



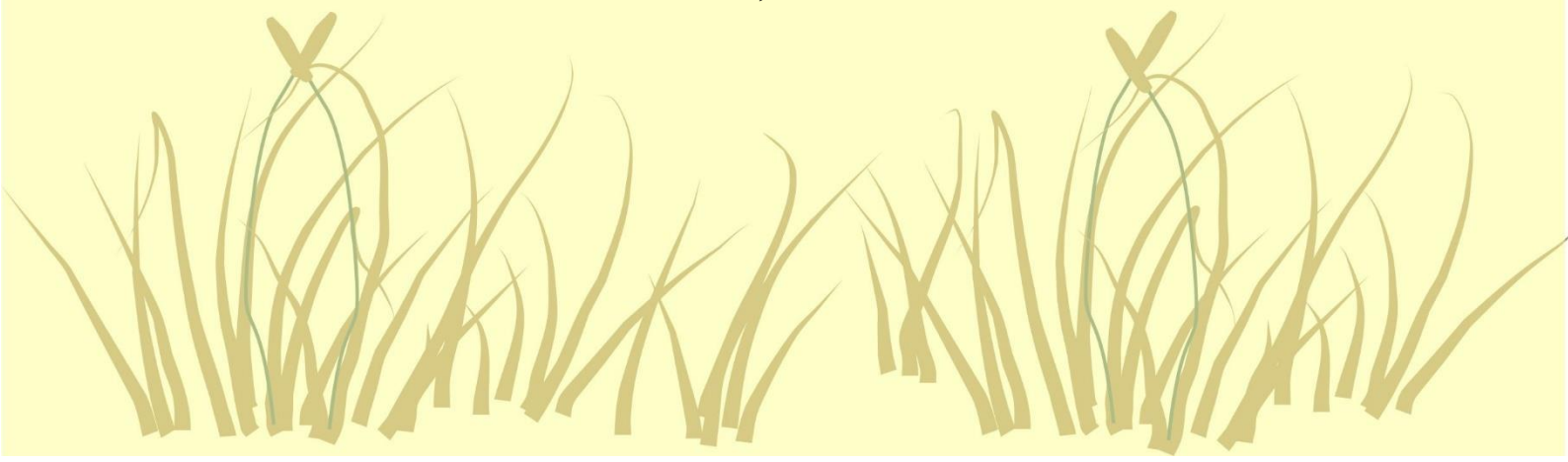
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Urutaí
Programa de Pós-Graduação em Conservação de
Recursos Naturais do Cerrado

ÁREAS ADEQUADAS PARA HIMENÓPTEROS INVASORES NA AMÉRICA DO SUL

ANDRESSA CARNEIRO DO NASCIMENTO

Orientador(a): Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

Urutaí, Maio de 2022





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, Maio de 2022

ANDRESSA CARNEIRO DO NASCIMENTO

**ÁREAS ADEQUADAS PARA HIMENÓPTEROS
INVASORES NA AMÉRICA DO SUL**

Orientador(a)

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)
2022

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.

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

NN244á Nascimento, Andressa
ÁREAS ADEQUADAS PARA HIMENÓPTEROS INVASORES NA
AMÉRICA DO SUL / Andressa Nascimento; orientador
Daniel de Paiva Silva. -- Urutaí, 2022.
72 p.

Dissertação (Mestrado em Programa de Pós-Graduação
em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado)--
Instituto Federal Goiano, Campus Urutaí, 2022.

1. Espécies Exóticas . 2. Macroecologia. 3.
Deficiências de conhecimento. 4. Distribuição de
Espécies. 5. Modelos Preditivos. I. de Paiva Silva,
Daniel, orient. II. Título.

Responsável: Johnathan Pereira Alves Diniz - Bibliotecário-Documentalista CRB-1 n°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 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- | | |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> Tese | <input type="checkbox"/> Artigo Científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input checked="" type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: <u>Material didático – jogo educativo</u> | |

Nome Completo do Autor: Andressa Carneiro do Nascimento

Matrícula: 2020101330940022

Título do Trabalho: ÁREAS ADEQUADAS PARA HIMENÓPTEROS INVASORES NA AMÉRICA DO SUL

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 13/06/2022

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;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, 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;
- 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.

Urutaí-go, 30/05/2022.

Local Data

Andressa Carneiro do Nascimento

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

Elitona Astora Almeida

Assinatura do(a) orientador(a)



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

Ata nº 33/2022 - CREPG-UR/DPGPI-UR/CMPURT/IFGOIANO

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO

BANCA EXAMINADORA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Aos vinte e três dias do mês de maio do ano de dois mil e vinte e dois, às quinze horas, reuniram-se os componentes da banca examinadora em sessão pública realizada por videoconferência, para procederem à avaliação da defesa de dissertação em nível de mestrado, de autoria de **Andressa Carneiro do Nascimento**, discente do **Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado do Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí**, com trabalho intitulado "**Áreas adequadas para himenópteros invasores na América do Sul**". A sessão foi aberta pela presidente da banca examinadora, **Profa. Dra. Débora Astoni Moreira**, que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida ao autor da dissertação para, em 30 minutos, proceder à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu ao examinado, tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da defesa. Tendo-se em vista as normas que regulamentam o Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado, a dissertação foi **(X) APROVADA () REPROVADA**, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **MESTRA EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, na área de concentração em **Ciências Ambientais**, pelo Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega na secretaria do Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado da versão definitiva da dissertação, com as devidas correções. Assim sendo, a defesa perderá a validade se não cumprida essa condição, em até **60 (sessenta) dias** da sua ocorrência. A banca examinadora recomendou a publicação dos artigos científicos oriundos dessa dissertação em periódicos após procedida as modificações sugeridas. Cumpridas as formalidades da pauta, a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de dissertação de mestrado, 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
Profa. Dra. Débora Astoni Moreira	IF Goiano - Campus	Presidente

Prof. Dr. Thaline de Freitas Brito	Urutaí UFPA	Membro externo
Prof. Dr. André Luis da Silva Castro	IF Goiano - Campus Urutaí	Membro interno

Documento assinado eletronicamente por:

- **Thaline de Freitas Brito, Thaline de Freitas Brito - 203415 - Pesquisador em ciências da zootecnia - Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí (10651417000259)**, em 25/05/2022 14:42:47.
- **Andre Luis da Silva Castro, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO**, em 23/05/2022 16:24:39.
- **Debora Astoni Moreira, COORDENADOR DE CURSO - FUC1 - CCMCRNC-UR**, em 23/05/2022 16:15:04.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 23/05/2022. 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: 391572
Código de Autenticação: 102034241c



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Urutaí
Rodovia Geraldo Silva Nascimento, Km 2,5, Zona Rural, None, None, URUTAÍ / GO, CEP 75790-000
(64) 3465-1900



FICHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação:	ÁREAS ADEQUADAS PARA HIMENÓPTEROS INVASORES NA AMÉRICA DO SUL
Orientador(a):	Dr. Daniel de Paiva Silva
Autor(a):	Andressa Carneiro do Nascimento

Dissertação de Mestrado **APROVADA** em 23 de MAIO de 2022, como parte das exigências para obtenção do Título de **MESTRE EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, pela Banca Examinadora especificada a seguir.

Profa. Dra. Débora Astoni Moreira
Orientador, IF Goiano – Campus Urutaí
Presidente

Prof. Dr. André Luis da Silva Castro
IF Goiano – Campus Urutaí
Membro titular

Profa. Dra. Thaline de Freitas Brito
UFPA – Universidade Federal do Pará
Membro titular



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

FOLHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação: Áreas adequadas para himenópteros invasores na América do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

Autora: Andressa Carneiro do Nascimento

Dissertação de Mestrado **APROVADA** em **23 de maio de 2022**, como parte das exigências para obtenção do Título **MESTRA EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO**, pela Banca Examinadora especificada a seguir:

Profa. Dra. Débora Astoni Moreira	IF Goiano – Campus Urutaí
Prof. Dr. André Luis da Silva Castro	IF Goiano – Campus Urutaí
Profa. Dra. Thaline de Freitas Brito	UFPA

Documento assinado eletronicamente por:

- **Andre Luis da Silva Castro, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO**, em 26/05/2022 11:12:51.
- **Thaline de Freitas Brito, Thaline de Freitas Brito - 203415 - Pesquisador em ciências da zootecnia - Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí (10651417000259)**, em 26/05/2022 11:11:18.
- **Debora Astoni Moreira, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO**, em 26/05/2022 08:50:55.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 26/05/2022. 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: 392662
Código de Autenticação: 7ddd309300



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Urutaí
Rodovia Geraldo Silva Nascimento, Km 2,5, Zona Rural, None, None, URUTAI / GO, CEP 75790-000
(64) 3465-1900

“A ciência não pode prever o que vai acontecer. Só pode calcular a probabilidade de alguma coisa acontecer.”
(César Lattes)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus, por sua presença em minha vida, por me agraciar com amor, sabedoria, saúde e infinitas bênçãos que me ajudaram a alcançar mais uma conquista. À minha família, minha mãe Silvana, meu pai Enivaldo, minha irmã Ana Carla e minha avó Sebastiana, por todo o apoio durante o período da graduação e pós-graduação.

Um agradecimento especial ao meu noivo João Victor, pelo carinho, paciência e atenção nos momentos de alegrias e também nos momentos mais turbulentos, não só da dissertação, mas em todos os momentos que compartilhamos juntos. Sou eternamente grata por você, por me amar e pelo nosso amor.

Agradeço as amigas que trago desde a graduação, em especial Alexia, que mesmo longe se fez presentes. As amigas que fiz dentro do PPG-CRENAC, pelas conversas e projetos paralelos durante o período do mestrado.

Ao IF Goiano - Campus Urutaí, ao Programa de Pós-graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado, a todos os docentes envolvidos neste processo, pela oportunidade e por cada ensinamento que enriqueceu minha formação como mestre em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado. Agradeço também a UFG e a UNEMAT onde pude realizar disciplinas complementares e conhecer pessoas que contribuíram positivamente ao meu projeto. Ao Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia (COBIMA Lab) que me proporcionou oportunidades únicas.

Agradeço ao professor Dr. Daniel de Paiva Silva, que me orienta desde a graduação, pela paciência, confiança, pelo suporte na resolução de problemas e amizade. Sou grata por ter acreditado em mim. Aos co-autores do artigo, MSc. José Montalva e Dr. Mariano Lucia pelas primordiais contribuições. Aos membros da banca examinadora, Dr. André Luís da Silva Castro e Dra. Thaline de Freitas Brito por terem aceitado o convite e contribuído com sugestões. Agradeço também aos membros suplentes Anderson Latini e Ednaldo Rocha, por aceitarem o convite e se disponibilizarem ao que fosse necessário.

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para meu crescimento e realização deste trabalho. Gratidão!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	10
LISTA DE QUADROS	10
INTRODUÇÃO	11
CAPÍTULO 1 – ARTIGO	13
ÁREAS ADEQUADAS PARA A EXPANSÃO DA INVASÃO DE ABELHAS XYLOCOPA NA AMÉRICA DO SUL	13
SUITABLE AREAS FOR THE INVASION EXPANSION OF XYLOCOPA BEES IN SOUTH AMERICA	14
ABSTRACT	14
1. INTRODUCTION	15
2. MATERIALS E METHODS	18
2.1. Occurrence data of the species	18
2.2. Climatic variables	20
2.3. Species distribution modeling	22
3. RESULTS	23
4. DISCUSSION	26
5. REFERENCES	29
CAPÍTULO 2 – PRODUTO TECNOLÓGICO	41
JOGO DE TABULEIRO: CONTROLE A INVASÃO!	41
1. APRESENTAÇÃO	41
2. JOGO DE TABULEIRO: CONTROLE A INVASÃO!	42
2.1. Mecânica do “Controle a Invasão!”.....	52
3. REFERÊNCIAS	53
CONCLUSÃO	60
ANEXO I	62

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 - SUITABLE AREAS FOR THE INVASION EXPANSION OF XYLOCOPA BEES IN SOUTH AMERICA

- Figure 1.** Figure 1. Geographical occurrences of *Xylocopa augusti* (black circles) and *Xylocopa splendidula* (white diamonds) in South America. Both species occur in Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay, Bolivia, and Brazil. 20
- Figure 2.** Current distribution for species *Xylocopa augusti* (Xa) and *Xylocopa splendidula* (Xs) and future prediction for 2070 in the 17 scenarios of global atmospheric circulation of the ocean (AOGCMs): A) ACCESS1-0; B) BCC-CSM1-1; C) CCSM4; D) CNRM-CM5; E) GFDL-CM3; F) GISS-E2-R; G) HadGEM2-AO; H) HadGEM2-ES; I) HadGEM2-CC; J) INMCM4; K) IPSL-CM5A-LR; L) MIROC5; M) MRI-CGCM3; N) MIROC-ESM-CHEM; O) MPI-ESM-LR; P) MIROC-ESM; Q) NorESM1-M. Black dots represent the occurrences of the species. 25
- Figure 3.** Distribution and current (A) and future (B) overlap areas for species *Xylocopa augusti* (red), *Xylocopa splendidula* (yellow), and distribution overlap between the two species (orange). 26

Capítulo 2 - JOGO DE TABULEIRO: ESPECIES EXOTICAS INVASORAS NA AMERICA DO SUL

- Figura 1.** Tabuleiro do jogo “Controle a Invasão!” 43
- Figura 2.** Exemplo das cartas de sorte/revés, carta de ação e carta de espécies contidas no jogo. 44

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 - SUITABLE AREAS FOR THE INVASION EXPANSION OF XYLOCOPA BEES IN SOUTH AMERICA

Table 1. Occurrence data for <i>Xylocopa augusti</i> and <i>Xylocopa splendidula</i> in each database. 19	
Table 2. Summary of the principal component analysis within which the main components (PC) that we used as new environmental variables to evaluate the distribution range of target species in South America were generated. 21	
Table 3. Mean values and standard deviation of the Jaccard similarity index evaluation metric were obtained for each of the algorithms used in our models. 24	

LISTA DE QUADROS

Capítulo 2 - JOGO DE TABULEIRO: ESPECIES EXOTICAS INVASORAS NA AMERICA DO SUL

Quadro 1. Relação dos dados utilizados nas cartas das espécies do jogo “Controle a Invasão!”..... 44	
---	--

INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas é prejudicial aos ecossistemas, habitats, espécies nativas e/ou funções ecológicas (PEJCHAR; MOONEY, 2009; SILVA et al. 2017). O impacto das espécies introduzidas nos ecossistemas tem sido motivo de muita preocupação, pois além de problemas ecológicos, o impacto econômico das espécies exóticas sobre a economia mundial também atinge a casa dos trilhões de dólares (DIAGNE et al., 2021; PIMENTEL et al., 2001; PIMENTEL; ZUNIGA; MORRISON, 2005).

Um fator importante em relação ao problema das invasões e efetivo controle de espécies exóticas são as limitações quanto ao conhecimento de aspectos biológicos das espécies, conhecidos como déficits de conhecimento. Em especial, para os insetos, não existem informações fidedignas acerca da distribuição atual das espécies no espaço geográfico (DINIZ-FILHO; DE MARCO; HAWKINS, 2010). A falta de informações generalizadas sobre os mais variados aspectos da biologia e ecologia de espécies tende a ser mais a regra do que a exceção (HORTAL et al., 2011). Por exemplo, mesmo que informações da distribuição geográfica e a identificação das espécies sejam conhecidas, a totalidade do conhecimento das espécies com as quais uma espécie de interesse pode interagir é fragmentada.

Atualmente, com a digitalização massiva dos dados de ocorrência de muitas espécies correlacionadas a variáveis climáticas por técnicas estatísticas atuais, é possível estimar a distribuição espacial e ambiental de espécies exóticas invasoras, amenizando os déficits de conhecimento. Assim, tornou-se viável calcular as condições climáticas da área de distribuição de milhares de espécies (SOBERÓN, 2007). Diferentes modelos são utilizados para avaliar ou prever espécies exóticas invasoras (ELITH; LEATHWICK, 2009).

Sendo assim, a presente pesquisa se estruturou em dois capítulos. O primeiro capítulo traz a problemática da invasão de abelhas do gênero *Xylocopa*, em particular as espécies *Xylocopa augusti* Lapeletier, 1841 e *Xylocopa splendidula* Lapeletier, 1841, que embora estejam distribuídas na região neotropical, não são nativas do Chile Mediterrâneo. Portanto, são reconhecidas como exóticas nesta região. Assim, através da modelagem de distribuição de espécies, foi avaliado o potencial invasivo das espécies exóticas, indicando a distribuição das espécies-alvo na região. Também visamos identificar possíveis distribuições para essas espécies na América do Sul, considerando um cenário de mudanças climáticas de 50 anos.

O segundo capítulo traz o desenvolvimento de um produto tecnológico, em formato de jogo didático, com a abordagem da temática “espécies exóticas invasoras na América do Sul”. O jogo “Controle a Invasão!” foi desenvolvido para ser utilizado dentro de um ambiente formal de educação, como forma a contribuir no processo de ensino aprendizagem, trazendo algo novo e diferente para o dia a dia de crianças e adolescentes no ambiente escolar, e também ser utilizado em ambientes informais, levando conhecimento sobre as espécies exóticas invasoras que ocorrem na América do Sul.

