



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIENCIAS RURAIS - CAMPUS CURITIBANOS  
PROGRAMA DE POS-GRADUACAO EM ECOSISTEMAS AGRICOLAS E NATURAIS

Juliana Santos da Mota

**Risco de introdução de insetos-praga do eucalipto no Brasil em um contexto de  
mudanças climáticas**

Curitibanos

2021

Juliana Santos da Mota

**Risco de introdução de insetos-praga do eucalipto no Brasil em um contexto de mudanças climáticas**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN) do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus de Curitibanos para a obtenção do Grau de Mestre em Ciências

Orientador: Prof. Dr. Cesar Augusto Marchioro  
Coorientador: Dr. Leonardo Rodrigues Barbosa

Curitibanos  
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Mota, Juliana Santos da

Risco de introdução de insetos-praga do eucalipto no Brasil em um contexto de mudanças climáticas / Juliana Santos da Mota ; orientador, Cesar Augusto Marchioro , coorientador, Leonardo Rodrigues Barbosa, 2021.  
121 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2021.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2. Invasão Biológica. 3. Maxent. 4. Modelos de distribuição de espécies. 5. Áreas potenciais de ocorrência. I. Marchioro , Cesar Augusto . II. Barbosa, Leonardo Rodrigues . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais. IV. Título.

Juliana Santos da Mota

**Risco de introdução de insetos-praga do eucalipto no Brasil em um contexto de mudanças climáticas**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Cesar Augusto Marchioro  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Carlos Frederico Wilcken  
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Profª. Dra. Leosane Cristina Bosco  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Ecossistemas Agrícolas e Naturais (PPGEAN).

---

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

---

Prof. Cesar Augusto Marchioro, Dr.

Orientador

Curitiba, 2021

Dedico este trabalho ao amor e a dedicação da minha Mãe Maria Arlete, do meu pai João Mota e a todos que, por meio da ciência, tentam tornar o mundo um lugar melhor.

## AGRADECIMENTOS

Esta Dissertação é a concretização de um sonho, que um dia pareceu tão distante e que com o passar dos anos, se tornou realidade. Não é possível elencar todas as pessoas com as quais troquei afetos, críticas e sugestões, no entanto, algumas se tornaram tão especiais que não poderia deixar de destacar, mesmo correndo o risco de ser injusto com as demais. Assim, agradeço:

Inicialmente, a Deus e a todas as espiritualidades que me guiam, as quais inúmeras vezes deram-me forças e paz interior para continuar.

À minha família pelo incentivo muitas vezes velado por um olhar na saída portão, em especial aos meus pais, Maria Arlete Santos da Mota e João Ferreira da Mota, que sempre fizeram de tudo para proporcionar aos filhos as oportunidades que não lhes foram ofertadas.

Ao meu orientador Dr. Cesar Augusto Marchioro que me propôs esse desafio e me deu a oportunidade de trabalhar ao seu lado, agradecida pela paciência, confiança, que me ajudou e nunca me deixou na mão.

Ao meu Co-orientador Dr. Leonardo Rodrigues Barbosa que aceitou me auxiliar na escolha das espécies pela sua vasta experiência e contribuições para enriquecimento do conteúdo deste trabalho.

À Dra. Regan Early por ceder os dados de Risco de invasão no formato Raster.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) agradeço à universidade pública, que, em sua feição mais genuína, é um centro de produção, de preservação e compartilhamento de conhecimento.

À FAPESC e a CAPES pelas bolsas concedidas no primeiro e no segundo ano de mestrado e ao incentivo a ciência que essas agências públicas de fomento proporcionam a tantos estudantes que assim como eu, ousam sonhar.

Ao governo que incentivou a Educação Superior e ousou nos dar uma oportunidade e viver nossos sonhos através da criação de Universidades, Campi no interior, Institutos Federais e programas de Assistência estudantil que ajudaram essa bisneta de índios e pescadores analfabetos do interior da Amazônia a sonhar e não ver limite nos sonhos. Agradecida PT!

Aos professores que me incentivaram durante esses 2 anos de Mestrado, pois, alguns foram como velas que consomem a si mesmos para dar o melhor aos seus estudantes.

Ao Delson da Secretaria de Pós-graduação, agradecida por toda a sua gentileza e sua amabilidade no trato com as pessoas, tenho certeza que seu caminho será de muita luz, pois você é luz no caminho de muitos.

Aos membros da banca examinadora Dr. Carlos Frederico Wilcken e Dra. Leosane Cristina Bosco agradecida pela dedicação na revisão e contribuições para enriquecimento do conteúdo deste trabalho.

Aos colegas que conheci na pós-graduação, a Fernanda, Ketlin, André, Ana Paula, Gabriela, Guillermo, Anna Karoline e a Mayrine os quais com suas piadas e causos e outras vezes me tiraram o nó da garganta, nas horas em que o choro é a saída imediata, encontrada quando o coração transborda de saudade, agradecida pelos conselhos, críticas e conversas reconfortantes.

Aos amigos que ganhei vindo estudar no Sul depois de atravessar esse país, estes, não compartilharam as agonias do mestrado, porém, sempre foram válvula de escape para toda a loucura que nos permeia enquanto mestrandos.

Com vocês aprendi que uma amizade, acalenta, traz paz, e renova nossa alma, sou muito grata pelos momentos que dividimos juntos, e espero que tenhamos muitos outros, eu sou um pouco de todos vocês e muito me orgulho disso.

Agradecida!!!

“Existem muitas hipóteses em ciência que estão erradas. Isso é perfeitamente aceitável, elas são a abertura para achar as que estão certas.” CARL SAGAN.



## RESUMO

A introdução de insetos-praga é um exemplo que ilustra como o transporte e o cultivo de plantas ao redor do mundo favoreceu também a movimentação de organismos que utilizam essas espécies como hospedeiras. Estudos mostram que os custos de controle e erradicação de uma praga agrícola e/ou florestal são muito superiores aos custos de prevenção da invasão. Nesse sentido, estudos que mapeiem as regiões com maiores probabilidades de invasão são fundamentais para o planejamento de ações fitossanitárias que objetivem impedir a introdução de espécies. Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar o risco de invasão biológica por dez espécies de insetos-praga do eucalipto no Brasil em diferentes cenários de mudanças climáticas, aferindo possíveis impactos dessas espécies na Eucaliptocultura brasileira por meio da quantificação dos municípios produtores de eucalipto que estão em áreas adequadas para a ocorrência dos insetos-praga. Para isso, utilizaram-se modelos de distribuição de espécies (MDEs) com o algoritmo de entropia máxima implementado no *software* MaxEnt. Este algoritmo de aprendizado de máquina estima a probabilidade cumulativa de entropia máxima com base em registros de ocorrência de espécies e variáveis ambientais. Análises espaciais foram utilizadas para identificar as áreas de produção de eucalipto sob risco de ataque e as áreas de maior risco de invasão baseados em informações de fluxo de passageiros e comércio internacional. Os modelos climáticos ajustados para as condições climáticas do presente foram projetados para condições futuras previstas para 2050 e 2070 usando dois cenários de mudança climática representando emissões de gases do efeito estufa intermediárias (RCP4.5) e elevadas (RCP8.5). As áreas preditas como adequadas e ótimas para as espécies estão distribuídas em diferentes regiões do Brasil. Da mesma forma, as alterações estimadas pelos modelos na distribuição das espécies variaram conforme a espécie, o ano e o cenário de mudanças climáticas. Um aumento na área adequada em todos os anos e cenários de mudanças climáticas foi estimado para três das 10 espécies (*Eucalyptolyma maideni*, *Paropsisterna beata* e *Sinoxylon anale*), enquanto para 2 espécies (*Mnesampela privata* e *Trachymela sloanei*) foram estimados aumentos e perdas de áreas adequadas conforme o ano e cenário de mudanças climáticas. Por outro lado, os modelos estimaram perda de área adequada para cinco espécies (*Lymantria dispar*, *Ophelimus maskelli*, *Orgyia postica*, *Paropsis atomaria* e *Paropsisterna cloelia*). Ao quantificarmos o número municípios brasileiros produtores de Eucalipto que estão sob risco de invasão, temos que dos 2701 municípios produtores, 2701, 2655 e 2582 estão dentro da faixa adequada para *L. dispar*, *O. postica* e *T. sloanei*, respectivamente. Esses dados mostram, portanto, que a eucaliptocultura brasileira corre demasiado risco caso as espécies modeladas neste estudo entrem no país. Os resultados da presente dissertação podem ser utilizados por autoridades fitossanitárias para estabelecimento de medidas fitossanitárias contra a invasão de espécies insetos-praga do eucalipto no Brasil.

**Palavras-chave:** Invasão Biológica. Maxent. Modelos de distribuição de espécies. Áreas potenciais de ocorrência.

## ABSTRACT

The increase in biological invasion of insect pests in the past decades is an example that illustrates how international trade favored the movement of organisms around the world. Studies have shown that the costs of controlling and eradicating an invasive agricultural and/or forest pest are much higher than the costs of preventing its invasion. In this context, studies aiming to identify regions with the highest risk of invasion are essential for the planning of phytosanitary measures against the introduction of insect pests. This study aimed to evaluate the risk of biological invasion by exotic insect pests of eucalyptus in Brazil in different climate change scenarios, as well as to assess the potential impacts of such species on Brazilian eucalyptus culture through identification of eucalyptus producing municipalities within the pests' predicted suitable ranges. We applied species distribution models (SDMs) with the maximum entropy algorithm implemented in the software MaxEnt. This machine learning algorithm estimates the cumulative probability of maximum entropy based on species occurrence records and environmental data. Spatial analyses were used to identify the areas under higher risk of invasion based on information about passengers' flow and international trade. Species distribution models were fitted to the current climatic conditions (1970-2000) and then projected onto future climate predicted for 2050 and 2070 using two climate change scenarios based on intermediate (RCP4.5) and high (RCP 8.8) greenhouse gas emission rates. Climatically suitable and optimal areas for the studied species comprised different regions of Brazil. The distribution changes estimated by our models varied according to the species, period, and climate change scenarios. While an increase in the suitable areas were predicted for all periods and climate change scenarios for three out of the ten species evaluated (*Eucalyptolyma maidenii*, *Paropsisterna beata* and *Sinoxylon anale*), for two species (*Mnesampela privata* and *Trachymela sloanei*) we recorded an expansion and/or reduction in the suitable ranges depending on the period and climate change scenario. On the other hand, the models predicted a reduction in the suitable ranges for five species (*Ophelimus maskelli*, *Orgya postica*, *Paropsis atomaria*, *P. cloelia* and *Lymantria dispar*) as a result of climate change. By quantifying the number of Brazilian eucalyptus producing municipalities at risk of invasion by insect pests, we found that 2701, 2655 and 2582 out of 2701 municipalities are within the estimated suitable range for *L. dispar*, *O. postica* and *T. sloanei*, respectively. These findings show that Brazilian eucalyptus culture may be at risk if the studied species are introduced in the country. The results provided by our study can be used by policy maker to develop phytosanitary measures against the invasion of exotic insect pests of eucalyptus in Brazil.

**Keywords:** Biological Invasion. Maxent. Species distribution models. Potential areas of occurrence.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Áreas adequadas (estimadas com o limiar <i>minimum training presence threshold</i> ) e ótimas (estimadas com o limiar <i>10 percentile training threshold</i> ) para a ocorrência de 10 espécies pragas do eucalipto no Brasil baseado em dados climáticos atuais (1970 e 2000) .....	48
Figura 2 – Áreas adequadas (estimadas com o limiar <i>minimum training presence threshold</i> ) e ótimas (estimadas com o limiar <i>10 percentile training threshold</i> ) para 10 espécies de insetos-praga do Eucalipto no Brasil no cenário de mudança climática RCP 4.5 em 2050 e 2070. ....	50
Figura 3 – Áreas adequadas (estimadas com o limiar <i>minimum training presence threshold</i> ) e ótimas (estimadas com o limiar <i>10 percentile training threshold</i> ) para 10 espécies de insetos-praga do Eucalipto no Brasil no cenário de mudança climática RCP 8.5 em 2050 e 2070. ....	51
Figura 4 – Mudanças nas áreas adequadas para 10 espécies de insetos-praga do eucalipto nos cenários RCP 4.5 e 8.5 para 2070 .....	54
Figura 5 – Número de municípios produtores de eucalipto no Brasil, segundo o IBGE, que são climaticamente adequados para cada uma das dez espécies estudadas com base em dados climáticos atuais .....	55
Figura 6 – Municípios produtores de eucalipto em áreas adequadas (estimadas com o limiar <i>minimum training presence threshold</i> ) e ótimas (estimadas com o limiar <i>10 percentile training threshold</i> ) para dez espécies pragas do eucalipto. ....	56
Figura 7 – Áreas com risco de invasão por mais de uma espécie no presente e em diferentes cenários de mudanças climáticas. Valores negativos indicam redução, enquanto valores positivos demonstram aumento no número de espécies. ....	57
Figura 8 – Risco de invasão biológica para dez espécies pragas do eucalipto baseada em dados de adequabilidade climática e de probabilidade de invasão derivados de EARLY <i>et al.</i> (2016), e aeroportos internacionais e portos marítimos no Brasil. ....	59
Figura 9 - Mudanças estimadas no risco de invasão para dez espécies pragas do eucalipto no cenário de mudança climática RCP 4.5 nos anos de 2050 e 2070. ....	61
Figura 10 - Mudanças estimadas no risco de invasão para dez espécies pragas do eucalipto no cenário de mudança climática RCP 8.5 nos anos de 2050 e 2070. ....	62

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Espécies com potencial de se tornarem pragas invasoras do Eucalipto que foram avaliadas no estudo. ....	34
Tabela 2 Variáveis bioclimáticas obtidas na base de dados do <i>Worldclim</i> e utilizadas como preditoras no desenvolvimento dos modelos.....	35
Tabela 3 - Registros de ocorrência totais e utilizados no desenvolvimento dos modelos para cada espécie após o processo de filtração espacial.....	37
Tabela 4 Desempenho dos modelos inferido pela métrica Área sob a curva (AUC) para cada uma das dez espécies estudadas. ....	43
Tabela 5 Contribuição percentual de cada variável preditora para os modelos selecionados desenvolvidos para as espécies modeladas. Os valores em negrito mostram as três maiores contribuições para cada espécie, enquanto as células sem valores indicam que a variável em questão não fez parte do modelo final da espécie.....	46
Tabela 6 Mudanças na distribuição de habitats adequados e ótimos para 10 espécies pragas do eucalipto sob os cenários climáticos futuros RCP 4.5 e RCP 8.5 em 2050 e 2070. Valores negativos indicam perda de área, enquanto valores positivos mostram ganho de área. ....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AICc Corrected Akaike Information Criterion  
ANAC Agência Nacional de Aviação Civil  
ANTAQ Agência Nacional de Transportes Aquaviários  
AUC Cálculo da Área sob a Curva  
BIO1 Temperatura Média Anual (°C)  
BIO2 Variação Média Diurna na Temperatura (°C)  
BIO4 Sazonalidade da Temperatura (°C)  
BIO5 Temperatura Máxima do Mês Mais Quente (°C)  
BIO6 Temperatura Mínima do Mês Mais Frio (°C)  
BIO7 Variação Anual na Temperatura (°C)  
BIO12 Precipitação Anual (mm)  
BIO13 Precipitação do Mês Mais Úmido (mm)  
BIO14 Precipitação do Mês Mais Seco (mm)  
BIO15 Sazonalidade da Precipitação (mm)  
BIOCLIM *Bioclimatic variables*  
BCC-CSM1-1 Beijing Climate Center Climate System Model  
CCSM4 Community Climate System Model  
CDB Convenção sobre Biodiversidade Biológica  
COSAVE Comitê Regional de Sanidade Vegetal  
DNLM Doença da Necrose Letal do Milho  
ENFA Ecological-Niche Factor Analysis  
EMBRAPA Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
GAM Modelo Aditivo Generalizado  
GARP Genetic Algorithm for Rule Set Production  
GBIF Global Biodiversity Information Facility  
GCM General Circulation Models  
GEE Gases do Efeito Estufa  
GLM Modelo Linear Generalizado  
HadGEM2-ES Met Office Unified Model  
IBÁ Indústria Brasileira de Árvores

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
INMCM4 Institute of Numerical Mathematics  
IMA Incremento Médio Anual  
IPCC Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas  
IPSL-CM5A-LR Institut Pierre Simon Laplace  
IUCN União Internacional para a Conservação da Natureza  
MAPA Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento  
MAXENT Maximum Entropy Modeling  
MDEs Modelos de Distribuição de Espécies  
MIROC-ESM Model for Interdisciplinary Research on Climate  
MMA Ministério do Meio Ambiente  
MPI-ESM-LR Max-Planck Institut  
MRI-CGCM3 Meteorological Research Institute  
MTP Limiar *Minimum Training Presence Threshold*  
RCP 4.5 Representative Concentration Pathways 4.5 scenario  
RCP 8.5 Representative Concentration Pathways 8.5 scenario  
ROC Curva Característica de Operação  
TP10 limiar *10 Percentile Training Threshold*  
PBMC Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas  
PQA Pragas Quarentenárias Ausentes

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>21</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	21
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>22</b>
3.1	Invasões biológicas .....	22
3.2	Modelagem da distribuição de espécies .....	26
3.3	Mudanças climáticas.....	27
3.4	Eucalipto no mundo e no brasil .....	29
3.5	Pragas do eucalipto .....	31
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>34</b>
4.1	Espécies estudadas e registros de ocorrência.....	34
4.2	Variáveis ambientais.....	34
4.3	Desenvolvimento dos modelos .....	36
4.4	Seleção e desempenho dos modelos .....	38
4.5	Efeito das mudanças climáticas .....	39
4.6	Análises espaciais .....	39
4.7	Mudanças na distribuição futura das espécies .....	40
4.8	Municípios com risco de invasão .....	40
4.9	Rotas de invasão .....	41
4.10	Definição do risco de invasão .....	41
<b>5</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>43</b>
5.1	Avaliação dos modelos .....	43
5.2	Influência das variáveis climáticas .....	44
5.3	Adequabilidade climática no presente .....	47

5.4	Adequabilidade em diferentes anos e cenários de mudança climática .....	49
5.5	Mudanças na adequabilidade devido às Mudanças climáticas .....	52
5.6	Municípios produtores de eucalipto com risco de invasão .....	55
5.7	Áreas com risco de invasão por mais de uma espécie .....	57
5.8	Áreas com risco de invasão considerando a probabilidade de invasão e estabelecimento .....	58
<b>6</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>63</b>
6.1	Desafios e Perspectivas.....	71
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES .....</b>	<b>72</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>73</b>
	<b>ANEXO A – RESUMO DAS ESTATÍSTICAS DE DESEMPENHO DE MODELOS DESENVOLVIDOS PARA AS ESPÉCIES MODELADAS, OS MODELOS SELECIONADOS SÃO DESTACADOS EM NEGRITO. ....</b>	<b>88</b>
	<b>ANEXO B – CURVAS DE RESPOSTA DOS MODELOS FINAIS.....</b>	<b>92</b>
	<b>ANEXO C – ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTÍNUA NO PERÍODO ATUAL .....</b>	<b>119</b>
	<b>ANEXO D – ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTÍNUA RCP 4.5 ...</b>	<b>120</b>
	<b>ANEXO E – ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTÍNUA RCP 8.5 ...</b>	<b>121</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O movimento de espécies ao redor do mundo mediado pela atividade humana está gerando um processo de homogeneização biótica (SIMBERLOFF, 2013). As ações humanas são certamente os principais fatores que criam oportunidades para episódios de invasão biológica (MATOS; PIVELLO 2009). No campo da bioinvasão, espécie exótica é aquela que não ocorreria naturalmente em uma região geográfica sem o transporte humano (intencional ou acidental), e espécies invasoras são espécies exóticas que, além de conseguir reproduzir-se consistentemente e manter uma população viável, conseguem dispersar-se para áreas distantes do local original da introdução ocasionando prejuízos ambientais, econômicos e/ou sanitários (MORO *et al.*, 2012). Após a perda de habitat, a invasão biológica é considerada a maior causa de perda de diversidade no mundo, e essa perda pode ser intensificada em ambientes perturbados (GIORIA; JAROŠÍK; PYŠEK, 2014). Estimativas indicam que os custos globais associados a insetos invasores são de aproximadamente 70 bilhões de dólares por ano (BRADSHAW *et al.*, 2016). Essa situação não é muito diferente no Brasil, pois segundo o Quarto Relatório da Convenção da Diversidade Biológica, a perda e a degradação de habitat são intensificadas quando associadas a outras ameaças como a introdução de espécies invasoras, agravando a perda da biodiversidade (MMA, 2011). Além disso, como grande produtor agrícola, o Brasil é particularmente vulnerável à introdução de insetos-praga.

