maria de Moura
IF Goiano – Campus Urutaí
Membro titular

Profa. Dra. Fernanda Gonçalves Sousa
UFPA- Universidade Federal do Pará
Membro titular

*“A ciência nunca resolve um problema sem
criar pelo menos outros dez.”
(George Bernard Shaw)*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus por todas as coisas.

Agradeço a minha família por tudo que fazem.

Ao meu orientador Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva, pela oportunidade de desenvolver este projeto, pela paciência em me ajudar diante das dificuldades enfrentadas durante este trabalho.

Agradeço ao Instituto Federal Goiano Campus Urutaí e PPG-CRENAC pela concessão de bolsa de mestrado para me conseguir se manter por aqui. Ao Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia (COBIMA) que me proporcionou espaço para desenvolver este projeto.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado pelo ensinamento.

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
2.1. Dados de ocorrência das espécies.....	15
2.2. Variáveis climáticas e SDMs.....	15
2.3. SDMs e avaliação.....	16
2.4. Análises de nicho ambiental entre <i>U. decumbens</i> e <i>D. wilsonii</i>	18
3. RESULTADOS.....	19
4. DISCUSSÃO.....	21
5. CONCLUSÃO.....	27
6. REFERÊNCIAS.....	28
ANEXO SI.....	42

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Distribuição geográfica atual de *D. wilsonii* e *U. decumbens*. As ocorrências observadas estão representadas por pontos.....17
- Figura 2.** Ocorrência atual, projeções futuras e sobreposição dos cenários para as plantas *D. wilsonii* e *U. decumbens* nos cenários atual e futuros (SSP 126, SSP 245, SSP 585), considerando-se a sobreposição (overlap) de ambas as espécies em todos os cenários. Azul: *D. wilsonii*; vermelho: *U. decumbens*; roxo: sobreposição das espécies em cada cenário; cinza: ausência.....20
- Figura 3.** Condições climáticas adequadas para *D. wilsonii*, *U. decumbens* e sobreposição das duas espécies de plantas. Resultados obtidos da análise de nicho ambiental. Os cantos fortes representam os 20% maiores de densidade e as linhas finas e tracejadas representam 50% e 100% das condições ambientais disponíveis para cada espécie, respectivamente.....22

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Valores médios e o desvio padrão da métrica de avaliação do índice de similaridade Jaccard gerado em cada um dos algoritmos utilizado em nossos modelos para distribuição de ambas as espécies.....19
- Tabela 2.** Valores da estatística D dos cenários de condições ambientais.....21
- Tabela SI.** Autovalores e autovetores, contribuições e a soma dos componentes principais originais derivados das 49 variáveis ambientais que explicaram 95% da variação inicial no ambiente.....42

O EFEITO ATUAL E FUTURO DE UMA GRAMÍNEA AFRICANA INVASORA SOBRE UMA PLANTA AMEAÇADA DO CERRADO BRASILEIRO

RESUMO

Espécies invasoras podem ser favorecidas por mudanças climáticas repondo espécies e funções ecossistêmicas eliminadas por ações antrópicas. As alterações climáticas provocam mudanças fenológicas, nas interações ecológicas e na estrutura das comunidades. No Cerrado brasileiro, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster Basilisk (Poaceae) afeta negativamente o crescimento de plantas nativas vulneráveis deste bioma, como *Dimorphandra wilsonii* Rizzini (Fabaceae), inscrita na lista de espécies ameaçada da IUCN e da flora do Brasil criticamente ameaçadas de extinção. Este estudo avaliou como a distribuição de *D. wilsonii* seria afetada pela distribuição potencial de *U. decumbens*. Neste trabalho modelou-se a distribuição geográfica atual e futura das espécies, avaliando-se o potencial da espécie invasora e seus efeitos sobre *D. wilsonii*. Predizemos a distribuição de espécies integrando 49 variáveis climáticas e edáficas, que foram reduzidas utilizando uma análise de componentes principais. Os resultados não indicaram uma mudança significativa na distribuição climática atual e futuro de ambas espécies. *Dimorphandra wilsonii*, vulnerável ao estabelecimento de *U. decumbens*, permanecerá potencialmente ameaçada pela espécie exótica. Clima e solo apresentaram impacto climático pequeno na sobreposição de nicho ecológico das espécies, sugerindo que outros fatores ambientais e suas interações desempenham um papel mais considerável. Observamos que o tipo de solo teve alguma influência na dinâmica ecológica das espécies numa perspectiva macroecológica. O clima e solo pode influenciar áreas para adequação ambiental das espécies estudadas. A interação do solo e fatores climáticos foram importantes para determinar a distribuição geográfica de espécies.

Palavras-chave: Competição, Ecossistema, Ações Antrópicas, Distribuição de Espécies, Impactos.

THE CURRENT AND FUTURE EFFECT OF AN INVASIVE AFRICAN GRASS ON AN ENDANGERED PLANT OF THE BRAZILIAN CERRADO

ABSTRACT

Invasive species may benefit from climate change, replacing species and ecosystem functions that human actions have eliminated. Climate change causes changes in phenology, ecological interactions, and community structure. In the Brazilian Cerrado, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster Basilisk (Poaceae) negatively affects the growth of vulnerable native plants of this biome, such as *Dimorphandra wilsonii* Rizzini (Fabaceae), registered on the IUCN list of threatened species and Brazilian flora critically endangered. This study evaluated how the distribution of *D. wilsonii* would be affected by the potential distribution of *U. decumbens*. In this work, we modeled the current and future geographic distribution of the species, evaluating the potential of the invasive species and its effects on *D. wilsonii*. We predicted the distribution of species by integrating 49 climatic and soil variables, which were reduced using a principal component analysis. The results did not indicate a significant change in the current and future climatic distribution of either species. *Dimorphandra wilsonii*, vulnerable to the establishment of *U. decumbens*, will remain potentially threatened by the exotic species. Climate and soil showed little climatic impact on the ecological niche overlap of the species, suggesting that other environmental factors and their interactions play a more considerable role. We observed that soil type had some influence on the ecological dynamics of the species from a macroecological perspective. Climate and soil can influence areas for the environmental suitability of the studied species. The interaction of soil and climatic factors was important to determine the geographic distribution of species.

Keywords: Competition, Ecosystem, Anthropogenic Actions, Species Distribution, Impacts.

1. INTRODUÇÃO

Em comunidades biológicas afetadas por processos antrópicos (e.g., fragmentação e perda de habitats, conversões no uso do solo, mudanças climáticas), plantas exóticas invasoras podem ser favorecidas e se beneficiarem a ponto de reporem espécies e funções ecossistêmicas eliminadas pelas atividades antrópicas (Klink & Moreira, 2002; Fuentes-Ramirez et al., 2011). Assim, espécies exóticas invasoras constituem uma séria ameaça à biodiversidade em ecossistemas naturais, uma vez que são notáveis competidores em ambientes invadidos e, em geral, apresentam em maior quantidade que aquelas das espécies nativas, mesmo considerando-se suas abundâncias em suas áreas de ocorrência natural (Didham et al., 2005; Fares et al., 2020). Consequentemente, vários processos ecossistêmicos, como ciclagem de matéria, fluxo de energia e dinâmicas competitivas entre espécies são alterados, causando problemas às espécies nativas presentes nas comunidades antes do processo invasivo (Levine et al., 2003; Ashton et al., 2005; Traveset & Richardson, 2006; Asner et al., 2008; Iponga et al., 2008; Rossiello & Antunes, 2012; Guido et al., 2016). A entrada de uma espécie exótica pode alterar a disponibilidade de luz (e outras condições ambientais), e, consequentemente, dificultar o crescimento de plantas nativas de determinado local (Iponga et al., 2008; Fonseca et al., 2013). No Brasil, são notórios os exemplos de espécies de plantas como *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth (Bignoniaceae) que, em algumas regiões do país, são responsáveis por inutilizar pastagens e mesmo a recuperação das matas nativas da região ao se tornar uma espécie dominante (Kranz & Passini, 1997; Bredow et al., 2004).

Em levantamentos de espécies exóticas invasoras realizados no Brasil, (Zenni & Ziller, 2011; Ziller et al., 2013; Sampaio & Schmidt, 2014; Zappi et al., 2015; Hulme et al., 2023; IHDCA., 2023; Zenni et al., 2024), *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster tem sido detectada como uma espécie gramínea exótica com muitas ocorrências no Brasil, especialmente no Cerrado (Pivello et al., 1999; Pivello, 2011; Guimarães Silva et al., 2020). Anteriormente, já foi demonstrado que *U. decumbens* é capaz de afetar negativamente o crescimento inicial da planta nativa *Dimorphandra wilsonii* Rizzini (Fabaceae) mantendo suas populações em baixos números (Fonseca et al., 2013). *Dimorphandra wilsonii* é uma espécie arbórea nativa do Cerrado descrita como importante para aplicações medicinais e outros fins (Rizzini, 1969; IEF, 2011; Fonseca et al., 2013). A preservação dessa espécie é crucial, uma vez que está classificada como espécie ameaçada da IUCN (2021) e da flora e funga do Brasil (Martinelli & Moraes, 2013) como uma espécie criticamente ameaçada de extinção, principalmente por ter uma distribuição geográfica muito restrita, majoritariamente distribuída nos Cerrados do estado de Minas Gerais. As áreas da distribuição de *D. wilsonii* no bioma Cerrado vêm sofrendo intensas e rápidas conversões de vegetação natural para pastagens e plantações (Klink & Moreira, 2002; Klink & Machado, 2005; Carvalho et al., 2009), facilitando ainda mais a invasão por

35 *U. decumbens* e potencialmente afetando as populações remanescentes de *D. wilsonii* (Fonseca et al.,
36 2013).

37 Considerando este contexto competitivo entre a gramínea exótica *U. decumbens* e a planta
38 nativa *D. wilsonii*, os cenários de mudanças climáticas são importantes a se considerar na perspectiva
39 destas espécies. De modo geral, espera-se que as mudanças climáticas futuras causem mudanças nas
40 distribuições geográficas das espécies que se dispersarão em direção a áreas climaticamente
41 favoráveis ao seu desenvolvimento (Hughes, 2000; Walther et al., 2002; Parmesan, 2006; Pecl et al.,
42 2017). Tais mudanças podem alterar significativamente a estrutura das comunidades biológicas,
43 causando a perda de interações biológicas, extinções de espécies em diferentes escalas espaciais
44 (local, regional, global), bem como o surgimento de novas interações biológicas (Hughes, 2000;
45 Walther et al., 2002; Parmesan, 2006). Desta forma, é importante avaliar como será a distribuição
46 atual e futura de *D. wilsonii* e como esta espécie se comportará frente à presença de *U. decumbens*
47 em grandes escalas espaciais nos futuros cenários de mudanças climáticas. Um agravante ao problema
48 das invasões e efeito controle de espécie não-nativa são as limitações quanto ao conhecimento de
49 aspectos biológicos das espécies, conhecidos como déficits de conhecimento, que podem prejudicar
50 significativamente políticas e ações de controle /manejo (Whittaker et al. 2005; Cardoso et al., 2011;
51 Hortal et al., 2015).

52 O clima é um fator de controle de processos ecossistêmicos e das distribuições de espécies. As
53 alterações climáticas podem produzir mudanças na fenologia, interações ecológicas e distribuições
54 geográficas (Root et al., 2003; Araújo et al., 2004; Parmesan, 2006; Williams et al., 2007; Classen
55 et al., 2010; Lemes & Loyola, 2013). Algumas mudanças fenológicas e espaciais causadas pelas
56 alterações climáticas já foram documentadas (Parmesan, 2006). Uma maneira de investigar os efeitos
57 das mudanças climáticas é a utilização de modelos de distribuição de espécies [MDEs ou *species*
58 *distribution models* (SDMs) em inglês]. Esses métodos correlacionam dados biogeográficos de
59 ocorrência das espécies com variáveis climáticas observadas, para estimar um espaço multivariado
60 com parâmetros de nicho ambiental. Com isso, os métodos utilizados para as modelagens são capazes
61 de projetar as condições ambientais das espécies no espaço geográfico, em locais que no futuro serão
62 climaticamente apropriadas para as espécie-alvo da análise (Elith & Leathwick, 2009; Pecl et al.,
63 2017; Dew et al., 2019). Estes métodos podem amenizar o déficit Wallaceano (Whittaker et al., 2005;
64 Bini et al., 2006), que é a falta de conhecimento apropriado acerca da distribuição de espécies no
65 espaço geográfico. Assim, é possível calcular as condições climáticas ambientais da área de
66 distribuição de milhares de espécies de acordo com similaridade climática utilizando SDMs. Nessa
67 perspectiva, diferentes modelos são utilizados para avaliar ou prever espécies invasoras (Elith &
68 Leathwick, 2009).