Referências

- DIAGNE, C. et al. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. **Nature**, v. 592, p. 571–576, 2001. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; DE MARCO, P.; HAWKINS, B. A. Defying the curse of ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. **Insect Conserv Divers**, v. 3, p. 172–179, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x>
- ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. **Annu Rev Ecol Evol Syst**, v. 40, p. 677–697, 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- HORTAL, J. et al. Ice age climate, evolutionary constraints and diversity patterns of european dung beetles. **Ecol Lett**, v. 14, p. 741–748, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01634.x>
- PEJCHAR, L.; MOONEY, H. A. Invasive species, ecosystem services and human well-being. **Trends Ecol Evol**, v. 24, p. 497–504, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>
- PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agric Ecosyst Environ**, v. 84 p. 1–20, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00178-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00178-X)
- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecol Econ**, v. 52, p. 273–288, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>
- SILVA, D. P. et al. Potential pollination maintenance by an exotic allodapine bee under climate change scenarios in the Indo-Pacific region. **J Appl Entomol**, v. 141, p. 122–132, 2017. <https://doi.org/10.1111/JEN.12337>
- SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecol Lett**, v. 10, p. 1115–1123, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>

ÁREAS ADEQUADAS PARA A EXPANSÃO DA INVASÃO DE ABELHAS XYLOCOPA NA AMÉRICA DO SUL

RESUMO

A introdução de espécies exóticas em ecossistemas nativos tem sido de grande preocupação, pois tais espécies podem ser consideradas invasoras, causando problemas ecológicos e impactos socioculturais relacionados à saúde e à economia. A invasão biológica de abelhas exóticas é um problema ecológico caracterizado por impactos negativos ao ecossistema introduzido. Embora as abelhas *Xylocopa* spp. sejam significativamente diversas e estejam distribuídas na região neotropical, *Xylocopa augusti* Lepeletier, 1841 e *Xylocopa splendidula* Lepeletier, 1841, não são nativas do Chile Mediterrâneo. Portanto, são reconhecidas como exóticas nesta região. Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial invasivo das espécies exóticas e prever os potenciais efeitos macroecológicos de suas invasões, indicando a distribuição das espécies-alvo na região. Também visamos identificar possíveis distribuições para essas espécies na América do Sul. Correlacionamos os dados de ocorrência biogeográfica das espécies com variáveis climáticas para modelar sua distribuição potencial em cenários atuais e futuros. Os modelos fornecem fortes evidências de que ambas as espécies estão mudando suas distribuições, aumentando e avançando em direção ao oeste da América do Sul, particularmente Bolívia, Chile e Peru. Um aumento na sobreposição de nicho entre espécies também foi evidenciado, e áreas vulneráveis ao estabelecimento de abelhas exóticas invasoras permanecem sob potencial ameaça às espécies nativas. A associação das mudanças climáticas com distúrbios ambientais causados por ações antrópicas facilita invasões bem sucedidas. Como resultado, ambas as espécies que analisamos podem se adaptar totalmente devido às mudanças climáticas.

Palavras-chave: Bioinvasão, Espécies Exóticas, Macroecologia, Deficiências de Conhecimento, Distribuição de Espécies, Adequabilidade, Modelos Preditivos.

27 **1. INTRODUCTION**

28

29 Generally, the introduction of non-native species is detrimental to ecosystems, habitats,
30 native and endemic species (but see (Silva, Groom, Silva, Stevens, & Schwarz, 2017), and
31 ecological functions (Morales, 2007; Pejchar & Mooney, 2009). The impact of invasive species
32 on native ecosystems has been of significant concern because, also to ecological problems, such
33 introductions can also cause socio-cultural effects related to human health and the economy
34 (Pimentel et al., 2001; Pimentel, Zuniga, & Morrison, 2005; Morales, 2007; Adelino et al.,
35 2021; Diagne et al., 2021). The economic impacts of non-native species on the world economy
36 have already reached a minimum total cost of US\$1.288 trillion in 2017, from 1970 to 2017,
37 with an average annual cost of US\$26.8 billion (Diagne et al., 2021).

38 An aggravating factor to the problem of biological invasions and effective control of non-
39 native species is the limitations concerning knowledge shortfalls on biological aspects of the
40 species. These shortfalls can significantly impair the control and management policies and
41 actions for invasive species. The Linnean and Wallacean shortfalls are recurrent in several
42 taxonomic groups. There is a vast gap in the current distribution knowledge of insect species in
43 geographic space (Purvis & Hector, 2000; Diniz-Filho, De Marco Júnior, & Hawkins, 2010).
44 Such data shortfalls decrease the effectiveness of practical actions for biodiversity conservation
45 on large geographical scales.

46 Climate is a controlling factor for ecosystem processes and species distribution. Climate
47 change (CC) can produce changes in phenology, ecological interactions, and geographical
48 distributions, leading to severe impacts on biodiversity in the short term (Root et al. 2003,
49 Araújo, Cabeza, Thuiller, Hannah, & Williams, 2004; Parmesan, 2006; Williams, Jackson, &
50 Kutzbach, 2007; Lemes & Loyola 2013; Pecl et al., 2017). Since the early 20th century, there
51 have been reports of the sensitivity of insects to seasonal temperatures (Dennis, 1993; Bale et
52 al., 2002). Changes in temperature and precipitation have been linked to direct effects on bee
53 mortality and fertility (Woodard, 2017), affecting the yield of crops of pollinator-dependent
54 plants (Potts et al., 2010; Kerr et al., 2015). Indirectly, climate change has also been shown to
55 alter the availability of floral resources (Ogilvie et al., 2017), consequently affecting the
56 abundance, richness, and overall diversity of bees (Soroye, Newbold, & Kerr, 2020). In a way,
57 species populations and their ranges of distributions may vary due to CC, leading to the

58 extinction of the species, while biological communities may undergo significant changes due
59 to linked interactions in response to this process (Nascimento, Montalva, Ascher, Engel, &
60 Silva, 2022).

61 One way to delve deeper into the effects of climate change is through species distribution
62 modeling (SDMs). With these methods, biogeographic data on the occurrence of species are
63 correlated with observed climatic variables to estimate a multivariate space with environmental
64 niche parameters. It is possible to project suitable environmental conditions of the species in
65 geographic spaces in places that will be climatically appropriate for target species in the future
66 with the algorithms used for modeling (Dew, Silva, & Rehan, 2019). Therefore, SDMs
67 comprise critical tools for dealing with the Wallacean shortfall. Thus, it became possible to
68 predict the distribution area of thousands of species according to their climatic similarity using
69 SDMs (Soberón, 2007). SDMs have been used in conservation biogeography from many
70 perspectives, including evaluating or predicting the distribution range of invasive species (Elith
71 & Leathwick, 2009).

72 The invasion of exotic bees is an ecological problem affecting the economy and
73 ecosystem health. Being characterized by negative impacts on the ecosystem, invasive bees
74 affect native pollinators, compete for floral and local nesting resources, and transmit parasites
75 and pathogens (Goulson, 2003; Cane & Tepedino, 2017; Plischuk et al., 2020). One of the most
76 harmful invasive bee examples is the subspecies of the African honey bee *Apis mellifera*
77 *scutellata* Lepeletier 1836. Since its introduction, the African bee has spread throughout Latin
78 America and the southwestern United States (Winston, 1992; Loper, 2000). It is considered one
79 of the fastest bioinvasions ever known. In less than 50 years, it colonized much of the western
80 hemisphere (Schneider, DeGrandi-Hoffman, & Smith, 2004; Vital, Hepburn, Radloff, & Fuchs,
81 2012). In a direct exploration competition experiment with *Apis* bees and bees native to the
82 USA, it was reported that an apiary with 40 hives introduced for three months collected pollen
83 equivalent to four million native bees (Cane & Tepedino, 2017). This proportion evidences the
84 deleterious effect of the invasive species on native species, which, because they are expert
85 foragers, cannot change floral hosts to escape competition (Roubik, Moreno, Vergara, &
86 Wittmann, 2009).

87 Bees of the genus *Bombus* also compose other examples of the pervasive effects of
88 invasive bees. With the introduction of *Bombus terrestris* Linnaeus, 1758 in Chile for

89 pollinating crops in greenhouses (Dafni, Kevan, Gross, & Goka, 2010) and open fields
90 (Morales, Arbetman, Cameron, & Aizen, 2013), the species began to disperse and invade
91 southern Argentina (Aizen et al., 2018). *Bombus terrestris* is highly invasive, having a
92 significant dispersal capacity, high adaptability in adverse climatic conditions, and it is a
93 generalist foraging behavior (Rendol-Cárcamo, Contador, Saavedra, & Montalva, 2017). Its
94 introduction was related to the simultaneous decline and geographical retraction of the native
95 species *Bombus dahlbomii* Guérin-Ménéville, 1835 in both countries (Morales et al., 2013).

96 The economic problems caused by the introduction of invasive species are also
97 noticeable, especially in agriculture (Aizen et al., 2020). With the likely increase of generalists
98 invading pollinators, specialized pollinators, which pollinate specific crops more effectively
99 (Garibaldi et al., 2015), suffer populational decreases and may become threatened (Schweiger
100 et al., 2010; Miller-Struttman et al., 2015). In general, bees with invasive potential have
101 bionomical features that increase their potential for invasion (Moller, 1996). Such features
102 include a significant 1) flight ability, which guarantees them high migratory capacity; 2)
103 stingers, which gives them better efficiency in competitive relationships; 3) generalist polylectic
104 behavior; and 4) in general, high climatic adaptability, with the ability to survive in adverse
105 weather conditions.

106 Recently, the species *Xylocopa augusti* Lepeletier, 1841, originally native to the Paraná
107 subregion, Chacoan region, and Puna region, and the *Xylocopa splendidula* Lepeletier, 1841,
108 originally native to the Parana subregion, Puna province, prepuna province, and Monte
109 province, were reported in the Mediterranean Chilean region (Morrone, 2006; Montalva,
110 Dudley, & Arroyo, 2008; Montalva, Allendes, & Lucia, 2013). The genus *Xylocopa*
111 (Hymenoptera: Apidae: Xylocopini) has more than 470 species described in 31 subgenera
112 worldwide (Michener, 2007) and occurs on most continents. These species have a predominant
113 distribution in the tropics, subtropics, and warmer areas of temperate regions (Hurd & Moure,
114 1963). About 110 species in 12 subgenera are known in the neotropical region (Michener,
115 2007). They are bees of considerable size, exhibit generalist behavior, forage in several
116 botanical families, and can vibrate, extracting pollen from flowers with poricidal anthers
117 (Buchmann, 1983).

118 Despite the significant diversity and distribution of the *Xylocopa* genus in the
119 Neotropical region, this group is absent in Mediterranean Chile. Historically, these mostly

120 tropical species migrated from northern to southern South American areas and probably found
121 a significant barrier to the already formed Atacama desert and the Andes mountains (Myers,
122 Mittermeler, Mittermeler, Fonseca, & Kent, 2000; Luebert & Plischoff, 2006; Armesto et al.,
123 2010; Guerrero, Rosas, Arroyo, & Wiens, 2013). In March 2007, the first report of a female *X.*
124 *splendidula* was made building a nest in Chile, the Metropolitan Region. Later, other male and
125 female individuals foraging in the same locality were found (Montalva et al., 2008). Five female
126 *X. augusti* individuals were observed and collected for the first time in central Chile from
127 December 2012 to March 2013 (Montalva et al., 2013). Both species are not native to
128 Mediterranean Chile, so they are recognized as exotic in this region. Also, there is no additional
129 in-depth information on how the invasion processes of these species are taking place in Chile,
130 their invasive potential, and possible consequences on native species and the ecosystem.

131 Assuming that both species are in the process of invasion in Chile, this study aimed to
132 predict and evaluate the potential distribution in the present and future of the target species in
133 the region and their possible distributions in South America. Thus, the objective is to assess the
134 invasive potential of exotic bee species and predict the potential macroecological effects of their
135 invasions, especially in future CC scenarios. We believe that distributions to target species are
136 changing, increasing the appropriate areas for occurrence in South America.

137

138 **2. MATERIALS E METHODS**

139

140 **2.1. Occurrence data of the species**

141

142 The occurrence data of *X. augusti* and *X. splendidula* were obtained from (1) photo
143 records, from sources provided by citizen scientists who participate in the project “Salvemos
144 Nuestro Abejorro” (<https://salvemosnuestroabejorro.wordpress.com/>)(Montalva, Sepulveda,
145 Vivallo, & Silva, 2017), (2) online records from the “*Global Biodiversity Information Facility*”
146 database (<http://www.gbif.org>; *X. splendidula* DOI: <https://doi.org/10.15468/dl.bnaqxt>, *X.*
147 *augusti* DOI: <https://doi.org/10.15468/dl.89endm>), (3) online records from “speciesLink”
148 (<http://www.splink.org.br/>), (4) Division Entomologia, Museo de La Plata, Argentina, (5)
149 SEMC collection (Snow Entomological Collection, Division of Entomology, University of
150 Kansas Natural History Museum, Lawrence, Kansas, Kansas, USA), (6) MNHN (Muséum
151 National d’Histoire Naturelle, Paris, France), (7) MNCN (Museo Nacional de Ciencias

152 Naturales, Madrid); (8) the studies by Lucia, Alvarez, & Abrahamovich (2014a) and Lucia,
 153 Gonzalez, & Abrahamovich (2015); and (9) studies found on the Web of Science.

154 All databases were accessed in February 2021. We gathered a total of 1,422 occurrences
 155 for *X. augusti* and 2,344 occurrences for *X. splendidula*. The number of occurrences obtained
 156 in each database is shown in Table 1.

157

158 **Table 1.** Occurrence data for *Xylocopa augusti* and *Xylocopa splendidula* in each database.
 159

Databases	Number of occurrences	
	<i>Xylocopa augusti</i>	<i>Xylocopa splendidula</i>
“Salvemos Nuestro Abejorro”	71	10
Gbif	781	1.258
speciesLink	415	849
Division Entomologia, Museo de La Plata	0	6
SEMC collection	32	0
MNHN	4	0
MNCN	3	0
Lucia et al. 2014a	83	0
Lucia et al. 2015	0	220
Web of Science	33	1
TOTAL	1.422	2.344

160

161 All data found was tabled and cleaned. We disregarded occurrences lacking latitude or
 162 longitude information and dubious information, such as obvious georeferencing errors (i.e., at
 163 sea, on other continents, etc.). For occurrences that eventually did not have exact geographic
 164 coordinates but had their sampling municipality information available, Google Earth (Google
 165 Inc., 2022) was used to collect this replacement information. Considering the resolution of our
 166 variables (~ 4 km, see below), we excluded duplicated occurrences and only used
 167 geographically unique occurrences (Figure 1). As such, 136 points for *X. augusti* and 120 points
 168 for *X. splendidula* were used in modeling procedures (see dataset (Nascimento, Montalva,
 169 Lucia, & Silva, 2022)).

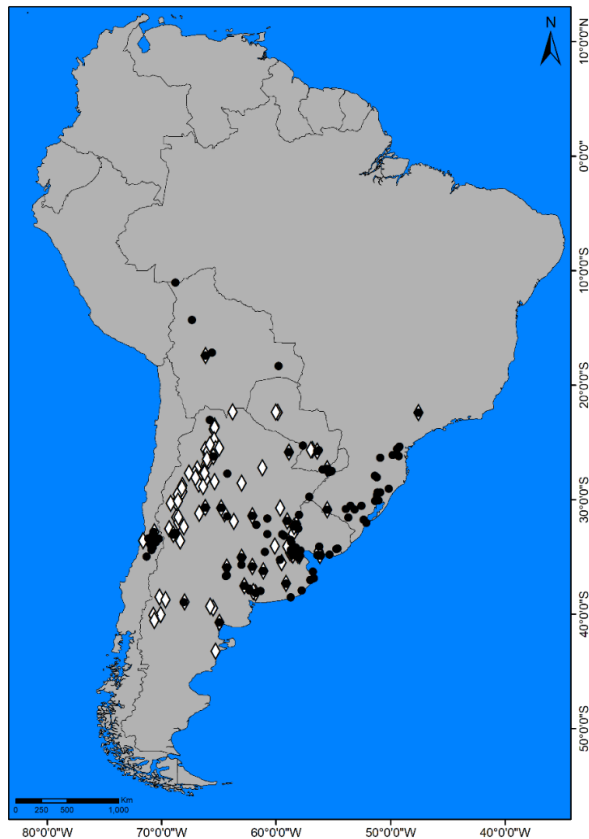


Figure 1. Figure 1. Geographical occurrences of *Xylocopa augusti* (black circles) and *Xylocopa splendidula* (white diamonds) in South America. Both species occur in Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay, Bolivia, and Brazil.

170

171 2.2. Climatic variables

172

173 SDMs require the occurrences of species to predict their future distribution. Thus,
 174 occurrences obtained under current climatic conditions and considered in all climatic areas
 175 accessible to the species were used (Silva et al., 2019). Niche parameters and potential species
 176 distribution can be projected in geographical areas with similar environmental characteristics
 177 to the observed occurrences (Araújo & Guisan, 2006). Thus, 19 climatic variables obtained
 178 from WorldClim (www.worldclim.org; Hijmans, Cameron, Parra, Jones, & Jarvis, 2005) were
 179 used in our modeling procedures. These variables are widely used in SDMs and other studies
 180 on hymenopterans in South America.

181 We considered the bioclimatic variables available for 17 scenarios of global
 182 atmosphere-ocean circulation (AOGCMs: ACCESS1-0, BCC-CSM1-1, CCSM4, CNRMCM5,
 183 GFDL-CM3, GISS-E2-R, HadGEM2-AO, HadGEM2-CC, HadGEM2ES, INMCM4, IPSL-

184 CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, MIROC-ESM, MIROC5, MPI-ESM-LR, MRICGCM3,
 185 NorESM1-M) also obtained on the WorldClim website to predict climatically suitable areas for
 186 the species in 2070, considering the carbon representative pathway (RCP 8.5) available in the
 187 fifth IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) report on climate in the world (IPCC,
 188 2013).

189 As the use of many climatic variables can produce over-adjusted models (Jiménez-
 190 Valverde et al., 2011), we reduced the number of these variables using Principal Component
 191 Analysis (PCA) to improve the estimation of the parameters used (Beaumont, Hughes, &
 192 Poulsen, 2005). We generated new orthogonal and specialized principal components (PCs) with
 193 this PCA. We selected those that represented the highest percentage of variation over the
 194 original set of variables, using them as new variables. Before the analysis, the variables were
 195 standardized so that their mean was equal to 0 and the variations equal to 1. We selected the
 196 first six PCs, responsible for ~ 96% of the original climatic variation, as new variables (Table
 197 2). We projected the linear coefficients of the PCA obtained for the current scenario into future
 198 climatic scenarios. Then, new PCAs were performed for each of the 17 future scenarios to
 199 decrease the correlation between the variables, generate PCs for future scenarios related to the
 200 current one, and reduce the number of climatic variables to reduce model overfitting.