O sucesso de uma espécie em se estabelecer em um ambiente novo a ponto de se tornar invasora está diretamente relacionado à probabilidade de introdução e de estabelecimento uma vez que o processo de introdução ocorreu (PAINI *et al.*, 2016). O número de introduções da espécie no novo ambiente é importante para o sucesso de introdução, enquanto a semelhança entre o novo ambiente e o local de origem é determinante para o sucesso no estabelecimento da espécie invasora (EARLY *et al.*, 2016). Modelos de distribuição de espécies (MDEs) são comumente usados para fornecer informações sobre a possível distribuição de espécies com potencial invasor. Uma vez que o modelo foi desenvolvido, ele pode ser extrapolado para regiões de interesse com o objetivo de inferir áreas adequadas para a ocorrência de espécies exóticas em novos territórios. Essas informações são importantes para a compreensão da ecologia das espécies exóticas com potencial invasor e para a adoção de medidas fitossanitárias preventivas que visem impedir novas introduções. Além disso, essa ferramenta tem sido

bastante utilizada para prever efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição da fauna e flora nativas e exóticas (ARANHA, 2015).

Dada a relação entre o clima e a distribuição de espécies, espera-se que as mudanças climáticas previstas para as próximas décadas afetem os processos de invasão biológica, favorecendo a dispersão e estabelecimento de algumas espécies e prejudicando outras (ZENNI *et al.*, 2016). Os cenários de mudanças climáticas considerados no 5º relatório de avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) baseiam-se na energia de biomassa com captura e armazenamento de carbono, juntamente com a restauração e o reflorestamento para remover o CO<sub>2</sub> da atmosfera (FUSS *et al.*, 2014). De acordo com este documento, é esperado que a temperatura média do planeta aumente de 1,8 a 4,0°C até o final deste século, e que alterações drásticas no padrão de pluviosidade ocorram em nível global (IPCC, 2013). Nesse cenário, é fundamental que a mudança climática seja incorporada na elaboração de mapas de risco de introdução de espécies que venham a causar prejuízos a Silvicultura brasileira.

Entre todas as espécies de plantas introduzidas no Brasil, cerca de 100 são eucaliptos, das quais aproximadamente 30 espécies ou híbridos possuem valor comercial (FLORES *et al.*, 2016). Existem mais de 800 espécies de eucaliptos pertencentes aos gêneros *Angophora* Cav., *Corymbia* (Gaertn.) & Johnson e *Eucalyptus* L'Hér. nativos da Austrália e ilhas no Oceano Índico (REJMÁNEK; RICHARDSON, 2011). Em sua distribuição nativa, as espécies de *Eucalyptus* abrangem desde regiões tropicais a temperadas, sendo estas características bioclimáticas bastante semelhantes às encontradas no Brasil (QUEIROZ *et al.*, 2020). Devido, em parte, a essas semelhanças, o eucalipto é atualmente a espécie florestal mais cultivada no Brasil, com uma área de 6,97 milhões de hectares, que equivale a 77% da área total de plantações florestais do país (IBÁ, 2020). A produção de madeira baseada em plantações florestais, utilizando principalmente espécies de eucalipto e pinus, tem viabilizado com sucesso a produção industrial (WILCKEN, 2017). Na indústria brasileira, o eucalipto é utilizado em diversas finalidades, tais como a produção de papel, celulose, carvão, madeira serrada, painel de madeira e produção de biomassa (IBÁ, 2020).

Dada as suas aplicações na indústria, o eucalipto é cultivado em diversas regiões além da sua distribuição natural. Os insetos-praga em plantações de eucalipto ao redor do mundo estão se desenvolvendo sem seus inimigos naturais que normalmente evoluíram juntos, o que

explica parcialmente a alta produtividade de diferentes culturas fora de sua região original (SILVA *et al.*, 2019). Estes autores destacam, ainda, que caso um inseto ou patógeno seja introduzido em seu hospedeiro em grande escala, podem ocorrer infestações severas se as condições ambientais favorecerem o desenvolvimento da praga. Esse problema é particularmente grave considerando que é comum a inexistência de inimigos naturais da praga na região onde ela foi recentemente introduzida, o que favorece seu crescimento populacional (GUILLEMAUD *et al.*, 2011).

A incidência de pragas e seu controle na agricultura envolve uma série de aspectos econômicos, pouco percebidos para atores da sociedade que não estejam envolvidos diretamente com a atividade de produção e com sua cadeia de suprimentos (MIRANDA, 2018). Em relação ao eucalipto, os ganhos de produtividade são significativamente afetados pelo ataque de pragas nativas, como formigas-cortadeiras, cupins e lagartas, e pragas invasoras originárias principalmente da Austrália, que acabam afetando a produção de madeira no Brasil (WILCKEN, 2017). Diversos insetos que se alimentam do eucalipto foram introduzidos no Brasil nos últimos anos e se tornaram importantes, incluindo o psílideo-de-concha (*Glycaspis brimblecombei* Moore), o percevejo bronzeado (*Thaumastocoris peregrinus* Carpintero e Dellapé), o gorgulho-do-eucalipto (*Gonipterus platensis* Marelli) e a vespa-de-galha (*Leptocybe invasa* Fisher e LaSalle) (IEDE, 2005; SILVA *et al.*, 2014; ADAIME, 2018). O percevejo bronzeado, detectado pela primeira vez no Brasil em 2008, causa redução no incremento médio anual (IMA) entre 15% a 20%, e a estimativa de prejuízos econômicos no período de 2010 a 2015 chegou a R\$ 1,1 bilhão (WILCKEN, 2017). O controle biológico é o método recomendado para pragas exóticas ou invasoras e de aceitação pela certificação florestal, mas sua resposta é de médio a longo prazo, e nem sempre uma única espécie de inimigo natural é suficiente para controlar a praga (WILCKEN, 2017).

Além das espécies que já foram introduzidas no Brasil, diversos outros insetos-praga que causam danos no eucalipto na sua área de origem têm potencial de se tornarem pragas no país. A estimativa das áreas de maior adequabilidade para essas espécies pode facilitar a adoção de medidas fitossanitárias para prevenir a invasão. Entre as espécies com potencial de serem introduzidas, destacam-se: *Eucalyptolyma maideni* (Froggatt1901) (Hemiptera:Aphalaridae), *Lymantria dispar* (Linnaeus 1758) (Lepidoptera:Erebidae), *Mnesampela privata* (Guenée 1858) (Lepidoptera:Geometridae), *Orgyia postica* (Walker1855) (Lepidoptera:Erebidae),

*Paropsis atomaria* (Olivier 1807) (Coleoptera:Chrysomelidae), *Paropsisterna beata* (Newman 1842) (Coleoptera:Chrysomelidae), *Paropsisterna cloelia* (Stål 1860) (Coleoptera:Chrysomelidae), *Sinoxylon anale* (Lesne 1897) (Coleoptera:Botrichidae) e *Trachymela Sloanei* (Blackburn 1896) (Coleoptera:Chrysomelidae). Além disso, embora a espécie *Ophelimus maskelli* (Ashmead 1900) (Hymenoptera:Eulophidae) tenha sido detectada recentemente no Brasil, no estado de São Paulo, nada se sabe sobre sua dispersão no país (Barbosa, L.R., comunicação pessoal).

No entanto, como o potencial de invasão depende das características da espécie invasora, da comunidade invadida, do meio físico, e de ações humanas prévias, é necessário conhecimento detalhado da ecologia das espécies para selecionar adequadamente as ações de prevenção, evitando assim os custos associados à invasão biológica. É amplamente reconhecido que a prevenção apresenta melhor custo-benefício, pois os custos decorrentes de impactos de invasões biológicas são cumulativos ao longo do tempo e muitas espécies invasoras não apresentam viabilidade para erradicação uma vez que o problema esteja disseminado (FLETCHER *et al.*, 2016; IMA, 2016; MCGEOCH *et al.*, 2016; ZANDEN; OLDEN, 2008). Nesse contexto, muitos estudos têm mostrado que os MDEs podem ser usados para estimar a distribuição geográfica potencial das espécies em cenários climáticos atuais e projetados para o futuro. Esses modelos incluem diversos algoritmos, dentre os quais o de máxima entropia, implementado no *software* MaxEnt (PHILLIPS *et al.*, 2006), tem demonstrado ótimo desempenho na predição tanto no presente quanto para cenários futuros (ELITH *et al.*, 2006; HERNANDEZ *et al.*, 2006; WISZ *et al.*, 2008; HAO *et al.*, 2019).

Nesse contexto, considerando o cenário futuro de mudanças climáticas, a presente pesquisa foi realizada para testar as seguintes hipóteses: i) espécies pragas que atacam o eucalipto tem potencial para invadir áreas no Brasil; ii) as áreas com ocorrência de eucalipto no Brasil estão em risco de invasão por espécies de pragas; iii) as mudanças climáticas afetarão as áreas adequadas para as pragas no Brasil, com possíveis consequências para o desenvolvimento de medidas preventivas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar o risco de invasão biológica por insetos-praga do eucalipto no Brasil em cenários atuais e futuros de mudanças climáticas.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Identificar quais áreas no Brasil estão sob risco de ataque por insetos-praga com base nas condições climáticas atuais;
- b) Avaliar a influência das mudanças climáticas sobre as áreas de risco para a invasão de insetos-praga do eucalipto no Brasil;
- c) Identificar os municípios brasileiros produtores de eucalipto que estão em áreas adequadas para insetos-praga do eucalipto e, portanto, apresentam riscos de invasão.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 INVASÕES BIOLÓGICAS

As causas atuais de extinção de espécies são muitas vezes múltiplas, já que podem ocorrer simultaneamente, e seus efeitos negativos podem ser sinérgicos, causando consequências sem precedentes para a diversidade biológica. Embora global, os impactos da expansão humana são mais intensos nos trópicos, onde grande parte da diversidade biológica da Terra é sustentada (LAURANCE *et al.*, 2014). Assim, os efeitos de distúrbios antrópicos como as mudanças no padrão de uso da terra e a fragmentação de habitats naturais reduzem a biodiversidade e contribuem para a extinção de espécies em âmbitos locais, regionais e globais (MOURA *et al.*, 2014; SOLAR *et al.*, 2015). Concernente a isto, invasões de habitats naturais por espécies invasoras têm contribuído para a homogeneização biótica e a extinção de espécies nativas e endêmicas (ROSENBLAD; SAX, 2016).

Embora as definições associadas a um dado termo possam variar de autor para autor no campo da bioinvasão, um trabalho que reuniu alguns dos principais pesquisadores da área (RICHARDSON *et al.*, 2000) propôs definições claras e bem estabelecidas (MORO *et al.*, 2013). A invasão biológica é caracterizada quando uma espécie é transportada para outras áreas, ocupando um espaço fora de sua área geográfica natural, com adaptação da espécie, modificando de forma mais ou menos profunda a composição, a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, e causando prejuízos econômicos e sanitários (SILVA *et al.*, 2000). A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), define espécie exótica como “espécie, subespécie ou táxon de hierarquia inferior ocorrendo fora de sua área de distribuição natural passada ou presente; inclui qualquer parte, como gametas, sementes, ovos ou propágulos que possam sobreviver e subsequentemente reproduzir-se”.

Nesse sentido, a invasão biológica bem sucedida pode ser resumida em quatro etapas: (i) a espécie invasora precisa passar pela introdução ao novo habitat; (ii) depois pela colonização inicial, (iii) na sequência pelo estabelecimento com sucesso e, finalmente, pela posterior (iv) dispersão e disseminação secundária para novos habitats (RICHARDSON *et al.*, 2000). Vários fatores contribuem para a taxa de crescimento e dispersão de uma espécie invasora, principalmente a disponibilidade de recursos, os inimigos naturais e o ambiente físico.

Por isso, a capacidade de invasão é determinada pelo modo como a espécie responde a esses fatores, incluindo suas variações temporais e espaciais (MORO *et al.*, 2013).

Os modelos clássicos de invasões biológicas apontam diversas características dos insetos que elucidam parte de seu sucesso como bons invasores, como suas habilidades dispersoras e competitivas, as altas taxas reprodutivas, e a alta eficiência em forragear (RIBEIRO; CAMPOS-FARINHA, 2005). Um exemplo de inseto invasor cosmopolita é a formiga-argentina, *Linepithema humile* (Mayr, 1868) (Hymenoptera: Formicidae), nativa das regiões do Sul do Brasil e da Argentina. Atualmente, essa espécie encontra-se distribuída por todos os continentes (exceto os polos) e causa grandes prejuízos, tanto nas áreas urbanas, onde foram introduzidas, como em ambientes naturais (RIBEIRO; CAMPOS-FARINHA, 2005).

Devido as invasões e conseqüente extinção de espécies nativas ao redor do mundo, muitos autores argumentam que passamos por um processo de homogeneização biótica, ou seja, uma similaridade de biotas de diferentes regiões do planeta com diminuição da biodiversidade mundial total (OLDEN, 2006). Essa situação é tão disseminada que praticamente todos os ecossistemas do planeta têm espécies invasoras entre suas comunidades (VAN KLEUNEN *et al.*, 2015). O crescente registro de invasões biológicas está relacionado aos avanços tecnológicos nos transportes a nível mundial, associado também a uma economia global dominante, que exige o transporte de insumos de vários destinos na cadeia de produção internacional (SEEBENS *et al.*, 2016). Essa situação resulta em maiores oportunidades para a transferência de espécies intencionalmente ou acidentalmente de suas áreas de origem para novos territórios (ESSL *et al.*, 2015). Nesse contexto, o crescimento econômico de países em desenvolvimento com a ampliação das vias de transporte, o incremento do comércio e do turismo internacional, aliado às mudanças no uso da terra, das águas e às mudanças climáticas, tendem a ampliar significativamente as oportunidades e os processos de introdução e de expansão de espécies invasoras nos diversos ecossistemas da terra (MMA, 2009).

Os impactos causados pela introdução podem apresentar custos econômicos elevados, não apenas ao nível da perda de produção, principalmente quando se trata de espécies que invadem áreas agrícolas, florestais ou marinhas, mas também por via da aplicação de medidas de controle dessas espécies e de recuperação das áreas invadidas (SILVA *et al.*, 2000). Os custos decorrentes da presença de espécies invasoras nas culturas agrícolas, em pastagens e nas áreas de florestas em países como Estados Unidos da América, Reino Unido, Austrália, Índia,

África do Sul e Brasil, atingem cifras anuais da ordem de US\$ 250 bilhões (PIMENTEL *et al.*, 2001). Uma projeção mundial dessas cifras indica que as perdas globais anuais decorrentes do impacto dessas espécies ultrapassam US\$ 1,4 trilhão, aproximadamente 5% do PIB mundial. Revisão recente mostrou que as invasões de insetos sozinhas custam um mínimo de US\$ 76,0 bilhões por ano globalmente (BRADSHAW *et al.*, 2016).

Nas últimas décadas, tem havido um número crescente de invasões biológicas em todo o mundo, incluindo aquelas por insetos (AUKEMA *et al.*, 2010). No que tange o Brasil, os primeiros registros de invasões biológicas datam de 1824, com a observação da expansão populacional gradativa do capim africano *Melinis minutiflora* P. Beauv (Poales:Poaceae) (ZENNI; ZILLER, 2011). Desde então, já foram registradas 386 espécies invasoras e 11.263 ocorrências de invasão, de acordo com o banco de dados nacional de espécies invasoras. Considerando apenas as espécies terrestres registradas nesse banco de dados, cerca de 70% foram introduzidas intencionalmente, quase sempre por motivação econômica (ZENNI; ZILLER, 2011). Assim, alguns dos casos mais graves de invasão biológica no Brasil são consequências de introduções voluntárias.