69 Os modelos de distribuição de espécies têm sido largamente utilizados, contemplando diversos
70 âmbitos, ajudando, por exemplo, nos estudos em priorização de áreas para conservação de espécies e
71 prevenção /manejo de espécies exóticas (Araújo & Williams, 2000; De Marco et al., 2008; Rangel et
72 al., 2014; Faleiro et al., 2015; Rodrigues et al., 2015). SDMs são eficazes devido às suas capacidades
73 de auxiliar superação de lacunas de conhecimento sobre a distribuição de espécies. Essas capacidades
74 fazem dos modelos de distribuição de espécies uma ferramenta essencial e eficaz para estudos e ações
75 de conservação biológicas em cada local, mesmo com baixos recursos econômicos disponíveis para
76 ações de manejo (Rangel & Loyola 2012). Nesse contexto, comparando os cenários presente e futuro,
77 este trabalho busca apresentar a distribuição potencial da espécie invasora *U. decumbens* e da planta
78 nativa *D. wilsonii* para avaliar se haverá aumento ou diminuição da distribuição de cada espécie em
79 cada cenário futuro, em comparação com o presente, no Brasil. Este estudo também mensurou uma
80 possível diferença em sobreposição e competição por recursos no espaço entre as espécies em
81 diferentes cenários climáticos.

82 Neste sentido, Broennimann et al. (2012) e Guisan et al. (2014) propuseram um método
83 interessante (PCA-env) para se avaliar como estas espécies se comportam durante o processo
84 invasivo. Especificamente, este método de análise de nicho ambiental, originalmente, foi
85 desenvolvido para se avaliar se espécies invasoras mantinham as características originais de seus
86 nichos climáticos durante o processo de invasão de novos ambientes. Apesar disso, este método
87 também já foi comumente utilizado previamente para se avaliar como espécies que coocorrem em
88 uma mesma macroregião se comportam, considerando-se seu espaço climático multivariado e
89 hipóteses de interação e evolução de espécies aparentadas (Silva et al., 2014; Vivallo et al., 2019;
90 Silva et al., 2020). Este método também já foi utilizado, por exemplo, para se avaliar o potencial
91 efeito de espécies invasoras no nicho climático de espécies nativas durante o processo invasivo (Teles
92 et al., 2022; Montalva et al., 2024).

93 Assim, o presente estudo foi idealizado para testar a hipótese de que *U. decumbens* será
94 favorecida pelas mudanças climáticas no futuro pesquisado para América do Sul, devido à sua alta
95 taxa de reprodução e facilidade de distribuição em diferentes tipos de solo (Williams & Baruch, 2000;
96 Friedman, 2017). Por outro lado, *D. wilsonii* será prejudicada pela competição direta com a espécie
97 invasora. Especificamente, SDMs foram utilizados para se testar tal hipótese, comparando os cenários
98 presente e futuro de distribuição das espécies *D. wilsonii* e *U. decumbens*. Adicionalmente, utilizou-
99 se o método PCA-env para se avaliar o nicho climático ambiental ocupado pelas duas espécies no
100 presente considerando-se (1) somente o clima, (2) somente o solo e (3) o clima e o solo da América
101 do Sul. Tal análise foi realizada para se obter estimativas macroecológicas de competição entre as
102 duas espécies.

103

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Dados de ocorrência das espécies

Os dados de ocorrência de *D. wilsonii* e de *U. decumbens* foram obtidos no *SpeciesLink* (<http://www.splink.cria.org.br>) e *Global Biological Information Facility* GBIF- (<http://www.gbif.org>; <https://doi.org/10.15468/dl.xw5yaz>). Registros de museus e fotos identificadas fornecidas por cientistas cidadãos confirmadas por especialistas também foram consideradas. Para ocorrências que não possuíam coordenadas geográficas exatas, mas tinham informações do município de coleta disponíveis, foram considerados. O Google Earth (Google Inc., 2023) foi utilizado para obter as coordenadas geográficas das ocorrências com informações faltantes (latitude e longitude). Entretanto, ocorrências não confiáveis foram descartadas do conjunto de dados. Todas as bases de dados foram acessadas em 2024. Ao todo, 38 ocorrências de *D. wilsonii* e 275 ocorrências de *U. decumbens* foram obtidas e permitiram modelar a distribuição destas espécies nos cenários presente e futuro (Figura 1 e 2).

2.2. Variáveis climáticas e SDMs

SDMs utilizam as ocorrências das espécies e variáveis climáticas para prever suas distribuições. Utilizamos uma combinação das 19 variáveis bioclimáticas do site WorldClim (<http://www.worldclim.org>) e 30 variáveis relacionadas às propriedades físicas e químicas do solo do site SoilGrids (<http://www.isric.org/data/soilgrids>). No total, foram 49 variáveis ambientais (resolução de 8 km) para produzir a distribuição das plantas. Combinamos variáveis climáticas e edáficas porque esta combinação eventualmente melhora o desempenho do modelo de espécies vegetais e torna a projeção do modelo para o futuro mais confiável (Beauregard et al., 2014; Hulshof et al., 2020). As variáveis foram padronizadas subtraindo-se o valor individual de cada célula da variável de sua média geral, seguida da divisão do resultado pelo desvio padrão. Os valores obtidos tiveram uma padronização do desvio padrão igual a 1 e uma média igual a zero (transformação z). Assim, todas as variáveis teriam a mesma média e desvio padrão, não influenciando de forma desigual os modelos produzidos.

Em seguida, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para selecionar apenas os componentes principais (PCs) ortogonais/independentes especializados de maior representatividade. Foram selecionados nove PCs resultantes do cenário atual, que explicaram 95% da variação nos dados originais (Tabela Suplementar S1; Figura. 1), pois, foram responsáveis pela maior variação ambiental no modelo produzido (Jiménez-Valverde et al., 2011). Utilizamos três cenários de emissões (*shared socioeconomic pathways*; SSPs) para 2060 [e.g., otimista (SSP 126), intermediário (SSP 245) e crítico (SSP 585)] para oito modelos de circulação atmosfera-oceano:

138 BCC-CSM2-MR, CNRM-CM6-1, CNRM-ESM2-1, CanESM5, GFDL-ESM4, IPSL-CM6A-LR,
139 MIROC-ES2L, MIROC6, MRI-ESM2-0.

140

141 2.3. SDMs e Avaliação

142 As ocorrências das duas espécies de plantas foram particionadas em grupos aleatórios de 70%
143 das ocorrências para treino e 30% das ocorrências para teste. Ao todo, foram realizadas 10 partições
144 das ocorrências em treino e teste. Para a alocação de presença ou ausência foi utilizado um modelo
145 BioClim que possibilita criar um espaço multivariado ambiental bioclimático, onde alocamos pseudo-
146 ausências fora deste espaço. Este método de alocação, confronta as variáveis climáticas de
147 pseudoausência com as ocorrências conhecidas da espécie (Lobo & Tognelli, 2011). A aplicação
148 deste método, confere aos nossos modelos maiores singularidade e capacidade explicativa do que um
149 modelo com pseudo-ausências alocadas aleatoriamente.

150 Foi aplicado o método *occurrence based restriction* para restringir espacialmente os modelos à
151 ecorregiões da América do Sul, onde ocorrências conhecidas das espécies foram previamente
152 registradas. Usamos um *shapefile* das ecorregiões globais disponível no site do World Wildlife Fund
153 (<https://www.worldwildlife.org/biomes>). Este método controla extrapolação nas áreas de
154 adequabilidade nas predições para a espécie, (ou seja, evitar previsões de áreas muito além das
155 ocorrências atuais da espécie). Os modelos usados para prever distribuição dessas plantas têm menor
156 possibilidade de apresentar uma resposta que seja afetada pelas condições climáticas que não podem
157 ser acessadas naturalmente pelas espécies (Barve et al; 2011). Usamos uma partição espacialmente
158 estruturada (*checkerboard*) de ocorrências para prever sua distribuição. Este particionamento foi
159 reconhecido como a melhor maneira de treinar e avaliar modelos de distribuição (Bahn & McGill,
160 2013; Roberts et al., 2017). Um dos subconjuntos foi utilizado para produzir a distribuição de espécie
161 e treinar métodos de modelagem, enquanto o outro subconjunto utilizado para testar as previsões e
162 avaliar as distribuições produzidas. Em seguida, foi realizada uma segunda modelagem, onde o
163 subconjunto “teste” usado para avaliar a distribuição foi utilizado para produzir a distribuição, e o
164 subconjunto “treinamento” foi utilizado para avaliar a distribuição produzida.

165

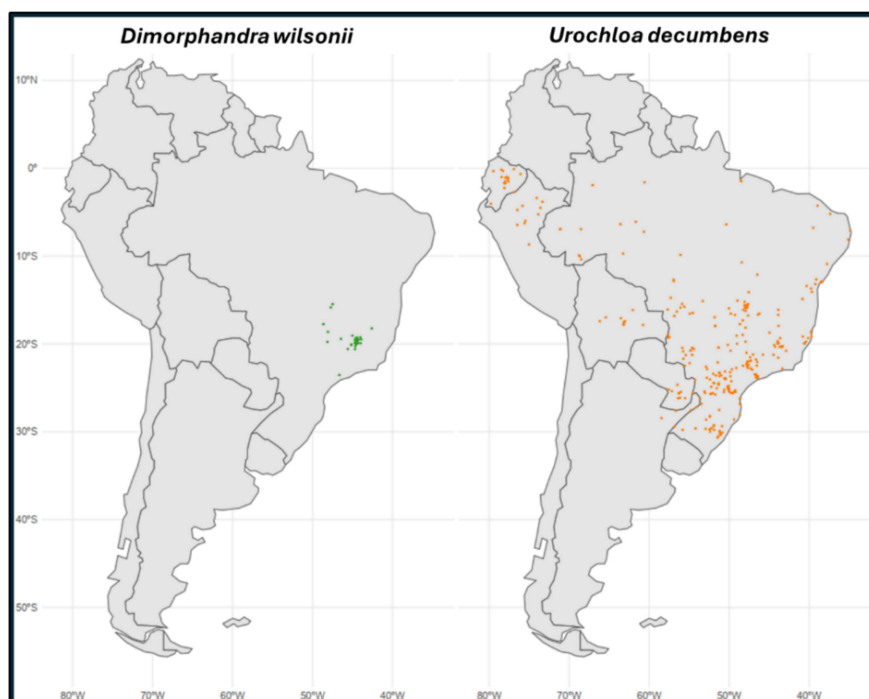


Figura 1. Distribuição geográfica atual de *Dimorphandra wilsonii* e *Urochloa decumbens* na América do Sul. As ocorrências observadas estão representadas por pontos.

Utilizamos três tipos de métodos de modelagem em nosso procedimento: *Maxent Simples* (MXS; Phillips et al., 2006; Phillips & Dudik, 2008), *Support Vector Machines* (SVM; Wilson, 2008) e *Random Forest* (RDF; Breiman, 2001). Os modelos foram avaliados utilizando a métrica do índice similaridade de Jaccard, aplicado para medir a similaridade entre previsões e observações (Leroy et al., 2018). O índice de Jaccard utiliza valores binários com declive de 0 a 1. Sendo quanto mais próximos de 1 significa que as previsões correspondem perfeitamente as observações, enquanto que valores próximos a 0 significa que as previsões não correspondem às observações (Leroy et al., 2018). O índice de similaridade não considera as (pseudo-ausências) durante avaliação de modelos (Barry & Elith, 2006; Lobo et al., 2010). Este índice é baseado apenas na similaridade com dados ambientais das áreas de ocorrências registradas ou conhecidas. Portanto, esta métrica não influencia um número desproporcional de modelos. Utilizou-se o limite que maximiza o valor de Jaccard para cortar os mapas de adequabilidade em mapas de presença e ausência (VanDerwal et al., 2009; Wisz & Guisan, 2009).

Considerando todos as distribuições produzidas em todos os cenários, foi utilizado um método de consenso ponderado (*ensemble*) (Marnion et al., 2009) para produzir-se a distribuição final conjunta para cada espécie em cada cenário. Este método é um consenso de previsões por modelos individuais, os quais agrupam modelos preditivos buscando otimizar a previsão, aumentando a estabilidade e confiabilidade. A função *ensemble* usou os modelos de diferentes cenários climáticos futuros com base nos resultados do índice de similaridade Jaccard para gerar um mapa com a

188 diferença entre o presente e futuro de ambas as espécies. O método é considerado um dos mais
189 confiáveis para determinar a distribuição potencial de espécies a partir de diferentes algoritmos de
190 modelagem (Guisan & Thuiller, 2005; Araújo & New, 2007). Todo o procedimento de modelagem
191 para distribuição de espécies foi realizado no software estatístico R versão 4.03, utilizando o pacote
192 ENMTML (Andrade et al., 2020).