201

202 **Table 2.** Summary of the principal component analysis within which the main components (PC) that
 203 we used as new environmental variables to evaluate the distribution range of target species in South
 204 America were generated.

205

	Variables	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
bio1	Annual mean temperature	-0.27	-0.22	0.12	-0.04	-0.05	0.01
bio2	Mean diurnal range	-0.23	-0.26	0.3	-0.08	0.04	0.0
bio3	Isothermality	-0.28	-0.18	0.0	-0.03	-0.09	0.02
bio4	Temperature seasonality	-0.26	0.22	0.02	0.20	0.17	-0.09
bio5	Maximum temperature warmest	-0.26	0.08	-0.12	0.26	0.29	-0.25
bio6	Minimum temperature coldest period	-0.14	0.39	0.22	0.02	-0.12	0.33
bio7	Temperature annual range	0.04	-0.32	-0.40	0.33	0.07	0.05
bio8	Mean temperature driest quarter	-0.26	0.08	-0.11	0.27	0.29	-0.25
bio9	Mean temperature wettest quarter	-0.15	0.39	0.22	0.02	-0.09	0.29
bio10	Mean temperature warmest quarter	-0.15	0.20	0.20	0.5	-0.42	-0.32
bio11	Mean temperature coldest quarter	-0.2	0.22	-0.07	-0.1	0.6	0.28
bio12	Annual precipitation	0.17	-0.22	0.07	0.54	0.05	0.46
bio13	Precipitation wettest period	-0.23	-0.01	-0.34	0.08	-0.22	0.49
bio14	Precipitation driest period	0.25	0.0	0.39	-0.03	0.24	-0.04
bio15	Precipitation seasonality	-0.19	-0.31	0.34	0.01	0.13	0.07

bio16	Precipitation wettest quarter	-0.29	-0.12	0.0	-0.16	-0.06	-0.01
bio17	Precipitation driest quarter	0.25	-0.11	0.31	0.25	0.22	0.08
bio18	Precipitation warmest quarter	-0.23	-0.25	0.23	0.05	-0.11	0.02
bio19	Precipitation coldest quarter	-0.27	-0.16	-0.01	-0.16	0.01	0.02

206

207

208 **2.3. Species distribution modeling**

209

210 The entire modeling procedure was performed in the Software R version 4.0.3, using
 211 the package *ENMTML* (Andrade, Velazco, & De Marco Júnior, 2020). We used seven
 212 modeling methods in our procedures: simple *Maxent*–MXS with only the linear and quadratic
 213 auto-features enabled (Phillips, Anderson, & Schapire, 2006; Phillips & Dudík 2008),
 214 *Maximum Likelihood* –MLK (Royle, Chandler, Yackulic, & Nichols, 2012; Merow & Silander
 215 2014), *Support Vector Machines* – SVM (Wilson, 2008), *Random Forest* – RDF (Breiman,
 216 2001), *Generalized Additive Models* – GAM (Hastie & Tibshirani, 1986), *General Linear*
 217 *Model* – GLM (Guisan, Edwards, & Hastie, 2002), *Gaussian Model* – GAU (Vanhatalo,
 218 Veneranta, & Hudd, 2012).

219 First, the *Bioclim* method was used to generate a bioclimatic environmental
 220 multivariate space where we allocated pseudo-absences outside this space. This pseudo-absence
 221 allocation method confronts the climatic variables of pseudo-absences with known species
 222 occurrences (Lobo & Tognelli, 2011). The application of this method gives our models greater
 223 uniqueness and explanatory capacity than a model with randomly allocated pseudo-absences.

224 We used the occurrence-based restriction method (Mendes, Velazco, Andrade, & De
 225 Marco Júnior, 2020) to spatially restrict the models to South American ecoregions where known
 226 occurrences of the species were previously recorded. We used a shapefile of the world
 227 ecoregions obtained from the *World Wildlife Fund* website
 228 (<https://www.worldwildlife.org/biomes>). This method controls extrapolation in the areas of
 229 suitability in predictions (i.e., prevents predictions well beyond the current occurrences of the
 230 species). The methods used to predict species ranges are less likely to present a response
 231 affected by climatic conditions that cannot be accessed naturally by species using a smaller
 232 study extent (Barve et al., 2011). We also used spatially structured partitioning of occurrences
 233 to predict their distribution. In this partitioning procedure, the occurrences were divided into
 234 two subsets of 50%-50% of test training, structured in the geographic space in the form of a
 235 chessboard. This partitioning has been recognized as the best way to train and evaluate species

236 distribution models (Bahn & McGill, 2013; Roberts et al., 2017). One of the subsets was used
237 to train the modeling methods and produce the distribution of the species. The other was used
238 to test the obtained predictions and evaluate the distribution ranges produced. Then, a second
239 modeling was performed, where the subset “test” used to assess the distribution was used to
240 produce the distribution, and the “training” subset was used to evaluate the distribution
241 produced.

242 The evaluation metric chosen to evaluate our models was the Jaccard similarity index,
243 which measures the similarity between predictions and observations (Leroy et al., 2018). The
244 Jaccard index uses binary values with a gradient from 0 to 1, where when closer to 1 means
245 predictions perfectly corresponding to observations, 0 means that none of the predictions
246 matched the observation (Leroy et al., 2018). Because similarity indices do not include true
247 negatives, they are not biased by a disproportionate number of pseudo-absences (Leroy et al.,
248 2018).

249 After performing the distribution modeling, a weighted ensemble method was used, a
250 consensus method. In this procedure, the values of the Jaccard similarity index of all algorithms
251 were used, and the predictions reaching higher Jaccard values had a more significant effect on
252 the final prediction in the procedures. The ensemble method is considered one of the most
253 reliable for determining the potential distribution of species from different modeling
254 algorithms. In the final ensemble, the distributions of the species were produced. Thus, it was
255 possible to evaluate the proportion predicted as adequate for the distribution of the target
256 species. The results of the current and future scenarios for each species allowed us to visualize
257 the differences between them and the areas occupied. With these results, we could also show
258 the overlap of one species with the other by adding the distribution area in the current stage and
259 the projection area of the future distribution for each species. Therefore, it was possible to show
260 the overlap of one species over the other and indicate the occupied areas or both species
261 simultaneously.

262

263 **3. RESULTS**

264

265 The models for *X. augusti* reached Jaccard mean values of 0.76 ± 0.16 (mean \pm standard
266 deviation), reaching the highest value with the RDF method (0.86 ± 0.06), followed by GAU
267 (0.86 ± 0.07). The methods with lower indices were GLM and MLK. For *X. splendidula*, the
268 mean values were 0.82 ± 0.05 , reaching the highest value with the RDF method (0.91 ± 0.06),

269 and the lowest index method was the MLK. The specific results for each modeling method are
 270 shown in Table 3.

271

272 **Table 3.** Mean values and standard deviation of the Jaccard similarity index evaluation metric were
 273 obtained for each of the algorithms used in our models.

	<i>Xylocopa augusti</i>	<i>Xylocopa splendidula</i>
Modeling method	Jaccard ± SD	Jaccard ± SD
<i>Random Forest models</i> (RDF)	0.86 ± 0.06	0.91 ± 0.06
<i>Gaussian models</i> (GAU)	0.86 ± 0.07	0.89 ± 0.10
<i>Support vector machines</i> (SVM)	0.81 ± 0.11	0.89 ± 0.08
<i>Maxent simples</i> (MXS)	0.76 ± 0.20	0.82 ± 0.0
<i>Generalized additive models</i> (GAM)	0.70 ± 0.23	0.76 ± 0.03
<i>Generalized linear models</i> (GLM)	0.66 ± 0.23	0.81 ± 0.07
<i>Maximum likelihood models</i> (MLK)	0.64 ± 0.20	0.68 ± 0.03

274

275 Approximately 22% of the entire territory of South America was considered suitable for
 276 the occurrence of *X. augusti*, and about 17% for *X. splendidula*, considering the final set for
 277 each species in the current scenario. Both species cover the entire territory of Uruguay, virtually
 278 all of Argentina, a part of southern Brazil, Paraguay, Peru, and Bolivia. Despite the intrinsic
 279 differences of the algorithms considered in the AOGCM scenarios, the appropriate climatic
 280 conditions currently observed for both species are targeting and increasing further to the west
 281 through the Central region of South America, regardless of the AOGCMs and the algorithms
 282 considered (Figure 2).

283 In future scenarios, the models predicted approximately 20% of the territory of South
 284 America suitable for *X. augusti*, showing a reduction of \cong 2% of the appropriate areas. For *X.*
 285 *splendidula*, about 22% of South America was predicted to be suitable, with suitable areas
 286 increasing by \cong 5%. There has been an advance in distribution toward the west of South
 287 America. Additionally, with the increase in the proportion of countries with current distribution
 288 (Argentina, Paraguay), areas in Brazil, Bolivia, Chile, and Peru are possibly vulnerable to the
 289 invasion of *X. splendidula*. For *X. augusti*, despite the reduction of some appropriate regions in
 290 the future projection scenario, an increase was also observed in other areas compared to the
 291 current scenario. The change in the distribution of *X. augusti* indicates, also to the increase in
 292 countries with current distribution (Argentina, Brazil, Paraguay, and Uruguay), other areas in
 293 Bolivia, Chile, and Peru are suitable for invasion by the species (Figure 3).

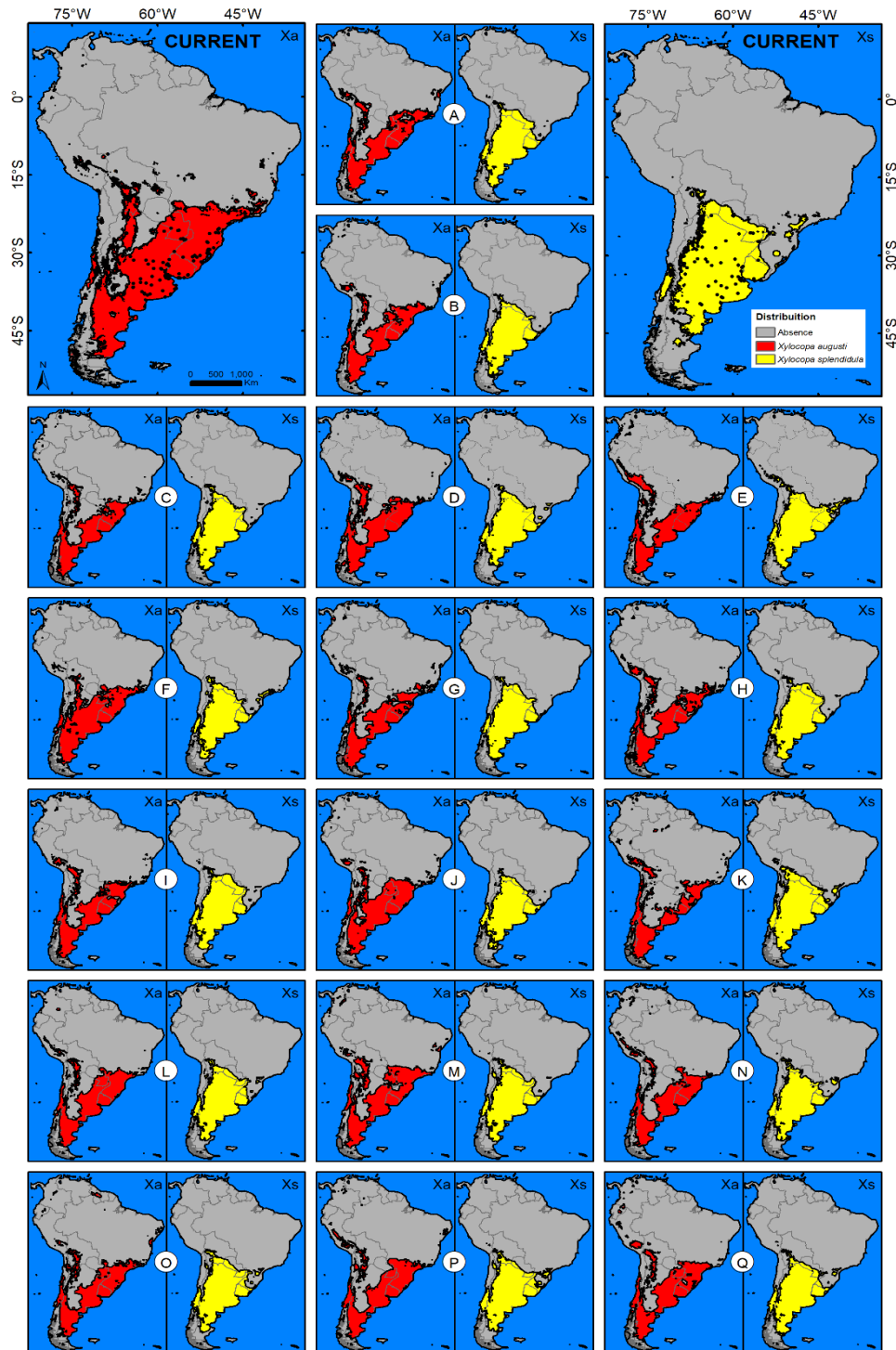


Figure 2. Current distribution for species *Xylocopa augusti* (Xa) and *Xylocopa splendidula* (Xs) and future prediction for 2070 in the 17 scenarios of global atmospheric circulation of the ocean (AOGCMs): A) ACCESS1-0; B) BCC-CSM1-1; C) CCSM4; D) CNRM-CM5; E) GFDL-CM3; F) GISS-E2-R; G) HadGEM2-AO; H) HadGEM2-ES; I) HadGEM2-CC; J) INMCM4; K) IPSL-CM5A-LR; L) MIROC5; M) MRI-CGCM3; N) MIROC-ESM-CHEM; O) MPI-ESM-LR; P) MIROC-ESM; Q) NorESM1-M. Black dots represent the occurrences of the species.

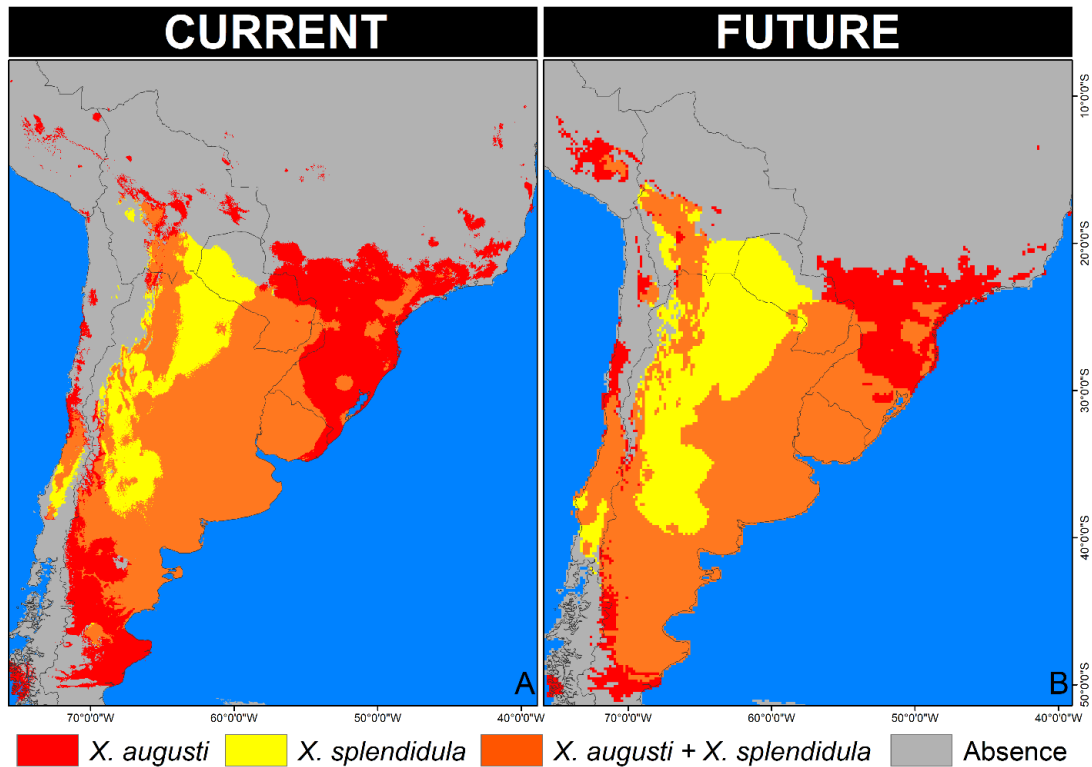


Figure 3. Distribution and current (A) and future (B) overlap areas for species *Xylocopa augusti* (red), *Xylocopa splendidula* (yellow), and distribution overlap between the two species (orange).

295

296 The distribution variation for *X. augusti* and *X. splendidula* can be evidenced by the
 297 increase in overlapping areas (Figure 3). In the current scenario, the overlap was $\cong 13\%$, and in
 298 the future scenario, the overlap is $\cong 15\%$, with an increase of 2%. The increase in overlap is due
 299 to the change in the distribution of *X. augusti*, which increases mainly in the southern regions
 300 of Brazil, Chile, Bolivia, and Peru, and *X. splendidula* increases, mainly in southern Argentina,
 301 Chile, Bolivia, and Peru.

302

303 4. DISCUSSION

304

305 In this study, we discuss the current and future potential distribution for *X. augusti* and
 306 *X. splendidula* in South America. The species *X. augusti*, originally native to the Paraná
 307 subregion, Chacoan region, and Puna region, and the *X. splendidula*, originally native to the
 308 Paraná subregion, Chacoan region, and Puna region, have recently been reported in the
 309 Mediterranean region of Chile. Our results show that the potential reach of the species should

310 change in some South American regions in response to possible climate change by the year
311 2070.