Para as espécies de insetos e outros invertebrados terrestres, assim como para organismos marinhos, a tendência é que a maioria dessas espécies seja introduzida acidentalmente, em água de lastro ou por embarcações que cruzam limites naturais que haviam permanecido constantes durante milhões de anos de evolução (ZILLER; ZALBA, 2007). Um dos registros mais recentes de insetos invasores para o Brasil é de *Plagiostenoptera aenea* (Wiedemann, 1819) (Diptera: Platystomatidae), uma espécie com ampla distribuição nas regiões australiana e oriental, foi registrada pela primeira vez em dois estados brasileiros em 2020 (RODRIGUES *et al.*, 2020). Outra espécie é *Drosophila nasuta* Lamb (Diptera, Drosophilidae) nativa do sul da Ásia e se espalhou pela África, ilhas do Oceano Índico e Havaí. Esta espécie foi detectada na porção norte da Mata Atlântica no Brasil, sendo essas primeiras evidências da sua presença em monoculturas de eucalipto e bambu para esta espécie (SILVA *et al.*, 2020).

Um dos maiores desafios no trabalho com espécies invasoras está na dificuldade de fazer as pessoas compreenderem que a invasão é um processo dinâmico e crescente, não um fato estável. Estudos de caso demonstraram os impactos gerados por espécies invasoras



HEGAZI *et al.*, (2014) e LEE *et al.*, (2019) e as dificuldades práticas, econômicas e institucionais na aplicação dos métodos de controle, erradicação e biossegurança.

Os efeitos provocados por um invasor representam o resultado do impacto no ambiente e de modo geral podem ocorrer em: (1) qualquer nível ou organização biótica; (2) imediatamente ou anos após a introdução; (3) persistir durante um curto ou longo tempo; (4) ser tão sutil e não facilmente percebido e (5) interação entre eles, o que faz surgir efeitos adicionais (REASER *et al.*, 2007). Devido à magnitude e à natureza dos impactos produzidos em todo mundo pelas invasões biológicas, torna-se urgente o desenvolvimento de ferramentas que possibilitem prever a expansão das espécies invasoras no meio natural (SHEA; CHESSON, 2018). As medidas de precaução são de extrema importância nesse contexto, pois as ações a serem tomadas têm maior efetividade e menor custo antes que as consequências da invasão sejam percebidas. Quando chega nesse ponto, a invasão pode ser irreversível, assim como os impactos sobre o ambiente, sendo assim a falta de estudos e de dados sobre invasões biológicas gera uma lacuna na compreensão das causas, das consequências e do controle dessa ameaça (PETENON; PIVELLO, 2008).

No tocante ao exposto, a modelagem de distribuição de espécies aplicada a invasões biológicas pode contribuir para suprir uma lacuna em parte dos estudos sobre bioinvasão no Brasil. Esta ferramenta tem sido utilizada para identificar áreas suscetíveis à invasão e avaliar os fatores ambientais e as barreiras ao processo de invasão por meio de associações entre as variáveis ambientais e o registro de ocorrência de espécies (GARCIA *et al.*, 2015; ESCOBAR *et al.*, 2018). Por meio dessas associações, a modelagem define as áreas ecologicamente semelhantes às que a espécie ocorre e, portanto, com alta probabilidade de se tornarem alvos da espécie potencialmente invasora. Por outro lado, também é possível identificar áreas com baixo risco de introdução, onde as espécies invasoras dificilmente teriam condições de se estabelecer (MENDONÇA, 2015).

Levando em conta que os recursos humanos e financeiros destinados ao combate às invasões biológicas são limitados, é necessário estabelecer prioridades na aplicação desses recursos (REASER *et al.*, 2007). Ao identificar áreas mais e menos suscetíveis à invasão e as principais barreiras que impedem cada espécie invasora de se estabelecer, permite-se que as ações e políticas de manejo sejam direcionadas de forma mais eficiente e adequada (GIORIA; JAROŠÍK; PYŠEK, 2014; RICHARDSON *et al.*, 2000). Por conseguinte, a pesquisa voltada a

necessidades de detecção precoce e práticas de prevenção são instrumentos dessa ferramenta chamada modelagem da distribuição de espécies, extremamente útil para detecção de espécies com alto potencial invasor, se tornando uma importante aliada, no que tange a invasões biológicas.

### 3.2 MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Nicho climático pode ser definido como o conjunto de condições climáticas e recursos nos quais os indivíduos de uma espécie são capazes de sobreviver, crescer e reproduzir (DE MARCO JR; SIQUEIRA, 2009). Tal definição deriva do conceito criado por Hutchinson, (1957), segundo o qual uma espécie pode ocorrer quando as condições ambientais e recursos necessários são adequados para sua sobrevivência. Logo, o conhecimento dessas condições e recursos auxiliam a prever os locais de ocorrência de uma determinada espécie de interesse. Desta forma, os modelos de distribuição de espécies, também chamados de modelos de nicho ecológico ou modelagem preditiva (PETERSON *et al.*, 2003), são cada vez mais utilizados como ferramentas para prever a distribuição geográfica de espécies. Estes modelos partem do princípio de que as variáveis ambientais da área de estudo representam uma aproximação ambiental do nicho de determinada espécie (PHILLIPS *et al.*, 2006). Em linhas gerais, a modelagem da distribuição de espécies consiste em um processamento computacional que combina dados de ocorrência de uma ou mais espécies com variáveis ambientais, construindo assim uma representação das condições requeridas pelas espécies (ANDERSON; LEWC; PETERSON, 2003). Resumidamente, a modelagem de distribuição de espécies é uma ferramenta que converte dados primários de registro de espécies em mapas de distribuição geográfica potenciais (SIQUEIRA *et al.*, 2009).

Estudos de modelagem de distribuição de espécies auxiliam na previsão dos efeitos da mudança climática na distribuição das espécies (RODRIGUES *et al.*, 2015); na definição de locais favoráveis para plantio comercial ou conservação *ex-situ* (MEDINA; LUNA-VEJA e RÍOS-MUNOZ, 2010); para prever áreas suscetíveis a espécies invasoras (FABRICANTE *et al.*, 2015), para compreender a história evolutiva de espécies em estudos de filogeografia (VIEIRA; OLIVEIRA e LOIOLA, 2016), e na identificação de fatores chaves relacionados com a dinâmica do processo de invasão em ecossistemas naturais (ELITH *et al.*, 2006). O processo

de modelagem é estruturado em três pilares principais: (i) os pontos de ocorrência da espécie; (ii) as variáveis ambientais e (iii) os algoritmos, que são capazes de unir os dois pilares anteriores e predizerem a distribuição potencial da espécie (PETERSON *et al.*, 2003).

Os pontos de ocorrência são as coordenadas geográficas de presenças da espécie, que podem ser obtidas através de coletas de campo, literatura científica e coleções. As variáveis ambientais, por sua vez, estão disponíveis livremente em diversos bancos de dados para utilização em pesquisas. Os algoritmos são utilizados para determinar as preferências da espécie em relação ao espaço ambiental. Vários algoritmos têm sido utilizados para modelagem da distribuição de espécies, como GAM (*Generalised Additive Models*), GARP (*Genetic Algorithm for Rule Set Production*), GLM (*Generalised Linear Models*), ENFA (*Ecological-Niche Factor Analysis*), BIOCLIM (*Bioclimatic variables*) e de máxima entropia (*Maximum Entropy Modeling*) (PHILLIPS *et al.*, 2006). Dentre esses algoritmos, o de máxima entropia tem se destacado devido ao seu bom desempenho estatístico mesmo quando poucos pontos de ocorrência estão disponíveis. Este algoritmo implementado no *software* MaxEnt estima a distribuição de um fenômeno ao longo de um espaço geográfico, comparando probabilidades baseado no princípio da máxima entropia, onde a partir da máxima verossimilhança das variáveis são apontadas áreas de potencial invasão biológica (PHILLIPS *et al.*, 2006). O MaxEnt utiliza dados de variáveis ambientais e dados de presença de espécies, o que é interessante no caso de modelagem para espécies invasoras visto que não se tem informações sobre áreas onde as invasões não podem ocorrer (PHILLIPS *et al.*, 2006).

### 3.3 MUDANÇAS CLIMÁTICAS

A mudança climática é o maior e mais complexo problema ambiental da atualidade (MOREIRA, 2017). O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) aponta que as emissões antropogênicas de Gases do Efeito Estufa (GEE) são, provavelmente a principal causa do aumento da temperatura desde meados do século XX e, portanto, a maior responsável pelo desequilíbrio ambiental atualmente (PBMC, 2016). Os cenários previstos são ferramentas úteis para caracterizar os possíveis percursos socioeconômicos, alterações climáticas, seus riscos futuros e implicações políticas (IPCC, 2014). As previsões de modelos climáticos que informam sobre as avaliações dos riscos nos relatórios do IPCC baseiam-se,

geralmente, nos Patamares de Concentração Representativos (*Representative Concentration Pathway*, RCP). Diferentes RCPs são considerados na previsão das mudanças climáticas, sendo que o cenário de emissões mais baixas de GEE denomina-se RCP 2.6, enquanto o cenário de emissões mais altas é chamado de RCP 8.5 (IPCC, 2014). Existem, ainda cenários RCP 4.5 e RCP 6.0, que assumem emissões intermediárias de GEE ao longo do século (IPCC, 2014).

As projeções feitas pelo IPCC no Quinto Relatório de Avaliação (AR5) indicam que as mudanças ocorrerão em diferentes cenários de emissão de gases do efeito estufa e que, caso se mantenham os níveis atuais, a previsão para o final do século seria um aumento de 2,6 a 4,8°C na temperatura média global (PBMC, 2016). O relatório ainda recomenda que devem ser retirados da atmosfera até o final deste século 730 bilhões de toneladas de CO<sub>2</sub>, o que equivale a todo o CO<sub>2</sub> emitido pelos Estados Unidos, Reino Unido, Alemanha e a China desde a Revolução Industrial (LEWIS *et al.*, 2019).

Esses cenários têm implicações profundas nos sistemas naturais e vários estudos têm predito seus possíveis efeitos em diferentes espécies e habitats em todo o mundo. Foden *et al.* (2013) ao avaliarem a vulnerabilidade às alterações climáticas de 16.857 espécies, descobriram que 608-851 espécies de aves (6–9%), 670–933 anfíbios (11–15%) e 47–73 espécies de corais (6-9%) são altamente vulneráveis às alterações climáticas e já estão ameaçadas de extinção na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN). Mudanças climáticas globais ocasionam a transformação da vegetação, modificando o crescimento e a competitividade de diferentes tipos de vegetacionais (CHEN *et al.*, 2019). Os autores supracitados modelaram a resposta da cobertura vegetal ao aumento de CO<sub>2</sub> na atmosfera.

Assim sendo, a “mudança climática” refere-se às mudanças climáticas globais e regionais ao longo do tempo. É um conceito importante no estudo da distribuição de organismos, especialmente no caso de insetos, que são classificados como organismos ectotérmicos (ALFORD *et al.*, 2020). Como certas áreas tornam-se quentes, frias, úmidas ou secas, elas podem ser mais adequadas para pragas e hospedeiros específicos. Por exemplo, o aumento da temperatura pode acelerar significativamente a taxa de desenvolvimento de muitas espécies de insetos, afetando a duração do seu ciclo de vida, capacidade reprodutiva e capacidade de migração (CORNELISSEN, 2011).

Com a mudança do clima em curso, as espécies deverão ser impactadas de diferentes maneiras, como no caso da mudança na distribuição geográfica. Essas mudanças distributivas estão levando a novos ecossistemas e comunidades ecológicas, mudanças que afetarão também a sociedade humana (ZHANG *et al.*, 2019). Contudo, a resposta de cada espécie às alterações climáticas dependerá de fatores como a fisiologia, o comportamento, a ecologia e a evolução dos organismos que determinam a capacidade de dispersão e de adaptação às novas condições climáticas (PBMC, 2016).

### 3.4 EUCALIPTO NO MUNDO E NO BRASIL

O desempenho econômico do setor florestal brasileiro está intimamente ligado a capacidade de produção de madeira, sua principal matéria-prima. Esse setor desempenha uma função importante na economia brasileira, contribuindo com uma parcela significativa na geração de produtos, tributos, empregos e renda, sendo estratégico no fornecimento de matéria prima para o desenvolvimento da indústria de base florestal nacional (VIRGENS; FREITAS; LEITE, 2016). De acordo com dados da Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE (2019), o Brasil possui aproximadamente 9 milhões de hectares de florestas plantadas, sendo 77% de eucalipto e 18% de pinus. A Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ) destaca que atualmente a área reflorestada somente com eucalipto cobre 6,97 milhões de hectares no Brasil (IBÁ, 2020).

As espécies denominadas popularmente de eucalipto pertencem aos gêneros *Eucalyptus* e *Corymbia*, e têm sua origem na Austrália, Tasmânia e outras ilhas da Indonésia e Papua Nova Guiné. Cerca de 730 espécies de eucalipto são reconhecidas botanicamente (EMBRAPA, 2014). Existem relatos de que os primeiros exemplares no Brasil foram plantados nas áreas pertencentes ao Jardim Botânico e Museu Nacional do Rio de Janeiro, nos anos de 1825 e 1868 (FOELKEL, 2005). Todavia, o plantio do eucalipto em escala comercial no Brasil data da primeira década do século XX (SARTÓRIO, 2014).

Inicialmente, o eucalipto foi introduzido como monocultura destinada a suprir a demanda de lenha para combustíveis das locomotivas e dormentes para trilhos da Companhia Paulista de Estradas de Ferro (SARTÓRIO, 2014). No decorrer das décadas seguintes, os incentivos fiscais e a demanda por madeira expandiram o setor florestal no Brasil mais

precisamente em 1965. A partir deste momento, a Eucaliptocultura brasileira encontrou bases sólidas para o seu desenvolvimento e, com isto, houve uma demanda crescente de estudos referentes à adaptação deste gênero no país (GONÇALVES *et al.*, 2013; EMBRAPA, 2014). Neste período tiveram início os zoneamentos bioclimáticos das regiões brasileiras, embasados no fato de que a adaptação das espécies tem maior possibilidade de êxito quando plantadas em regiões cujas condições ambientais sejam parecidas com as da sua área de origem, e de que o plantio de uma espécie não adaptada ao clima predominante da região ocasiona um rendimento aquém do potencial da espécie (GARCIA *et al.*, 2015). Assim o zoneamento bioclimático para os gêneros *Eucalyptus* e *Corymbia* proposto por Golfari *et al.* (1978) baseou-se na identificação de regiões climáticas semelhantes entre a origem das espécies na Austrália e no Brasil, principalmente considerando as variáveis temperatura e precipitação.

Desde a introdução no Brasil, os gêneros foram sendo utilizados como fornecedores de matéria-prima para a indústria de chapas de fibra de madeira (COUTO *et al.*, 2004), carvão vegetal (SANTOS; HATAKEYAMA, 2012). Produção de mourões de cercas e postes margeando ferrovias, fornecendo ainda o madeiramento para a construção de estações e vilas (MORA; GARCIA, 2000). Algumas espécies dos gêneros foram amplamente utilizadas em reflorestamentos e na recuperação de áreas degradadas, por mostrarem viabilidade técnica e econômica (GONÇALVES *et al.*, 2013). Assim essa espécie pôde ampliar significativamente sua participação na composição da renda agropecuária, com vantagens adicionais sob a visão social e ambiental (FOELKEL, 2005; MORA; GARCIA, 2000). Dentre os setores mais beneficiados, estavam o siderúrgico e o de papel e celulose. As empresas com suas áreas próprias de produção fizeram com que houvesse uma intensificação nas pesquisas sobre o melhoramento para os gêneros (MORA; GARCIA, 2000). No que tange o potencial do setor de Eucaliptocultura no país, este serve de fonte atualmente para mais de cinco mil produtos e subprodutos inovadores originários da madeira. Porém, as árvores plantadas abastecem outras indústrias, como farmacêutica, química, cosmética, aeronáutica, têxtil, alimentícia, eletrônica e automobilística (IBÁ, 2017).

As condições edafoclimáticas, bem como a grande extensão territorial, aliados à disponibilidade de terras e mão-de-obra, favoreceram o desenvolvimento tecnológico da silvicultura em curto espaço de tempo, proporcionando ao Brasil alcançar um nível de excelência em silvicultura de florestas homogêneas, reconhecido internacionalmente (COUTO

*et al.*, 2004; MORO *et al.*, 2013). Apesar da expansão da Eucaliptocultura, o avanço das áreas reflorestadas para regiões mais quentes e úmidas, com limitações de solo, déficit hídrico, ocorrência de geadas, e a utilização de espécies e procedências mais adequadas para situações ambientais específicas criaram condições favoráveis à ocorrência de novas pragas e doenças.

As condições edafoclimáticas existentes no país são bastante favoráveis à dispersão das pragas originárias principalmente da Austrália, havendo inclusive condições de grandes áreas contínuas de plantios de eucaliptos que favorecem a rápida dispersão (IEDE, 2005). Desta forma, é notório que o Brasil tem distintas áreas de produção florestal onde se faz necessário a atividade de prevenção da ocorrência de espécies que possuam potencial invasivo e sejam nocivas a ecossistemas florestais, a fim de resguardar o status fitossanitário e evitar danos ao meio ambiente. A atividade de prevenção é essencial para garantir a competitividade do setor florestal, a produção sustentável, e reduzir impactos ambientais, prejuízos econômicos e sociais.

### 3.5 PRAGAS DO EUCALIPTO

As pragas que atacam o eucalipto podem causar perdas expressivas em toda a cadeia produtiva, provocando reduções no crescimento e na produtividade ou, mesmo, a morte de mudas nos viveiros e de plantas no campo (MAFIA; MENDES, 2014). Assim, pesquisas envolvendo conhecimento das espécies potencialmente danosas, da flutuação populacional, e dos níveis de danos são uma ferramenta que auxilia o setor florestal e garante uma produção elevada na Eucaliptocultura brasileira.

Assim sendo, várias espécies já foram estudadas por serem nocivas a produção de Eucalipto. As primeiras pragas invasoras a serem observadas em eucalipto no Brasil foram as espécies do gênero *Gonipterus* Marelli, 1927, por volta de 1954 (SANTANA *et al.*, 2003). *Gonipterus platensis* Marelli, 1926 (Coleoptera: Curculionidae) encontra-se distribuída por quase todas as regiões produtoras de eucalipto, incluindo o Brasil (WILCKEN; OLIVEIRA, 2015). Foi descrita pela primeira vez no país em 1979 em Curitiba, Paraná, entretanto até o ano de 2003 sua distribuição era considerada mais restrita e isolada, até um surto populacional da espécie no Espírito Santo, resultando em danos em mais de 60 mil hectares de eucalipto (SOUZA *et al.*, 2016). *Ctenarytaina eucalypti* (Maskell, 1980) nativa da Austrália foi detectada em 1998 no Brasil (BURCKHARDT *et al.*, 1999). Desde então, vem causando danos na

produção de eucalipto, podendo provocar perdas de até 30 % na produção (DAHLSTEN *et al.*, 1998).