193 194 **2.4. Análises de nicho ambiental entre *U. decumbens* e *D. wilsonii***

195 Utilizamos a estrutura de análise proposta por Broennimann et al. (2012) para avaliar em que
196 média a similaridades ocorrem no espaço ambiental ocupado pelas duas espécies de planta, *U.*
197 *decumbens* e *D. wilsonii*. Este método permite uma avaliação detalhada dos nichos ecológicos das
198 espécies, considerando variáveis ambientais múltiplas e complexas. Comparamos três conjuntos de
199 parâmetros essenciais para avaliar as condições ambientais nas áreas de distribuição das duas
200 espécies. Esses parâmetros, foram analisados tanto de forma isolada quanto combinados, abrangendo
201 o clima, o solo e a interação entre ambos. Com essas comparações, calculamos a sobreposição de
202 nicho usando métrica D (Warren et al., 2008). Nesta análise, definimos o número de interações para
203 teste de similaridade. Primeiramente, geramos um mapa de distribuição de fundo com base em um
204 polígono convexo mínimo (MCP), a partir de registros de ocorrência de cada espécie. Após utilizar o
205 MCP, adicionamos um *buffer* de dois graus aos redores das ocorrências como uma estimativa
206 relacionada às habilidades de dispersão das espécies e para evitar que todas as células climáticas
207 fossem usadas na análise de nicho. Em seguida, os dados foram estruturados em uma matriz e uma
208 análise de componentes principais (PCA) foi utilizada para estabelecer um espaço ambiental (PCA-
209 env, Broennimann et al., 2012). Utilizamos uma PCA que considera todos os espaços ambientais
210 simultaneamente, pois, esta abordagem demonstrou a melhor eficácia na comparação de nicho
211 (Broennimann et al., 2012).

212 Seguidamente, calculamos a densidade de ocorrência dentro de cada célula (4 km) da grade do
213 espaço ambiental para cada espécie. Modelamos a densidade de ocorrência observada e a
214 disponibilidade das condições geográficas de cada espécie (Broennimann et al., 2012). Para a
215 sobreposição de nicho, calculamos a métrica D entre as densidades de ocorrência modelada no espaço
216 PCA e a sua significância, utilizando um teste de similaridade. Estas análises foram realizadas
217 utilizando-se o pacote *ecospat* (Di Cola et al., 2017) em ambiente R (Andrade et al., 2020), com
218 modificações do código disponível em Silva et al. (2016). Inicialmente, todas as ocorrências foram
219 agrupadas para manter o número original de instâncias, sendo posteriormente divididas
220 aleatoriamente em dois conjuntos de dados. Em seguida, a estatística de sobreposição de nicho D é
221 calculada. Este procedimento foi repetido 100 vezes para aumentar a probabilidade na detenção de
222 possíveis rejeições da hipótese nula com a segurança e, um histograma dos valores foi construído. Se

o valor observado de D cair dentro da densidade dos 95% dos valores simulados, a hipótese nula de equivalência de nicho não pode ser rejeitada.

3. RESULTADOS

Em relação aos modelos produzidos RDF para *D. wilsonii* atingiu o maior valor de Jaccard (0.888 ± 0.157 ; média $\pm$ desvio padrão), seguido por SVM (0.850 ± 0.212) e MXS (0.812 ± 0.265). Para *U. decumbens*, RDF atingiu valores médios de (0.872 ± 0.020), seguido por SVM (0.822 ± 0.029) e MXS (0.817 ± 0.004). Os resultados para cada métodos de modelagem e seus respectivos valores são mostrados na Tabela 1.

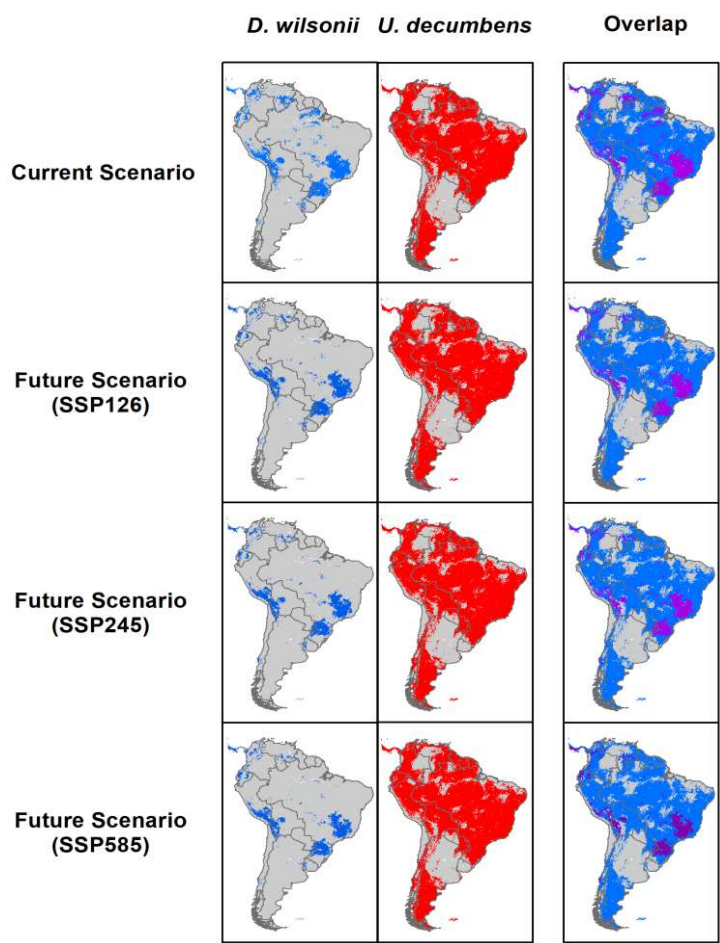
Tabela 1. Os valores médios e o desvio padrão da métrica de avaliação do índice de similaridade Jaccard gerado em cada um dos algoritmos utilizado em nossos modelos para distribuição de *Dimorphandra wilsonii* e *Urochloa decumbens*.

	<i>Dimorphandra wilsonii</i>	<i>Urochloa decumbens</i>
Métodos de modelagem	Jaccard $\pm$ SD	Jaccard $\pm$ SD
RDF	0.888 ± 0.157	0.872 ± 0.020
SVM	0.850 ± 0.212	0.822 ± 0.029
MXS	0.812 ± 0.265	0.817 ± 0.004

Os resultados no cenário climático presente mostram que *D. wilsonii*, que já se encontra em situação de vulnerabilidade no quesito distribuição no cenário atual, ficará em situação ainda mais crítica nos cenários futuros. Observamos que, mesmo nos futuros considerados a planta nativa não aumentou sua área de distribuição, ou seja, uma tendência de diminuir (Figura 2). Esta espécie apresentou distribuição principalmente em áreas tipicamente de Cerrado. Observamos no cenário presente que *U. decumbens* apresentou áreas adequadas relativamente maior quando comparadas com *D. wilsonii* (Figura 1). Essa expansão abrangeu uma vasta área, que se estende ao longo da costa leste da América do Sul, além de englobar os pampas e as regiões centrais do Brasil. Adicionalmente, identificamos algumas áreas adequadas para a espécie em outras regiões dos países sul-americanos (Figura 2). As condições climáticas apropriadas nesse cenário proporcionam também aumento da distribuição de *U. decumbens* em áreas em que atualmente não possui distribuição.

Para as projeções futuras, baseadas nos cenários para 2060 (SSP 126, SSP 245, SSP 585), os resultados mostram uma limitação da distribuição de *D. wilsonii*. No Brasil, essa espécie continuará restrita à região sudeste. A modelagem indica que, mesmo com mudanças climáticas, *D. wilsonii* tende a manter-se relativamente próxima à sua distribuição atual conhecida, sugerindo uma baixa capacidade de expansão para novas áreas fora da sua região nativa (Figura 2). Em contraste, os

254 modelos preveem aumento ligeiro em áreas climaticamente adequadas para *U. decumbens* na
 255 América do Sul. Esse crescimento potencial abrange países como Brasil, Equador, Bolívia, Peru,
 256 Paraguai e Argentina. A expansão em áreas climáticas favoráveis pode ser atribuída a uma gama mais
 257 ampla de tolerância ambiental da *U. decumbens*, permitindo que ela se adapte a uma maior
 258 diversidade de condições climáticas e geográficas. No cenário presente e diferentes cenários futuros,
 259 a distribuição geográfica das duas espécies analisadas não apresentou diferenças significativas.
 260 Embora as predições indiquem possíveis mínimas variações nas distribuições das espécies ao
 261 comparar o presente com os cenários futuros, de maneira geral, as alterações nas distribuições não
 262 mudaram. A espécie invasora *U. decumbens* ocupou espaço climático mais amplo e extenso, em
 263 relação à espécie nativa *D. wilsonii*. (Figura 2).



264
 265 **Figura 2.** Ocorrência atual, projeções futuras e sobreposição dos cenários para as plantas
 266 *Dimorphandra wilsonii* e *Urochloa decumbens* nos cenários atual e futuros (SSP 126, SSP 245 e
 267 SSP585), considerando-se a sobreposição (*overlap*) de ambas em todos os cenários. **Azul:** *D. wilsonii*;
 268 **Vermelho:** *U. decumbens*; **Roxo:** sobreposição das espécies em cada cenário; **Cinza:** Ausência.

269
 270 Os nossos resultados mostram que *U. decumbens* mantém seu nicho climático ambiental no
 271 cenário atual e futuro considerados, com abrangentes áreas ambientais, enquanto *D. wilsonii* tende a
 272 se reduzir no futuro.

Isoladamente, houve pequeno efeito do clima na sobreposição de nicho ecológico entre espécies nas áreas estudadas (Figura 3). O valor de sobreposição das variáveis do solo foi um pouco maior em comparação ao clima. Pode-se observar que ambos os fatores analisados isoladamente apresentaram impactos menores (Tabela 2; Figura 3). A combinação dos fatores do clima e solo apresentam uma adequação ambiental para nicho ecológico. Essas interações entre fatores climáticos e edáficos demonstrou um valor estatisticamente significativa (Tabela 2). *Urochloa decumbens* apresentou nicho ecológico semelhante a *Dimorphandra wilsonii*. Os resultados do cenário atuais e futuros considerados para cada espécie nos possibilitaram compreender as áreas que ocupam. Portanto, foi possível identificar a sobreposição de uma espécie sobre a outra, considerando as áreas de projeção de suas distribuições futura. Em todos os casos, foi identificado um grande não preenchimento (0.142) da espécie nativa *D. wilsonii*, ao passo que *U. decumbens* mostrou apenas pequenos índices de não preenchimento (Tabela 2; Figura 3).

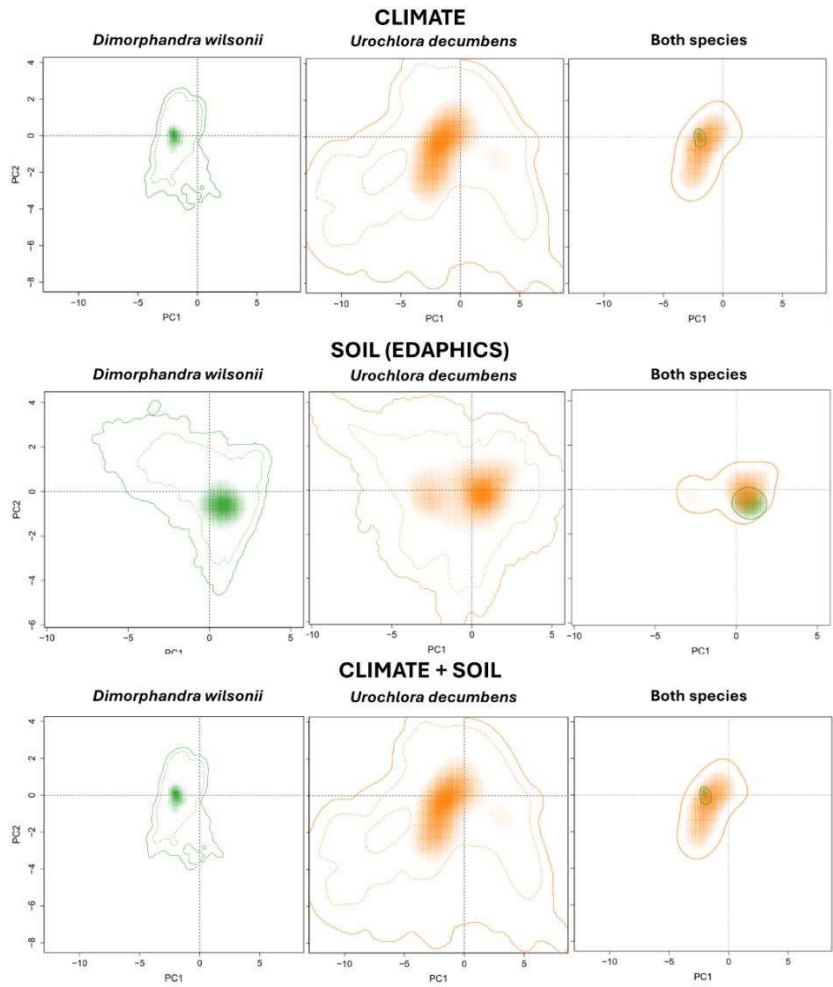
Tabela 2. Valores da estatística D para os cenários de condições ambientais considerando-se apenas clima, fatores edáficos e clima e fatores edáficos conjuntamente.