312 Over time, and during the evolutionary history of species, distribution ranges naturally
313 undergo changes and expansions (Chuang & Peterson, 2016; Tomiolo & Ward, 2018).
314 However, anthropic actions alter these natural changes, either by indirect actions that drive
315 climate change or through direct introductions of species, favoring and intensifying biological
316 invasions. Another factor is the anthropogenic creation of new habitats that promote the
317 emergence of newly suitable areas in places that initially did not have adequate climatic
318 conditions for invasive species (Silva et al., 2020), such as the replacement of humid forests
319 into open areas with dry climate (Oldroyd & Nanork, 2009). In other words, these new anthropic
320 dwellings may allow invasive species to overtake inadequate areas reaching previously
321 inaccessible places that have naturally adequate weather conditions (Oldroyd & Nanork, 2009;
322 Braaker, Ghazoul, Obrist, & Moretti, 2014; Threlfall et al., 2017; Silva et al., 2020).

323 Many bee species have been established beyond their native distribution after accidental
324 or intentional introductions (Goulson, 2003). We believe that the introduction of both target
325 species occurred accidentally through undetected nests in the commercial import system
326 because, initially, a low number of specimens were found. After all, it is in the metropolitan
327 region where anthropization is more accentuated and may facilitate species invasion. Anthropic
328 activities in urban areas may be what allows species to increase their distributions. Just as it did
329 with the species *Apis florea* Fabricius, 1787 in Taiwan, where extensive trade involving islands
330 probably led to the transport of swarms to major ports, leading to the establishment of new
331 populations in an appropriate environment previously inaccessible to the species (Silva et al.,
332 2020).

333 In most cases, biological invasion is promoted by ecological opportunities. Also, there
334 is the absence of ecologically similar competitors and predators or pathogens (Shea & Chesson,
335 2002). A high adaptability to climate may also allow for successful invasion processes (Burgiel
336 & Muir, 2010; Chown et al., 2015). Thus, sites that were previously unsuitable for certain
337 species may become suitable due to climate change, thus favoring changes in the distribution
338 ranges of the species. The association of climate change with environmental disturbances
339 caused by anthropic actions facilitates successful invasions (Whittaker et al., 2005; Tylianakis,
340 Didham, Bascompte, & Wardle, 2008).

341 The invasion of exotic bees can cause negative impacts on native plants because the
342 *Xylocopa* ssp. are nectar robbers (Inouye, 1983; Goulson, 2003). Also, they present negative

343 interactions with native pollinators, including competition for floral and local nesting resources,
344 the transmission of parasites and pathogens (Plischuk et al., 2020), and pollination mismatches
345 in native flora (Inouye, 1983). Specimens of *X. augusti* reported the presence of the Deformed
346 Wing Virus (DWV), transmitted by specimens of *Apis mellifera* to other pollinators visiting the
347 flowers (Lucia, Reynaldi, Sguazza, & Abrahamovich, 2014b). Also, it has been reported in *X.*
348 *augusti* spores of the fungus *Ascospaera apis*, a fungus that kills bee larvae (Reynaldi, Lucia,
349 & Genchi Garcia, 2015; Fernández, Alcaíno, Sepúlveda, & Medel, 2020).

350 According to our results, both *Xylocopa* species we analyzed may be fully adapted
351 because of climate change. The models provide strong evidence that both species are changing
352 their distributions, increasing, and advancing toward western South America, particularly
353 Bolivia, Chile, and Peru. Thus, native species present a potential risk, especially for the native
354 bee *Bombus dahlbomii*, already impaired by other invasions. The increased overlap in the future
355 scenario indicates a niche overlap between the species and that the areas vulnerable to the
356 establishment of invasive alien bees remain under potential threat to native species. Therefore,
357 our results are essential to support other studies that address the issues of future interactions
358 with the arrival of new species in modeled locations.

359 Other studies using species distribution modeling with bees have already been
360 conducted, indicating that wild bees can invade large regions when considering climate change
361 scenarios in the future (Silva, Macêdo, Ascher, & De Marco Júnior, 2015; Silva et al., 2017;
362 Silva, Vilela, Schwarz, Dew, & Stevens, 2018; Silva et al., 2020; Velez, Vivallo, & Silva, 2017;
363 Dew et al., 2019). Under climate change scenarios, the orchids bee *Eulaema nigrita* Lepelletier,
364 1841, a large species widely distributed in the Neotropical region, should remain in deforested
365 areas, including areas that may become deserts, and should increase their reach in areas
366 corresponding to the arc of deforestation (Silva et al., 2015). The bee *Braunsapis puangensis*
367 Cockerell, 1929, was accidentally introduced into Fiji, where it spread rapidly across several
368 islands and became locally abundant. The models predicted that it would respond to future
369 climate change, expanding more and more with climate warming (Silva et al., 2017). The
370 modeling of the species *Ceratina australensis* Perkins, 1912, showed that the bee would have a
371 larger area of suitable habitat as climate change progressed, and its reach would move to urban
372 environments (Silva et al., 2018). Another study showed that the red dwarf bee *Apis florea*,
373 which is currently invading East Africa, Sundaic tropical Southeast Asia (Peninsular Malaysia
374 and Singapore), and East Asia (Taiwan), in future scenarios, will increase its distribution
375 broadly, including in anthropic areas (Silva et al., 2020).

376 However, when considering the nature of interactions between species on
377 macroecological scales and in large periods, we should raise concerns about the use of SDM in
378 the realism of biotic and abiotic models that interact in complex ways (Silva et al., 2018).
379 Several studies with SDMs considering biotic interactions have shown potentially negative or
380 neutral (Pellissier et al., 2010; Silva et al., 2015) and positive results (Araújo & Luoto, 2007;
381 Heikkinen, Luoto, Virkkala, Pearson, & Körber, 2007; Meier et al., 2010). In addition, the use
382 of SDM may present problems with the actual distribution of the target species. When designing
383 a species distribution with this method, we consider only a fraction of its true distribution,
384 consequently adding inaccuracy to the final results (Silva et al., 2019) distribution of insect
385 species is far from adequately described (Pyke & Ehrlich, 2010). Another problem is that by
386 using the current occurrences of the species to produce its future distribution, we obtain
387 occurrences in the current climatic conditions, assuming that they occur in all climatic areas
388 accessible to certain target species (Araújo & Pearson, 2005; Lobo, 2016; Silva et al., 2019).
389 However, the actual distribution of the occurrences of target species may often respond to the
390 climatic conditions of historical climatic events of the past (Hortal et al., 2011).

391 Due to the problems mentioned above, SDMs may reach unsatisfactory results when
392 considering future predictions of species distributions (Araújo & Pearson, 2005; Lobo, 2016).
393 Thus, the distribution of insect species is far from adequately described. However, despite
394 presenting such problems, modeling is a way to alleviate the knowledge deficiencies regarding
395 the sampling of these individuals. Our models achieved acceptable evaluation metrics,
396 suggesting only minor changes in the distribution of bee species in different climatic scenarios.

397
398 Formatted according to journal standards *Journal of Applied Entomology*.
399

400
401

401 **5. REFERENCES**

402

403 Adelino, J. R. P., Heringer, G., Diagne, C., Courchamp, F., Faria, L. D. B. & Zenni, R. D.

404 (2021). The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment.

405 *NeoBiota*, 67, 349-374. <https://doi.org/10.3897/NEOBOTA.67.59185>

406 Aizen, M. A., Arbetman, M. P., Chacoff, N. P., Chalcoff, V. R., Feinsinger, P., Garibaldi, L.

407 A., Harder, L. D., Morales, C. L., Sáez, A. & Vanbergen, A. J. (2020). Invasive bees and
408 their impact on agriculture. *Advances in Ecological Research*, 63, 49–92.

409 <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.08.001>.

410 Aizen, M. A., Smith-Ramírez, C., Morales, C. L., Vieli, L., Sáez, A., Barahona-Segovia, R.
411 M., Arbetman, M. P., Montalva, J., Garibaldi, L. A., Inouye, D. W. & Harder, L. D.
412 (2018). Coordinated species importation policies are needed to reduce serious invasions
413 globally: The case of alien bumblebees in South America. *Journal of Applied Ecology*,
414 56, 100–106. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13121>

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

418 Araújo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P. H. (2004). Would
419 climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection
420 methods. *Global Change Biology*, 10, 1618–1626. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x)
421 [2486.2004.00828.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x)

422 Araújo, M. B. & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling.
423 *Journal of Biogeography*, 33, 1677–1688. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x)
424 [2699.2006.01584.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x)

425 Araújo, M. B. & Luoto, M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling
426 species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 743–
427 753. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00359.X>

428 Araújo, M. B. & Pearson, R. G. (2005). Equilibrium of species' distributions with climate.
429 *Ecography*, 28, 693–695. <https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04253.x>

430 Armesto, J. J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A. M. &
431 Marquet, P. A. (2010). From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework
432 for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use*
433 *Policy*, 27, 148–160. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2009.07.006>

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

436 Bale, J. S., Masters, G. J., Hodkinson, I. D., Awmack, C., Bezemer, T. M., Brown, V. K.,
437 Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J. C., Farrar, J., Good, J. E. G., Harrington, R., Hartley,
438 S., Jones, T. H., Lindroth, R. L., Press, M. C., Symrnioudis, I., Watt, A. D. & Whittaker,
439 J. B. (2002). Herbivory in global climate change research: Direct effects of rising
440 temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8, 1–16.
441 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00451.x>

442 Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T.,

443 Soberón, J. & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological
444 niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222, 1810–
445 1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>

446 Beaumont, L. J., Hughes, L. & Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: Use of
447 climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and
448 future distributions. *Ecological Modelling*, 186, 251–270.
449 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.030>

450 Braaker, S., Ghazoul, J., Obrist, M. K. & Moretti, M. (2014). Habitat connectivity shapes
451 urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology*, 95, 1010–1021.
452 <https://doi.org/10.1890/13-0705.1>

453 Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45, 5–32.
454 <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>

455 Buchmann, S. L. (1983). Buzz pollination in angiosperms. In C.E. Jones & R. J. Little (Eds.),
456 *Handbook of experimental pollination biology* (pp.73-113). New York, Scientific and
457 Academic Editions.

458 Burgiel, S. & Muir, A. A. (2010). Invasive Species, Climate Change and Ecosystem-Based
459 Adaptation: Addressing Multiple Drivers of Global Change Global Invasive Species
460 Programme. *Affiliation: Global Invasive Species Program*.
461 <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.1460.8161>

462 Cane, J. H. & Tepedino, V. J. (2017). Gauging the Effect of Honey Bee Pollen Collection on
463 Native Bee Communities. *Conservation Letters*, 10, 205–210.
464 <https://doi.org/10.1111/CONL.12263>

465 Chown, S. L., Hodgins, K. A., Griffin, P. C., Oakeshott, J. G., Byrne, M. & Hoffmann, A. A.
466 (2015). Biological invasions, climate change and genomics. *Evolutionary Applications*, 8,
467 23–46. <https://doi.org/10.1111/EVA.12234>

468 Chuang, A. & Peterson, C. R. (2016). Expanding population edges: Theories, traits, and trade-
469 offs. *Global Change Biology*, 22:494–512.

470 Dafni, A., Kevan, P., Gross, C. L. & Goka, K. (2010). *Bombus terrestris*, pollinator, invasive
471 and pest: An assessment of problems associated with its widespread introductions for
472 commercial purposes. *Applied Entomology and Zoology*, 45, 101–113.
473 <https://doi.org/10.1303/aez.2010.101>

474 Dennis, R. L. H. (1993). *Butterflies and climate change*. Manchester: Manchester University
475 Press.

476 Dew, R. M., Silva, D. P. & Rehan, S. M. (2019). Range expansion of an already widespread
477 bee under climate change. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00584.
478 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00584>

479 Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A-C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J-M.,
480 Bradshaw, C. J. A. & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of
481 biological invasions worldwide. *Nature*, 592, 571–576. [https://doi.org/10.1038/s41586-](https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6)
482 [021-03405-6](https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6)

483 Diniz-Filho, J. A. F., De Marco Júnior, P. & Hawkins, B. A. (2010). Defying the curse of
484 ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect*
485 *Conservation and Diversity*, 3, 172–179. [https://doi.org/10.1111/j.1752-](https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x)
486 [4598.2010.00091.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x)

487 Elith, J. & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and
488 Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and*
489 *Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>

490 Fernández, K., Alcaíno, J., Sepúlveda, D. & Medel, R. (2020). Assessment of intestinal
491 parasites in the coexisting *Bombus terrestris* (Apidae) and *Xylocopa augusti* (Apidae) in
492 central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 93, 1–6.
493 <https://doi.org/10.1186/S40693-020-00096-7>

494 Garibaldi, L. A., Bartomeus, I., Bommarco, R., Klein, A. M., Cunningham, S. A., Aizen, M.
495 A., Boreux, V., Garratt, M. P. D., Carvalheiro, L. G., Kremen, C., Morales, C. L.,
496 Schüepp, C., Chacoff, N. P., Freitas, B. M., Gagic, V., Holzschuh, A., Klatt, B. K.,
497 Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mayfield, M. M., Motzke, I., Otieno, M., Petersen, J.,
498 Potts, S. G., Ricketts, T. H., Rundlöf, M., Sciligo, A., Sinu, P. A., Steffan-Dewenter, I.,
499 Taki, H., Tschardt, T., Vergara, C. H., Viana, B. F. & Woyciechowski, M. (2015).
500 Trait matching of flower visitors and crops predicts fruit set better than trait diversity.
501 *Journal of Applied Ecology*, 52:1436–1444

502 Google Inc., 2022. *Google Earth*.

503 Goulson, D. (2003). Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. *Annual Review of*
504 *Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 1–26.
505 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132355>

506 Guerrero, P. C., Rosas, M., Arroyo, M. T. K. & Wiens, J. J. (2013). Evolutionary lag times
507 and recent origin of the biota of an ancient desert (Atacama-Sechura). *Proceedings of the*
508 *National Academy of Sciences*, 110, 11469–11474.

509 <https://doi.org/10.1073/PNAS.1308721110>

510 Guisan, A., Edwards, T. C. & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive
511 models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157,
512 89–100.

513 Hastie, T. & Tibshirani, R. 1986. Generalized additive models. *Statistical Science*, 1, 297–
514 310. <https://doi.org/10.1214/ss/1177013604>

515 Heikkinen, R. K., Luoto, M., Virkkala, R., Pearson, R. G. & Körber, J-H. (2007). Biotic
516 interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global*
517 *Ecology and Biogeography*, 16, 754–763. [https://doi.org/10.1111/J.1466-](https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00345.X)
518 [8238.2007.00345.X](https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00345.X)

519 Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. (2005). Very high
520 resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of*
521 *Climatology*, 25, 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>

522 Hortal, J., Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Rodríguez, M. Á., Baselga, A., Nogués-Bravo,
523 D., Rangel, T. F., Hawkins, B. A. & Lobo, J. M. (2011). Ice age climate, evolutionary
524 constraints and diversity patterns of european dung beetles. *Ecology Letters*, 14, 741–748.
525 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01634.x>

526 Hurd, P. D. & Moure, J. S. (1963). *A classification of the large carpenter bees (Xylocopini,*
527 *Hymenoptera: Apoidea)*. Berkeley, University of California Press.

528 Inouye, D. W. (1983). The ecology of nectar robbing. In: Bentley, B. & T. S. Elias (Eds.), *The*
529 *Biology of Nectaries* (pp. 153–173). New York, Columbia University Press.

530 IPCC. (2013). *Climate change 2013 the physical science basis: Working Group I contribution*
531 *to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.*
532 Cambridge University Press.

533 Jiménez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragón, P. & Lobo J. M.
534 (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*,
535 13, 2785–2797. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9963-4>

536 Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., Rasmont, P.,
537 Schweiger, O., Colla, S. R., Richardson, L. L., Wagner, D. L., Gall, L. F., Sikes, D. S. &
538 Pantoja, A. (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents.
539 *Science*, 349, 177–180. <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>

540 Lemes, P. & Loyola, R.D. (2013). Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and
541 Uncertainties in Spatial Conservation Planning. *PLoS One*, 8, e54323.

542 <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>

543 Leroy, B., Delsol, R., Hugueny, B., Meynard, C. N., Barhoumi, C., Barbet-Massin, M. &
544 Bellard, C. (2018). Without quality presence–absence data, discrimination metrics such
545 as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography*, 45,
546 1994–2002. <https://doi.org/10.1111/jbi.13402>

547 Lobo, J. M. (2016). The use of occurrence data to predict the effects of climate change on
548 insects. *Current Opinion in Insect Science*, 17, 62–68.
549 <https://doi.org/10.1016/j.cois.2016.07.003>

550 Lobo, J. M. & Tognelli, M. F. (2011). Exploring the effects of quantity and location of
551 pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with
552 limited point occurrence data. *Journal for Nature Conservation*, 19, 1–7.
553 <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.03.002>

554 Loper, G. M. (2000). Nesting sites, characterization and longevity of feral honey bee colonies
555 in the Sonoran desert of Arizona: 1991-2000. *The American Bee Journal*, 140, 744.

556 Lucia, M., Alvarez, L. J. & Abrahamovich, A. H. (2014a). Large carpenter bees in Argentina:
557 systematics and notes on the biology of *Xylocopa* subgenus *Neoxylocopa* (Hymenoptera:
558 Apidae). *Zootaxa*, 3754, 201–238. <https://doi.org/10.11646/ZOOTAXA.3754.3.1>

559 Lucia, M., Gonzalez, V. H. & Abrahamovich, A. H. (2015). Systematics and biology of
560 *Xylocopa* subgenus *Schonnherria* (HYMENOPTERA, APIDAE) in Argentina. *Zookeys*, 543,
561 129–167. <https://doi.org/10.3897/zookeys.543.6300>

562 Lucia, M., Reynaldi, F. J., Sguazza, G. H. & Abrahamovich, A. H. (2014b). First detection of
563 deformed wing virus in *Xylocopa augusti* larvae (Hymenoptera: Apidae) in Argentina.
564 *Journal of Apicultural Research*, 53, 466–468. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.53.4.11>

565 Luebert, F. & Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile*. Santiago de
566 Chile: Editorial Universitaria.