Ademais, a vespa da galha do eucalipto *Leptocybe invasa* (Fisher & LaSalle, 2004) (Hymenoptera: Eulophidae) Fernandes *et al.* (2014) presente atualmente nos cinco continentes, América, Ásia, África, Europa e Oceania (MENDEL *et al.*, 2004). No Brasil, *L. invasa* foi registrado primeiramente em mudas de eucalipto em viveiro e em árvores adultas de clones híbridos de *Eucalyptus camaldulensis* e *Eucalyptus grandis* no nordeste da Bahia (WILCKEN; BERTI FILHO, 2008). A praga ataca as folhas, formando galhas nas nervuras centrais, pecíolos e ramos finos, esses danos podem levar a parada de crescimento de mudas e árvores, podendo comprometer a produtividade de clones suscetíveis (WILCKEN; BERTI FILHO 2008).

O psilídeo de concha *Glycaspis brimblecombei* (Moore, 1964) (Hemiptera: Aphalaridae) um dos maiores problema nas plantações de eucalipto no Brasil, foi registrado pela primeira vez no Estado de São Paulo em 2003 Wilcken *et al.* (2003), alastrando-se rapidamente por todo o país (QUEIROZ *et al.*, 2013). *G. brimblecombei* pode causar 20% a 30% de desfolhamento, desbaste de copa e mortalidade de eucalipto (QUEIROZ *et al.*, 2013). Causando 15% de mortalidade de plantas no primeiro ano e até 40% de mortalidade no ano seguinte na Califórnia (GILL 1998). Esses são os principais problemas entomológicos da eucaliptocultura nacional na atualidade (FURTADO; WILCKEN, 2015).

Outra espécie que tem um potencial devastador foi introduzida no Brasil em meados de 2008, conhecida popularmente com o nome de percevejo-bronzeado (*Thaumastocoris peregrinus*). Os danos causados pelo ataque de *T. peregrinus* provocaram reduções de até 14% no crescimento em volume, 5% no crescimento em diâmetro e 3% no crescimento em altura das árvores de eucalipto, resultando em uma perda média estimada de R\$ 1.400/há em casos de surto da praga (JUNQUEIRA, 2016). Além disso, espécies que atacam países vizinhos que possuem plantações de eucalipto também são uma preocupação, principalmente a espécie *Chilecomadia valdiviana* Philippi, 1860 (Lepidoptera: Cossidae), nativa do Chile (LANFRANCO; DUNGEY, 2001). Esta uma praga é uma que num futuro próximo pode gerar grandes prejuízos por ser uma espécie polífaga (LANFRANCO; DUNGEY, 2001).

Os impactos econômicos de espécies como *L. dispar* em espécies dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* são estimados em mais de US\$ 250 milhões por ano somente nos EUA (AUKEMA *et al.*, 2011). Como esta praga se dispersou pela América do norte há mais de 150



anos, países como Canadá e Estados Unidos estabeleceram protocolos fitossanitários para prevenir seu estabelecimento (CFIA; USDA, 2017). Peterson *et al.* (2007) mostraram que o Brasil se mostra extremamente adequado para o estabelecimento de *L. dispar*. Hutacharern e Choldumrongkul (1989) identificaram *S. anale* e *Sinoxylon* spp. como pragas principais de 8 espécies florestais, tais como *Acacia mangium*, *Leucaena diversifolia* e *Eucalyptus* spp. causando mais de 30% dos danos na madeira. *O. maskelli*, um himenóptero indutor de galhas, foi observado em diversos países causando danos nas folhas jovens de mais de 14 espécies de eucaliptos. Em casos de ataque intenso, esta espécie provoca a queda prematura foliar logo após a emergência dos adultos, demonstrando assim um alto potencial de dano (PROTASOV *et al.*, 2007). Da mesma forma, estágios larvais *M. privata* têm sido observados regularmente desfolhando plantações de *E. globulus* (Farrow *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 2002), causando danos severos nesta espécie de eucalipto (LUKACS, 1999). A espécie *P. cloelia* foi descoberta em 2016 na Nova Zelândia, e no ano seguinte foi observada causando até 71% de desfolha em diferentes espécies de eucalipto (LIN *et al.*, 2017). Outro inseto invasor foi observado por Paine (2016) no estado da Califórnia EUA, foi *T. sloanei* onde os adultos e larvas se alimentam de folhas e caules jovens principalmente à noite e ocasionalmente durante o dia. Os adultos consomem brotos de folhas novas conforme as árvores crescem, causando um ataque intenso e gerando baixa na produtividade de algumas espécies de eucalipto. Assim sendo, não há dúvida de que diversas espécies pragas do eucalipto distribuídas em outras regiões do mundo têm potencial de causar prejuízos para a Eucaliptocultura brasileira caso sejam introduzidas no país.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ESPÉCIES ESTUDADAS E REGISTROS DE OCORRÊNCIA

As espécies abordadas neste estudo com potencial de se tornarem pragas invasoras e causarem danos na eucaliptocultura brasileira estão listadas na Tabela 1. A escolha das espécies baseou-se em informações da literatura sobre os potenciais danos na sua região de origem, e em conversas com especialistas da área. Os registros de ocorrência das espécies selecionadas foram obtidos a partir do banco de dados online Global Biodiversity Information Facility (GBIF) que reúne informações sobre a ocorrência de espécies a partir de coleções e dados oficiais, e na literatura especializada.

Tabela 1 – Espécies com potencial de se tornarem pragas invasoras do Eucalipto que foram avaliadas no estudo.

<b>ORDEM</b>	<b>FAMÍLIA</b>	<b>ESPÉCIE</b>	<b>CONTINENTE DE ORIGEM</b>
Hemiptera	Aphalaridae	<i>Eucalyptolyma maideni</i> (Froggatt, 1901)	Oceania
Lepidoptera	Erebidae	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	Europa e Ásia
Lepidoptera	Geometridae	<i>Mnesampela privata</i> (Guenée, 1858)	Oceania
Hymenoptera	Eulophidae	<i>Ophelimus maskelli</i> (Ashmead, 1900)	Europa
Lepidoptera	Erebidae	<i>Orgyia postica</i> (Walker, 1855)	Oceania e Ásia
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Paropsis atomaria</i> (Olivier, 1807)	Oceania
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Paropsisterna beata</i> (Newman, 1842)	Oceania
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Paropsisterna cloelia</i> (Stål, 1860)	Oceania
Coleoptera	Botrichidae	<i>Sinoxylon anale</i> (Lesne, 1897)	Oceania e Ásia
Coleoptera	Chrysomelidae	<i>Trachymela sloanei</i> (Blackburn, 1896)	Oceania

Fonte: Elaborada pela Autora

### 4.2 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Dados sobre altitude e as variáveis bioclimáticas utilizadas no estudo foram obtidos na base de dados do WorldClim (<https://www.worldclim.org>). O WorldClim fornece informações climáticas globais referentes ao clima atual, passado e futuro em diferentes resoluções espaciais. Estes dados derivam de registros mensais de temperatura e pluviosidade interpolados a partir

de estações meteorológicas (HIJMANS *et al.*, 2005). As variáveis listadas na Tabela 2 foram selecionadas para avaliar a adequabilidade climática para as espécies selecionadas, considerando que representam limites de temperatura e pluviosidade que reconhecidamente restringem a ocorrência de insetos (GIANNINI *et al.*, 2017). Preditores que influenciam diretamente a distribuição das espécies, como os selecionados neste estudo, são mais facilmente transferíveis no tempo e espaço do que preditores indiretos (e.g. elevação, uso da terra etc.), especialmente para estudos que visam projetar potenciais áreas atuais e futuras com risco de invasão por pragas (JARNEVICH, *et al.*, 2015).

As variáveis bioclimáticas foram obtidas para as condições climáticas atuais (1970 - 2000), e para os anos de 2050 (média para os anos de 2041 a 2060) e 2070 (média para os anos de 2061 a 2080) nos cenários de mudança climática RCP 4.5 e RCP 8.5. O primeiro cenário considerado é “moderado” (RCP 4.5) e assume uma concentração de CO<sub>2</sub> de 650 ppm e um aumento de temperatura entre 1,0 e 2,6°C até 2100. O segundo cenário, considerado “pessimista” (RCP 8.5), assume uma concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera de 1.350 ppm e um aumento de temperatura de 2,6 a 4,8°C até o final deste século (IPCC, 2013; HARRIS *et al.*, 2014; DYDERSKI *et al.*, 2017). Os dados foram obtidos na resolução espacial de 5 arc-min, que equivalem a aproximadamente 9 Km<sup>2</sup> na linha do equador.

Tabela 2 – Variáveis bioclimáticas obtidas na base de dados do *Worldclim* e utilizadas como preditoras no desenvolvimento dos modelos para cada uma das dez espécies de insetos-praga do eucalipto estudadas.

<b>Código das variáveis</b>	<b>Descrição das variáveis</b>
BIO 1	Temperatura média anual (°C)
BIO 2	Variação média de temperatura diurna (média mensal) (°C)
BIO 4	Sazonalidade da temperatura (°C)
BIO 5	Temperatura máxima do mês mais quente (°C)
BIO 6	Temperatura mínima do mês mais frio (°C)
BIO 7	Variação na temperatura anual (°C)
BIO 12	Precipitação anual (mm)
BIO 13	Precipitação do mês mais chuvoso (mm)
BIO 14	Precipitação do mês mais seco (mm)
BIO 15	Sazonalidade da precipitação (mm)

#### 4.3 DESENVOLVIMENTO DOS MODELOS

O algoritmo utilizado para estimar a distribuição das espécies foi o de Entropia máxima (*Maximum Entropy*) implementado no *software* MaxEnt (versão 3.4.1). O MaxEnt é um algoritmo de aprendizado de máquina que estima a probabilidade cumulativa de entropia máxima por meio da associação de registros de ocorrência e variáveis ambientais (ELITH *et al.*, 2006). Este algoritmo considera que a partir de dados conhecidos de presença é possível estimar a probabilidade de distribuição (PHILLIPS *et al.*, 2006).

É amplamente reconhecido que a complexidade dos modelos é fundamental em estudos que visam projetar a distribuição no espaço e tempo, como no presente estudo. Por esse motivo, para o desenvolvimento dos modelos foram adotadas as seguintes etapas com base em recomendações da literatura (RODDA *et al.*, 2011, BORIA *et al.*, 2014, MORALES *et al.*, 2017): (i) filtragem espacial dos dados de ocorrência; (ii) redução do número de preditores ambientais por meio de uma seleção prévia de variáveis não correlacionadas; (iii) delimitação da área de estudo; e (iv) avaliação da capacidade preditiva de modelos gerados com diferentes configurações do MaxEnt.

Os registros de ocorrência tendem a estar nas áreas que são fáceis de amostrar, como perto de cidades ou outras áreas com alta densidade populacional (KADOM; FARBER e DANIN 2004). A fim de reduzir o viés de amostragem, eliminar as ocorrências duplicadas e/ou que estejam além da distribuição conhecida das espécies, bem como a autocorrelação espacial entre os pontos, foi aplicada uma filtragem espacial. Nesse caso, os dados de ocorrência na Tabela 3 foram filtrados por meio da delimitação de uma distância mínima de 10 km entre cada registro de ocorrência utilizando a ferramenta *Spatially Rarefy*, do pacote *SDMtoolbox* (BROWN *et al.*, 2017) no ArcGIS v. 10.5.

Tabela 3 – Número de registros de ocorrência totais e utilizados no desenvolvimento dos modelos para cada uma das dez espécies de insetos-praga do eucalipto após o processo de filtração espacial

Espécies	Pontos de ocorrência totais	Pontos utilizados na modelagem
<i>Eucalyptolyma maideni</i>	71	21
<i>Lymantria dispar</i>	20798	3360
<i>Mnesampela privata</i>	321	100
<i>Ophelimus maskelli</i>	110	60
<i>Orgyia postica</i>	1984	209
<i>Paropsis atomaria</i>	158	77
<i>Paropsisterna beata</i>	90	49
<i>Paropsisterna cloelia</i>	299	118
<i>Sinoxylon anale</i>	86	36
<i>Trachymela sloanei</i>	396	152

Fonte: Elaborada pela Autora

Posteriormente, uma redução no número de preditores ambientais por meio de uma seleção prévia de variáveis não correlacionadas foi empregada a fim de criar modelos menos complexos e evitar a ocorrência de multicolinearidade. Para isso, a correlação entre as variáveis foi avaliada com o teste de correlação de Pearson implementado no software *ENMTools*. As variáveis altamente correlacionadas ( $r > 0,85$ ) foram excluídas da modelagem utilizando-se como critério a relevância ecológica e facilidade de interpretação. Nesse caso, utilizou-se a seguinte sequência de prioridade: Bio1; Bio2; Bio4; Bio5; Bio6; Bio7; Bio12; Bio13; Bio14 e Bio15.

A delimitação da área de estudo foi realizada para que o modelo classificasse corretamente as áreas adequadas e inadequadas para a espécie durante a fase de treinamento do modelo. Existem diferentes métodos para delimitação da área de estudo, e muitos autores recomendam o uso de classificações biofísicas como biomas ou zonas climáticas (HILL; TERBLANCHE, 2014). Nesse estudo, a área de estudo foi delimitada utilizando-se como critério ecológico a classificação climática de Köppen-Geiger, pois esta é baseada no pressuposto, com origem na fitossociologia e na ecologia, de que a vegetação natural de cada grande região da Terra é essencialmente uma expressão do clima nela prevalente (KOTTEK *et al.*, 2006). Assim, as fronteiras entre regiões climáticas foram selecionadas para corresponder, tanto quanto possível, às áreas de predominância de cada tipo de vegetação, razão

pela qual a distribuição global dos tipos climáticos e a distribuição dos biomas apresenta elevada correlação (KOTTEK *et al.*, 2006). A classificação de Köppen-Geiger foi sobreposta aos pontos de ocorrência de cada espécie, e as classificações contendo um ou mais registros foram consideradas na delimitação da área de estudo. O modelo foi treinado utilizando-se a área de estudo e então projetado para o Brasil.

Adicionalmente, devido às diferentes configurações do MaxEnt afetarem a complexidade e o desempenho dos modelos (MORALES *et al.*, 2017), foram desenvolvidos diferentes modelos alterando as configurações do *software*. As alterações foram realizadas nas funções matemáticas utilizadas para transformação das variáveis (*feature classes*) e nos valores do multiplicador de regularização (*regularization multiplier*), um parâmetro que possibilita a restrição ou ampliação da área de distribuição predita, e afeta a complexidade do modelo (PHILLIPS; DUDÍK, 2008; MEROW; SMITH; SILANDER JR, 2013). O MaxEnt transforma as variáveis preditoras utilizando cinco tipos de funções: linear (*linear* - L), quadrática (*quadratic* - Q), de produto (*product* - P), limiar (*threshold* - T) e de perda (*hinge* - H). Ao todo, foram desenvolvidos 15 modelos combinando diferentes funções de transformação e valores de multiplicador de regularização (1, 3 e 5), conforme segue: H1, H3, H5, L1, L3, L5, LQ1, LQ3, LQ5, LQH1, LQH3, LQH5, LQHPT1, LQHPT3, LQHPT5 (PHILLIPS; DUDÍK; SCHAPIRE, 2004).

#### 4.4 SELEÇÃO E DESEMPENHO DOS MODELOS

A seleção dos melhores modelos para cada espécie foi realizada usando o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc, *corrected Akaike Information Criterion*), calculado com o software *ENM Tools*. O AICc é um método comumente utilizado para comparar modelos levando em consideração sua complexidade e desempenho (AKAIKE, 1974), sendo que valores mais baixos de AICc indicam modelos de melhor ajuste. Para facilitar a comparação entre os modelos, foi calculado o  $\Delta AICc$  por meio da subtração do valor de AICc de um modelo pelo menor valor de AICc obtido para cada espécie. Nesse caso, modelos que apresentem valores de  $\Delta AICc$  iguais ou inferiores a dois foram considerados como tendo desempenho similar (BURNHAM *et al.*, 2011).

O melhor modelo para cada espécie foi gerado utilizando 100 réplicas, com método de replicação de subamostras e partição aleatória dos registros de ocorrência, sendo 75% dos registros utilizados para o treinamento e o restante para o teste do modelo. O mapa de adequabilidade final é resultado da média das 100 réplicas. Adicionalmente, foram construídas curvas de resposta para cada espécie e preditor individualmente e realizada a análise de jackknife para inferir a importância de cada variável para o modelo final.

O índice AUC (*Area under the curve of the Receiver-Operator Characteristic*) foi utilizado para medir o desempenho dos modelos selecionados. Ao passo que os valores da AUC próximos a 1 indicam que o modelo é de alta precisão em prever a ocorrência da espécie, valores próximos ou menores que 0,5 indicam que o modelo não é melhor que o acaso em prever a ocorrência da espécie (PHILLIPS *et al.*, 2006).

#### 4.5 EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

O melhor modelo selecionado para cada espécie foi projetado para os anos de 2050 e 2070, nos cenários de mudanças climáticas RCP 4.5 e RCP 8.5, utilizando oito diferentes modelos de circulação global (*General Circulation Models*, GCM): BCC-CSM1-1 (Beijing Climate Center Climate System Model), CCSM4 (Community Climate System Model), HadGEM2-ES (Met Office Unified Model), INMCM4 (Institute of Numerical Mathematics), IPSL-CM5A-LR (Institut Pierre Simon Laplace), MIROC-ESM (Model for Interdisciplinary Research on Climate), MPI-ESM-LR (Max-Planck Institut) e MRI-CGCM3 (Meteorological Research Institute). Nenhum GCM é uma representação perfeita do verdadeiro clima (NAVARRO-RACINES 2020). Portanto, o uso de mais de um GCM pode fornecer dados médios mais adequados para as diferentes espécies avaliadas no presente estudo, como demonstrado por Ma *et al.* (2020). Mapas de consenso foram construídos para cada espécie, ano e cenário de mudanças climáticas utilizando a média dos oito GCM avaliados.