Cenário	Valor D	Valor P
Clima	0.021	0.079
Solo	0.022	0.04
Clima + Solo	0.142	0.01

4. DISCUSSÃO

Neste estudo mostramos a distribuição potencial de *D. wilsonii* e *U. decumbens* modelando os cenários presente e futuros e considerando os fatores ambientais, as variáveis climáticas e edáficas, em análises multivariadas de nicho. A espécie nativa *D. wilsonii*, cujo nicho ambiental é mais estreito do que o nicho de espécie invasora *U. decumbens*, apresentou distribuição restrita nas regiões centrais do Brasil, principalmente em áreas tipicamente de Cerrado. Nossos SDMs indicaram uma limitação para a distribuição de espécie *D. wilsonii* em áreas climaticamente adequadas nos futuros, enquanto, *U. decumbens*, abrangerá toda costa leste da América do Sul (Figura 2). Também observamos que os nichos ecológicos de *U. decumbens* e *D. wilsonii* não se sobrepuseram em ambos os cenários (Tabela 2). Estudos anteriores mostram que algumas espécies de plantas exóticas invasoras aumentarão suas distribuições geográficas, enquanto outras espécies diminuirão suas áreas adequadas em face das mudanças climáticas futuras (Parker-Allie et al., 2009; Gallagher et al., 2013; Barbosa, 2016; Gong et al., 2020; Kariyawasam et al., 2020; Fulgêncio-Lima et al., 2021). Por exemplo, foi relatado que a espécie *Brachiaria brizantha* Hochst. ex A. Rich R.D. Webster (Poaceae) aumentará sua distribuição em áreas adequadas quase em toda bacia Amazônica no futuro devido às mudanças

304 climáticas (Giuliette et al., 2023). Castro et al., (2019) preveem que a planta *Araucaria angustifolia*
 305 (Bertol.) Kuntze poderá sofrer uma redução no cenário futuro (Giuliette et al., 2023).



306 **Figura 3:** Comparação de nichos ambientais ocupados por *Dimorphandra wilsonii* e *Urochloa*
 307 *decumbens* separados (painéis da esquerda e central) e sobreposição das duas espécies de plantas
 308 (painéis direitos). As cores representam os 20% maiores valores de densidade e as linhas finas e
 309 tracejadas representam 50% e 100% das condições ambientais disponíveis para cada espécie,
 310 respectivamente. Nesta figura são representados o nicho climático (linha superior), o nicho ambiental
 311 edáfico (linha central) e o nicho ambiental considerando clima e fatores edáficos.

312
 313 De maneira geral, os resultados indicam que ambas as plantas apresentam uma estabilidade em
 314 suas distribuições, tanto no presente quanto no futuro. Os modelos evidenciaram que apesar de
 315 possíveis mudanças nas condições ambientais e na competição entre as espécies, a distribuição de
 316 duas espécies tende a permanecer relativamente estável. O clima isolado na sobreposição de nicho
 317 ecológico foi relativamente fraco nas áreas de estudo, indicando as diferenças climáticas entre as
 318 áreas, ou que há alta variação climática, mostrando seu impacto individual menor comparado a outros
 319 fatores ambientais ou suas interações. O solo isolado apresentou efeito aproximadamente similar do
 320 clima (Tabela 2). Os solos da área comparada apresentam baixa similaridade, indicando diferenças

321 marcantes em suas características. Observamos uma interferência do solo na adequação do nicho da
322 espécie um pouco maior do que o clima. Estudos anteriores enfatizam que a formação do solo é
323 profundamente influenciada por variáveis climáticas, como temperatura e precipitação, afetam não
324 apenas a composição química, mas também a estrutura física do solo (Jenny, 1994; Zhang et al.,
325 2010; Li & Xu, 2019). Nossos resultados mostram que a combinação de fatores climáticas e
326 características edáficas contribuíram para interações significativas de adequação ambiental (Tabela
327 2, Figura 3) que favorece o nicho ecológico. Esses resultados, até um certo ponto, são consistentes
328 com estudos anteriores que detectaram a influência de interações entre essas variáveis ambientais e
329 climáticas (Thomas et al., 2015; Arruda et al., 2017), influenciando a distribuição de plantas,
330 sugerindo que podem depender da escala, seja regional ou global (Chen et al., 2011; Sirami et al.,
331 2017). Desta forma, é importante considerar como essas variáveis interagem de maneira complexa
332 no ambiente, atuando para o desenvolvimento na distribuição e na eficácia das espécies invasoras.

333 Liu et al. (2020) observaram que o uso do solo impacta mais as distribuições globais da lagarta-
334 do-cartucho do que os fatores climáticos (Root, 1973), possivelmente, devido a disponibilidade de
335 água e de nutriente, sendo assim um fator limitante ou facilitador para o desenvolvimento de uma
336 determinada espécie. Os resultados indicam áreas adequadas para a planta nativa *D. wilsonii* restrita
337 à sua ocorrência conhecida, manter-se na sua região nativa sudeste brasileiro (Figura 2). Sugere-se
338 que as espécies têm uma baixa capacidade de adaptação e expansão para novas áreas em detrimento
339 de variações ambientais, culminando com sua limitação de distribuições (Barve et al., 2011).
340 Provavelmente atribuído a condições ambientais específicas (Fonseca et al., 2010a; Condit et al.,
341 2013; Silva et al., 2018). Estas populações naturalmente sensíveis, contem características singulares
342 que muitas vezes destacam-se como ‘espécies chave’ ou indicadores ambientais (Marcot & Flather,
343 2007). Para muitas espécies, o impacto primário da mudança climática pode ser mediado por efeitos
344 na sincronia com os recursos alimentares e de habitat daquela espécie. Uma situação semelhante à de
345 *D. wilsonii* com SDMs foi encontrada para as árvores endêmicas ameaçadas de Cabo Verde
346 (*Dracaena draco* subsp. *caboverdeana*, *Phoenix atlântica* A. Chev. e *Sideroxylon marginatum*
347 (Decne. ex Webb) Cout.), que são atualmente muito raras, provavelmente, devido as mudanças
348 climáticas e alterações no uso do solo (Varela et al., 2022). Nossos resultados correspondem com
349 estudos anteriores que identificaram a distribuição *D. wilsonii* como endêmica da região Sudeste do
350 Brasil e a influência de características desta região para sua distribuição (Rizzini & Matos Filho,
351 1986; Fonseca et al., 2013; Silva et al., 2018). Por outro lado, *U. decumbens* aumentou ligeiramente
352 suas áreas climáticas em alguns países sul-americanos, provavelmente devido à sua adaptação a
353 diferentes tipos de solo e clima, o que a torna mais competitivo em cenários de mudanças ambientais
354 futuro.

355 As características de *U. decumbens*, junto com as condições climática e do solo, facilitam sua
356 disseminação no Cerrado (Pivello et al., 1999, 2011; Lannes et al., 2016), impactando negativamente
357 a montagem e a diversidade da comunidade (Pivello et al., 1999). No entanto, é importante observar-
358 se que mesmo que as distribuições das espécies não mudem drasticamente, algumas diferenças podem
359 ser consideradas entre as áreas adequadas para ocupação e a proporção do nicho ecológico que não
360 se sobrepõe entre as espécies (Figura 3). Essas diferenças podem refletir variações nas preferências
361 ambientais e ecológicas de cada espécie, o que pode influenciar a competição interespecíficas ou
362 intraespecífica e a coexistência futura. Normalmente, as áreas de nicho não preenchidas, onde uma
363 espécie pode ter uma vantagem sobre a outra ou vice-versa, revela insights importantes sobre a
364 dinâmica competitiva no futuro.

365 No cenário atual, as áreas detectadas das distribuições das duas espécies, conforme apresentado
366 no mapa (Figura 1), demonstra que ambas as espécies tem potencial de expandir seu nicho ecológico
367 em suas áreas climáticas adequadas. Esta observação baseia-se em análises detalhada das condições
368 climáticas, variáveis ambientais, e capacidade adaptativa de ambas as espécies nestes solos com a
369 disponibilidade de nutrientes (Fonseca et al., 2010a; Kaky et al., 2020, Zenni et al., 2020). Esse
370 fenômeno de expansão geográfica de espécie não nativa, é amplamente discutido na literatura, onde
371 se ressalta que em muitos casos, essas espécies podem se estabelecer em novas habitats competindo
372 com espécies nativas por recursos limitados (Pivello et al., 1999; Iponga et al., 2008; Vilà et al., 2011;
373 Rossiello & Antunes, 2012; Fonseca et al., 2013; Fares et al., 2020; Fulgêncio-Lima et al., 2021;
374 Montalva et al., 2024). Caso este cenário desenvolver, a presença de *U. decumbens* pode intensificar
375 a pressão sobre *D. wilsonii* comprometendo seu desenvolvimento populacional (Fonseca et al., 2013),
376 além disso, pode ter efeitos adversos sobre outras plantas nativas, alterando as dinâmicas de interação
377 por interferências direta ou indiretamente entre espécies, como polinização e dispersão de sementes
378 (Ridenour & Callaway, 2001; Barbosa et al., 2008).

379 Os cenários futuros mostram uma estabilidade. Os modelos indicam uma tendência estável na
380 área de ocupação das espécies (Figuras 2 e 3), em particular a distribuição da espécie *D. wilsonii* que
381 permanece restrita com uma quantidade limitada de habitat. Este padrão de restrição pode ser
382 influenciada a fatores ecológicos e climáticos. Segundo estudos anteriores, a fragilidade do habitat e
383 as mudanças climáticas são determinantes cruciais na dinâmica de distribuição de plantas (Fitzpatrick
384 et al., 2008; McLaughlin et al., 2019). SDM indica que *U. decumbens* possivelmente aumentará área
385 de adequação em Bolívia, Peru, Paraguai, Equador, Argentina e Brasil.

386 Apesar das limitações relativas à distribuição das espécies, conhecidas o déficit Wallaceano
387 (Whittaker et al. 2005., Cardoso et al., 2011; Hortal et al., 2015), o uso de SDMs tem se mostrado
388 umas ferramentas valiosas para rastrear e prever os padrões de distribuições de espécies nativas e
389 exóticas invasoras, como *D. wilsonii* e *U. decumbens*, respectivamente. Esses modelos utilizam

390 algoritmos que analisam dados de presença e ausência de espécie, permitindo a identificação de
391 ambientes mais adequadas para as espécies (Guisan et al., 2000; Guisan & Thuiller., 2005; Elith &
392 Leathwick., 2009). Dentre os modelos disponíveis, RDF apresentou o maior valor médio entre os
393 métodos aplicados, o que demonstra sua capacidade de prever com precisão áreas adequadas. A
394 aplicação de modelos é fundamental para enfrentar os desafios ecológicos atuais e futuros. Ao
395 fornecer informações sobre áreas prioritárias para conservação (Chen & Peterson, 2002), proteger
396 espécies ameaçadas (Guisan et al., 2006; de Siqueira et al., 2009; Carvalho et al., 2010), prever a
397 distribuição de invasores (Peterson et al., 2003; Thuiller et al., 2005). Esses métodos também
398 permitem entender os impactos das mudanças climáticas (Bakkenes et al., 2002; de Siqueira &
399 Peterson, 2003; Araújo et al., 2006). Entretanto, mesmo com a importância dos SDMs, é fundamental
400 reconhecer que esse método ainda depara com desafios ao lidar com a complexidade das interações
401 entre espécies em escalas macroecológica, especialmente em grandes regiões, uma vez que as
402 variáveis bióticas e abióticas se inter-relacionam de forma complexas (Silva et al., 2018). No entanto,
403 mesmo com estas limitações, nossa análise demonstra que a modelagem pode ser um recurso essencial
404 para suprir lacunas de conhecimento (Guisan & Thuiller, 2005) que emergem com a invasão de novas
405 espécies.

406 Ao se utilizar SDM e fazer análise de nicho climático de espécies, Broennimann et al. (2012) e
407 Guisan et al. (2014) e sobreposições (Warren et al., 2008), nossos resultados mostram que, espécie
408 invasora *U. decumbens* apresenta um nicho ecológico semelhante ao da planta nativa *D. wilsonii*, mas
409 não detectou a sobreposição em nichos ambientais. O método detectou com a eficiência os nichos
410 ecológicos dentro da estrutura (Figura 3), e que, portanto, provavelmente pode ocorrer competição
411 pelos recursos entre ambas as plantas.