567 Meier, E. S., Kienast, F., Pearman, P. B., Svenning, J. C., Thuiller, W., Araújo, M. B.,
568 Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2010). Biotic and abiotic variables show little
569 redundancy in explaining tree species distributions. *Ecography*, 33, 1038–1048.
570 <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2010.06229.X>

571 Mendes, P., Velazco, S. J. E., Andrade, A. F. A. & De Marco Júnior, P. (2020). Dealing with
572 overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can
573 improve model accuracy. *Ecological Modelling*, 431, 109180.
574 <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2020.109180>

575 Merow, C. & Silander, J. A. (2014). A comparison of Maxlike and Maxent for modelling
576 species distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 215–225.
577 <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12152>

578 Michener, C. D. (2007). *The Bees of the world*. Baltimore: The Johns Hopkins University
579 Press.

580 Miller-Struttman, N. E., Geib, J. C., Franklin, J. D., Kevan, P. G., Holdo, R. M., Ebert-May,
581 D., Lynn, A. M., Kettenbach, J. A., Hedrick, E. & Galen, C. (2015). Functional mismatch
582 in a bumble bee pollination mutualism under climate change. *Science*, 349, 1541–1544.

583 Moller, H. (1996). Lessons for invasion theory from social insects. *Biological Conservation*,
584 78, 125–142. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00022-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00022-5)

585 Montalva, J. Dudley, L. S. & Arroyo, M. T. (2008). First record of *Xylocopa* (*Schonnherria*)
586 *Splendidula* Lepeletier 1841 (Hymenoptera: Apidae: Xylocopini) in the mediterranean
587 zone of Chile. *Gayana*, 72, 258–260. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382008000200012>

588 Montalva, J., Sepulveda, V., Vivallo, F. & Silva, D. P. (2017). New records of an invasive
589 bumble bee in northern Chile: expansion of its range or new introduction events? *Journal*
590 *of Insect Conservation*, 21, 657–666. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0008-x>

591 Montalva, J. M., Allendes, J. L. & Lucia, M. (2013). The large carpenter bee *Xylocopa*
592 *augusti* (Hymenoptera: Apidae): New record for Chile. *Journal of Melittology*, 12, 1–6.
593 <https://doi.org/https://doi.org/10.17161/jom.v0i12.4480>

594 Morales, C. L. (2007). Introducción de abejorros. *Austral Ecology*, 17, 51–65.

595 Morales, C. L., Arbetman, M. P., Cameron, A. S. & Aizen, M. A. (2013). Rapid ecological
596 replacement of a native bumble bee by invasive species. *Frontiers in Ecology and the*
597 *Environment*, 11, 529–534. <https://doi.org/10.1890/120321>

598 Morrone, J. J. (2006). Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the
599 Caribbean Islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna.
600 *Annual Review of Entomology*, 51, 467–494.
601 <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ENTO.50.071803.130447>

602 Myers, N., Mittermeyer, R. A., Mittermeyer, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000).
603 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
604 <https://doi.org/10.1038/35002501>

605 Nascimento, A. C., Montalva, J., Ascher, J. S., Engel, M. S. & Silva, D. P. (2022). Current
606 and future distributions of a native Andean bumble bee. *Journal of Insect Conservation*,
607 <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00395-2>

608 [dataset] Nascimento, A. C., Montalva, J., Lucia, M., & Silva, D. P. (2022). Occurrence data of
609 the species *X. augusti* and *X. spendidula* used for modeling in South America. *Harvard*
610 *Dataverse*, V1. <https://doi.org/10.7910/DVN/7ZBYUS>.

611 Ogilvie, J. E., Griffin, S. R., Gezon, Z. J., Inouye, B. D., Underwood, N., Inouye, D. W. &
612 Irwin, R. E. (2017). Interannual bumble bee abundance is driven by indirect climate
613 effects on floral resource phenology. *Ecology Letters*, 20, 1507–1515

614 Oldroyd, B. P. & Nanork, P. (2009). Conservation of Asian honey bees. *Apidologie*, 40, 296–
615 312. <https://doi.org/10.1051/APIDO/2009021>

616 Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change.
617 *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637–669.
618 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>

619 Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Clark, T. D., Colwell,
620 R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A.,
621 Griffis, R., Hobday, A. J., Jarzyna, M. A., Jennings, S., Lenoir, J., Linnetved, H. I.,
622 Victoria, Y., McCormack, P. C., McDonald, J., Mitchell, N. J., Mustonen, T., John, M.,
623 Pettorelli, N., Popova, E., Robinson, S. A., Scheffers, B. R., Justine, D., Sorte, C. J. B.,
624 Strugnell, J. M., Sunday, J. M. & Tuanmu, M. (2017). Biodiversity redistribution under
625 climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355, 1–9.

626 Pejchar, L. & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-
627 being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 497–504.
628 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>

629 Pellissier, L., Anne Bråthen, K., Pottier, J., Randin, C. F., Vittoz, P., Dubuis, A., Yoccoz, N.
630 G., Alm, T., Zimmermann, N. E. & Guisan, A. (2010). Species distribution models reveal
631 apparent competitive and facilitative effects of a dominant species on the distribution of
632 tundra plants. *Ecography*, 33, 1004–1014. [https://doi.org/10.1111/J.1600-](https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2010.06386.X)
633 [0587.2010.06386.X](https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2010.06386.X)

634 Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of
635 species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
636 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

637 Phillips, S. J. & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new
638 extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.
639 <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>

640 Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O’Connell, C., Wong, E.,

641 Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental
642 threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems &*
643 *Environment*, 84, 1–20. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00178-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00178-X)

644 Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic
645 costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*,
646 52, 273–288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>

647 Plischuk, S., Landa, G. F., Revainera, P., Quintana, S., Pocco, M. E., Cigliano, M. M. &
648 Lange, C. E. (2020). Parasites and pathogens associated with native bumble bees
649 (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* spp.) from highlands in Bolivia and Peru. *Studies on*
650 *Neotropical Fauna and Environment*, 56, 93–98.
651 <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1743551>

652 Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W. E.
653 (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology &*
654 *Evolution*, 25, 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

655 Purvis, A. & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405, 212–219

656 Pyke, G. H. & Ehrlich, P. R. (2010). Biological collections and ecological/environmental
657 research: a review, some observations and a look to the future. *Biological Reviews*, 85,
658 247–266. <https://doi.org/10.1111/J.1469-185X.2009.00098.X>

659 Rendol-Cárcamo, J, Contador, T., Saavedra, L. & Montalva, J. (2017). First record of the
660 invasive bumble bee *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) on Navarino Island,
661 southern Chile (55°S). *Journal of Melittology*, 63, 121–125.
662 <https://doi.org/10.17161/jom.v0i71.6520>

663 Reynaldi, F. J., Lucia, M. & Genchi Garcia, M. L. (2015). *Ascospaera apis*, the
664 entomopathogenic fungus affecting larvae of native bees (*Xylocopa augusti*): First report
665 in South America. *Revista Iberoamericana de Micología*, 32, 261–264.
666 <https://doi.org/10.1016/j.riam.2015.01.001>

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

671 Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J. A. 2003.
672 Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, 57–60.
673 <https://doi.org/10.1038/nature01333>

- 674 Roubik, D. W., Moreno, J. E., Vergara, C. & Wittmann, D. (2009). Sporadic food competition
675 with the African honey bee: projected impact on neotropical social bees. *Journal of*
676 *Tropical Ecology*, 2, 97–111. <https://doi.org/10.1017/S0266467400000699>
- 677 Royle, J. A., Chandler, R. B., Yackulic, C. & Nichols, J. D. (2012). Likelihood analysis of
678 species occurrence probability from presence-only data for modelling species
679 distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 545–554.
680 <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00182.x>
- 681 Schneider, S. S., DeGrandi-Hoffman, G. & Smith, D. R. (2004). The African Honey Bee:
682 Factors Contributing to a Successful Biological Invasion*. *Annual Review of*
683 *Entomology*, 49, 351–376. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ENTO.49.061802.123359>
- 684 Schweiger, O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E., Klotz, S., Kühn, I.,
685 Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller, R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pyšek, P., Stout, J.
686 C., Sykes, M. T., Tscheulin, T., Vilà, M., Walther, G-R., Westphal, C., Winter, M.,
687 Zobel, M. & Settele, J. (2010). Multiple stressors on biotic interactions: how climate
688 change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews*, 85, 777-795.
689 <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00125.x>
- 690 Shea, K. & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological
691 invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 170–176.
- 692 Silva, D. P., Andrade, A. F. A., Oliveira, J. P. J., Morais, D. M., Vieira, J. E. A. & Engel, M.
693 S. (2019). Current and future ranges of an elusive North American insect using species
694 distribution models. *Journal of Insect Conservation*, 23, 175–186.
695 <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00131-3>
- 696 Silva, D. P., Castro, A. C. F., Vilela, B., Ong, X. R., Thomas, J. C., Alqarni, A. S., Engel, M.
697 S. & Ascher, J. S.(2020). Colonizing the east and the west: distribution and niche
698 properties of a dwarf Asian honey bee invading Africa, the Middle East, the Malay
699 Peninsula, and Taiwan. *Apidologie*, 51, 75–87. [https://doi.org/10.1007/s13592-019-](https://doi.org/10.1007/s13592-019-00711-x)
700 [00711-x](https://doi.org/10.1007/s13592-019-00711-x)
- 701 Silva, D. P., Groom, S. V. C., Silva, C. R. B., Stevens, M. I. & Schwarz, M. P. (2017).
702 Potential pollination maintenance by an exotic allodapine bee under climate change
703 scenarios in the Indo-Pacific region. *Journal of Applied Entomology*, 141, 122–132.
704 <https://doi.org/10.1111/JEN.12337>
- 705 Silva, D. P., Macêdo, A. C. B. A., Ascher, J. S. & De Marco Júnior, P. (2015). Range increase
706 of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of Insect*

707 *Conservation*, 19, 901–910. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9807-0>

708 Silva, D. P., Vilela, B., Schwarz, M. P., Dew, R. M. & Stevens, M. I. (2018). No deaths in the
709 desert: predicted responses of an arid-adapted bee and its two nesting trees suggest
710 resilience in the face of warming climates. *Insect Conservation and Diversity*, 11, 449–
711 463. <https://doi.org/10.1111/icad.12318>

712 Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species.
713 *Ecology Letters*, 10, 1115–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>

714 Soroye, P., Newbold, T. & Kerr, J. T. (2020). Among Bumble Bees Across Continents.
715 *Science*, 87, 685–688.

716 Threlfall, C. G., Mata, L., Mackie, J. A., Hahs, A. K., Stork, N. E., Williams, N. S. G. &
717 Livesley, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple
718 vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1874–1883.
719 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>

720 Tomiolo, S. & Ward, D. (2018). Species migrations and range shifts: A synthesis of causes
721 and consequences. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 33, 62–77.

722 Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J. & Wardle, D. A. (2008). Global change and
723 species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 1351–1363.
724 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x>

725 Vanhatalo, J., Veneranta, L. & Hudd, R. (2012). Species distribution modeling with Gaussian
726 processes: A case study with the youngest stages of sea spawning whitefish (*Coregonus*
727 *lavaretus* L. s.l.) larvae. *Ecological Modelling*, 228, 49–58.
728 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.025>

729 Velez, D., Vivallo, F. & Silva, D. P. (2017). Nesting biology and potential distribution of an
730 oil-collecting Centridine Bee from South America. *Apidologie*, 48, 181–193.
731 <https://doi.org/10.1007/S13592-016-0463-5>

732 Vital, M. V. C., Hepburn, R., Radloff, S. & Fuchs, S. (2012). Geographic Distribution of
733 Africanized honeybees (*Apis mellifera*) Reflects Niche Characteristics of Ancestral
734 African Subspecies. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 10, 184–190.
735 <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.021>

736 Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E. M. & Willis, K. J.
737 (2005). Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and*
738 *Distributions*, 11, 3–23. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>

739 Williams, J. W., Jackson, S. T. & Kutzbach, J. E. (2007). Projected distributions of novel and

- 740 disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*,
741 104, 5738–5742. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606292104>
- 742 Wilson, M. D. (2008). Support Vector Machines. In S. E. Jørgensen (Eds.), *Encyclopedia of*
743 *Ecology, Five-Volume Set*. (pp. 3431–3437). Elsevier Inc.
- 744 Winston, M. L. (1992). The Biology and Management of Africanized Honey Bees. *Annual*
745 *Review of Entomology*, 37, 173–93.
- 746 Woodard, S. H. (2017). Bumble bee ecophysiology: integrating the changing environment and
747 the organism. *Current Opinion in Insect Science*, 22, 101–108.
- 748

CAPÍTULO 2 – PRODUTO TECNOLÓGICO

JOGO DE TABULEIRO: CONTROLE A INVASÃO!

749 1. APRESENTAÇÃO

750

751 De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB, "espécie exótica" é
752 toda espécie que se encontra fora de sua área de distribuição natural. "Espécie Exótica Invasora
753 (EEI)", por sua vez, é definida como aquela que ameaça ecossistemas, habitats e outras espécies.
754 Estas espécies, por suas vantagens competitivas e favorecidas pela ausência de predadores e
755 pela degradação dos ambientes naturais, ameaçam a permanência das espécies nativas,
756 notadamente em ambientes frágeis e degradados. Sendo assim, espécies exóticas invasoras se
757 adaptam e se reproduzem de maneira agressiva, ocupando o espaço de espécies nativas,
758 interagindo com competição e/ou predação alterando níveis tróficos. Essas espécies também
759 são conhecidas por terem mais facilidade de invasão em áreas antropizadas.

760 Ao tratar de invasões biológicas, a introdução de espécies exóticas pode levar ao
761 desequilíbrio dos ecossistemas de diversas formas, afetando também a economia, visto que são
762 necessárias medidas para seu controle. O impacto das espécies invasoras tem sido motivo de
763 muita preocupação, pois além de problemas ecológicos, o impacto econômico das espécies não-
764 nativas sobre a economia mundial também atinge a casa dos trilhões de dólares (DIAGNE *et*
765 *al.*, 2021; PIMENTEL *et al.*, 2001; PIMENTEL; ZUNIGA; MORRISON, 2005). Essas
766 invasões podem ocorrer acidentalmente ou propositamente: espécies podem ser introduzidas
767 para fins econômicos, estéticos ou culturais (AIZEN *et al.*, 2019), serem transportadas
768 acidentalmente, em cargas, água de lastro de navios, ou mesmo na sola de sapatos. Dada a
769 importância do conhecimento acerca dos impactos das EEI, é necessário explorar formas de
770 realizar a conscientização e sensibilização da população.

771 Os jogos, de modo geral, sempre estiveram presentes na vida das pessoas, seja como
772 elemento de diversão, disputa ou como forma de aprendizagem (CUNHA, 2012). Brincadeiras
773 são essenciais ao ser humano em diferentes faixas etárias pois favorecem uma melhor
774 compreensão do mundo e dos próprios sentimentos e emoções, o desenvolvimento pessoal e
775 coletivo, a socialização, comunicação e expressão (CADORIN; MORANDINI, 2014). Seja em
776 um ambiente escolar ou em um ambiente informal, os jogos contribuem com a autonomia,
777 imaginação e criatividade.

778 O lúdico atua como ferramenta estimuladora, que favorece a aprendizagem e promove a
779 ampliação do conhecimento e percepção de homem e mundo (CADORIN; MORANDINI,
780 2014). Trazer o lúdico para o processo de ensino-aprendizagem possibilita uma aprendizagem
781 prazerosa ao proporcionar momentos divertidos para o ensino e aprendizado (TOMAS *et al.*,
782 2020). Neste contexto, o jogo didático ganha espaço como instrumento motivador para a
783 aprendizagem, à medida que propõe estímulo ao interesse do jogador.

784 Tendo em vista a fundamental importância dos jogos educativos no desenvolvimento e
785 aprendizagem do indivíduo, o jogo “Controle a Invasão!” foi desenvolvido para (1) ser utilizado
786 dentro de um ambiente formal de educação, como forma a contribuir no processo de ensino
787 aprendizagem, trazendo algo novo e diferente para o dia a dia das crianças e adolescentes no
788 ambiente escolar; (2) ser utilizado em ambientes informais, levando conhecimento sobre
789 espécies exóticas invasoras na América do Sul.

790

791 **2. JOGO DE TABULEIRO: CONTROLE A INVASÃO!**

792

793 O jogo “Controle a Invasão!” foi desenvolvido em formato de jogo de tabuleiro, para o
794 público em geral, desde crianças alfabetizadas, a jovens e adultos. Foi elaborado levando em
795 consideração o potencial educativo, com um foco especial para alunos do ensino médio no
796 ensino de Ciências Biológicas, por contemplar diversos conteúdos como Ecologia, Zoologia,
797 Nomenclaturas, Manejo e Conservação de espécies, e Educação Ambiental. O objetivo do jogo
798 é manter o equilíbrio ecológico na América do Sul, e para isso os jogadores devem combater
799 as invasões nas ecorregiões.