#### 4.6 ANÁLISES ESPACIAIS

O MaxEnt gera mapas de adequabilidade contínuos com valores entre 0 e 1, sendo que valores próximos a 1 indicam maior adequabilidade. Para algumas das análises espaciais, esses

mapas foram convertidos em binários representando condições inadequadas (0) e adequadas/ótimas (1). O limiar *minimum training presence threshold* (MTP), que representa o menor valor de adequabilidade gerado para um registro de ocorrência, foi utilizado na definição das áreas adequadas (PEARSON *et al.*, 2007). Para definição das áreas ótimas para as espécies, foi utilizado o limiar *10 percentile training threshold* (TP10), baseado no valor que exclui 10% dos registros de ocorrência com os menores valores estimados (PEARSON *et al.*, 2007). Para Radosavljevic e Anderson (2014) este critério estabelece um parâmetro mais rígido e menos permissivo para converter os mapas contínuos em mapas binários levando a uma previsão geográfica menor em comparação com o limiar MTP.

#### 4.7 MUDANÇAS NA DISTRIBUIÇÃO FUTURA DAS ESPÉCIES

Para a quantificação das mudanças de distribuição previstas para cada espécie, os mapas binários foram projetados para a *World Equal Area Cylindrical* no ArcGIS versão 10.5 por meio da ferramenta *Distribution Changes Between Binary* usada no SDMtoolbox v2.4 (BROWN *et al.*, 2017). Esse método foi empregado para quantificar as mudanças na distribuição de cada espécie entre as condições atuais e as projeções futuras nos dois cenários de mudanças climáticas. Essa análise gera dois arquivos, um em formato de arquivo de texto (.csv) e outro do tipo Raster (.tiff) demonstrando as áreas em que foram previstas contração, expansão e estabilidade na distribuição. Adicionalmente, essas áreas foram calculadas em km<sup>2</sup> para todas as espécies modeladas.

#### 4.8 MUNICÍPIOS COM RISCO DE INVASÃO

As informações sobre os municípios que possuem plantações de Eucalipto no Brasil foram obtidas para cada município brasileiro para o ano de 2019 a partir do banco de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, disponível em <https://sidra.ibge.gov.br>). Para obtenção desses dados, considerou-se os diferentes produtos oriundos do uso do eucalipto no país, como produção de carvão, lenha, madeira em tora e folha. A fim de identificar as áreas de produção sob risco de ataque, os mapas de adequabilidade binários das espécies selecionadas para o estudo foram sobrepostos aos mapas com os municípios produtores de eucalipto no Brasil. Nessa análise, os municípios que se sobrepõem parcial ou totalmente às distribuições



previstas das espécies foram considerados como em risco de invasão. Todas as análises foram feitas por intermédio do *software* ArcGIS na versão 10.5.

#### 4.9 ROTAS DE INVASÃO

Com base em informação do Comitê Regional de Sanidade Vegetal (COSAVE), considerou-se os portos e aeroportos internacionais como principais rotas de entrada de espécies invasoras de origem exótica no país (IICA, 2018). Assim, para traçar as possíveis rotas de invasão, arquivos no formato *shape* com informações georreferenciadas sobre os aeroportos e portos marítimos internacionais foram adquiridos da Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC, disponível em [www.anac.gov.br](http://www.anac.gov.br)) e do banco de dados da Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ, disponível em [www.portal.antaq.gov.br](http://www.portal.antaq.gov.br)), respectivamente. Posteriormente os *shapes* de Aeroportos e Portos foram sobrepostos aos mapas binários de adequabilidade climática a fim de visualizar quais portos e aeroportos estão sob as áreas consideradas adequadas e ótimas para as 10 espécies modeladas.

#### 4.10 DEFINIÇÃO DO RISCO DE INVASÃO

As áreas de maior risco de invasão foram definidas pela combinação entre os mapas de adequabilidade contínuos gerados pelo MaxEnt com as informações sobre as áreas com maior risco de invasão para o século XXI baseados em uma série de fatores que influenciam a introdução e estabelecimento de espécies invasoras, tais como fatores econômicos, mudanças nos biomas por meio das mudanças climáticas e ambientais, tráfego de cargas e humanos ao redor do mundo (EARLY *et al.*, 2016). Para isso, os mapas gerados por Early *et al.* (2016) foram convertidos em mapas contínuos expressando valores entre 0 (sem risco) e 1 (alto risco). Os mapas de risco de invasão para cada uma das 10 espécies foram gerados por meio da multiplicação dos mapas de adequabilidade contínuos pelo mapa de risco de invasão de Early *et al.* (2016). Considerando que ambos os mapas variam entre 0 e 1, o mapa de risco final representa pesos iguais dos dois fatores na avaliação de risco de invasão. Mapas representando aumentos e reduções no risco de invasão no Brasil para cada espécie foram criados subtraindo as previsões futuras pelas estimativas atuais.

Por fim, uma segunda metodologia foi empregada para definir as áreas críticas com risco de invasão considerando aquelas áreas que são potencialmente suscetíveis à invasão por mais de uma espécie. Nesse caso, as áreas mais críticas são aquelas previstas como adequadas para o maior número de espécies. Esse mapa foi gerado por meio da soma dos mapas contínuos demonstrando as áreas adequadas e ótimas para as espécies em cada período e cenário de mudanças climáticas avaliados. Em seguida, criamos mapas de mudanças nas áreas críticas de invasão pela subtração dos mapas futuros pelo presente. Esse procedimento permite-nos visualizar em quais pixels são previstos aumento (valores positivos) ou redução (valores negativos) nas áreas críticas nos cenários futuros. Todos os procedimentos foram realizados com a ferramenta *Raster Calculator* no ArcGIS versão 10.5.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 AVALIAÇÃO DOS MODELOS

O desempenho dos 15 modelos gerados para cada espécie teve ampla variação (Anexo A), porém os modelos com a combinação de transformações lineares e quadráticas e com multiplicador de regularização igual a um (LQ1) foram adequados para cinco das dez espécies avaliadas, sendo elas: *L. dispar*, *M. privata*, *O. maskelli*, *O. postica* e *P. atomaria*. Para *P. beata* e *P. cloelia*, o melhor modelo teve como combinação as funções linear, quadrática e de perda e multiplicador de regularização igual a três (LQH3). Para *S. anale* e *T. sloanei* o modelo que apresentou o melhor desempenho foi o que incluiu as funções linear, quadrática, de perda, produto e limiar, tendo o multiplicador de regularização igual a um (LQHPT1) e três (LQHPT3), respectivamente no (Anexo A). Os modelos selecionados tiveram resultados satisfatórios para todas as espécies com valores de AUC superiores a 0,80. O valor mais alto de AUC foi 0,98 para *O. maskelli* e o mais baixo foi 0,82 para *M. privata* (Tabela 4).

Tabela 4 – Desempenho dos modelos inferido pela métrica Área sob a curva (AUC) para cada uma das dez espécies de insetos-praga do eucalipto estudadas.

Espécies	AUC <sub>treino</sub>	AUC <sub>teste</sub>
<i>Eucalyptolyma maideni</i>	0,97 ± 0,012	0,95 ± 0,038
<i>Lymantria dispar</i>	0,85 ± 0,001	0,85 ± 0,004
<i>Mnesampela privata</i>	0,82 ± 0,019	0,79 ± 0,040
<i>Ophelimus maskelli</i>	0,98 ± 0,005	0,98 ± 0,017
<i>Orgyia postica</i>	0,97 ± 0,007	0,96 ± 0,016
<i>Paropsis atomaria</i>	0,87 ± 0,020	0,85 ± 0,045
<i>Paropsisterna beata</i>	0,88 ± 0,020	0,85 ± 0,046
<i>Paropsisterna cloelia</i>	0,84 ± 0,019	0,83 ± 0,037
<i>Sinoxylon anale</i>	0,96 ± 0,016	0,95 ± 0,047
<i>Trachymela sloanei</i>	0,96 ± 0,008	0,95 ± 0,021

Fonte: Elaborado pela autora

## 5.2 INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS

As variáveis mais importantes que contribuíram para o modelo final de cada espécie e seus respectivos valores estão no Tabela 5. De modo geral, a importância dos preditores variou de acordo com cada espécie. A temperatura média anual (Bio1) esteve entre as três mais importantes em cinco das dez espécies avaliadas (*L. dispar*, *O. maskelli*, *O. postica*, *P. beata*, e *T. sloanei*), enquanto a precipitação do mês mais seco (Bio14; *L. dispar*, *M. privata*, *P. beata* e *P. cloelia*) e a sazonalidade da precipitação (Bio15; *E. maideni*, *L. dispar*, *P. atomaria* e *S. anale*) foram listadas entre as três mais importantes para quatro espécies.

Para *E. maideni* as variáveis que mais contribuíram para o modelo final foram a sazonalidade de precipitação (43,6%), a temperatura mínima do mês mais frio (Bio6; 34,6%) e a altitude (18,3%), enquanto para *L. dispar* a temperatura média anual (40,2%), a precipitação do mês mais seco (Bio14; 20,2 %) e a sazonalidade de precipitação (19%) foram as mais importantes. Para *M. privata*, as variáveis ambientais dominantes que influenciaram sua distribuição foram a variação média da temperatura diurna (Bio2; 46,1%), a temperatura máxima do mês mais quente (Bio5; 15,1%) e a precipitação do mês mais seco (7,9%), e para *O. maskelli* as variáveis mais importantes foram a precipitação anual (Bio12; 46,2%), a temperatura média anual (21,5%) e a altitude (12,9%). Para *O. postica*, variação média da temperatura diurna (43,2%), a sazonalidade de temperatura (21,4%) e a temperatura média anual (11,9%) foram as mais importantes. As variáveis que tiveram maior importância para *P. atomaria* foram a temperatura máxima do mês mais quente (Bio5, 42,1%), a variação média na temperatura diurna (20,6%), e a sazonalidade de precipitação (15,3%). A temperatura média anual (44,9%), a precipitação no mês mais seco (20,3%) e a precipitação anual (13,4%) foram as variáveis mais importantes para *P. beata*, enquanto para *P. cloelia* as variáveis foram a temperatura máxima do mês mais quente (61,9%), a precipitação do mês mais seco (16,6%) e a temperatura mínima do mês mais frio (Bio6; 12,7%). Por fim, para *S. anale* as maiores contribuições foram a precipitação do mês mais úmido (Bio13; 66,9%), a altitude (18,7%) e a sazonalidade da precipitação (7,3%), enquanto para *T. sloanei* foram a sazonalidade de temperatura (Bio4; 30,4%), a temperatura média anual (27,8%) e a precipitação anual (12,2%) (Tabela 6).

Adicionalmente, as curvas de resposta que correspondem a probabilidade de ocorrência das espécies em função das variáveis ambientais também variaram conforme a espécie modelada, como pode ser observado no Anexo B. De modo geral, as curvas de resposta às variáveis indicam que áreas que recebem precipitação anual entre 250 e 5000 mm e apresentam temperatura média anual de até 18°C têm maior probabilidade de ocorrência para as 10 espécies modeladas. Para espécies como *L. dispar*, *M. privata* e *O. postica*, a probabilidade de ocorrência foi maior quando as temperaturas médias anuais ficaram entre 5°C e 16°C e a precipitação média anual entre 200 e 2850mm. Por outro lado, a probabilidade de ocorrência das espécies *O. maskelli*, *P. atomaria*, *P. beata*, *P. cloelia* e *T. sloanei* é maior em temperaturas médias anuais abaixo de 15°C e as precipitações médias acima de 100 mm. As espécies *E. maideni* e *S. anale* têm maior probabilidade de ocorrência em regiões com temperaturas médias anuais acima de 10°C e variações de até 200 mm na precipitação (Anexo B). Os resultados mostram diferenças evidentes nas tolerâncias climáticas entre as espécies. Devido a essa variação, espera-se que as áreas previstas como adequadas variem amplamente de acordo com a espécie, resultando em diferentes padrões de risco de invasão.

Tabela 5 – Contribuição percentual de cada variável preditora para os modelos selecionados desenvolvidos para cada uma das dez espécies de insetos-praga do eucalipto modeladas. Os valores em negrito mostram as três maiores contribuições para cada espécie, enquanto as células sem valores indicam que a variável em questão não fez parte do modelo final da espécie.

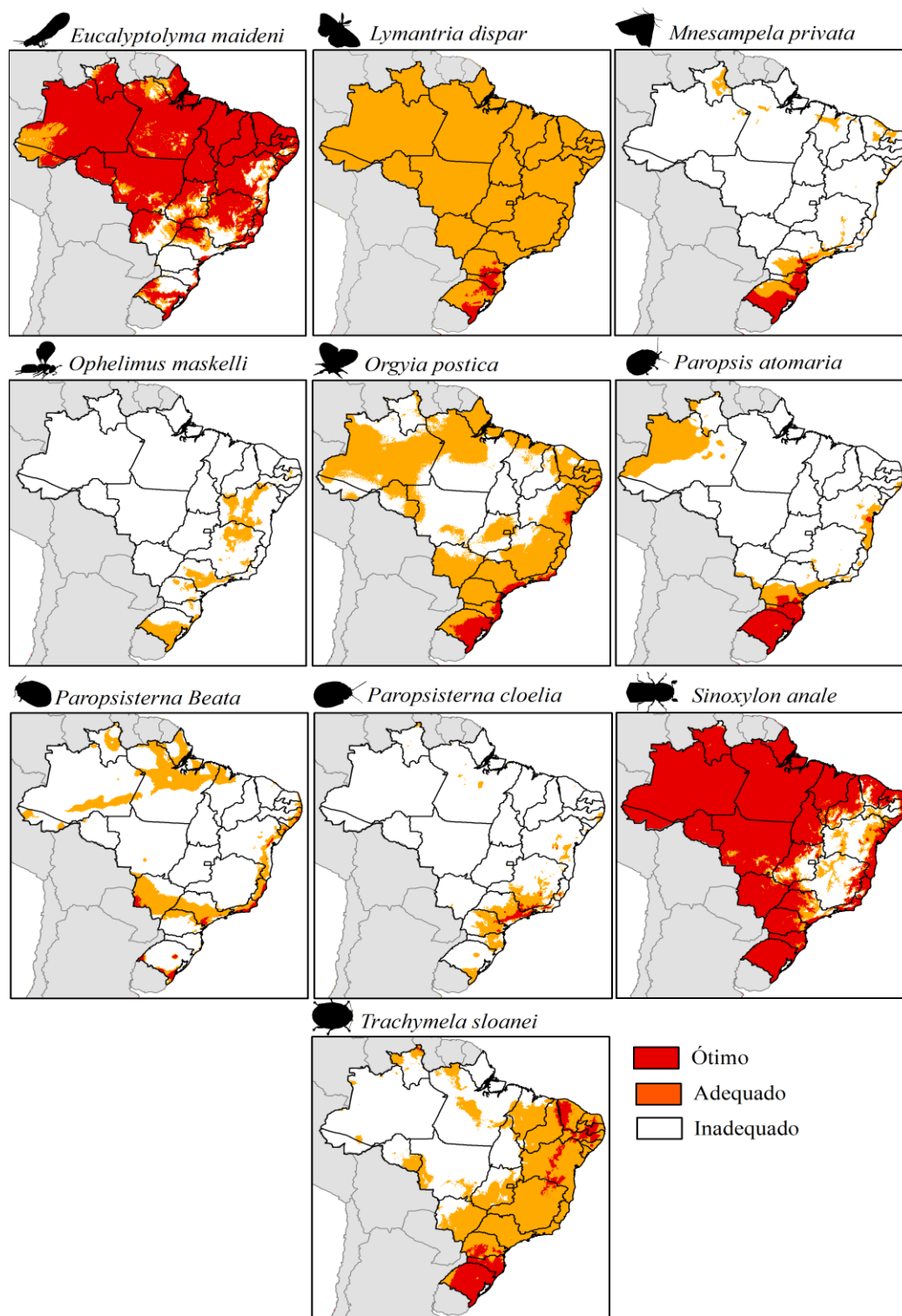
Variável <sup>1</sup>	<i>E. maideni</i>	<i>L. dispar</i>	<i>M. privata</i>	<i>O. maskelli</i>	<i>O. postica</i>	<i>P. atomaria</i>	<i>P. beata</i>	<i>P. cloelia</i>	<i>S. anale</i>	<i>T. sloanei</i>
Bio 1	0,9	<b>40,2</b>	7,2	<b>21,5</b>	<b>11,9</b>	0,3	<b>44,9</b>	5,6	4,4	<b>27,8</b>
Bio 2	0,0	2,6	<b>46,1</b>	1,0	<b>43,2</b>	<b>20,6</b>	9,8	-	2,7	0,5
Bio 4	0,4	3,4	6,6	6,8	<b>21,4</b>	9,4	4,3	-	-	<b>30,4</b>
Bio 5	-	10,8	<b>15,1</b>	0,1	1,9	<b>42,1</b>	-	<b>61,9</b>	-	2,1
Bio 6	<b>34,6</b>	-	2,4	0,7	-	0,2	-	<b>12,7</b>	-	-
Bio 7	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9
Bio 12	1,1	3,4	7	<b>46,2</b>	0,7	6,3	<b>13,4</b>	-	-	<b>12,7</b>
Bio 13	-	-	-	-	6,7	-	3,7	0,3	<b>66,9</b>	-
Bio 14	0,8	<b>20,2</b>	<b>7,9</b>	10,6	2,9	5,4	<b>20,3</b>	<b>16,6</b>	-	3,0
Bio 15	<b>43,6</b>	<b>19,0</b>	5,0	0,3	3,7	<b>15,3</b>	-	0,8	<b>7,3</b>	12,2
Altitude	<b>18,3</b>	0,4	2,7	<b>12,9</b>	7,7	0,4	3,5	1,1	<b>18,7</b>	9,1

<sup>1</sup> Bio 1 - Temperatura média anual (°C), Bio 2 - Variação diurna média na temperatura (Média do mês (temp. máx. – temp. mín.); °C), Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão × 100), Bio 5 - Temperatura máxima do mês mais quente (°C), Bio 6 - Temperatura mínima do mês mais frio (°C), Bio 7 – Variação anual de temperatura (Bio 5 - Bio 6; °C), Bio 12 - Precipitação anual (mm), Bio 13 - Precipitação do mês mais úmido (mm), Bio 14 - Precipitação do mês mais seco (mm), Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação).