412 Os efeitos climáticos podem alterar a presença de diversas espécies, com impacto positivos ou
413 negativos como demonstrado pela aplicação de modelagem (Inouye, 2000; Parmesan et al. 2003;
414 Thomas et al., 2004; Ciais et al., 2005; Parmesan, 2006; Bengo et al., 2006; Wilson, 2008; Chen et
415 al., 2011; Bellard et al., 2018), provocando novas dinâmicas interativas entre as espécies (Overpeck
416 et al., 1992). Por exemplo, o aquecimento do inverno pode promover a invasão de espécies tropicais
417 (Oslad & Feher, 2019). Com aumento da temperatura média e a alteração nos padrões de precipitação
418 anual, muitos habitats estão passando por transformações significativas (Parmesan, 2006). Apesar de
419 grande controvérsia, há fortes evidências de respostas a estas mudanças. Atividades humanas, como
420 a queima de combustíveis fósseis e o desmatamento, aceleram fenômenos naturais e alteram sistemas
421 ambientais, aumentando a temperatura e a concentração de gases de efeito estufa no ambiente,
422 especialmente o dióxido de carbono CO₂ (Houghton, 2013; de Faria et al., 2015; Sequeira-Neto et
423 al., 2020). de Faria et al. (2015) demonstraram que, alta temperatura aumenta a germinação de *U.*
424 *decumbens* no Cerrado. Associação de mudanças climáticas com pressões ambientais que ocorrem

425 nos ecossistemas podem ser facilitadores para o estabelecimento de espécies invasoras (Williams &
426 Baruch, 2000; Foley et al., 2005; Theoharides & Dukes, 2007; Bradley et al., 2010; Gervais et al.,
427 2020). Esses fatores ambientais em mudanças, podem levar algumas espécies a se deslocarem para
428 áreas onde anteriormente não estavam presentes, buscando condições mais apropriados para
429 subsistência (Bengo et al., 2006; Hijmans & Graham, 2006; Parmesan, 2006; Pauchard et al., 2016;
430 Gervais et al., 2020). Além disso, pode resultar em novas interações ecológicas, tanto entre espécies
431 nativas e não nativas (Overpeck et al., 1992; Root et al., 2003; Parmesan, 2006).

432 Espécies exóticas invasoras podem impactar negativamente ecossistemas nativos, uma vez
433 introduzidas no ambiente, apresenta características que permite a sua fácil adaptação, (como por
434 exemplo, a tolerância a variações ambientais) e podem rapidamente se tornar dominante e
435 competitivo (Kranz & Passini, 1997; Pivello et al., 1999; Bredow et al., 2004; Didham et al., 2005;
436 Iponga et al., 2008, Fares et al., 2020). Diversas variedades de gramíneas africanas expandiram -se
437 para além de suas regiões nativas devido a introdução acidentais ou planejadas, e causando problemas
438 em ambientes naturais (Vitousek et al., 1997; Pivello et al., 1999; Williams et al., 2000; Hejda et al.,
439 2009; Pivello et al., 2011; Vilà et al., 2011; Ferreira et al., 2015; Damasceno et al., 2018). Esta
440 expansão, não apenas demonstra a capacidade adaptativa dessas espécies, também associação das
441 mudanças climáticas com distúrbio ambientais causados por ações antrópicas. (Klink & Moreira,
442 2002; Baruch & Jackson, 2005; Foley et al., 2005; Barbosa et al., 2010; Bradley et al., 2010;
443 Laurance et al., 2014). É provável que a invasão por essa gramínea africana *U. decumbens* pode
444 impactar a dinâmica funcional de longo prazo da vegetação do Cerrado, devido à sua relevante
445 termotolerância (Baruch et al., 2005). Isso pode sugerir que uma influência significativa da
446 temperatura e melhoramento nas condições de déficit hídrico da planta (Baruch et al., 2005; de Faria
447 et al., 2015).

448 As respostas em relação as variações nas comunidades vegetais após invasão por *U. decumbens*
449 e outras gramíneas exóticas invasoras foram documentas no Cerrado (Pivello, 1999; Ferreira et al.,
450 2015; de Faria et al., 2015; Damasceno et al., 2018). *Urochloa decumbens* possui alta capacidade de
451 adaptação em ecossistemas perturbados (Friedman et al., 2017), e pode rapidamente se tornar
452 dominante daquele ambiente. Muitas vezes, o sucesso das invasões biológicas deve uma combinação
453 de fatores ecológicos incluindo a falta de competidores ou patógenos (Shea & Chesson, 2002), além
454 da capacidade de adaptação ao clima local que também pode influenciar no processo de invasão
455 (Burgiel & Muir, 2010; Chown et al., 2015). Friedman et al. (2017) destacam que a quantidade
456 significativa de semente produzida é crucial para a rápida colonização de ambientes perturbados,
457 permitindo que *U. decumbens* se estabeleça rapidamente com uma população robusta (Friedman et
458 al., 2017). Embora possa haver competição por recursos entre espécie exótica invasora *U. decumbens*
459 e planta nativa *D. wilsonii*, a alteração frequente do solo e do microclima, resultante do desmatamento

e da presença de espécies invasoras, pode criar um ciclo vicioso que perpetua a invasão de *U. decumbens*. No entanto, mesmo com a estabilidade observada não significa que o ambiente não possa ter um impacto significativo. Pequenas mudanças nas condições climáticas podem ter efeitos cumulativos que ao longo do tempo pode influenciar variação nas espécies em detrimento a resposta ao ambiente (Parmesan & Yohe, 2003; Smith et al., 2020), por exemplo, competitividade entre espécies a condições semelhantes. Por fim, nossos modelos apresentam comparações consistentes, que proporcionam uma análise de nicho ambiental, especialmente em contexto de averiguação de sobreposição, conforme métrica D. Essa abordagem é fundamental, pois, permite discutir e argumentar a importância de compreender processos ecológicos, como migração e interações bióticas, que são determinantes para a distribuição geográfica das espécies estudada.

5. CONCLUSÃO

Diante da constatação de que o clima e solo influenciam as áreas para a adequação ambiental das espécies, é essencial considerar que a interação entre essas variáveis é um fator determinante nas suas distribuições geográficas. O solo com suas características físicas e químicas fornece os nutrientes necessários e influencia a capacidade de retenção da água, enquanto os fatores climáticos, como a temperatura e incidentes podem afetar o crescimento da planta. A consideração de múltiplos fatores é crucial para entender melhor as estratégias de coexistência e a adaptação das espécies em contexto de invasão. A complexidade dos ecossistemas exige uma abordagem integrada, na qual não apenas as interações entre espécies são levadas em conta, mas também variáveis como um todo. Nossos modelos combinados foram consistentes, fornecendo evidências de que a distribuição de *U. decumbens* e *D. wilsonii* não mudou no presente e futuro. Os resultados também não evidenciaram a sobreposição de nicho entre espécies. Portanto, mesmo não encontrando um aumento potencial de ambas as plantas, a presença de espécies exóticas invasoras representa um desafio. Sendo assim, com a discrepância entre espaço climático de áreas adequadas ao estabelecimento, permanecerão vulneráveis sob potencial ameaça para espécie nativa e biodiversidade local. No entanto, *D. wilsonii* é provavelmente uma das espécies de planta mais ameaçadas por muitos fatores, por exemplo, mudanças climáticas e ações antrópicas, assim, nossos resultados fortalecem a preocupação, evidenciando os riscos desta planta. *U. decumbens* é uma das espécies exóticas invasoras com grande campo a ser explorado, junto a isso, a identificação e análises dos locais mais susceptíveis a invasão, especialmente em face das mudanças climáticas, tornando-se necessárias para a formulação de estratégias de prevenção e mitigação. Os resultados se mostram fundamentais para colaborar a outros estudos que abordem as questões de futuras interações, as dinâmicas de distribuição das espécies em resposta às mudanças climáticas e às pressões humanas, com chegada de novas espécies em locais

494 modelados. Assim, as implicações deste estudo se estendem não apenas para biologia e ecologia, mas
495 um imperativo social e ambiental.

496

497 **6. REFERÊNCIAS**

498 Ashton, I. W. et al. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed
499 deciduous forest. *Ecological Applications*, v, 15, p. 1263- 1272, 2005.

500 Asner, G. P., Hughes, R. F., Vitousek, P. M. et al. (2008). Invasive plants transform the three-
501 dimensional structure of rain forests. *Process National Academic Science* 105:4519 4523: doi:
502 10.1073/pnas.0710811105.

503 Araújo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W. Hannah, L. & Williams. P. H. (2004). Would climate change
504 drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global*
505 *Change Biology*, 10.1618-1626. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x>

506 Ahmad, R., Khuroo, A. A., Charles, B., Hamid, M., Rashid, I., Arvind, N. A. 2019. Global
507 distribution models, invasion risk assessment and niche dynamics of *Leucanthemum vulgore*
508 (Ox-eye daisy) under climate change *Science*. Rep. 9-1.1-15.

509 Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models:
510 Prevalence, kappa and the True Skill Statistic (TSS). *Journal Application Ecological* 43(6),
511 1223-1232.

512 Andrade, A. F. A., de Velazco, S. J. E. & De Marco Júnior, P. (2020). ENMTML: An R. package for
513 a straightforward construction of complex ecological niche models. *Environmental Modelling*
514 *& Software* 125:104615. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>.

515 Araújo, M. B. & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal*
516 *of Biogeography* 33:1677–1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>.

517 Araújo, M. B., Pearson, R. G. (2005). Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*,
518 28:693–695. <http://doi.org/10.1111/j2005.0906-7590.04253.x>

519 Araújo, M. New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distribution. *Trends in Ecology &*
520 *Evolution*, 22:42-47. Doi:10.1016/j. tree. 200.09.010.

521 Araújo, M. B. & (2000). Williams, P. H. Persistence using occurrence data. *Biological Conservation*,
522 96: 331-345.

523 Arruda, D. M., Fernandes-Filho, E. I., Solar, R. R. C. et al. Combining climatic and soil properties
524 better predicts covers of Brazilian biomes. *Science of nature* 104, 32, (2017).
525 <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1456-6>.

526 Bahn, V. & McGill B. J. (2013). Testing the predictive performance of distribution *models*. *Oikos*
527 122:321– 331. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.00299.x>

528 Bakkenes, M., Alkemade, J. R. M., Ihle F., Leemansand, R. Latour, J. B. (2002). Assessing effects
529 of forecasted Climate change on the diversity and distribution of European higher plant for
530 2050. *Global change Biology*, 8: 390-409.

531 Barbosa, E. G., Pivello, V. R., Meirelles, S. T. 2008. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens*
532 its potential to invade the Brazilian Cerrado. *Brazilian Archives of Biology and Technology* v.
533 51.n 4. p. 835-831.

534 Barbosa, F. G., 2016. The future of invasive African grasses in South America under climate change
535 *Ecology. Information*. 36.114-117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.10.006>.

536 Barbosa, N. P. U., Fernandes, G. W., Carneiro, M. A. A., Júnior, L. A. C. (2010). Distribution of
537 non-native invasive species and soil Properties in Proximity to paved roads and unpaved roads
538 in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian Fields) *Biological*
539 *Invasions*. 12:3745-3755.

540 Baruch, Z. Jackson R. B. (2005). Responses of tropical native and invader C4 grasses to water stress,
541 clipping and increased atmospheric CO₂ concentration. *Oecologia* 145:522-532.

542 Barve, N. Barve, V., Jiménez-Valverde A., et al. (2011). The crucial role of the accessible area in
543 ecological niche modeling and species distribution modelling. *Ecological Modelling*,
544 222:1810–1819.

545 Beaumont, L. J., Hughes, L. & Poulsen M. (2005). Predicting species distributions: Use of climatic
546 parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future
547 distributions. *Ecological Modelling* 186:251–270.

548 Beauregard, F., de Blois, S. 2014. Beyond a climate – centric view of plant distribution edaphic
549 variables add Value to distributive Models. *PLoS ONE* 9.11.

550 Bellard, C. Bertelsmeier, C., Leadley, P., et al. (2012). Impacts of climate change on the future of
551 biodiversity. *Ecology Letters* 15:365–377.

552 Bellard, C. Jeschke, J. M., Leroy, B., Mace, G. M. 2018. Insights from modeling studies on how
553 climate change affects invasive alien species geography. *Ecology. Evolution* 8,11, 5688-5700.

554 Bellard, C. Cassey, P. & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions.
555 *Biology letters*, 12(2). 20150623.

556 Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F., Bastos, R. P., Pinto, M. P. 2006. Challenging
557 Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning in a
558 biodiversity hotspot. *Diversity and Distribution*, 12. 475-482.

559 Bradley, B. A., Blumenthal, D. M., Wilcove, D. S., Ziska, L. H. 2010. Predicting plant invasions in
560 an era of global change. *Trend Ecology. Evolutions*. 25.310-318.

561 Breiman, L. (2001). Random forest, *Machine Learning*, 45:5-32 de Marco P., Nóbrega C. C. (2011).
 562 Unprotecting the a niche based gap analysis for odonates in a core Cerrado area *bivers*
 563 *distributions* 17:491-505.

564 Broennimann, O., Fitzpatrick, M. C., Paerman, P. B., et al. (2012). Petitpierre B. Pellissier, L.,
 565 Yoccoz, N. G., Thuiller, W., Fortin, M. J., Radin. C., Zimmermann, N. E., Measuring ecological
 566 niche overlap from occurrence and spatil environmental data. *Global. Ecology. Biogeography*,
 567 21: 481-497.