800 O jogo é composto por:

- 801 • Tabuleiro que representa a América do Sul, com ecorregiões dos países da América do Sul:
802 Argentina, Brasil, Bolívia, Colômbia, Chile, Equador, Guiana, Peru, Paraguai, Suriname,
803 Uruguai, Venezuela, e o território ultramarino da França, a Guiana Francesa. Totalizando
804 quarenta (40) casas, sendo trinta e nove (39) ecorregiões uma casa de início e uma de volta
805 ao início;
- 806 • Cartas de espécies exóticas invasoras com informações de nomenclatura (nome comum e
807 nome científico), origem, história de invasão e os impactos ocasionados pela invasão;
- 808 • Baralho com setenta e oito (78) cartas de ação específicas para uma espécie. Estas cartas
809 apresentam ações para evitar a introdução e a dispersão, mitigar significativamente o
810 impacto de espécies exóticas invasoras sobre a biodiversidade da América do Sul e serviços
811 ecossistêmicos, e controlar ou erradicar espécies exóticas invasoras;

812 • Baralho com vinte e quatro (24) cartas de sorte/revés. Estas cartas definem a sorte ou azar
813 do jogador.

814

815 Todos os componentes do jogo são disponibilizados para download gratuito no
816 repositório do IFGoiano.

817 O tabuleiro (Figura 1) foi criado no site Inkarnate (<https://inkarnate.com>) e juntamente
818 com as cartas foi diagramado no Photoshop. A Figura 2 apresenta os diferentes tipos de cartas
819 presentes no jogo.

820



Figura 1. Tabuleiro do jogo “Controle a Invasão!”.

821



822 **Figura 2.** Exemplo das cartas de sorte/revés, carta de ação e carta de espécies contidas no jogo.

823

824 Os dados foram coletados de 1) artigos científicos, 2) Base de Dados “*Global Invasive*
 825 *Species Database - GISB*” (<http://www.iucngisd.org/gisd>); 3) Base de Dados Nacional de
 826 Espécies Exóticas Invasoras do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental
 827 (<https://bd.institutohorus.org.br/>).

828 As fotografias utilizadas no jogo ou possuem licença livre, ou as que não possuíam licença
 829 livre, possuem os direitos autorais, tendo seu uso autorizado para o jogo. O Quadro 1 reúne os
 830 dados referentes às 39 espécies que compõem o jogo.

831

832 **Quadro 1.** Relação dos dados utilizados nas cartas das espécies do jogo “Controle a Invasão!”.

Nome comum / Nome Científico	Origem	História de Invasão	Impactos	Fontes
Abelha-africanizada / <i>Apis mellifera mellifera</i> x <i>A. m. ligustica</i> x <i>A. m. scutellata</i> x <i>A. m. carnica</i> Warwick Kerr, 1955	Criada em laboratório – poli-híbrida	Em 1955, o pesquisador Warwick Kerr criou, em laboratório, uma espécie de abelha, denominada “africanizada”, da fusão entre abelhas exóticas do gênero <i>Apis</i> . Em 1957, escapou do laboratório e aumentou suas distribuições devido sua alta capacidade de defesa, adaptação e capacidade de reprodução rápida.	Competição com polinizadores nativos por alimento e ninho. Proliferam os centros urbanos e promovem acidentes com a população humana, podendo levar a óbito.	Kerr 1989, 1992 Oliveira e Cunha 2005 Santos <i>et al.</i> 2016
Abelhão-bombus / <i>Bombus terrestris</i> Linnaeus, 1758	Eurásia	Em 1997, o Chile importou mais de 1,2 milhões de colônias de abelhas da Bélgica, Eslováquia e Israel para polinização em estufa e campo aberto. Escaparam	Interações negativas com abelhas nativas, como: competição alimento e ninho, e transmissão de doenças. Seu crescente aumento populacional	Dafni <i>et al.</i> 2010 Morales <i>et al.</i> 2013

		e espalharam até o extremo Sul da América do Sul. Possuem alta capacidade de migração, adaptação a diferentes climas e habitats, e se alimentam de variáveis alimentos.	pode ter provocado a redução da espécie nativa <i>Bombus dahlbomii</i> .	Schmid-Hempel <i>et al.</i> 2014 Rendol-Cárcamo <i>et al.</i> 2017
Acácia-australiana / <i>Acacia mangium</i> C.L. Willdenow, 1806	Austrália, Ilhas Molucas, Papua Nova-Guiné e Indonésia.	Introduzida na Guiana Francesa, em 1970, através do projeto agrícola e de reflorestamento 'Plano Verde'. Naturalizou em muitos locais, ao longo de trilhas e margens de estrada. São resistentes ao fogo, com crescimento rápido, e gostam de invadir locais com queimadas frequentes.	Ocupa espaço de espécies nativas, alterando o habitat. Competição por alimento com espécies nativas.	Wilson <i>et al.</i> 2011 Aguiar <i>et al.</i> 2014 Instituto Hórus GISD
Amoreira / <i>Morus nigra</i> Linnaeus, 1753	Oriente Médio	Introduzida para cultivo na Dinamarca e na Áustria. Escapou do cultivo e invadiu a Espanha, sudeste da Austrália, África do Sul, e América do Sul.	Desloca espécies nativas. Crescem mais rápido que espécies nativas, roubando-lhes os nutrientes.	Lorenzi <i>et al.</i> 2003 Instituto Hórus
Artemísia / <i>Ambrosia artemisiifolia</i> Linnaeus, 1753	Estados Unidos e Canadá	Cultivada intencionalmente para fins medicinais. Sua semente pode ser encontrada em misturas de sementes para pássaros (uma das formas de introdução). Se estabelece facilmente em áreas perturbadas pelo homem.	Considerada uma erva daninha nociva que interfere em outras culturas cultivadas. Produz muito pólen podendo causar alergia em pessoas sensíveis, agravando problemas de saúde como rinite, asma e causando irritações na pele.	Joly <i>et al.</i> 2011 Vidotto <i>et al.</i> 2013 GISD
Bico-de-lacre / <i>Estrilda astrild</i> Linnaeus, 1758	Sul da África	Foi introduzido devido o comércio de animais de estimação. Chegou ao Uruguai pelo leste do Brasil. Se reproduz rapidamente com facilidade de se naturalizar em novos ambientes.	Desloca espécies nativas. Competição por locais para construção de ninho com espécies nativas.	Cardoso e Reino 2018 Silva <i>et al.</i> 2018 GISD
Bicudo-do-algodoeiro / <i>Anthonomus grandis grandis</i> Boheman, 1843	México	Acredita-se que sua introdução ocorreu acidentalmente. Visto pela primeira vez, em 1949, na Venezuela, em 1991, no Paraguai, em 1993, na Argentina. Em 2006, foi relatado no Chaco, a principal região de cultivo de algodão da Argentina. Sua dispersão e alta reprodução favoreceu sua invasão em novas áreas.	Podem causar perdas econômicas na produção de algodão, pois afeta na qualidade das plumas.	Grilli <i>et al.</i> 2011 Silva e Ramalho 2013 Marquesini <i>et al.</i> 2021
Cão-doméstico / <i>Canis lúpus</i>	Ásia	Trazido para a América do Sul por colonizadores	Preda espécies nativas. São responsáveis pela	Oliveira <i>et al.</i> 2008

<i>familiaris</i> Linnaeus, 1758		européus. Recebem do homem: alimentação, proteção e cuidados veterinários. Se dispersão com facilidade, o que favorece a invasão em novas áreas.	extinção de pequenos mamíferos, aves e répteis em todo o mundo. Competição por alimento e podem ser transmissores de doenças e parasitas para outros animais, incluindo, seres humanos.	Hughes e Macdonald 2013 Doherty <i>et al.</i> 2017
Capim-bermuda / <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Persoon, 1805	Norte da África e Sul da Europa	Introduzido com o objetivo de consertar as faixas ferroviárias. Atualmente pode ser encontrado praticamente em qualquer lugar do mundo. É usado como tapete na jardinagem. Sobrevive em todos os tipos de solos.	Competição com flora nativa e culturas agrônômicas, provocando perda de biodiversidade e perdas na produção de safras.	Santos e Fabricante 2018 Instituto Hórus GISD
Capim-gordura / <i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv., 1812	África	Chegou ao Brasil na época da escravidão, utilizado como cama para os escravos nos navios negreiros. Se disseminou por todas as regiões do país.	Compete com a flora nativa, é um grande problema nas Unidades de Conservação. É altamente inflamável, facilitando a ocorrência de incêndios, principalmente, no bioma Cerrado.	Hoffmann <i>et al.</i> 2004 Martins <i>et al.</i> 2017 Instituto Hórus GISD
Caracol-rapana / <i>Rapana venosa</i> Valenciennes, 1846	Ásia	Introduzido de forma acidental por ovos em sistemas aquáticos ou associados ao transporte entre oceanos. Sua dispersão é facilitada pela água de lastro do navio.	Predador de ostras e mexilhões nativos. Causa mudanças na ecologia dos organismos nativos e no ecossistema.	Giberto <i>et al.</i> 2006 Lanfranconi 2009 GISD
Caramujo-africano / <i>Achatina fulica</i> Bowdich, 1822	África Oriental	Introduzido para consumo em diferentes regiões tropicais e subtropicais do mundo, incluindo Brasil, Peru e Venezuela. Devido o fracasso na comercialização foram soltos na natureza. Adaptados ao clima e com alta dispersão se tornou invasor e pode ser encontrado em quase todas as áreas dos países invadidos.	Competição alimento com caracóis/lesmas nativas e outros herbívoros. Causa danos à horticultura. Vetor de doenças como hepatite, meningite eosinofílica e angiostrongilíase abdominal.	Martínez-Escarbassiere <i>et al.</i> 2008 Morocoima <i>et al.</i> 2014 GISD
Carpa-comum / <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Europa	Introduzido na América do Sul, em 1875, como fonte de alimento e para ornamentação. É uma das primeiras espécies de peixes com distribuição aumentada pela introdução humana.	Seu comportamento de agitar o fundo dos rios durante a alimentação, provoca um acúmulo de terra, tornando os cursos de água lamacentos e reduzindo a biodiversidade nativa. Reduz a qualidade da água, tornando inadequada para nadar ou beber por outros animais.	Crichigno <i>et al.</i> 2016 GISD

Castor-americano / <i>Castor canadensis</i> Kuhl, 1820	América do Norte	Introduzido, em 1946, pelo exército argentino, às margens do Lago Fagnano para comércio de pele e atrair residentes ao local. Com acesso a amplas florestas e sem predadores naturais se dispersaram para novas áreas.	Provoca perda de estabilidade e buracos no solo. Desvios de rios e inundações. Destruição de cercas e cabos de fibra, interrompendo o serviço de internet e telefone. Desencadeiam um processo descontrolado de invasão, onde o impacto negativo causado por uma espécie invasora é agravado por outra espécie invasora.	Lizarralde <i>et al.</i> 2007 Eljall <i>et al.</i> 2019 Jusim <i>et al.</i> 2020 GISD
Cervo-vermelho / <i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758	Europa, Ásia e Norte da África	Introduzido para a caça esportiva. Sua alta adaptação e capacidade reprodutiva favoreceram a sua dispersão a ponto de serem encontrados em quase toda patagônia.	Competição por alimentos com herbívoros nativos, como o cervo <i>Hippocamelus bisulcus</i> nativo da Patagônia, ameaçando a espécie. Pode ser transmissor de doenças, como febre aftosa, brucelose e tuberculose.	Flueck <i>et al.</i> 2003, 2012 GISD
Dedaleira / <i>Digitalis purpurea</i> Linnaeus, 1753	Europa	Introduzida e naturalizada em áreas montanhosas tropicais e subtropicais. Sua introdução pode estar relacionada à fundação e estabelecimento de importantes cidades nos Andes como Charcas, Potosí e La Paz entre 1540 e 1600.	Forma manchas densas que afetam o solo. Desloca e reduz a vegetação nativa local. Pode ser tóxica para herbívoros e pássaros provocando a morte.	Rapp 2005 Dietzsch <i>et al.</i> 2011
Espinheiro-da-Virgínia / <i>Gleditsia triacanthos</i> Linnaeus, 1753	Estados Unidos e Canadá	Introduzida na Argentina, no séc. XVIII, para sombra e ornamentação. É considerada invasora em vários países da Europa Central, Oriental e América do Sul. Sua adaptação ao clima temperado favoreceu sua naturalização em diversas regiões da Argentina.	Desloca espécies nativas. Afetam pássaros nativos, reduzindo a diversidade. Causa fragmentação de ecossistemas ribeirinhos, com consequências diretas sobre a fauna nativa que usa manchas de floresta como abrigos e para alimentação.	Marco e Páez 2000 Viana e Colombo Speroni 2003 Fernandez <i>et al.</i> 2017 Vilches <i>et al.</i> 2019
Estorninho / <i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus, 1758	Europa, Ásia e Norte da África	Introduzido na Argentina em 1980. Se adaptou e espalhou pelo entorno de Buenos Aires e, posteriormente, em outras regiões, invadindo o Uruguai.	Se alimentam de grande variedade de sementes, grãos e frutas, naturais e cultivados, causando perdas econômicas na agricultura. Preda espécies nativas de invertebrados. Fazem ninhos em postes de luz quebrados, guindastes, e em buracos feitos por outras aves em árvores antigas,	Valente <i>et al.</i> 2014 Ibañez <i>et al.</i> 2016 GISD

			competindo o local do ninho.	
Formiga-louca / <i>Paratrechina longicornis</i> Latreille, 1802	África	Dispersa pelo comércio. Pode ser associado a qualquer mercadoria e modo de transporte de países com populações estabelecidas e é comumente encontrado em cargas aéreas e marítimas, incluindo produtos frescos, madeira, contêineres vazios e bagagem pessoal.	Pode transportar micróbios que provocam doenças em hospitais. Capaz de deslocar formigas nativas e outros invertebrados.	Wetterer 2008 GISD
Gamo / <i>Dama dama</i> Linnaeus, 1758	Europa e Ásia	Introduzido na Argentina pelo milionário Aaron Anchorena para caça esportiva na região. Se dispersou para diferentes áreas da Argentina e do Chile.	Competição com espécies nativas. Provoca mudanças na vegetação. Afeta a biodiversidade das aves, pois remove habitats e alimentos. Favorece o estabelecimento de ervas daninhas e o acúmulo de lixo. Danos na agricultura e silvicultura. Pode transmitir doenças, incluindo a tuberculose.	Iriarte <i>et al.</i> 2005 GISD
Gato-doméstico / <i>Felis catus</i> Linnaeus, 1758	Mediterrâneo oriental	Domesticado há mais de 10 mil anos, é o animal de estimação mais popular do planeta. A falta de cuidado dos donos, associada ao instinto de independência, a alta reprodução e a ampla oferta de alimentos favorecem ao aumento da sua área de distribuição.	Preda répteis, aves e mamíferos de pequeno a médio porte nativos, resultando em redução local/regional ou extinção. Pode acabar com espécies quando solto em ambientes frágeis, como ilhas. A ingestão de alimentos ou água contaminados por fezes de gato, pode ocasionar na doença toxoplasmose.	Hilton e Cuthbert 2010 Medina <i>et al.</i> 2013 GISD
Goiabeira / <i>Psidium guajava</i> Linnaeus, 1753	América Central	Introduzido na maioria dos locais tropicais e subtropicais em todo o mundo por suas frutas comestíveis. Sua capacidade de crescer em diferentes solos e alta adaptação ao clima favorecem sua invasão. Prefere invadir ambientes perturbados.	Competição por nutrientes com espécies nativas. Expulsa espécies de plantas nativas formando densos matagais.	Chapla e Campos 2010 Chapla 2011 Instituto Horus GISD
Hipopótamo / <i>Hippopotamus amphibius</i> Linnaeus, 1758	África	Introduzido por Pablo Escobar, em 1985, em sua fazenda 'Hacienda Napoles'. Após a morte do narcotraficante sua fazenda foi saqueada. Os animais que não foram roubados ou mortos foram transportados para zoológicos, exceto os hipopótamos. Não existem espécies, na Colômbia, que	Afeta os cursos de água, aumentando a proliferação de algas e diminuindo o oxigênio em lagos e lagoas circundantes. Matam mais humanos do que qualquer outro animal africano.	Buriticá 2014 Castelblanco-Martínez <i>et al.</i> 2021

		possam competir ou predados, portanto não há forma de controle natural como na África, onde a estação seca evita a superpopulação.		
Javali-selvagem / <i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758	Eurásia e da África	Introduzido no Brasil, em 2000, por empresários da região Sul para fins comerciais. Possui capacidade de percorrer longas distâncias e se reproduz rápido, aumentando sua distribuição pelo país.	Preda espécies nativas ameaçadas da flora catarinense, como araucária e imbuia. Compete com porcos-domato nativos. Altera o solo. Provoca danos à agricultura. Pode transmitir doenças ao porco-doméstico, representando um risco à saúde do rebanho. Pode transmitir as doenças: febre aftosa e leptospirose.	Rosa <i>et al.</i> 2018 Grasiele <i>et al.</i> 2019 Martins <i>et al.</i> 2019 GISD
Lagartixa-doméstica / <i>Hemidactylus mabouia</i> Moreau Jonnès, 1818	África	Introduzida acidentalmente em várias regiões na América do Sul, através de embarcações durante o comércio de escravos. Encontrando o clima de sua preferência, se espalharam amplamente por todo o continente. Ocorre tanto em áreas urbanas quanto em áreas naturais.	Compete com espécies nativas, deslocando-as ao disputar por espaço. Preda espécies de artrópodes nativos levando a redução da biodiversidade nativa.	Rocha e Bergallo 2011 GISD
Lebre-europeia / <i>Lepus europaeus</i> Pallas, 1778	Eurásia	Introduzida na América do Sul durante o séc. XIX para atividades comerciais. Foi introduzida na Argentina e no Chile para a caça esportiva. Se multiplicaram e se dispersaram aumentando sua distribuição para outras áreas da América do Sul. Sua alta adaptação a diferentes ambientes e elevadas reprodução favorecem sua invasão.	Compete por recursos com espécies nativas. Provoca danos aos cultivos de cereais, frutas e hortaliças. Causa danos à silvicultura, por consumirem as plantas jovens.	Costa e Fernandes 2010 GISD
Ligustro / <i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton, 1810	China	Foi introduzido na Argentina no início do séc. XXI para ornamentação e cercas vivas. Tornou-se um importante invasor do noroeste do país, nas montanhas de Córdoba e na província de Buenos Aires.	Alteração no funcionamento de rios, que é refletido no menor teor de água do solo. Consome maior quantidade de água do que as florestas nativas.	Fernandez <i>et al.</i> 2020 Bellis <i>et al.</i> 2021 Instituto Horus GISD
Mangusto-indiano / <i>Urva auropunctata</i> Hodgson, 1836	Índia	Introduzido em ilhas tropicais, áreas continentais, na Península Croata e na Costa Nordeste da América do Sul para predação de ratos. Entretanto,	Preda a biodiversidade nativa, levando à redução e extinção de mamíferos, pássaros, répteis e anfíbios nativos. Pode transmitir doenças humanas e	Loupe <i>et al.</i> 2021 GISD