### 5.3 ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA NO PRESENTE

Mapas de adequabilidade climática contínuos para a ocorrência das espécies modeladas utilizando dados climáticos atuais são indicados no Anexo C, e os mapas indicando as áreas adequadas (limiar MPT) e ótimas (limiar TP10) para cada espécie encontram-se na Figura 1. No Brasil, enquanto algumas espécies apresentaram adequabilidade mais restrita (e.g. *O. maskelli*, *M. privata*, *P. beata* e *P. cloelia*) outras englobam boa parte do país (e.g. *E. maideni*, *L. dispar* e *S. anale*). As regiões sul, sudeste e centro-oeste mostraram-se climaticamente mais adequadas para *E. maideni*, *L. dispar*, *M. privata*, *O. postica*, *P. atomaria*, *S. anale* e *T. sloanei*. As regiões norte e nordeste se mostraram adequadas para *T. sloanei* e *O. postica*, enquanto quase todos os estados brasileiros foram estimados como adequados para *E. maideni*, *L. dispar* e *S. anale*, indicando que essas regiões correm maior risco caso mais de uma espécie for introduzida. Os mapas ilustrando as áreas adequadas e ótimas para as espécies mostram que algumas regiões estão em risco de invasão por até seis das dez espécies modeladas (Figura 1).

Figura 1 – Áreas adequadas (estimadas com o limiar *minimum training presence threshold*) e ótimas (estimadas com o limiar *10 percentile training threshold*) para a ocorrência de 10 espécies de insetos-praga do eucalipto no Brasil baseado em dados climáticos atuais (1970 e 2000)





#### 5.4 ADEQUABILIDADE EM DIFERENTES ANOS E CENÁRIOS DE MUDANÇA CLIMÁTICA

No cenário RCP 4.5, que representa emissões intermediárias de gases de efeito estufa, os modelos estimaram um aumento das áreas adequadas e ótimas para *E. maideni*, *L. dispar*, *M. privata*, *P. beata* e *S. anale*, e uma redução para *O. maskelli*, *O. postica*, *P. atomaria*, *P. cloelia*, *T. sloanei* para 2050 e 2070 (Anexo D, Figura 2). De acordo com as projeções, áreas adequadas foram estimadas para *E. maideni* em quase todas as regiões brasileiras, enquanto *S. anale* apresentou adequação na região norte e em partes das regiões nordeste e centro-oeste do país (Figura 2). Áreas adequadas para *L. dispar*, *M. privata*, *P. atomaria* e *O. postica* foram estimadas na região sul do Brasil, enquanto áreas isoladas de adequabilidade nas regiões sudeste e centro-oeste foram estimadas para *P. cloelia* e *P. beata*. A espécie *T. sloanei* apresentou uma redução na adequabilidade entre os anos de 2050 e 2070, enquanto para *O. maskelli* a adequabilidade estimada foi baixa e incluiu apenas algumas áreas isoladas em estados da região nordeste, sudeste e sul do Brasil (Figura 2). Já as projeções baseadas no cenário RCP 8.5, que assume altas taxas de emissões de gases de efeito estufa, a espécie *E. maideni* foi a que obteve os maiores ganhos de habitat nas regiões sul e sudeste, enquanto *O. maskelli* e *O. postica* as maiores perdas para as regiões norte e centro-oeste, respectivamente (Anexo E, Figura 3).

Figura 2 – Áreas adequadas (estimadas com o limiar *minimum training presence threshold*) e ótimas (estimadas com o limiar *10 percentile training threshold*) para 10 espécies de insetos-praga do Eucalipto no Brasil no cenário de mudança climática RCP 4.5 em 2050 e 2070.

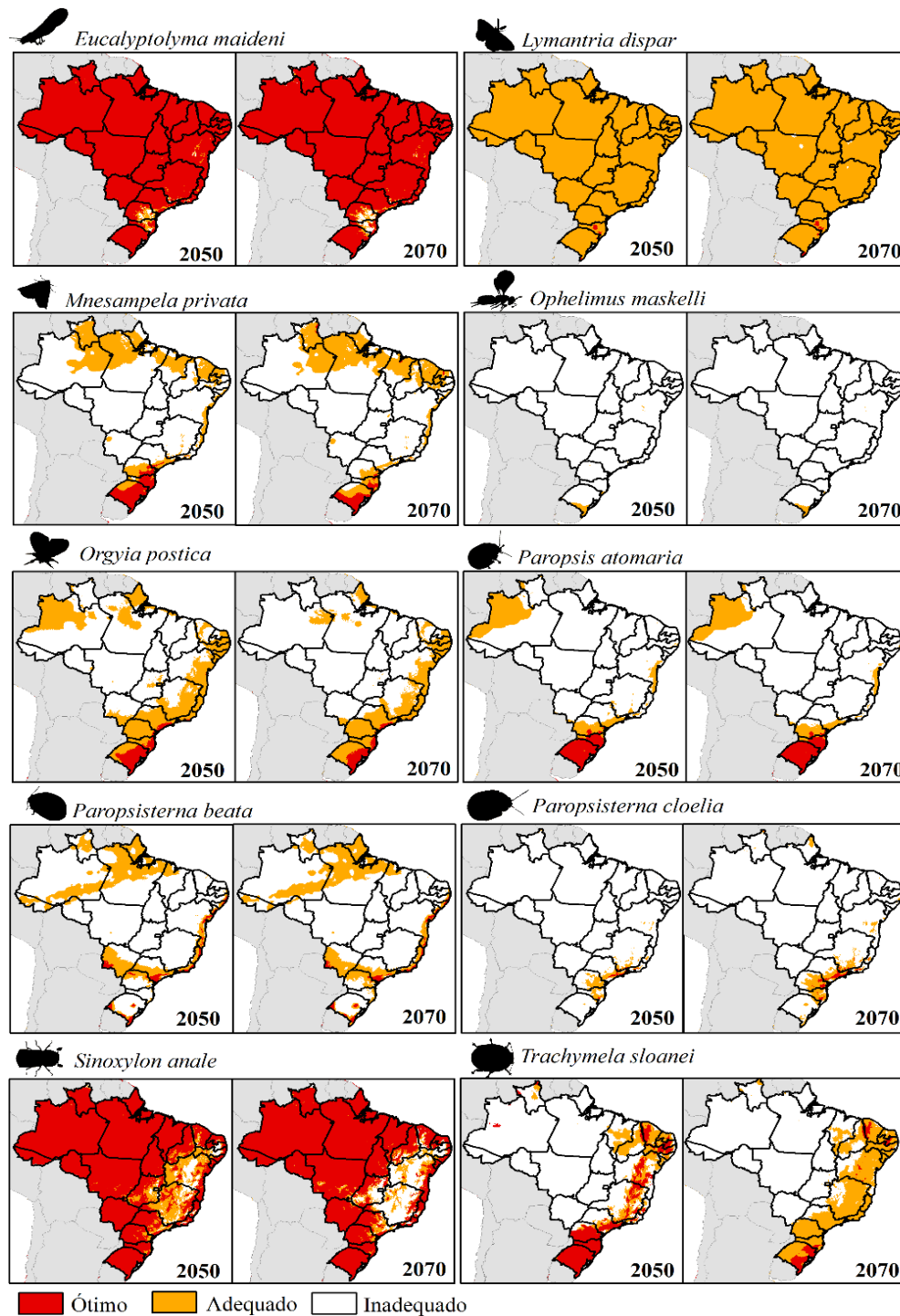
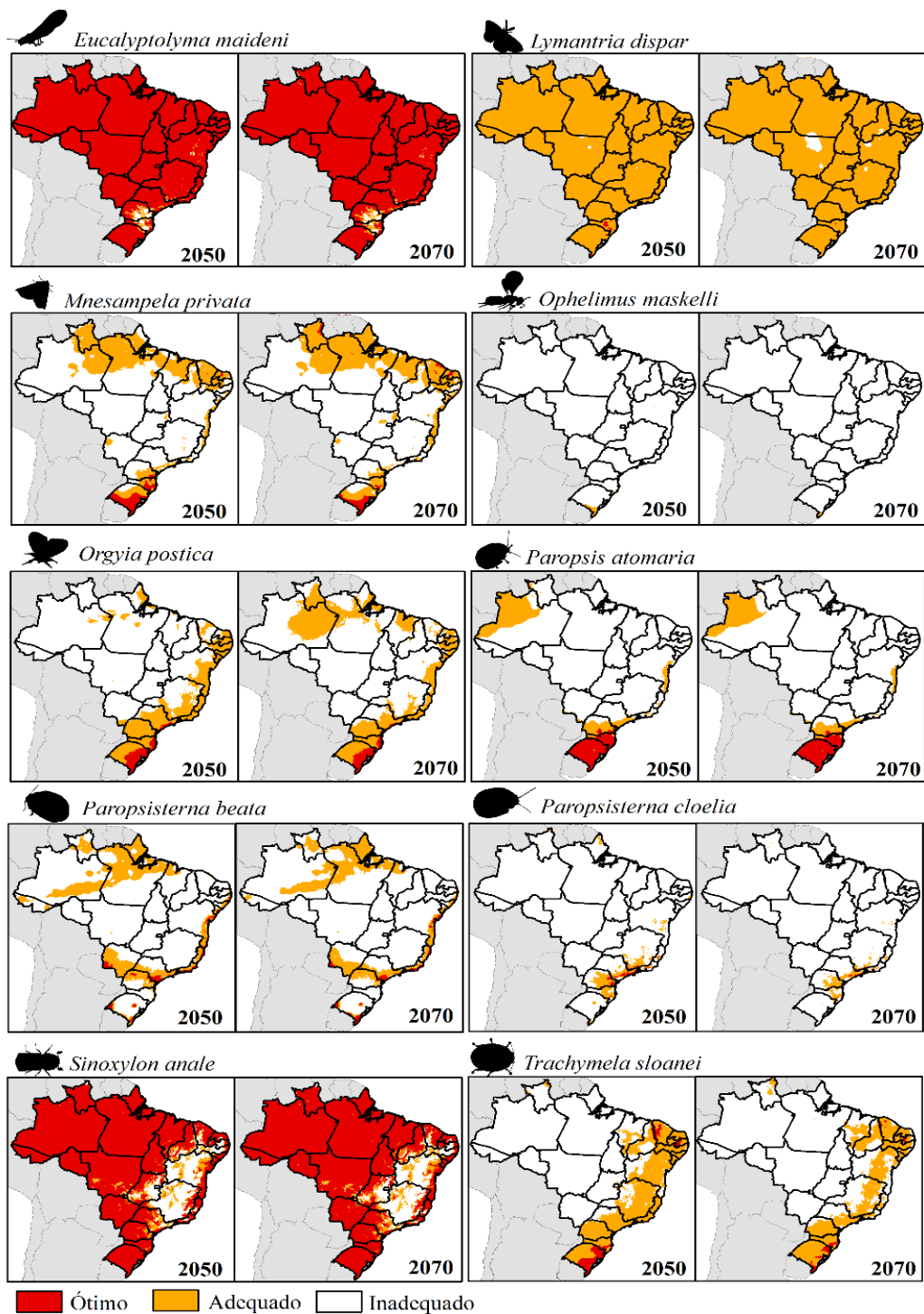


Figura 3 – Áreas adequadas (estimadas com o limiar *minimum training presence threshold*) e ótimas (estimadas com o limiar *10 percentile training threshold*) para 10 espécies de insetos-praga do Eucalipto no Brasil no cenário de mudança climática RCP 8.5 em 2050 e 2070.



## 5.5 MUDANÇAS NA ADEQUABILIDADE DEVIDO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Os modelos previram uma redução na área adequada para seis das dez espécies estudadas (*L. dispar*, *O. maskelli*, *O. postica*, *P. atomaria*, *P. cloelia* e *T. sloanei*), sendo que essa redução foi mais intensa nas espécies *O. maskelli* (-98,83%) e *P. cloelia* (-65,55%) no cenário RCP8.5 em 2070 (Tabela 6). Com relação às áreas ótimas, a maior redução prevista foi para *L. dispar* que, segundo os modelos, não teria área ótima a partir de 2050 no cenário RCP 4.5, além de *P. cloelia* (-73,84%) e *T. sloanei* (-73,84%) no cenário RCP8.5 em 2070. Por outro lado, os modelos previram um aumento na área adequada e ótima para quatro espécies (*E. maideni*, *M. privata*, *P. beata* e *S. anale*). O maior aumento previsto na área adequada foi para *M. privata* no cenário RCP 8.5 em 2070, que atingiu 248,42%. Na área ótima, o maior aumento de 86,48% foi previsto para *P. beata* no cenário RCP 4.5 em 2050 (Tabela 6).

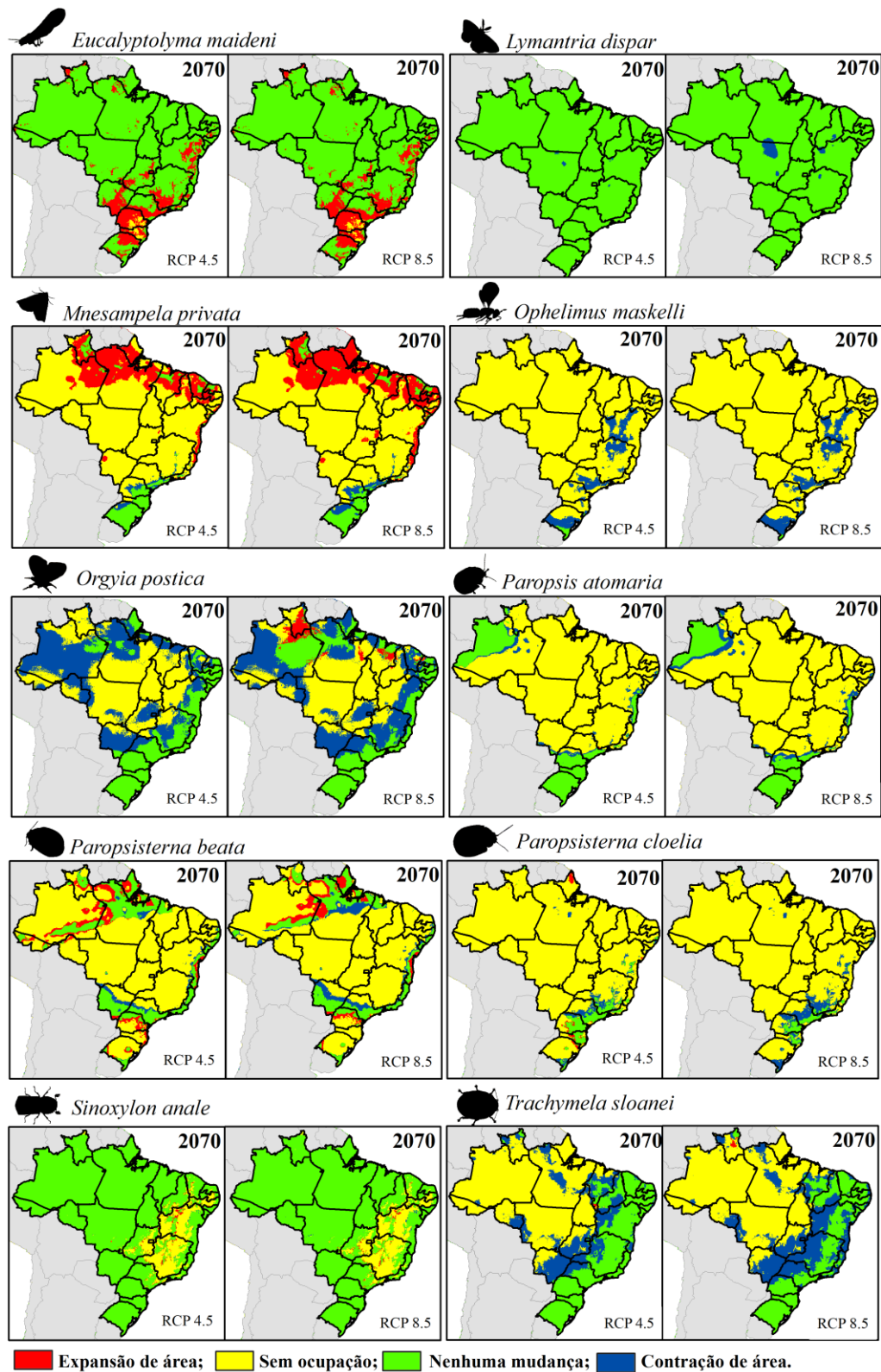
Tabela 6 - Mudanças na distribuição de habitats adequados e ótimos para 10 espécies de insetos-praga do eucalipto sob os cenários climáticos futuros RCP 4.5 e RCP 8.5 em 2050 e 2070. Valores negativos indicam perda de área, enquanto valores positivos mostram ganho de área.

Espécies	RCP 4.5 2050		RCP 4.5 2070		RCP 8.5 2050		RCP 8.5 2070	
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
	Adequado	Ótimo	Adequado	Ótimo	Adequado	Ótimo	Adequado	Ótimo
<i>E. maidenii</i>	13,64	30,56	13,08	30,05	13,14	30,11	13,25	30,21
<i>L. dispar</i>	-1,72	-100,00	-5,82	-97,69	-6,08	-99,34	-1,65	-100,00
<i>M. privata</i>	216,00	33,43	215,31	-24,37	87,34	-25,37	248,42	-42,81
<i>O. maskelli</i>	-92,19	0,00	-94,41	0,00	-95,22	0,00	-98,83	0,00
<i>O. postica</i>	-42,88	-5,85	-62,13	-37,12	-64,33	-36,43	-52,11	-47,42
<i>P. atomaria</i>	-12,14	-10,43	-15,50	-9,79	-17,92	-7,71	-26,29	-11,01
<i>P. beata</i>	24,01	86,48	25,29	58,77	18,19	57,96	4,59	24,01
<i>P. cloelia</i>	-59,45	-61,90	-23,48	-3,87	-33,93	-27,00	-65,55	-73,84
<i>S. anale</i>	0,97	6,35	0,97	1,76	0,32	1,16	0,56	1,45
<i>T. sloanei</i>	16,57	-61,90	-38,65	-3,87	-30,40	-27,00	13,44	-73,84

Fonte: Elaborado pela autora

A Figura 4 mostra as áreas onde os modelos previram ganho ou perda de área adequada para 2070 nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5. O ganho e perda de área adequada variou conforme a espécie. Por exemplo, na região norte do Brasil, os modelos estimaram uma expansão da área adequada para *M. privata*, *P. beata* e *P. cloelia*, e uma retração para *O. postica* e *P. atomaria*. Nas regiões sul, sudeste, centro-oeste e nordeste, foi prevista uma expansão da área adequada para *E. maideni*, enquanto para *M. privata* e *O. maskelli* foi estimada uma redução na região sul e sudeste e nordeste. Para as espécies *T. sloanei* e *O. postica* foi estimada uma retração nas áreas adequadas nas regiões centro-oeste e nordeste (Figura 4). Embora as espécies tenham mostrado expansão e contração de suas respectivas áreas adequadas nos cenários climáticos futuros avaliados, as previsões de expansão excederam as de contração. Como resultado, foi estimado que as áreas adequadas e ótimas para as espécies e, conseqüentemente, o potencial de invasão das espécies no Brasil, aumentam com o tempo devido às mudanças climáticas.