568 Bredow, E. A., Pedrosa-Macedo, J. H., Vitorino, M. D. Amarelinho *Tecoma stans* (L.) Jusseiu ex.
 569 Kunth (Bignoniaceae) uma ornamental multiuso ou uma plástica invasora. In: Principios e
 570 rudimentos do controle biológico de plantas: *Coletânea*. Curitiba: UFPR, 2004.p.51-99.

571 Burgiel, S. & Muir, (2010). Invasive Species, Cimate Change and Ecosystem -Based Adaptation:
 572 Addressing Multiple Drivers of Global Change Global Invasive Species programme.
 573 *Affiliattion: Global invasive Species program* <http://doi.org/10.13140/2.1.1460.8161>.

574 Barry, S., Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journalof Applied Ecologi*y, 43:41-
 575 423.

576 Cardoso, P., Erwin T. L., Boeges, P. A. V., New, T. R. (2011). The seven independets in Conservation
 577 and how to overcome them. *Biological conservations* 144: 2647-2655.

578 Carvalho, S. B., Brito, J. C., Crespo, E. J., Possingham H. P. (2010). From climate change predictions
 579 to actions – conserving vulnerable animal grups in hostspots at a regional scale. *Global change*
 580 *Biology*. 16: 3257-3270.

581 Carvalho, F. M. V., De Marco Jr., P., Ferreira. L. G., The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation
 582 as funciono flandscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*. v. 142.
 583 P.1392-140, jul. 2009.

584 Castro, M. B., Barbosa, A. C. M. C., Pompeu, P.V., Eisenlohr, P.V., de Assis Pereira, G., Apgua, D.
 585 M. G., Pires-Oliveira. J. C., Barbosa, J. P. R. A. D., Fontes. M. A. L., Santos, R. M., Tng, D.Y.
 586 P., 2019. Will the emblematic sothern conifer *Araucária angustifolia* survive to climate change
 587 in Brazil? *Biodiversity. Conservation*. 29.2. 591-607.

588 Ciais, P. H., Reichstein, M. & Viovy, N. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity
 589 caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529-33.

590 Chen, G. & Peterson A. T. (2002). Prioritization of areas in China for the conservation of endangered
 591 birds using modeled geographical distributions. *Bird Conservation International*, 12:197-209.

592 Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemuller, R., Roy, D. B., Thomas, C. D. 2011. Rapid range shifts of species
 593 associated with high levels of climate warming. *Science*, 333, 1024-1026.

594 Chown, S. L., Hodgins, K. A., Griffin, P. C., Oakeshott J. G., Byrne M. & Hoffmann, A. A. (2015).
 595 Biological Invasions, climate change and genomics. *Evolutionary Applications*, 8, 23-46.

596 Classen, A. T., Norby, R. J., Campany, C. E., Sides K. E. & Weltzin J. F. (2010). Climate change
 597 alters seedling emergence and establishment in an old-growth grassland ecosystem. *PLoS ONE*
 598 5, e13476.

599 Christina, M., Limbada, F., Atlan, A. 2019. Climatic niche Shift of an invasive shrub (*Ulex*
 600 *europaeus*) a global scale comparison in native and introduced regions. *Journal.Plant*
 601 *Ecology*,rtz041 <http://doi.org/10.1093>.

602 Condit, R., Engelbrecht, B. M. J., Pino, P., Perez R., Turner, B. (2013). Species distributions in
 603 response to individual soil nutrients and seasonal dry tropical forest. Cambridge University
 604 Press, *Cambridge*, pp, 346-361.

605 Coudun, C., Gégout, J. C., Piedallu C., Rameau J. C. (2006). Soil nutritional factors improve models
 606 of plant species distribution: an ilustrtion With ACESS Compeitre (L) in france *Journal*
 607 *Biogeography*. 33:1750-1763.

608 Damasceno, G., Souza, L., Pivello, V. R., Barbosa, E. G., Giroldo, P. Z., Fidelis, A. (2018). Impact
 609 of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration *Biological Invasions* 20: 3621-3629.

610 de Faria, A. P., Fernandes, W. G. & França, M.G.C., Physiological, approaches to determine the
 611 impact of climate changes on invasive African grass in the savanna ecoregion of Brazil.
 612 *Environmental Earth Science* 74, 3077-3088 (2015).

613 De Marco, P. Jr. Diniz-Filho J. A. F., Bini L M., Spatial analysis improves species distribution
 614 modelling during range expansion. *Biological Letters*. (2008)., 4, 1866,44-17.

615 de Siqueira, M. F., Durigan. G. De Marco Jr., P., Peterson, A. T. (2009). Something from nothing:
 616 using landscape similarity ecological niche modelling to find rare plant species. *Journal for*
 617 *Nature conservation*, 17:25-32.

618 Devis, K. W., Sheley, R. L. (2007). A. Conceptual framewor for preventig the spatial dispersal of
 619 invasive plants *Weed Science* 55:178-184.

620 Dew, R. M., Silva, D. P., & Rehan, S. M. (2019). Range expansion of an already widespread bee
 621 under climate change. *Global Ecology and Conservation*, 17, e005584.

622 Di Cola, V., Broennimann O. Petipierre, B., et al. (2017). Ecospat: an R. Package to support spatial
 623 analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*. 40:774-787.

624 Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Hutchison, M. A., Ewers, R. M., Gemmell, N. J. 2005. Are
 625 Invasive Species the Drivers of Ecological Change? *Trends Ecological Evolution* 20: 470 474.

626 Diniz-Filho, J. A. F., De Marco Jr., P. Hawkins, B. A., Defying the curse of ignorances: Perspective
 627 in insect macroecology and Conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity* v.
 628 3. p. 172-179, 2010.

629 Elith, J., Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and prediction
630 Across Space and Time. *Annual. Review of. Ecological. Evolution, and. Systematics*. 40. 677-
631 697.

632 Faleiro, F. V., Silva, D. P., Carvalho R. A., de, et al., (2015). Ring out the bells, we are being invaded!
633 Niche conservatism in exotic populations of the Yellow Bells, *Tecoma stans* (Bignoniaceae).
634 *Nature & Conservation* 3:2–7.

635 Fares, A. L. B., Nonato, F. A., D. S., Michelan, T. S. 2020. New records of the invasive macrophyte,
636 *Urochloa arrecta* extend its range to Eastern Brazilian Amazon altered freshwater ecosystems
637 *Acta Amazon*. 50.2.133-137.

638 Ferreira, L. V., Parolin, P. Matos, D. C. L., Cunha, D. A., Chaves, P. P., Neckel, S. O. (2015). The
639 effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster (poaceae) in the reduction of
640 species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta
641 Nacional de Carajás; Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88: 589-597.

642 Fitzpatrick, M. C., et al. (2008). Climate Change and species responses: a global overview. *Ecology*
643 *Letters*, 11,11.1160-1174.

644 Foley, J. A., Defreis, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe,
645 M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C.
646 J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder , P. K. 2005. *Global*
647 *Cosesequence of land use. Science* 309, 570-574.

648 Fonseca, M. B., Carolina, M.M.S.S.L., Dias Dias T. Cruz, C. França, M. G. C. 2013. Early growth
649 of Brazilian tree *Dimorphandra wilsonii* is also threatened by African grass *Urochloa*
650 *decumbens* *Journal of plant interactions* n. 9. P.92-99.

651 Fonseca, M. B, França, M.G.C., Zonta, E., Giorni, V. 2010a. Crescimento inicial de *Dimorphandra*
652 *wilsonii* (Fabaceae) Caesalpinioideae em diferentes condições de fertilidade em solo de
653 Cerrado. [Early Development of *Dimorphandra wilsonii* (Fabaceae- Caesalpinioideae) in
654 Cerrado under different soil fertility conditions]. *Acta Botany Bras.* 24:322-327.

655 Friedman, M. (2017). Seed production and establishment of *Urochloa decumbens* in disturbed áreas.
656 *Jounal of tropical Ecology* 334.301-310.

657 Fuentes Ramirez, A., pauchard, cavierres, L. A., Garcia, R. A. 2011. Survival and growth of *Acacia*
658 *de albata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. *Forest Ecology and*
659 *Management*, v, 261: 1003 1009.

660 Fulgêncio -Lima, L. G., Andrade, A. F. A., Vilela, B., Lima-Júnior, D. P., de Souza, R. A., Sgarbi,
661 L. F., Simão-Ferreira, J., Marco Junior, P., Silva, D. P., 2021. Invasive plants in Brazil: climate
662 change effects and detection of suitable areas within conservation units. *Biology. Invasions* 23
663 (5), 1577-1594.

664 Gallagher, R. V., Hughes, L. Leishman, M. R., 2013. Species loss and gain in Communities under
665 future climate change: Consequences for functional diversity. *Ecography* 36,531-540.

666 Gervais, J. A., Kovach, R., Sepulveda, A., AL-Chokhachy, R., Giersch, J., Muhlfeld, C. C. 2020.
667 Climate -induced expansion of invasive species in the Pacific Northwest, North America: a
668 synthesis of observation and Projection. *Biological. Invasions* 22, 2163-2183.

669 Giuliette, B., Mano, Aline Lopes, Maria Teresa, F., Piedade, Will climate change favor exotic grasses
670 over native ecosystem engineer species in the Amaz. *Ecological Informatics*, vol 75, 2023,
671 102102, ISSN 1574-9541.

672 Gong, X. Chen, Y. Wang, T., Jiang, X., Hu, X., Feng, J. 2020. Double-edged effects of climate change
673 on plant invasions: ecological niche modeling global distributions of two invasive alien plants.
674 *Science. Total Environmental*. 740, 13933.

675 Google, INC. 2023. Google Earth.

676 Guido, A. C., Vélez-Martin, E. E., Overbeck, G. E. & Pillar, V. D. 2016. Landscape Structure and
677 climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied vegetation Science*, 19,600-
678 610.

679 Guimarães Silva, R., Zenni, R. D., Rosse, V. P., Bastos, L. S., Van der Berg, E. 2020. Landscape-
680 level determinants of the spread and impact invasive grass in Protected areas. *Biology.*
681 *Invasions* 22, 3083-3099.

682 Guisan, A. Edwards, T. C., Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in
683 studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89–100.

684 Guisan, A., Zimmermann, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological*
685 *Modelling* v. 135, n, 2-3. P. 147-186. (2000).

686 Guisan, A., Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat
687 models. *Ecology Letters*. v, 8 n. 9. p, 993 -1009.

688 Guisan, A., Broennimann, O., Eneiler R., Vust, M., Yoccoz, N. G., Lehmann A., Zimmermann, N.
689 E. (2006). Using niche- based models to improve the sampling of rare species *conservation*
690 *Biology*.

691 Guisan, A., Petitpierre, B., Broennimann, O., Daehler, C. & Kuffer, C. (2014). Unifying niche shift
692 studies: Insights from biological invasions. *trends in Ecology & Evolution*, 29, 260-269.

693 Hejda, M., Pisek, P., Jarosik, (2009). Impacts of invasive plant on the species richness diversity and
694 composition of invaded communities. *Journal of Ecology*. 97:393-403.

695 Hijmans, R. J., Graham, C. H. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of
696 climate change on species distributions. *Global change Biology* 12: 2272- 2281.

697 Hortal, J., de Bello, F., Diniz- Filho, J. A. F. et al. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale
698 knowledge of biodiversity. *Annual Reviews. Ecological Systematics*. 46: 523-549.

699 Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: Is the signal already apparent? *Trends*
700 *Ecology Evolutions* 15: 56-61.

701 Hulme, P. E., Ikeda, T., Vandvik, V. (2023). Chapter 3, Drivers affecting biological invasions. In :
702 Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the
703 Intergovernmental Science-policy platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy H.
704 E., Pauchard A., Stoett P., I. P.B.E.S. secretaria, Bonn, Germany
705 <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430727>.

706 Hulshof, C. M. & Spasojevic, M. J. (2020). The edaphic control of plant diversity. *Global Ecology and*
707 *Biogeography*. 29:1634-1650.

708 Houghton, R. A. (2013). The emissions of carbon from deforestation and degradation in the tropics:
709 Past trends and future potential. *Carbon Management*, 4. 539-546.

710 IHUCA, [Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental] (2023). *Base de dados*
711 *Nacional de Espécies Exóticas Invasoras*.

712 IPCC, (2019). Climate change and land: an IPCC special report on climate change desertification,
713 land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in
714 terrestrial ecosystems [P. R. Shukla, J. Skea E. Calvo Buendia, V. Masso-Diemen, M. Ferrat,
715 E. Haughey, S. Luz S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley,
716 K. Kissick, M. Belkacemi, *Journal. Malley* (eds).

717 Iponga, D. M., Milton, S.J., Richardson D. M. 2008. Superiority in competition for light: a crucial
718 attribute defining the impact of the invasive alien tree *Schinus molle* (Anacardiaceae) in South
719 African savanna. *Journal of Arid Environments*, v. 72: 612-623.