		não foi eficaz e o enorme custo para as espécies nativas superou qualquer benefício. Os mangustos são carnívoros diurnos e gostam de habitats alterados pelo homem.	animais, incluindo raiva e a bactéria <i>Leptospira</i> humana.	
Margarita-de-Piria / <i>Coleostephus myconis</i> (L.) Cass., 1854	Europa Mediterrânea, Oeste Asiático	Introduzida deliberadamente pela América do Sul para uso ornamental.	Competição com espécies nativas. Provoca grandes quedas no rendimento das colheitas anuais, e também causa falhas na implementação de pastagens.	Mérola e Raimondo 2007
Mexilhão-dourado / <i>Limnoperna fortunei</i> Dunker, 1857	Ásia	Introduzido acidentalmente na Argentina, através da água de lastro de navios cargueiros. Se dispersou para Brasil (Sul, Sudeste e Centro-Oeste). Invade novas áreas por atividades que envolvem a água de rios e lagos. Por não possuir predadores na fauna brasileira, se espalha com rapidez.	Destruição da vegetação aquática. Competição por habitat e alimento com os moluscos nativos. Contribui para a mortalidade de peixes e outros animais aquáticos, impedindo-os de locomover e alimentar. Provocam o entupimento de canos e dutos de água, esgoto e irrigação.	Boltovskoy <i>et al.</i> 2006 Oliveira <i>et al.</i> 2010 Barbosa <i>et al.</i> 2016 GISD
Mico-estrela / <i>Callithrix penicillata</i> É.Geoffroy, 1812	Cerrado brasileiro	Introduzido na Mata Atlântica por tráfico de animais silvestres. Preferem áreas próximas a ambientes urbanos.	Competição por habitat e alimentos com espécies nativas. São territorialistas e podem brigar com a espécie nativa ameaçada Mico-leão-dourado. Pode cruzar com os saguis nativos <i>Callithrix aurita</i> e <i>Callithrix flaviceps</i> , ocorrendo fusão de diferentes espécies, gerando filhotes inférteis, facilitando a extinção das espécies envolvidas.	Sales <i>et al.</i> 2010 Vale e Prezoto 2015 Vale <i>et al.</i> 2020) GISD
Mosca-da-fruta / <i>Ceratitis capitata</i> Wiedemann, 1824	África Subsaariana	Introduzida acidentalmente para diversas regiões, por meio da exportação e da venda local de frutas que contêm ovos.	Pode atacar diferentes alimentos, principalmente frutas de climas temperados e subtropicais. Causa danos às lavouras devido a oviposição em frutas e tecidos moles de partes vegetativas de plantas, que serviram de alimento para as larvas, levando a decomposição do tecido vegetal pela invasão de microrganismos secundários. Causa grandes perdas econômicas aos fruticultores.	Meyer <i>et al.</i> 2008 GISD

Mosquito-da-dengue / <i>Aedes aegypti</i> Linnaeus, 1762	África	Introduzido de forma acidental, associada ao transporte de cargas e turismo. Adaptou-se facilmente ao ambiente urbano, devido ao maior número de habitantes aglomerados e uma maior quantidade de criadouros artificiais.	Vetor das arboviroses Dengue, Zika, Chikungunya e Febre Amarela.	Fernández-Salas <i>et al.</i> 2015 GISD
Pardal / <i>Passer domesticus</i> Linnaeus, 1758	Eurásia e do norte da África	Introduzido intencionalmente para criação. Por serem aves migratórias, invadem outros locais facilmente, aumentando sua distribuição.	Desloca espécies nativas por competição de recursos e locais de ninho. Causa prejuízos agrícolas ao comer grãos maduros, vegetais e frutas. Pode transmitir o vírus da peste aviária para outras aves, além de transmitir doenças aos humanos através do contato com as fezes, como Criptococose, Dermatite por contato, Histoplasmose, Toxoplasmose, Psitacose e outras.	Hanson <i>et al.</i> 2020 Allende 2021 GISD
Pirarucu / <i>Arapaima gigas</i> Schinz in Cuvier, 1822	Bacia amazônica brasileira	Introduzido, em 1940, ao Sul da Amazônia peruana, na lagoa Zapote, para experimentos em cativeiro. Sua criação em ambientes controlados passou a ser praticado em diversas comunidades ao longo do eixo Ucayalí-Amazônia, no Peru. Criadouros de pirarucu tiveram sucesso devido sua tolerância a pouco oxigênio, resistência a amônia e crescimento rápido.	Competição por recursos com espécies nativas.	Doria <i>et al.</i> 2020
Pombo-doméstico / <i>Columba livia</i> J. F. Gmelin, 1789	Europa	Introduzido mundialmente como fonte de alimento ou para caça esportiva. Alguns pombos mantidos por criadores fugiram do confinamento e estabeleceram novas populações ou reforçando as existentes. Sua invasão em outros locais é favorecida por serem aves migratórias.	Provoca danos a edifícios e construções devido suas fezes corrosivas. Grandes quantidades de fezes podem matar a vegetação e produzir um odor desagradável. Podem transmitir doenças a outras aves domésticas, animais selvagens e aos seres humanos, como: criptococose, toxoplasmose, entre outras doenças.	Speziale 2020 GISD
Rã-touro / <i>Lithobates catesbeianus</i> Shaw, 1802	América do Norte	Introduzida em todo mundo para criação em fazendas de produção para servi de alimentos para consumo humano. Em 1987, foi	Competição de alimentos com herpetofauna nativa. Preda ovos e pequenos artrópodes, répteis, anfíbios, aves e	Laufer <i>et al.</i> 2007

		introduzida no Uruguai. Alguns espécimes fugiram das fazendas e estabeleceram populações em novas áreas.	mamíferos. Vetor de doenças anfíbias, como o fungo <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> , ligado ao desaparecimento de várias populações de anfíbios nativos na América Central e em outros lugares.	Cunha e Delariva 2009 Ruibal e Läufer 2012 GISD
Rola-bosta / <i>Digitonthophagus gazella</i> Fabricius, 1787	África	Introduzido no início dos anos 90, em fazendas de gado no Brasil, Chile e Venezuela para aumentar a taxa de reciclagem de esterco. Entretanto, não realiza a reciclagem de forma eficaz, não é suficiente para controlar moscas e parasitas. Com o tempo, devido sua dispersão natural, ocorreu um aumento por toda a América do Sul.	Competição com espécies nativas que podem ficar ameaçadas, resultando em extinções locais, especialmente, em populações reduzidas.	Noriega <i>et al.</i> 2017
Rosa-Mosqueta / <i>Rosa rubiginosa</i> Linnaeus, 1771	Europa e Ásia	Introduzida intencionalmente na Argentina no início do séc. XX para uso ornamental, devido sua fragrância adocicada de maçã. Pássaros ou grandes mamíferos contribuem para o aumento populacional da planta facilitando seu estabelecimento nos Andes.	Ocupa grandes áreas, criando matas densas. Limita o acesso a riachos e outros cursos d'água (locais com grande valor de conservação nos sistemas semiáridos).	Zimmermann <i>et al.</i> 2011 Svriz <i>et al.</i> 2013 Hirsch <i>et al.</i> 2015

833

834

835 2.1. Mecânica do “Controle a Invasão!”

836

837 Para jogar “Controle a Invasão!”, é necessário: componentes do jogo, um dado cúbico e
838 peças de identificação para os jogadores (e.g., tampinhas).

839 No início do jogo, as ecorregiões estão em desequilíbrio ecológico com invasões
840 acontecendo.

- 841 • Todos os jogadores começam na casa inicial do tabuleiro, onde vão receber sete (7) cartas
842 de ações.
- 843 • Cada jogador joga o dado para poder se mover até a ecorregião na qual deve combater a
844 invasão com as cartas de ação.
- 845 • Em cada jogada de dado o jogador tem direito a uma (1) carta de ação e uma (1) carta de
846 sorte/revés.

- 847 • São necessárias duas (2) cartas de ação para combater uma espécie exótica invasora.
- 848 • Depois de combatida a invasão, as cartas de ação utilizadas são descartadas.
- 849 • As cartas de sorte/revés definem a sorte e o azar do jogador durante o decorrer do jogo.
- 850 • Depois de realizada a sorte/revés a carta vai para um outro monte para voltar a ser re-
- 851 embaralhada.
- 852 • O jogo termina quando todos os países do mapa forem defendidos.
- 853 • Ganha quem tiver defendido o maior número de ecorregiões.
- 854 • É recomendado que seja jogado com no mínimo dois (2) jogadores e no máximo seis (6)
- 855 jogadores.

856

857 3. REFERÊNCIAS

858

859 AGUIAR, A. *et al.* Invasion of *Acacia mangium* Amazonian savannas following planting
 860 for forestry. **Plant Ecology & Diversity**, vol. 7, no. 1–2, p. 359–369, 2014. DOI
 861 10.1080/17550874.2013.771714.

862

863 AIZEN, M. A. *et al.* Coordinated species importation policies are needed to reduce serious
 864 invasions globally: The case of alien bumblebees in South America. **Journal of Applied**
 865 **Ecology**, v. 56, n. 1, p. 100–106, 2019. DOI 10.1111/1365-2664.13121.

866

867 ALLENDE, J. R. G. Invasive Alien Biota of Venezuela. **Invasive Alien Species:**
 868 **Observations and Issues from Around the World**. [S. l.]: T. Pullaiah, Michael R. Ielmini,
 869 2021. p. 212–256, 2021. DOI 10.1002/9781119607045.CH44.

870

871 BARBOSA, N. P. U. *et al.* *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia,
 872 Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. **Biotaxa**, v. 12, n. 1, p. 1-6,
 873 2016. DOI 10.15560/12.1.1846.

874

875 BELLIS, L. M. *et al.* Glossy privet (*Ligustrum lucidum*) invasion decreases Chaco Serrano
 876 forest bird diversity but favors its seed dispersers. **Biological Invasions**, v. 23, n. 3, p. 723–
 877 739, 2021. <https://doi.org/10.1007/S10530-020-02399-Y>.

878

879 BOLTOVSKOY, D. *et al.* Dispersion and Ecological Impact of the Invasive Freshwater
 880 Bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata Watershed and Beyond. **Biological**
 881 **Invasions**, v. 8, n. 4, p. 947–963, 2006. DOI 10.1007/S10530-005-5107-Z.

882

883 BURITICÁ, S. M. Los hipopótamos (*Hippopotamus amphibius*) en Colombia. Especie
 884 exótica, introducida e invasora. **Revista Lasallista de Investigación. Enero - Junio**, v. 11, n.
 885 1, 2014.

886

887 CADORIN, C. T.; MORANDINI, L. P. Olhar psicopedagógico na prática da ludicidade.
 888 **Instituto de Desenvolvimento Educacional do Alto Uruguai-IDEAU**, v. 9, 2014. .

889

890 CARDOSO, G. C.; REINO, L. Ecologically Benign Invasions: The Invasion and Adaptation
891 of Common Waxbills (*Estrilda astrild*) in Iberia. **Histories of Bioinvasions in the**
892 **Mediterranean**, p. 149–169, 2018. DOI 10.1007/978-3-319-74986-0_7.

893
894 CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, D. N. *et al.* A hippo in the room: Predicting the persistence
895 and dispersion of an invasive mega-vertebrate in Colombia, South America. **Biological**
896 **Conservation**, v. 253, p. 108923, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2020.108923>.

897
898 CHAPLA, T. E.; CAMPOS, J. B. Allelopathic evidence in exotic guava (*Psidium guajava*
899 L.). **Brazilian archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 6, p. 1359-1362, 2010.

900
901 CHAPLA, T. E. **Invasão biológica e manejo da goiabeira (*Psidium guajava* L.) na**
902 **sucessão inicial em pastagens abandonadas na planície de inundação do alto rio Paraná.**
903 Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2011.

904
905 COSTA, M. D.; FERNANDES, F. A. B. Primeiro registro de *Lepus europaeus* Pallas, 1778
906 (Mammalia, Lagomorpha, Leporidae) no sul do Estado de Minas Gerais e uma síntese dos
907 registros conhecidos para o sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 12, n.3,
908 p. 311-314, 2010.

909
910 CRICHIGNO, S. *et al.* Dispersion of the invasive common carp *Cyprinus carpio* in southern
911 South America: changes and expectations, westward and southward. **Journal of Fish**
912 **Biology**, v. 89, n. 1, p. 403–416, 2016. DOI 10.1111/JFB.12969.

913
914 CUNHA, E. R.; DELARIVA, R. L. Introdução da Rã-Touro, *Lithobates catesbeianus*
915 (SHAW, 1802): uma revisão. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 2, p. 34–46, 2009.

916
917 CUNHA, M. B. Jogos no ensino de química: considerações teóricas para sua utilização em
918 sala de aula. **Química Nova na Escola**, v. 34, n. 2, p. 92–98, 2012.

919
920 DAFNI, A. *et al.* *Bombus terrestris*, pollinator, invasive and pest: An assessment of problems
921 associated with its widespread introductions for commercial purposes. **Applied Entomology**
922 **and Zoology**, v. 45, n. 1, p. 101–113, 2010. <https://doi.org/10.1303/aez.2010.101>.

923
924 DIAGNE, C. *et al.* High and rising economic costs of biological invasions worldwide.
925 **Nature**, v. 592, n. 7855, p. 571–576, 2021. DOI 10.1038/s41586-021-03405-6.

926
927 DIETZSCH, A. C.; STANLEY, D. A.; STOUT, J. C. Relative abundance of an invasive alien
928 plant affects native pollination processes. **Oecologia**, v. 167, n. 2, p. 469–479, 2011. DOI
929 10.1007/S00442-011-1987-Z.

930
931 DOHERTY, T. S. *et al.* The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates.
932 **Biological Conservation**, v. 210, p. 56–59, 2017.
933 <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2017.04.007>.

934
935 DORIA, C. R. C. *et al.* Is there a future for artisanal fishing in the Amazon? The case of
936 Arapaima gigas. **Management of Biological Invasions**, v. 11, n. 1, p. 1–8, 2020. DOI
937 10.3391/mbi.2020.11.1.01.

938
939 ELJALL, A. *et al.* Distribución y patrones espaciales del impacto de un ingeniero de los

940 ecosistemas exótico e invasor, *Castor canadensis*, en Tierra del Fuego, Argentina. **Ecología**
941 **austral**, v. 29, n. 1, p. 63–71, 2019. DOI 10.25260/EA.19.29.1.0.736.

942

943 FERNÁNDEZ-SALAS, I. *et al.* Historical inability to control *Aedes aegypti* as a main
944 contributor of fast dispersal of chikungunya outbreaks in Latin America. **Antiviral Research**,
945 v. 124, p. 30–42, 2015. <https://doi.org/10.1016/J.ANTIVIRAL.2015.10.015>.

946

947 FERNANDEZ, R. D. *et al.* A Global Review of *Ligustrum Lucidum* (Oleaceae) Invasion.
948 **Botanical Review**, v. 86, n. 2, p. 93–118, 2020. DOI 10.1007/S12229-020-09228-
949 W/TABLES/3.

950

951 FERNANDEZ, R. D. *et al.* *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its
952 invasion. **Australian Journal of Botany**, v. 65, n. 3, p. 203–213, 2017. DOI
953 10.1071/BT16147.

954

955 FLUECK, W. T.; SMITH-FLUECK, J. A. M.; NAUMANN, C. M. The current distribution of
956 red deer (*Cervus elaphus*) in southern Latin America. **Zeitschrift für Jagdwissenschaft**, v.
957 49, n. 2, p. 112–119, 2003. DOI 10.1007/BF02190451.

958

959 FLUECK, W. T. *et al.* A review of introduced cervids in Chile. **Animal Production Science**,
960 v. 52, n. 8, p. 681–684, 2012. DOI 10.1071/AN11343.

961

962 GIBERTO, D. A. *et al.* The invasive rapa Whelk *Rapana venosa* (Valenciennes 1846): status
963 and potential ecological impacts in the Río De La Plata estuary, Argentina-Uruguay. **Journal**
964 **of Shellfish Research**, v. 25, n. 3, p. 919–924, 2006.

965

966 GRASIELE, C. *et al.* Wild pig (*Sus scrofa* L.) occupancy patterns in the Brazilian Atlantic
967 forest. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, p. 20180719, 2019. DOI 10.1590/1676-0611.

968

969 GRILLI, M. P. *et al.* Boll weevil invasion process in Argentina. **Journal of Pest Science**, v.
970 85, n. 1, p. 47–54, 2011. DOI 10.1007/S10340-011-0389-7.

971

972 HANSON, H. E. *et al.* The house sparrow in the service of basic and applied biology. **eLife**,
973 v. 9, p. 1–12, 2020. DOI <https://doi.org/10.7554/ELIFE.52803>.

974

975 HILTON, G. M.; CUTHBERT, R. J. Review article: The catastrophic impact of invasive
976 mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. **Ibis**, v.
977 152, n. 3, p. 443–458, 2010. DOI 10.1111/J.1474-919X.2010.01031.X.