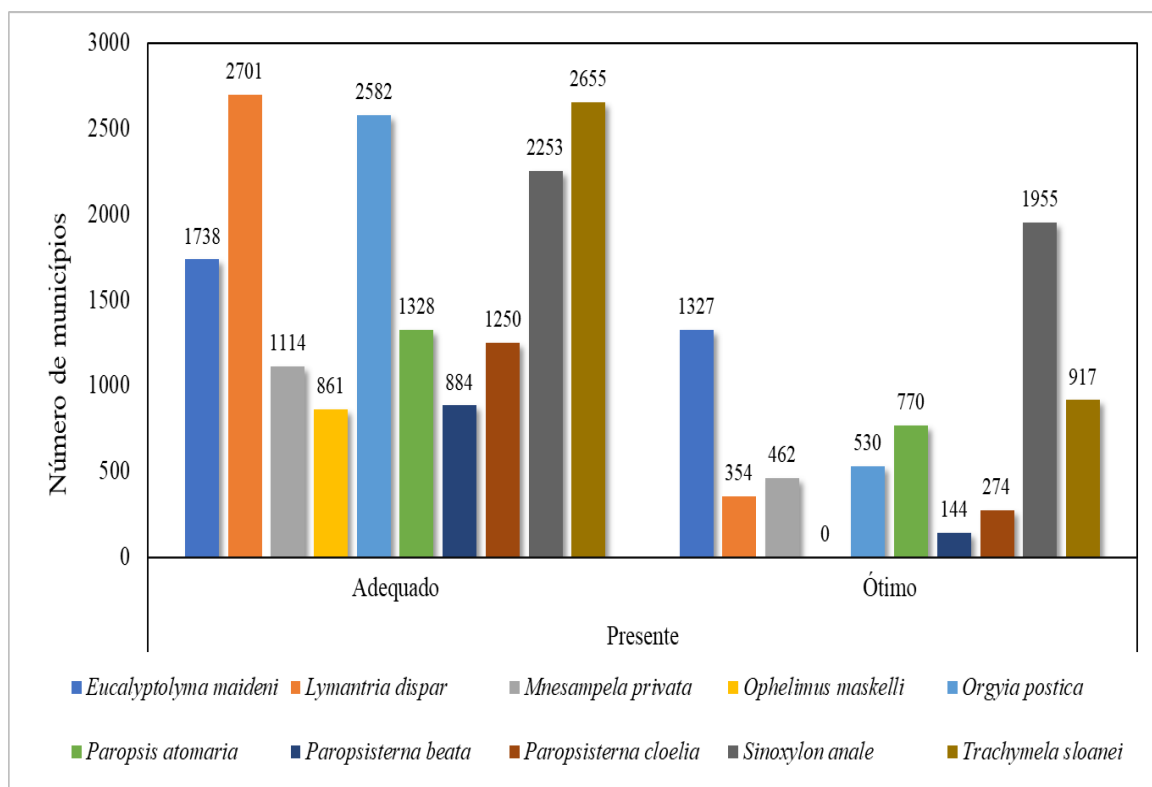
Figura 4 – Mudanças nas áreas adequadas para 10 espécies de insetos-praga do eucalipto nos cenários RCP 4.5 e 8.5 para 2070.



## 5.6 MUNICÍPIOS PRODUTORES DE EUCALIPTO COM RISCO DE INVASÃO

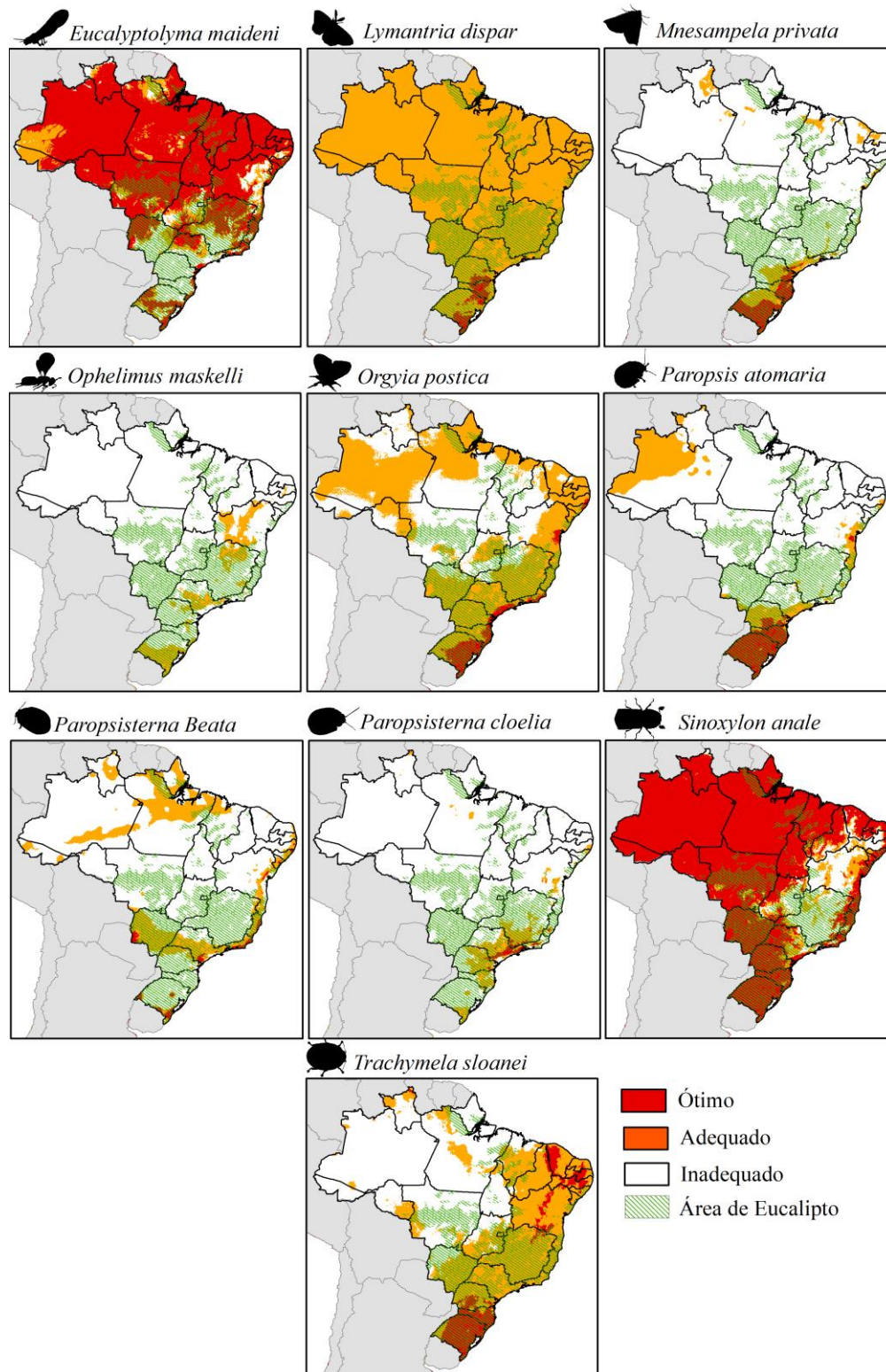
Foram quantificados todos os municípios produtores de eucalipto que estão dentro das áreas consideradas adequadas e ótimas para o estabelecimento das espécies modeladas baseadas em informações climáticas atuais (Figura 5 e 6). *L. dispar* é a espécie que engloba o maior número de municípios (2701 municípios), seguida de *O. postica* (2655 municípios) e *T. sloanei* (2582 municípios). Comparativamente, há uma redução nos municípios com condições climáticas ótimas, sendo que as espécies *S. anale* e *E. maideni* são as que englobam o maior número de municípios (1955 e 1327, respectivamente). Embora 861 municípios apresentem condições climáticas adequadas para *O. maskelli*, nenhum município apresentou condições ótimas para esta espécie.

Figura 5 – Número de municípios produtores de eucalipto no Brasil, segundo o IBGE, que são climaticamente adequados para cada uma das dez espécies de insetos-praga estudadas com base em dados climáticos atuais.



Fonte: Elaborado pela Autora

Figura 6 – Municípios produtores de eucalipto em áreas adequadas (estimadas com o limiar *minimum training presence threshold*) e ótimas (estimadas com o limiar *10 percentile training threshold*) para dez espécies de insetos-praga do eucalipto.

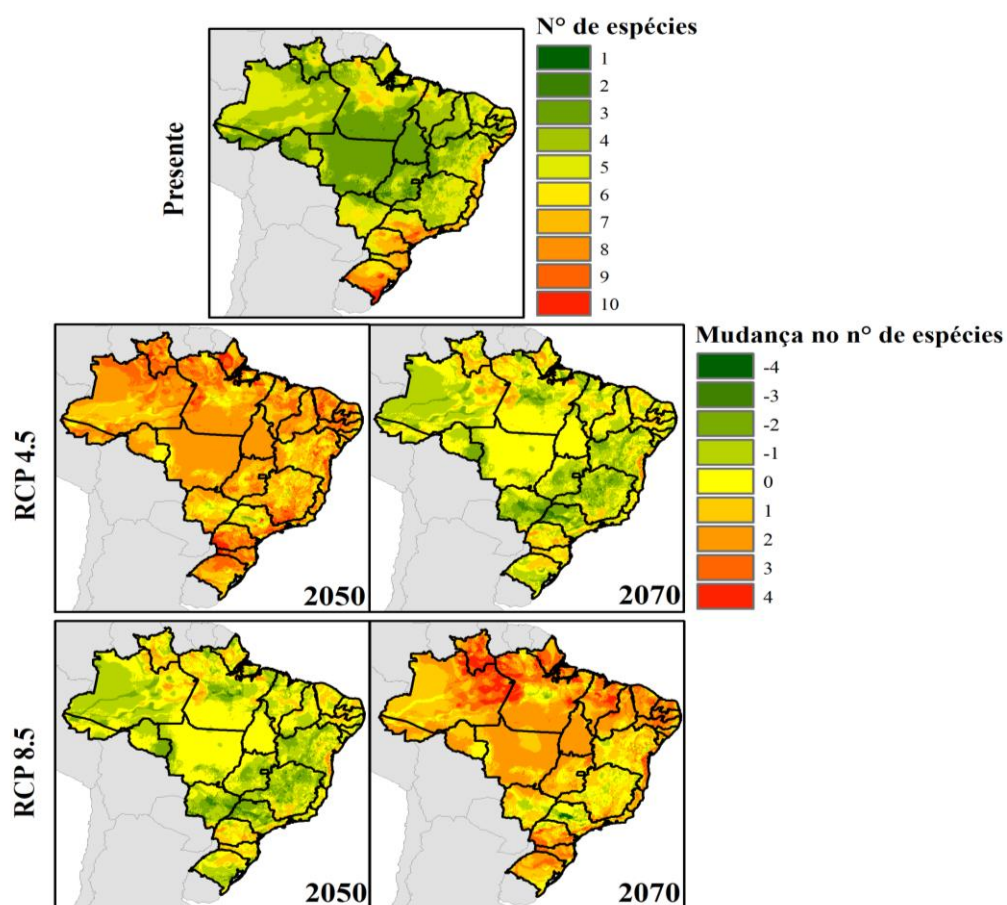




## 5.7 ÁREAS COM RISCO DE INVASÃO POR MAIS DE UMA ESPÉCIE

Com base em dados climáticos atuais, observa-se que regiões sul, partes do sudeste, centro-oeste e norte e ainda uma faixa litorânea do Brasil são as mais vulneráveis a invasão por mais de uma espécie e, portanto, requerem atenção adicional das autoridades fitossanitárias (Figura 7). As projeções para os cenários RCP 4.5 em 2050 e RCP 8.5 em 2070 indicam maiores aumentos nas áreas de invasão por mais de uma espécie, principalmente nas regiões norte, centro oeste e sul. Por outro lado, as maiores reduções foram previstas para os cenários RCP 4.5 em 2070 e RCP 8.5 em 2050, principalmente nas regiões sudeste e nordeste (Figura 7).

Figura 7 – Áreas com risco de invasão por mais de uma espécie no presente e em diferentes cenários de mudanças climáticas. Valores negativos indicam redução, enquanto valores positivos demonstram aumento no número de espécies.



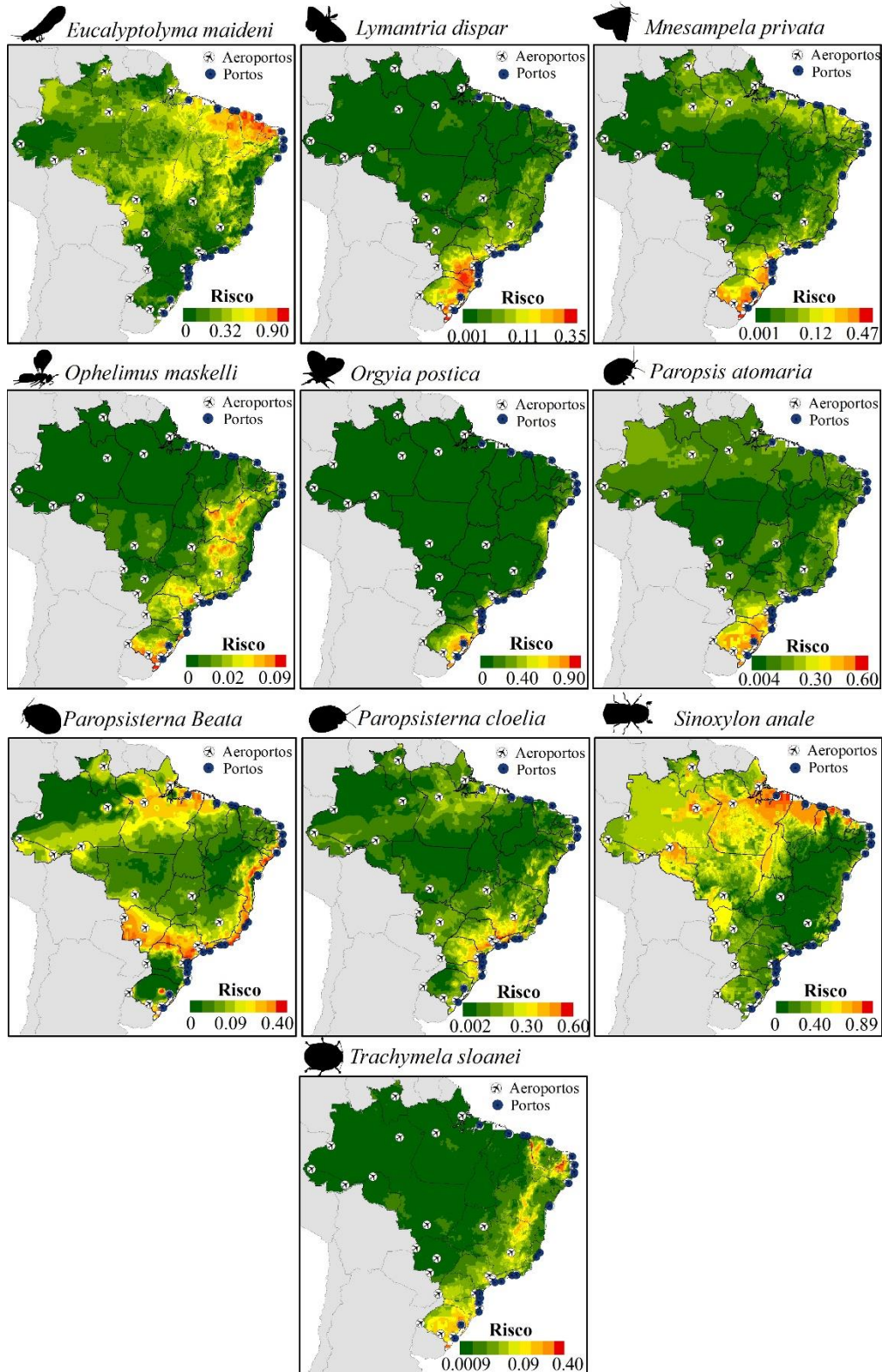
Fonte: Elaborado pela autora

## 5.8 ÁREAS COM RISCO DE INVASÃO CONSIDERANDO A PROBABILIDADE DE INVASÃO E ESTABELECIMENTO

De acordo com as projeções dos modelos, as áreas com maior risco de invasão variaram segundo a espécie, conforme mostra a Figura 8. Estas áreas foram determinadas utilizando-se os dados de adequabilidade climática para cada espécie e o mapa de risco gerado por Early *et al.* (2016). Com base em dados climáticos atuais, as espécies *E. maideni*, *S. anale* e *O. postica*, apresentaram os maiores índices de risco de até 0,90 para as regiões nordeste, norte e sul respectivamente, seguido por *P. atomaria* e *P. cloelia* com 0,60, nas regiões sul e sudeste. Para a espécie *M. privata* o índice de risco chega a 0,47 para a região sul, enquanto *P. beata* e *T. sloanei* apresentaram índice máximo de 0,40, *L. dispar* de 0,35 e *O. maskelli* de apenas 0,09.

Adicionalmente, o mapa que demonstra o risco de invasão para o presente foi sobreposto aos dados georreferenciados de 34 Aeroportos classificados na categoria Internacional segundo a ANAC, e de 27 dos 99 portos costeiros com maior fluxo de cargas conforme informações da ANTAQ. Percebe-se que para as espécies *E. maideni*, *P. beata* e *S. anale*, portos localizados nas regiões norte e nordeste brasileiras apresentam maior risco de servir como vias de introdução. Para as demais sete espécies modeladas, portos localizados nas regiões sul e sudeste apresentam um maior risco de introdução.

Figura 8 – Risco de invasão biológica para dez espécies de insetos-praga do eucalipto baseada em dados de adequabilidade climática e de probabilidade de invasão derivados de EARLY *et al.* (2016), e aeroportos internacionais e portos marítimos no Brasil.