720 IUCN, 2021. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2020-3. Disponível em:
721 <https://www.iucnredlist.org>.

722 Inouye, D. W. (2000). The ecological and evolutionary significance of frost in the context of climate
723 change. *Ecology Letters* 3, 457-463.

724 IEF- Instituto Estadual de Florestas, 2011. Atlas da Fauna em Unidades de Conservação do Estado
725 de Minas Gerais – Volume 1, *Matofauna*.

726 Jiménez-Valverde, A., Peterson A. T., Soberón J. et al., (2011). Use of niche models in invasive
727 species risk assessments. *Biological Invasions* 13:2785–2797.

728 Jenny, H. 1994. Factors of Soil formation: A. System of Quantitative Pedology. Dover. Jiménez-
729 Valverde, A. Lobo, J. M. 2007, Threshold criteria for conversion of Probability of species
730 presence to either-or presence-absence, *Acta Oecologica* 31. 367-369.

732 Kariyawasam, C. S., Kumar, L. Ratnayake, S. S. (2020). Potential risks of plant invasions in protected
733 areas of Sri Lanka under Climate change with special reference to threatened vertebrates.
734 *Climate*. <https://doi.org/10.3390/cli8040051>.

735 Keitt, B. S., Campbellell, K. J., Saunders. A., Clout, M. Wang, Y. Heinz, R. Newton, K. M., Tershy,
736 B. The global islands invasive vertebrate eradication database: a tool to improve and facilitate
737 restoration of island. Ecosystems. *Global. Switzerland*: IUCN 2011.

738 Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A., Gilbert, F. 2020. A comparison between ensemble and MaxEnt
739 species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian
740 medicinal plant. *Ecology infrom*. 34 (5), 1102-1112.

741 Klink, C. A., Moreira, A. G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In: Oliveira P.
742 S., Marquis R. J. (Eds.), *Cerrados Brazil Ecological Nature Hist a Neotrop Savanna*, Columbia
743 University Press, New York, pp. 69 88.

744 Klink, C. A., Machado, R. B., Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*. v. 19. p.
745 707-713.july. 2005.

746 Kranz, W. M., Passini, T., Amarelinho: biologia e controle. Instituto. Londrina: *Instituto Agronômico*
747 *do Paraná* 1997.

748 Laurance, W. F., Sayer, J., Cassaman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on
749 tropical nature. Trends. *Ecology. Evoluton*, 29: 107-116.

750 Lemes, P., Loyola, R. D. 2013. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties
751 in spatial conservation planning. *PLoS One* 8: e54323. <https://doi.org/10.1126/science.aaa>
752 7031.

753 Li, X. U. D. 2019. Sand Fixation funtion response to climate change and land use innorthern china
754 from 1981 to 2015. *Aeolian Respost*. 40,23-33.

755 Liu, C., White, M., Newell, G. 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution
756 models with presence-absence data. *Ecography* 34: 232 243.

757 Liu, T. M., Wang, J. M., Hu, X. K., Feng, J. M. 2020. Land -use change drives present and future
758 distributions of fall armyworm, *Spodoptera frugiperda* (JE Smith) (Lepidoptera: Nocttuidae).
759 *Scince Total Environmental*. 706. 1 -11.

760 Lobo, J. M., Tognelli, M. F. (2011). Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences
761 and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence
762 data. *Journal of Nature Conservation* 19:1–7.

763 Lobo, J. M., Jaménez-Valverde, A., Hortal, J. (2010). The uncertain nature of absences and their
764 importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103-114.

765 Loroy, B., Delsol, R., Hugueny, B., Meynard, C. N., Barhoumi, C., Barbet- Massin, M & Bellard, C.
 766 (2018). Without quality presence – absence data, discrimination metrics such as TSS. Can be
 767 misleading measures of models performance. *Journal of Biogeography*, 45:1994-2002.
 768 Levine, J. M. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc R. Soc.*
 769 *London B. Biological Science* 270:77-781.
 770 Lannes, L. S., Olde Venterink, H., Leite, M. R., Silva, J. N., Oberhofer, M. (2020). Boron application
 771 increases growth of Brazilian Cerrado grasses. *Ecology and Evolution* 10: 6364-6372.
 772 Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Thuiller, W. 2009. Evaluation of
 773 consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity Distribution* 15: 59
 774 69.
 775 Martins, A. C., Silva, D. P., De Marco, P., Melo, G. A. R. (2015). Species conservation under future
 776 climate change: the case of *Bombus bellicosus*, a potentially threatened South American
 777 bumblebee species. *Journal Insects Conservation* 19:33–43.
 778 McLaughlin, J. F. et al. (2019). Climate change and habitat fragmentation: their impact on
 779 biodiversity. *Global change Biology* 25.2:345-357.
 780 Montalva, J., Hoagland, B., Arbetman, M. P., Morales, C. L., Aizen, M. A., Vilela, B., Silva, D. P.
 781 2024. Macroecological perspectives on the competition between the native and invasive
 782 bumblebees in Southern South America under climate change *Biological Invasions*, 26:3733-
 783 744.
 784 Motta, P. E. F., Curi N., Franzmeir, D. P. 2002. Relation of soil and geomorphic surfaces in the
 785 Brazilian Cerrado. In: Oliveira P. S., Marquis R. J. Eds. *The Cerrado of Brazil: ecology and*
 786 *natural history of a neotropical savanna*. New York Columbia University Press, 13-32.
 787 Muñoz, M. E. S., Giovanni, R. De Siqueira, M. F., de Sutton, T. Brewer, P. Pereira, R. S., Canhos,
 788 D. A. L., V. P. 2011. Openmodeller: a generic approach to species potential distribution
 789 modelling. *Geoinformatica* 15: 111 135.
 790 Martinelli, G., Moraes, M. (2013). *Livro Vermelho da flora do Brasil*. 1º ed. Rio de Janeiro: Instituto
 791 de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 1100p.
 792 Marcot, B. G., Sieg, C. H. System-level strategies for conserving rare or little-known species.
 793 *Conservation of Rare or little-known Species: biological, social, and economic consideration*,
 794 p. 165-186, 2007.
 795 Oliver, T. H., Morecroft, M. D. 2014. Interactions between climate change and land-use change on
 796 biodiversity: attribution problems, risks and opportunities. Wiley interscapulum. *Reviews*
 797 *climate change*. 5 (3), 317-335.

798 Osland, M. J., Feher, L. C. 2019. Winter climate change and the poleward range expansion of a
 799 tropical invasion tree [Brazilian Pepper-Schinus terebinthifolius]. *Global. Change Biological.*
 800 00, 1-9.

801 Overpeck, M. et al. (1992). Mapping eastern North American Vegetation change of the past 18 ka:
 802 No-analogs and the future. *Geology* 20. 1071-1074.

803 Parker-Allie, F., Musil, C. F., Thuiller, W. 2009. Effects of climate Warming on the distribution of
 804 invasive Euroasia annual grass: a South African perspective. *Clim. Change* 94,87-103.

805 Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual*
 806 *Review of Ecology Evolution and. Systematic*, 37: 637-669.

807 Parmesan, C. Yohe, C. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across
 808 natural systems. *Nature* 421. 37-42.

809 Pauchard, A., Milbau, A., Albiñ, A., et al. (2016). Non- native and native organisms moving into
 810 high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for
 811 ecology and Conservation. *Biological Invasions* 18: 345-353.

812 Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blandhard, J., Bonebrake, T. C. Chen, J. C., Clark, T. D.,
 813 Colwell, R. K., Danielsen, F. Evengard, B. Falconi, L. Ferrier, S. Frusher, S. Garcia, R. A.,
 814 Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion- Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S. Williams, S.
 815 E. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human
 816 well-being-*Science*, 355-9214.

817 Peterson, A. T., Ortega-huerta M. A., Bartley J., et al., (2002). Future projections for Mexican faunas
 818 under global climate change scenarios. *Nature* 416:164–166.

819 Peterson, A. T. (2003). Predicting the geography of species invasion via ecological niche models.
 820 *The Quarterly Review of Biology*, 78: 419-433.

821 Phillips, S. J., Anderson R. P., Schapire R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species
 822 geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

823 Phillips, S. J. & Dudík, M. (2008). Modeling of species distribution with Maxent: new extension and
 824 a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31.161-175.

825 Pivello, V. R. 2011. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: Efeitos da introdução de espécies
 826 exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia.Info*. 33.

827 Pivello, V. R., Carvalho, V. M. C., Lopes, P. F., Pecinini, A. A., Rosso, S. (1999a). Abundance and
 828 distribution of native and alien grasses in a Cerrado (Brazilian savanna) biological reserve.
 829 *Biotropica* 31:71-82.

830 Polasky, S. Solow, A. R., (2001). The value of information in reserve site selection. *Diversity*
 831 *Distribution*. 10:1051.

Queiroz, L. P. (2006). The Brazilian Caatinga: Phytogeographical pattern inferred from distribution data of the Leguminosae. In: Pennington Ciência do Solo, *sociedade Brasileira de Ciência do solo*, Viçosa. Pp 1-69.

Rangel, T. F., Loyola, R. D., Silva, D. P., et al., (2014). Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling*, 273-200-209.

Rangel, T. F. Loyola, R. D. (2012). Labeling ecological niche models. *Nature Conservation* 10:119-126.

Ratter, J. A., Ribeiro, J. F., Bridgewater, S. (1997). The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity *Annual Botanic* 80:223-230.

Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmanek, M., et al. (2000). Naturalization and invasion of alien plant: concepts and definitions. *Distributions*, 6: 93-107.

Ridenour, W. M., and Callaway. R. M. (2001). The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. *Oecologia*. 126, 444-450.

Rizzini, C. T. & Mattos Filho, A. 1986. Espécies Vegetais em extinção Boletim da Fundação Brasileira para Conservação da Natureza, 21:99-103.

Roberts, D. R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M. S., Elith, J., Guillerá-Arroita, G., Hauenstein, S., Lahoz-Monfort, J. J., Schroder, B. Thuiler, W., Warton, D. I., Wintle, B. A., Hartig, F. & Dormann, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography* (Cop.). 40:913–929.

Rodrigues, P. M. S., Silva, J. O., Eisenlohr, P.V., Schaefer, C.E.G.R. (2015). Climate Change effects on the geographic distribution of specialist tree Species of the Brazilian tropical dry forest. *Braz J. Biol.* 75: 679-684.

Root, T. L., Price J. T., Hall, K. R., et al., (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57–60. <https://doi.org/10.1038/nature.01333>.

Root, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: Fauna of *Collards (Brassica aleraceae)* *Ecological Monogr.* 43.95-120.

Royle, J. A., Chandler, R. B., Yackulic, C. Nichols, J. D. (2012). Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* 3:545 554.

Rossiello, R.O.P., Antunes, M. A. H. 2012. Solar radiation utilization by tropical forage grasses: light interception and use efficiency. In: Babatunde E.B. Editor. Solar radiation, a friendly renewable energy source. *Croatia: In Tech*, p. 221-244.

Sampaio, A. B., Schmidt, I. B. (2014). Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federal do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3,32-49.

867 Shea, K. & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions.
868 *Trends in ecology & Evolution*, 17, 170-176. .

869 Silva, D. P., Andrade, A. F. A., Oliveira, J. P. J. et al. (2019). Current and future ranges of an elusive
870 North American insect using species distribution models. *Journal of Insect Conservation*,
871 23:175–186.

872 Silva, D. P., Macêdo, A. C. B. A., Ascher, J. S., De Marco P. (2015). Range increase of a Neotropical
873 orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of Insect Conservation*, 19:901–
874 910.

875 Silva, D. P., Vilela, B. Buzatto, B. A., et al. (2016). Contextualized niche shifts upon independent
876 invasions by the dung beetle *onthophagus taurus*. *Biological Invasion* 18:3137.

877 Silva, R. G., Zenni, R. D., Rosse, V. P., et al. (2020). Landscap-level determinant of the spread and
878 impact of invasive grasses in protected areas *biological invasions*, 22: 3083-3090.

879 Silva, D. P., Vilela, B. De Marco Jr., P., Nemésio, A. 2014. Using ecological nichemodels and niche
880 analyses to understand speciation patterns: The case of sister Neotropical Orchid bee. *PLoS*
881 *One*9.11113-246.

882 Silva, J. M. C., et al. Niche expansion of the Common waxbill (*Estrilda astrild*) in its non-native range
883 in Brazil. *Biological Invasions*. v 20, n. 9.p. 2635-2646. 2018.

884 Sirami, C. Captar, Popy, S., Clamens, A., Arlettaz, R. Jiguet. F., Brotons, L., Martin, J. I.. 2017.
885 Impacts of global Change on species distribution: abstacles and solutions to integrate climate
886 and land use. *Global. Ecological. Biogeography*. 26.4.385-394.

887 Smith, J. & Jones, L. (2019). Biomass acumulation posture: the role of *Urochloa decumbens*, Grass
888 and forage *Science*, 74.2. 128-135.