978

979 HIRSCH, H. *et al.* Tracking the Origin of Invasive *Rosa rubiginosa* Populations in Argentina.
980 **International Journal of Plant Sciences**, v. 172, n. 4, p. 530–540, 2015. DOI
981 10.1086/658924.

982

983 HOFFMANN, W. A. *et al.* Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the
984 savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 10, n. 2, p.
985 99–103, 2004. DOI 10.1111/J.1366-9516.2004.00063.X.

986

987 HUGHES, J.; MACDONALD, D. W. A review of the interactions between free-roaming
988 domestic dogs and wildlife. **Biological Conservation**, v. 157, p. 341–351, 2013.
989 <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2012.07.005>.

- 990
991 IBAÑEZ, L. M.; ANDREUCCI, F.; MONTALTI, D. First record of damage to a fruit crop by
992 the European starling (*Sturnus vulgaris*) [Passeriformes: Sturnidae] in Argentina. **Acta**
993 **Zoologica Lilloana**, v. 60, n. 2, p. 177–180, 2016.
994
995 IRIARTE, J. A.; LOBOS, G. A.; JAKSIC, F. M. Invasive vertebrate species in Chile and their
996 control and monitoring by governmental agencies. **Revista Chilena de Historia Natural**, v.
997 78, p. 134–154, 2005.
998
999 JOLY, M. *et al.* Paving the Way for Invasive Species: Road Type and the Spread of Common
1000 Ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). **Environmental Management**, v. 48, n. 3, p. 514–522,
1001 2011. DOI 10.1007/S00267-011-9711-7.
1002
1003 JUSIM, P. *et al.* First test for eradication of beavers (*Castor canadensis*) in Tierra del Fuego,
1004 Argentina. **Biological Invasions**, v. 22, n. 12, p. 3609–3619, 2020. DOI 10.1007/S10530-
1005 020-02344-Z.
1006
1007 KERR, W. E. Abejas africanas, su introduccion y expansion en el continente Americano.
1008 Subespecies e ecotipos africanos. **Industria Apícola**, v. 13, p. 12–21, 1992.
1009
1010 KERR, W. E. Distribuição da abelha africanizada em seus limites ao sul. **Ciência e Cultura**,
1011 v. 34, n. 1, p. 499–502, 1989.
1012
1013 LANFRANCONI, A. New record of the alien mollusc *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) in
1014 the Uruguayan coastal zone of Río de la Plata. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**,
1015 v. 4, n. 2, p. 216–221, 2009. .
1016
1017 LAUFER, G. *et al.* Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. **Biological**
1018 **Invasions**, v. 10, n. 7, p. 1183–1189, 2007. DOI 10.1007/S10530-007-9178-X.
1019
1020 LIZARRALDE, M. S. *et al.* Assessing genetic variation and population structure of invasive
1021 North American beaver (*Castor Canadensis* Kuhl, 1820) in Tierra Del Fuego (Argentina).
1022 **Biological Invasions**, v. 10, n. 5, p. 673–683, 2007. DOI 10.1007/S10530-007-9161-6.
1023
1024 LORENZI, H. *et al.* **Arvores exóticas no Brasil : madeiras, ornamentais e aromáticas.**
1025 Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2003.
1026
1027 LOUPPE, V. *et al.* Dispersal history of a globally introduced carnivore, the small Indian
1028 mongoose *Urva auropunctata*, with an emphasis on the Caribbean region. **Biological**
1029 **Invasions**, v. 23, n. 8, p. 2573–2590, 2021. DOI 10.1007/S10530-021-02523-6.
1030
1031 MARCO, D. E.; PÁEZ, S. A. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia*
1032 Montane Forests of Central Argentina. **Environmental Management**, v. 26, n. 4, p. 409–419,
1033 2000. DOI 10.1007/S002670010098.
1034
1035 MARQUESINI, C. J. V. *et al.* Brazilian invasion and dispersion routes of the cotton boll
1036 weevil. **Journal of Applied Entomology**, 2021. DOI 10.1111/JEN.12963.
1037
1038 MARTÍNEZ-ESCARBASSIERE, R.; MARTÍNEZ, E.; CASTILLO, O. Distribución
1039 geográfica de *Achatina* (Lissachatina) *fulica* (Bowdich, 1882) (Gastropoda-Stylommatophora

- 1040 Achatinidae) en Venezuela. **Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales**, v.
1041 169a, p. 93–106, 2008.
- 1042
- 1043 MARTINS, C. R. *et al.* Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P.
1044 Beauv. (molasses grass): ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian
1045 Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, n. 4, p. 546–554, 2017. DOI 10.1590/0102-
1046 33062016ABB0433.
- 1047
- 1048 MARTINS, F. I. *et al.* Activity pattern and habitat selection by invasive wild boars (*Sus*
1049 *scrofa*) in brazilian agroecosystems. **Mastozoología Neotropical**, v. 26, n. 1, p. 129–141,
1050 2019. DOI 10.31687/saremMN.19.26.1.0.08.
- 1051
- 1052 MEDINA, F. M. *et al.* Underlying impacts of invasive cats on islands: not only a question of
1053 predation. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 2, p. 327–342, 11 Dec. 2013. DOI
1054 10.1007/S10531-013-0603-4.
- 1055
- 1056 MÉROLA, S.; RAIMONDO, F. M. European and Mediterranean plants in the wild flora of
1057 Uruguay. **Bocconeia**, v. 21, p. 391–404, 2007.
- 1058
- 1059 MEYER, M. *et al.* Ecological niches and potential geographical distributions of
1060 Mediterranean fruit fly (*Ceratitidis capitata*) and Natal fruit fly (*Ceratitidis rosa*). **Journal of**
1061 **Biogeography**, v. 35, n. 2, p. 270–281, 2008. DOI 10.1111/J.1365-2699.2007.01769.X.
- 1062
- 1063 MORALES, C. L. *et al.* Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive
1064 species. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 10, p. 529–534, 2013.
1065 <https://doi.org/10.1890/120321>.
- 1066
- 1067 MOROCOIMA, A. *et al.* *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca, Gastropoda,
1068 Achatinidae) hospedador de helmintos, protozoarios y bacterias en el noreste de Venezuela.
1069 **Boletín de Malariología y Salud Ambiental**, v. 54, n. 2, 2014.
- 1070
- 1071 NORIEGA, J. A. *et al.* Introduction, Establishment, and Invasion of *Digitonthophagus*
1072 *gazella* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Scarabaeinae) in the Savannas of Venezuela and
1073 Colombia. **Natural Resources**, v. 8, n. 5, p. 370–381, 2017. DOI 10.4236/NR.2017.85023.
- 1074
- 1075 OLIVEIRA, M. L.; CUNHA, J. A. Abelhas africanizadas *Apis mellifera scutellata* Lapeletier,
1076 1836 (Hymenoptera: Apidae: Apinae) exploram recursos na floresta amazônica? **Acta**
1077 **Amazonica**, v. 35, n. 3, p. 389–394, 2005. DOI 10.1590/S0044-59672005000300013.
- 1078
- 1079 OLIVEIRA, M. D.; HAMILTON, S. K.; JACOBI, C. M. Forecasting the expansion of the
1080 invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in Brazilian and North American rivers based on
1081 its occurrence in the Paraguay River and Pantanal wetland of Brazil. **Aquatic Invasions**, v. 5,
1082 n. 1, p. 59–73, 2010. DOI 10.3391/ai.2010.5.1.8.
- 1083
- 1084 OLIVEIRA, V. B. *et al.* Predation on the black capuchin monkey *Cebus nigritus* (Primates:
1085 Cebidae) by domestic dogs *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), in the Parque
1086 Estadual Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n.
1087 2, p. 376–378, 2008. DOI 10.1590/S0101-81752008000200026.
- 1088
- 1089 PIMENTEL, D. *et al.* Economic and environmental threats of alien plant, animal, and

1140 SILVA, J. M. C. *et al.* Niche expansion of the common waxbill (*Estrilda astrild*) in its non-
1141 native range in Brazil. **Biological Invasions**, v. 20, n. 9, p. 2635–2646, 2018. DOI
1142 10.1007/S10530-018-1723-2.

1143

1144 SPEZIALE, K. L. Continental analysis of invasive birds: South America. In: DOWNS, C. T.;
1145 HART, L. A. (eds.). **Invasive Birds: Global Trends and Impacts**. [S. l.: s. n.], p. 295–302,
1146 2020.

1147

1148 SVRIZ, M. *et al.* The exotic shrub *Rosa rubiginosa* as a nurse plant. Implications for the
1149 restoration of disturbed temperate forests in Patagonia, Argentina. **Forest Ecology and**
1150 **Management**, v. 289, p. 234–242. 2013. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2012.09.037>.

1151

1152 TOMAS, N. P. S. *et al.* Psicopedagogia e Ludicidade viabilizando aprendizagem na Educação
1153 Infantil. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 2, p. 5714–5727, 2020. DOI
1154 10.34117/BJDV6N2-029.

1155

1156 VALE, C. A.; PREZOTO, F. Invasões Biológicas: O Caso do Mico Estrela (*Callithrix*
1157 *penicillata*). **Ces Revista**, v. 29, n. 1, p. 58–76, 2015.

1158

1159 VALE, C. A.; NETO, L. M.; PREZOTO, F. Distribution and invasive potential of the black-
1160 tufted marmoset *Callithrix penicillata* in the Brazilian territory. **Scientia Plena**, v. 16, n. 5, p.
1161 2020, 2020. DOI 10.14808/SCI.PLENA.2020.052401.

1162

1163 VALENTE, R. *et al.* Helminth parasites of the European starling (*Sturnus vulgaris*) (Aves,
1164 Sturnidae), an invasive bird in Argentina. **Parasitology Research**, v. 113, n. 7, p. 2719–2724,
1165 2014. DOI 10.1007/S00436-014-3928-3.

1166

1167 VIANA, M. L.; COLOMBO SPERONI, F. Invasion of *Gleditsia triacanthos* L. (Fabaceae) in
1168 San Lorenzo mountain forest (Northwest Argentina). **Plant invasions: ecological threats and**
1169 **management solutions**, p. 277–287, 2003.

1170

1171 VIDOTTO, F.; TESIO, F.; FERRERO, A. Allelopathic effects of *Ambrosia artemisiifolia* L.
1172 in the invasive process. **Crop Protection**, v. 54, p. 161–167, 2013.
1173 <https://doi.org/10.1016/J.CROPRO.2013.08.009>.

1174

1175 VILCHES, C. *et al.* Effects of the Invasion of Honey Locust (*Gleditsia triacanthos* L.) on
1176 Macrophytes and Algae of Pampean Streams (Argentina). **Wetlands**, v. 40, n. 2, p. 321–331,
1177 17 Jun. 2019. DOI 10.1007/S13157-019-01179-2.

1178

1179 WETTERER, J. K. Worldwide spread of the longhorn crazy ant, *Paratrechina longicornis*
1180 (Hymenoptera: Formicidae) Brachyponera chinensis invasion View project Ant stuff View
1181 project. **Myrmecological News**, vol. 11, p. 137–149, 2008.

1182

1183 WILSON, J. R. U. *et al.* Risk assessment, eradication, and biological control: global efforts to
1184 limit Australian acacia invasions. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 1030–1046, 2011.

1185

1186 ZIMMERMANN, H. *et al.* Habitat invasion risk assessment based on Landsat 5 data,
1187 exemplified by the shrub *Rosa rubiginosa* in southern Argentina. **Austral Ecology**, v. 36, n.
1188 7, p. 870–880, 2011. DOI 10.1111/J.1442-9993.2010.02230.X.

CONCLUSÃO

Ao longo do trabalho foi discutido e refletido acerca das invasões biológicas, com ênfase na América do Sul. A introdução de espécies exóticas em ecossistemas nativos é muito prejudicial, e pode ocasionar problemas tanto ecológicos quanto problemas na saúde e economia. Assim, o trabalho foi desenvolvido buscando gerar informações quando as bioinvasões. No primeiro capítulo, foi buscado incrementar dados sobre ocorrências das espécies *X. augusti* e *X. spendicula*, utilizando de modelos de distribuição de espécies e levando em consideração as mudanças climáticas e o processo de invasão, para assim, determinar a distribuição atual e futura das espécies, mostrando potenciais áreas de ocorrências das mesmas. No segundo capítulo, o produto tecnológico foi criado em formato de jogo de tabuleiro, onde foi buscado, levar o conhecimento sobre as bioinvasões na América do Sul, de forma lúdica, para a população em geral. É um produto que oferece a liberdade de ser utilizado em um contexto escolar, ou seja, em um ambiente formal da educação, mas também em ambientes informais, fora da escola.

O primeiro capítulo, que compreende a expansão da invasão de abelhas *Xylocopa* na América do Sul, demonstrou que o alcance potencial das abelhas, recentemente relatadas na região mediterrânea do Chile deve mudar em algumas regiões da América do Sul em resposta a possíveis mudanças climáticas até o ano de 2070. Os resultados indicaram que, ambas as espécies de abelhas analisadas podem estar totalmente adaptadas às mudanças climáticas. Os modelos fornecem fortes evidências de que as abelhas estão mudando suas distribuições, aumentando e avançando para o oeste da América do Sul, particularmente na Bolívia, Chile e Peru, apresentando assim, um potencial risco para as espécies nativas. Os resultados também evidenciaram um aumento na sobreposição de nicho entre as espécies. Assim, as áreas vulneráveis ao estabelecimento de abelhas exóticas invasoras permanecem sob potencial ameaça às espécies nativas. Em suma, os resultados se mostraram essenciais para subsidiar outros estudos que abordem as questões de futuras interações com a chegada de novas espécies em locais modelados.

No segundo capítulo é apresentado o jogo “Controle a Invasão!”, um jogo didático que busca promover de forma lúdica, o ensino sobre as bioinvasões que ocorrem na América do Sul. O jogo foi pensado e desenvolvido para ser utilizado dentro de um ambiente formal de educação, como forma a contribuir no processo de ensino aprendizagem, trazendo algo novo e

diferente daquilo que costuma ser comum no dia a dia das crianças dentro da sala de aula; e também para ser utilizado em ambientes informais, levando conhecimento sobre espécies exóticas invasoras na América do Sul para a população em geral. Além das informações sobre as espécies exóticas invasoras, o jogo contempla outros conteúdos da biologia, como Ecologia, Zoologia, Nomenclaturas, Manejo e Conservação de espécies, Educação Ambiental, proporcionando a interdisciplinaridade. Utilizar jogos no processo de ensino-aprendizagem possibilita uma aprendizagem prazerosa ao proporcionar momentos divertidos para o ensino e aprendizado, sendo assim, o jogo didático é um instrumento motivador da aprendizagem, à medida que propõe estímulo ao interesse ao jogador.

ANEXO I

FICHA TÉCNICA DO CONTROLE A INVASÃO!

AUTORES

Andressa Carneiro do Nascimento
Daniel de Paiva Silva

COLABORAÇÃO

Juliana Simião-Ferreira

PROJETO VISUAL E DIAGRAMAÇÃO

Andressa Carneiro do Nascimento
João Victor Miguel Rabelo

FOTOGRAFIAS

Fernando Wilson Morais Dourado (*Canis familiaris*) (*Psidium guajava*) (*Hemidactylus mabouia*) (*Achatina fulica*) (*Digitonthophagus gazella*)

Lucas Peres Saavedra (*Melinis minutiflora*) (*Cynodon dactylon*)

Marc Pascual por Pixabay (*Felis catus*) (*Ceratitis capitata*) (*Passer domesticus*)

Kerolainy Rodrigues Ferreira por Pixabay (*Anthonomus grandis grandis*)

Hans Braxmeier por Pixabay (*Gleditsia triacanthos*)

Ricardo de la Vega Cotarelo por Pixabay (*Ligustrum lucidum*)

Manseok Kim por Pixabay (*Rosa rubiginosa*)

Mabel Amber por Pixabay (*Dama dama*)

Georg Wietschorke por Pixabay (*Sturnus vulgaris*)

Vladimir Cech por Freepick (*Castor canadensis*)

Emilian Robert Vicol por Pixabay (*Morus nigra*)

Photorama por Pixabay (*Apis mellifera mellifera* x *A. m. ligustica* x *A. m. scutellata* x *A. m. carnica* x *A. m. scutellata*)

Aline Morais por Pixabay (*Callithrix penicillata*)

Belinda Cave por Pixabay (*Limnoperna fortunei*)

Andreas Lischka por Pixabay (*Sus scrofa*)

Herbert Bieser por Pixabay (*Hippopotamus amphibius*)

Sandeep Handa por Pixabay (*Columba livia*)

Ralph por Pixabay (*Cyprinus carpio*)

Matthijs Photography por Pixabay (*Digitalis purpúrea*)

Myriams Deutsch por Pixabay (*Bombus terrestris*)

Diana Parkhouse por Unsplash (*Cervus elaphus*)

Alan Velleparambil por Pixabay (*Herpestes auropunctatus*)

Beverly Buckley por Pixabay (*Acacia mangium*)

Joshua J. Cotten por Unsplash (*Arapaima gigas*)

Thomas Drescher por Pixabay (*Lepus europaeus*)

Attila Fodor por Pixabay (*Ambrosia artemisiifolia*)

Thawathai Seangsai por Pixabay (*Paratrechina longicornis*)

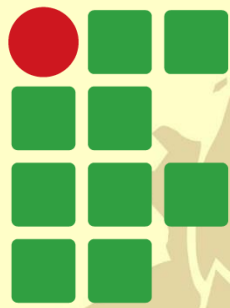
Fabrizio por Pixabay (*Coleostephus myconis*)

Davison Alves por Pixabay (*Estrilda astrild*)

Scott por Pixabay (*Lithobates catesbeianus*)

Mika Mamy por Pixabay (*Aedes aegypti*)

Insa Osterhagen por Pixabay (*Rapana venosa*)



**INSTITUTO
FEDERAL**

Goiano

Campus
Urutaí