889 Swaine, M. D., (1996). Rainfall and Soil fertillity as fators limiting forest species distribution in
890 Ghana, *Journal. Ecological*, 84:419-428.

891 Thomas, S. M., Moloney, K. A. Combining the effects of surrounding land-use and propagule
892 pressure to predict the distribution of an invasive plant. *Biology invasions*, 17, 477-495, (2015).

893 Thomas, C. D., Cameron A. & Green, R. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 437,
894 145-58.

895 Teles, W. S., Silva, D. P., Vilela, B., Lima-Junior, D. P., Pires Oliveira, J. C., Miranda, M. S. 2022.
896 How wil the distributions of native and invasive species be affected by climate change? Insights
897 from Giant South American landsnals. *Diversity*, 14.6.467. <https://doi.org/10.3390/d14060467>.

898 Theoharides, K. A., Dukes, J.S. (2007). Plant invasion acres space and time: factors affecting
899 nonindigenous species sucess during four stages of invasion. *New phytol*, 176: 256-273.

900 Thuiller, W., Richardson M. D., Pysek P., Midgley, G.F., Hughes, G.O., Rouger M. (2005). Niche-based
 901 modelling as a tool for predicting risk of alien plant invasion at a global scale. *Change Biology*
 902 11:2234-2250.

903 Tomiolo, S. & Ward, D. (2018). Species migrations and range shifts: A synthesis of causes and
 904 consequences. *Perspective in plant Ecology, Evolution and Systematics*, 33:62-77.

905 Traveset, A., Richardson D. M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive
 906 mutualisms. *Trends Ecology.. Evolution* 21: 208-216. doi: 10.1016/j.tree.2006.01.006.

907 Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J. Wardle, D. A. (2008). Global Change and species
 908 interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11: 1351-1363.

909 Varela, D., Romeiras, M. M., and Silva, L. (2022). Implications of climate change on the distribution
 910 and Conservation of Cabo-Verde endemic trees. *Global. Ecological. Conservation*. 34: e02025
 911 doi:10.1016/j.gecco. 2022. e02025.

912 Velez, D. Vivallo, F. & Silva, D. P. (2017). Nesting biology and potential distribution of native
 913 Collecting Centridine Bee from South America. *Apidologie*. 48. 181-193.

914 Vilà, M., Espinosa, J. L., Hejda, M. Hulme, P. E., Jarosik, V. Maron, J. L., Pergl J. Schaffner, U. Sun,
 915 Y., Pysek P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects
 916 on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14:702-708.

917 Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope L. L., Réjmanek, M. and Westbrooks. R. (1997).
 918 Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand*
 919 *Journal Ecology*, 21, 1-16.

920 Vivallo, F. B., Silva, D. P. 2019. Inferring host-cleptoparasite complexes of South American
 921 Centridine bees Hymenoptera: Apidae using macroecological perspectives. *Organisms*
 922 *Diversity. Evolution*, 19:179-190.

923 Walther, G. R., Post. E. Convey. P. Menzel A. Parmesan, C. Bee. T. J. C., fragmentin, J. M. Hoegh-
 924 Guldberg. O. Bairlein. F. Ecological responses to recent *climate change*. *Nature*. v. 416, n 6879.
 925 p. 389-95 mar 2002.

926 Warren, D. L., Glor, R. E. & Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus
 927 conservatism: quantitative approaches to niche Evolution. *Evolution*, 62, 2868-2883.

928 Whittaker, R. J., Arújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. Watson, J. E., M., Willis, K. J. 2005. Conservation
 929 biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distribution*, 11:3.23.

930 Williams, D. G., Baruch, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequence
 931 and the role of ecophysiology. *Biological invasions*, 2:123-140.

932 Williams, J. W., Jackson, S. T. & Kutzbach. J. E. (2007). Projected distributions of novel and
 933 disappearing Climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104,
 934 5738-5742. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606292104>.

935 Wilson, M. D. (2008). Support Vector Machines. In S. E. Jorgense (Eds.) Encyclopedia of Ecology.
 936 Five -Volume Set (pp. 3437) *Elsevier Inc.*

937 WanDerWal, J., Shoo L. P., Graham C. et al (2009). Selecting pseudo-absence data for presence-only
 938 distribution modeling: how far should you stray from what you know ? *Ecological Modell*
 939 220:589-594. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.010>.

940 Wisz, M. S., Guisan, A. (2009). Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution
 941 models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data.
 942 *BMC. Ecological* 9:8. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-9-8>.

943 Zappi, D. C., Filardi F. L. R., Leiman, P., et al (2015). Growiang knowledge: an overview of seed
 944 plant *diversity in Brazil*. *Rodriguésia* 66: 1085-1113: [https://doi.org/10.1590/2175-](https://doi.org/10.1590/2175-786020156644)
 945 [786020156644](https://doi.org/10.1590/2175-786020156644).

946 Zenni, R. D., Ziller S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Reviews Bras Botânica* 34:
 947 431 446.

948 Zenni, R. D. (2014). Analysis of introduction history of inveseive plant in Brazil reveals patterns of
 949 association between biogeographical origin and reason for introduction. *Austral Ecology*,
 950 39:401-407.

951 Zenni, R. D., da Cunha., W. L. Musso, C., de Souza, J. V., Nardoto, G. B., Miranda, H. S., 2020.
 952 Synergistic impacts of co-occurring invasive grasses cause persistent effects in the soil- plant
 953 system after selective removal. *Functional Ecology* 34(5), 1102-1112.

954 Zhang, Y. G., Nearing, M. A., Zhang, X. C. Xie, V., Wei, 2010. Projected rainfall erosivity change
 955 under climate change from multimodel and multicenario projections in Northeast Chinate,
 956 *Journal Hydrol*, 384, 97-106.

957 Ziller, S. R., Dechoum M. S. 2013. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de
 958 conservação no Brasil. *Biodiversidade Bras* 3: 431.

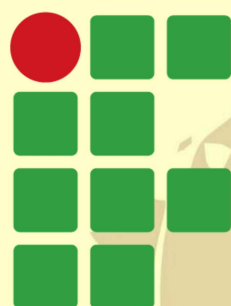
959

960

961

Tabela S1. Autovalores e autovetores, contribuições e a soma dos componentes principais originais derivados das 49 variáveis ambientais que explicaram 95% da variação inicial no ambiente.

Variáveis	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Densidade aparente_0_5cm	-0.001	0.202	-0.215	0.146	0.017	0.013	0.318	0.086	0.033
Densidade aparente_100_200cm	-0.010	0.177	-0.228	0.091	0.117	-0.289	-0.104	-0.144	-0.236
bdod_15_30cm	-0.005	0.209	-0.249	0.104	0.035	-0.123	0.177	-0.022	-0.074
Densidade aparente_30_60cm	-0.001	0.194	-0.249	0.093	0.083	-0.240	0.021	-0.085	-0.158
Densidade aparente_5_15cm	0.000	0.209	-0.233	0.121	0.024	-0.044	0.269	0.047	-0.009
Densidade aparente_60_100cm	-0.003	0.183	-0.236	0.092	0.107	-0.281	-0.074	-0.135	-0.201
Temperatura Média Anual	-0.173	0.193	0.017	0.029	0.099	0.057	-0.027	0.119	0.200
Temperatura Média do trimestre Mais Quente	-0.158	0.205	-0.049	-0.025	0.049	-0.013	-0.066	0.084	0.372
Temperatura Média do trimestre Mais Frio	-0.176	0.172	0.063	0.064	0.134	0.086	-0.021	0.127	0.077
Precipitação Anual	-0.174	-0.002	0.162	-0.112	0.139	-0.047	0.136	-0.258	-0.018
Precipitação do Mês Mais chuvoso	-0.166	0.047	0.157	-0.011	0.145	0.117	0.039	-0.390	-0.029
Precipitação do Mês Mais seco	-0.108	-0.092	0.134	-0.202	0.079	-0.354	0.336	0.059	0.044
Sazonalidade de precipitação	0.057	0.100	-0.050	0.259	0.087	0.464	0.063	-0.235	-0.061
Precipitação do trimestre Mais úmido	-0.168	0.046	0.157	-0.024	0.145	0.114	0.039	-0.391	-0.043
Precipitação do trimestre Mais seco	-0.115	-0.090	0.140	-0.200	0.087	-0.343	0.318	0.037	0.052
Precipitação do trimestre Mais Quente	-0.133	-0.023	0.085	-0.178	-0.058	0.151	0.524	0.060	-0.097
Precipitação do trimestre Mais Frio	-0.116	-0.026	0.148	-0.026	0.220	-0.233	-0.183	-0.449	0.146
Faixa Diurna Mensal (Temp Max-Temp Min)	0.119	0.044	-0.164	0.013	-0.128	0.230	0.312	-0.312	0.107
Isotermalidade	-0.123	0.057	0.158	0.131	0.233	0.111	0.157	0.118	-0.224
Sazonalidade da Temperatura	0.133	-0.065	-0.178	-0.150	-0.193	-0.173	-0.034	-0.128	0.315
Temperatura Máxima do Mês Mais Quente	-0.134	0.222	-0.091	-0.036	0.027	0.020	-0.071	-0.031	0.405
Temperatura Mínima do Mês Mais Frio	-0.180	0.148	0.084	0.050	0.156	0.003	-0.094	0.164	0.079
Faixa Anual de Temperatura	0.140	-0.015	-0.204	-0.105	-0.201	0.013	0.073	-0.266	0.247
Temperatura Médio do trimestre mais úmido	-0.161	0.188	-0.049	0.011	0.062	0.078	0.103	0.130	0.268
Temperatura Médio do trimestre mais seco	-0.162	0.163	0.090	0.056	0.143	0.013	-0.158	0.100	0.096
Fragmentos Grossos_0_5cm	0.148	-0.129	0.062	0.249	0.173	-0.075	0.058	0.003	0.125
Fragmentos Grossos_100_200cm	0.159	-0.132	0.051	0.238	0.131	-0.051	0.066	0.019	0.133
Fragmentos Grossos_15_30cm	0.151	-0.129	0.056	0.248	0.168	-0.074	0.079	0.007	0.122
Fragmentos Grosos_30_60cm	0.155	-0.131	0.052	0.246	0.155	-0.061	0.100	0.007	0.119
Fragmentos Grossos_5_15cm	0.149	-0.130	0.063	0.245	0.173	-0.081	0.053	0.011	0.141
Fragmentos Grossos_60_100cm	0.157	-0.138	0.054	0.238	0.140	-0.046	0.085	0.015	0.112
Argila_0_5cm	-0.167	-0.068	0.041	0.182	-0.227	-0.049	0.056	-0.047	0.135
Argila_100_200cm	-0.179	-0.011	0.065	0.199	-0.198	-0.054	-0.018	-0.020	-0,098
Argila_15_30cm	-0.172	-0.053	0.053	0.207	-0.222	-0.083	0.005	-0.035	0.031
Argila_30_60cm	-0.177	-0.017	0.046	0.205	-0.220	-0.079	-0.003	-0.008	-0.069
Argila_5_15cm	-0.162	-0.076	0.045	0.189	-0.241	-0.060	0.046	-0.057	0.123
Argila_60_100cm	-0.179	-0.012	0.054	0.202	-0.209	-0.062	-0.008	-0.016	-0.087
Areia_0_5cm	0.177	0.169	0.117	-0.060	0.029	-0.007	-0.012	0.003	-0.052
Areia_100_200cm	0.194	0.132	0.085	-0.101	0.040	-0.003	0.011	0.007	0.059
Areia_15_30cm	0.182	0.163	0.108	-0.081	0.036	0.004	0.013	0.002	-0.014
Areia_30_60cm	0.190	0.138	0.099	-0.099	0.051	0.004	0.015	-0.006	0.029
Areia_5_15cm	0.174	0.176	0.117	-0.065	0.034	-0.006	-0.002	0.009	-0.049
Areia_60_100cm	0.193	0.131	0.093	-0.104	0.049	-0.003	0.015	-0.000	0.040
Lodo_0_5cm	-0.117	-0.187	-0.204	-0.063	0.144	0.052	-0.028	0.034	-0.036
Lodo_100_200cm	-0.095	-0.196	-0.211	-0.073	0.168	0.069	0.003	0.011	0.021
Lodo_15_30cm	-0.111	-0.192	-0.207	-0.066	0.148	0.069	-0.024	0.027	-0.006
Lodo_30_60cm	-0.099	-0.196	-0.208	-0.075	0.167	0.082	-0.019	0.020	0.032
Lodo_5_15cm	-0.117	-0.188	-0.204	-0.060	0.146	0.057	-0.034	0.033	-0.029
Lodo_60_100cm	-0.096	-0.195	-0.214	-0.071	0.168	0.079	-0.015	0.020	0.038
Individual	0.389	0.182	0.153	0.082	0.067	0.033	0.022	0.016	0.014
Cumulativo	0.389	0.572	0.726	0.808	0.876	0.909	0.932	0.949	0.963



**INSTITUTO
FEDERAL**

Goiano

Campus
Urutaí