De modo geral, os modelos previram aumentos e reduções no risco de invasão das espécies estudadas dependendo da região do Brasil para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 (Figura 9 e 10). Para espécies como *L. dispar*, *O. maskelli*, *P. atomaria*, *P. cloelia*, as alterações no risco de invasão decorrentes das mudanças climáticas foram sutis e não representam mudanças significativas. Para as espécies *E. maideni*, *O. postica*, *M. privata*, *P. beata*, *S. anale* e *T. sloanei* alterações mais drásticas foram estimadas em diferentes regiões do Brasil (Figura 9). Por exemplo, um aumento na ordem de 0,33 foi estimado para *E. maideni* em diversas regiões do país. Resultados semelhantes foram obtidos para o cenário RCP 8.5 nos anos de 2050 e 2070 (Figura 10). Porém, de um modo geral as mudanças no risco de invasão tenderam a ser mais intensas para a maioria das espécies. Por exemplo, aumentos no risco de invasão na ordem de 0,43 foram estimados para *E. maideni* em diferentes regiões do Brasil. Da mesma forma, foi estimada uma redução mais intensa do risco de invasão para espécies *M. privata*, *O. postica*, *L. dispar* e *T. sloanei*, principalmente no ano de 2070 (Figura 10).

Figura 9 - Mudanças estimadas no risco de invasão para dez espécies de insetos-praga do eucalipto no cenário de mudança climática RCP 4.5 nos anos de 2050 e 2070.

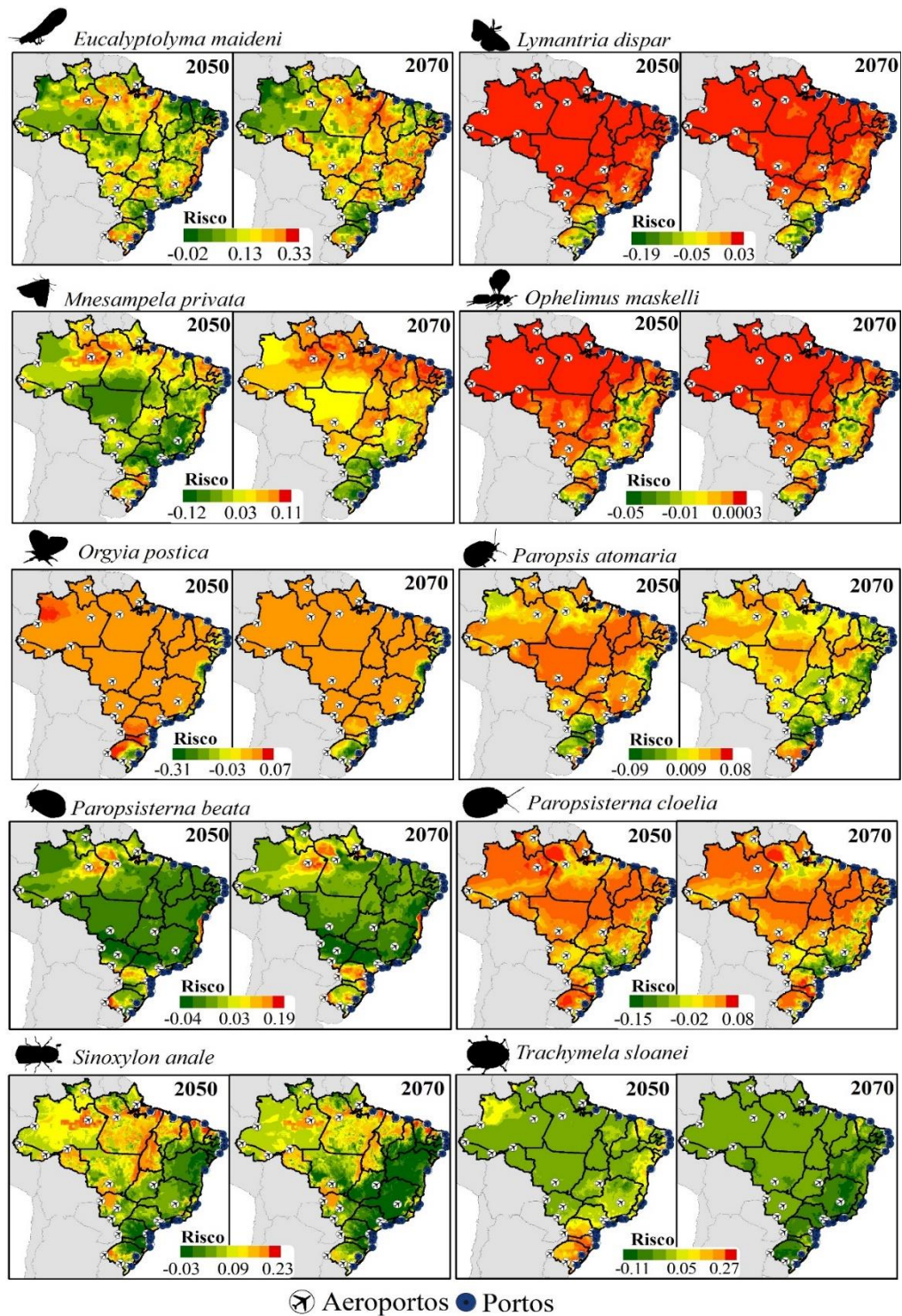
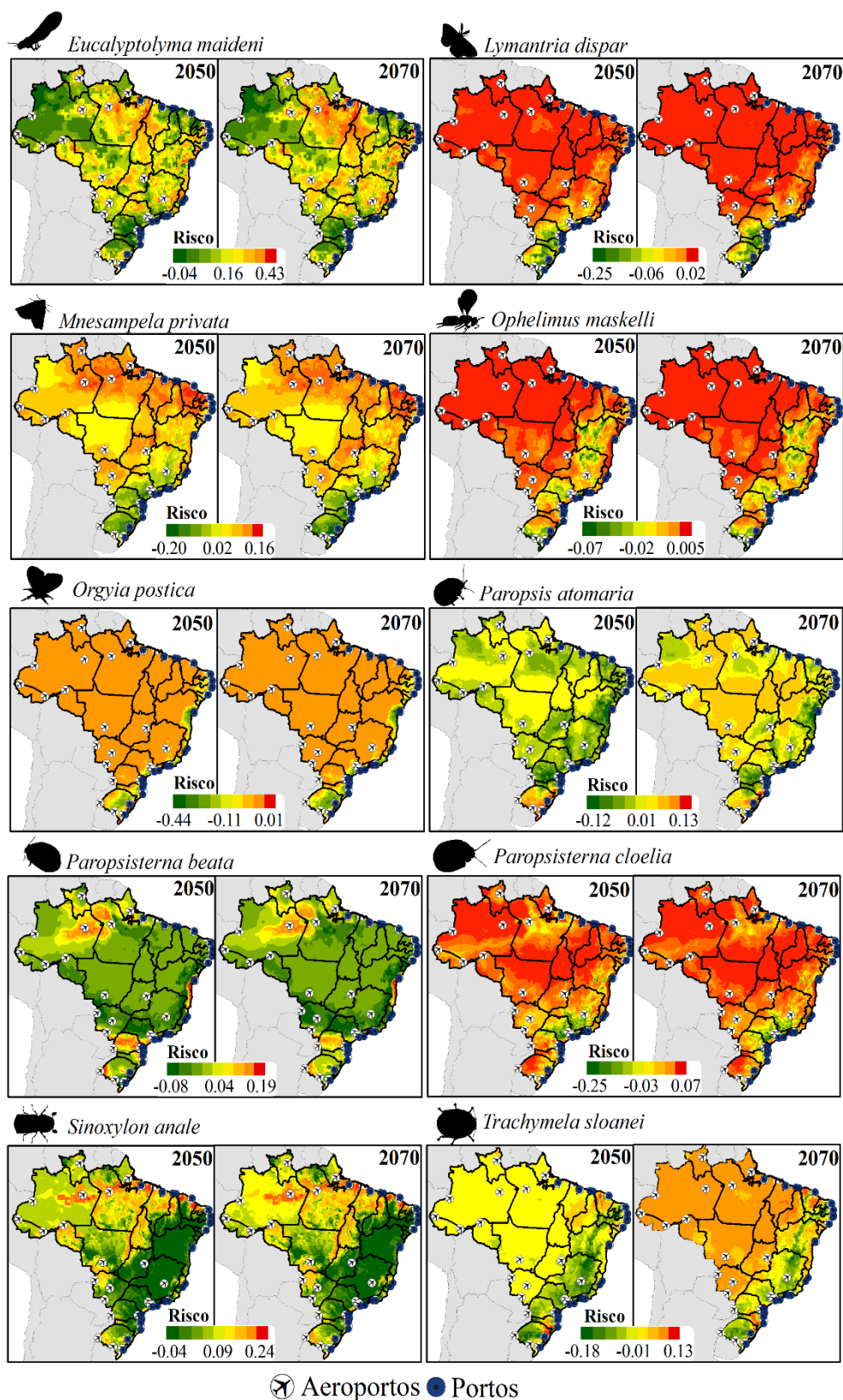


Figura 10 - Mudanças estimadas no risco de invasão para dez espécies de insetos-praga do eucalipto no cenário de mudança climática RCP 8.5 nos anos de 2050 e 2070.



## 6 DISCUSSÃO

Neste estudo, utilizamos MDEs para estimar a adequabilidade climática para dez espécies de insetos-praga dos gêneros *Eucalyptus* e *Corymbia* no Brasil utilizando dados climáticos atuais (entre 1970 e 2000) e projetados para o futuro baseados em dois cenários de mudanças climáticas e em dois períodos. Nossos dados foram integrados com informações sobre os municípios produtores de eucalipto, e sobrepostos a portos marítimos e aeroportos internacionais que servem como porta de entrada para espécies invasoras. Adicionalmente, foram construídos mapas de risco de invasão biológica para determinar as áreas com maior chance de invasão no Brasil.

Ao analisarmos as respostas de cada espécie às variáveis bioclimáticas, verificamos diferenças marcantes entre as espécies, o que afeta diretamente as estimativas de adequabilidade (CHEN *et al.*, 2019). Os resultados evidenciaram que a temperatura média anual (Bio 1), precipitação do mês mais seco (Bio 14) e sazonalidade da precipitação (Bio 15) são as variáveis mais importantes que afetam a distribuição da maioria das espécies estudadas. A comparação na resposta das espécies a essas três variáveis ilustra as diferenças na tolerância climática entre as espécies. Para *P. atomaria* a variável mais importante foi a temperatura máxima do mês mais quente (Bio 5) enquanto para *S. anale* foi a precipitação do mês mais úmido (Bio 13). Nesse contexto, o aquecimento global previsto pode resultar que estas excedam os valores ótimos fisiológicos das espécies, afetando assim suas funções fisiológicas e a competitividade dos recursos (BELLARD *et al.*, 2014). Em um clima mais quente, espera-se que a precipitação média aumente e as condições climáticas extremas se tornem mais frequentes (IPCC, 2013).

Condições quentes e secas nos últimos anos associadas às mudanças climáticas causaram um aumento da atividade populacional de diversas espécies de insetos florestais ao redor do mundo (BENTZ *et al.*, 2016). Por exemplo, altas temperaturas podem ser letais ao desenvolvimento *L. dispar*, entretanto a espécie apresentou altas taxas de crescimento em climas mais quentes, tendo assim passado por adequações relacionadas ao clima e desempenho térmico (FASKE *et al.*, 2019; THOMPSON *et al.*, 2020). Além da influência da temperatura, a precipitação é um dos fatores climáticos mais importantes

envolvendo a suscetibilidade das árvores hospedeiras a insetos florestais, pois a disponibilidade reduzida de água compromete as defesas e o vigor das árvores (JACTEL *et al.*, 2012). Globalmente, surtos recentes de várias espécies de besouros desfolhadores têm sido atribuídos a baixa precipitação e consequente estresse hídrico (KOLB *et al.*, 2016). Li *et al.* (2019) destaca que não somente estas variáveis bioclimáticas estão relacionadas a distribuição, mas também a presença de hospedeiros e a capacidade de dispersão das espécies.

Nossos modelos mostraram que a adequação de habitat prevista para as dez espécies modeladas foi alta em algumas regiões brasileiras, tanto para o período atual quanto para os cenários futuros. Além disso, foram registradas diferenças marcantes na adequabilidade entre as espécies no Brasil. Alterações nas distribuições de pragas sob mudanças climáticas podem apresentar um padrão descontínuo, implicando em uma variação repentina no potencial de colonização por espécies de pragas (PAINI *et al.*, 2016).

Muitas das espécies avaliadas no presente estudo já passaram por processos de invasão biológica. Por exemplo, *O. maskelli* é uma espécie de psilídeo que já foi detectada em 25 países pertencentes a quatro continentes, sendo considerado o segundo formador de galhas mais amplamente distribuído em eucaliptos (DITTRICH-SCHRÖDER *et al.*, 2020). Floris *et al.* (2018) relataram que esta espécie é multivoltina e se adapta a condições climáticas adversas nas regiões onde foi introduzida, sendo que a temperatura é o principal fator que afeta o seu desenvolvimento e crescimento populacional (GARCIA *et al.*, 2019). Padrão semelhante foi relatado para *P. atomaria*, devido à ocorrência dessa espécie em zonas climáticas diferentes resultando assim em sistema imunológico resistente à variação de temperatura (SCHUTZE *et al.*, 2006). Lykidis *et al.* (2016) e Nahrung *et al.* (2020) destacam o clima quente como fator preponderante a distribuição de insetos invasores como *S. anale*, *P. cloelia* e *P. beata* e, devido aos impactos das mudanças climáticas, tais espécies podem dispersar para novas áreas e aumentar sua distribuição. Iede (2005) afirma ainda que espécies do gênero *Sinoxylon* têm dificuldade de se estabelecer em clima frio. Além disso, espécies como *E. maideni* e *S. anale*, que se mostraram altamente adequadas para algumas regiões do Brasil, são invasoras em diversos países, como Estados Unidos (JONES *et al.*, 2011), França



(BRUSTEL; ABERLENC, 2014), Alemanha, Bélgica e Grã-Bretanha (BOROWSKI, 2007), Irã (LIU *et al.*, 2016) e Rússia (GEIS, 2002). Por fim, *T. sloanei* se estabeleceu em mais de uma região global, com introduções acidentais na Nova Zelândia, Europa, América do Norte (MANSFIELD, 2016; SANCHEZ *et al.*, 2015). Sendo assim eles estão espalhados tanto por regiões intertropicais do mundo como nas zonas temperadas, o que sugere uma distribuição quase cosmopolita dessas espécies.

O fato de alguns dos insetos-praga estudados já ocorrerem em áreas além da sua distribuição natural indica o potencial dessas espécies em invadir novas regiões. Isso é particularmente preocupante considerando que diversas regiões do Brasil que produzem eucalipto se mostraram climaticamente adequadas para essas espécies e podem estar suscetíveis à invasão. Em casos de espécies polípagas, o risco é ainda maior, devido a maior disponibilidade de plantas hospedeiras. Por exemplo, espécies do gênero *Sinoxylon* Duftschmid utilizam várias plantas como hospedeiras, e possuem grande capacidade de se tornarem pragas importantes, pois causam danos à madeira de árvores frutíferas, ornamentais e industriais (PERES FILHO *et al.*, 2006). A espécie *S. anale* é uma praga importante de madeira serrada, que causa danos a troncos e tábuas de seringueira (*Hevea brasiliensis* L.) e madeira armazenada de cajueiro (*Anacardium occidentale* L.) (PERES FILHO *et al.*, 2006). Aukema *et al.* (2011) sugeriram que os EUA deveriam pagar anualmente US\$ 433 por propriedade rural que tivesse sua produção afetada pelo desfolhamento causado por *L. dispar*. Estes autores estimam, ainda, que os prejuízos causados por insetos desfolhadores e broqueadores para governos locais foi de US\$ 1,7 bilhão por ano, e que os danos a madeira causados por insetos broqueadores teriam custado pelo menos US\$ 1,1 bilhão por ano.

O conhecimento sobre a mudança na distribuição de espécies invasoras em cenários futuros é uma ferramenta valiosa para a compreensão dos processos de invasão e adoção de medidas preventivas (ATWATER *et al.*, 2017). Nesse estudo, mostramos que as diferenças nas distribuições tendem a variar de acordo com as exigências climáticas de cada espécie. A intensidade das alterações na distribuição dos insetos avaliados variou dependendo da espécie e dos cenários de mudanças climáticas. Ainda que nossos modelos estimem um aumento na distribuição de algumas espécies em todos os cenários, como *E. maideni*, *L. dispar*, *M. privata*, *P. atomaria*, *P. beata* e *S. anale*, e

uma redução para *O. maskelli*, *O. postica* e *T. sloanei*, essas alterações foram mais pronunciadas no cenário RCP 8.5 para 2070. Estes resultados corroboram com a pesquisa de Wei *et al.* (2017) e estudos recentes sobre modelagem da distribuição global de espécies invasoras mostrando um aumento na área de distribuição em cenários de mudanças climáticas (AHMAD *et al.*, 2019).

Estudos anteriores prevendo a distribuição potencial das espécies pragas se concentraram em suas regiões de origem e/ou regiões em que as espécies já foram introduzidas, desta forma, a modelagem dessas espécies com enfoque em regiões brasileiras é inédita. Essa informação é importante considerando que o Brasil é um dos principais produtores da cadeia do Eucalipto, possuindo, segundo a Indústria Brasileira de Árvores (IBA), as plantações mais produtivas do mundo. Os plantios de eucalipto somam 6,97 milhões de hectares, e estão localizados principalmente nos Estados de Minas Gerais (28%), São Paulo (17%), Mato Grosso do Sul (16%), Bahia (8%) e Rio Grande do Sul (7%) (IBA, 2020). Ao quantificarmos quantos municípios brasileiros produtores de Eucalipto estão sob risco de ataque caso haja invasão das espécies modeladas neste estudo, temos que dos 2701 municípios produtores, 2701, 2655 e 2582 estão dentro da faixa adequada para *L. dispar*, *O. postica* e *T. sloanei*, respectivamente, e 1327, 354, e 462 para a faixa ótima. Esses dados mostram, portanto, que a eucaliptocultura brasileira corre demasiado risco caso as espécies modeladas neste estudo entrem no país.

Historicamente, o Brasil tem uma série de invasões por insetos-praga documentadas. Por exemplo, a lagarta *Helicoverpa armigera* (Hübner) (Lepidoptera: Noctuidae) detectada no país no ano de 2013, tem causado grandes prejuízos às culturas de soja, milho e algodão (MIRANDA *et al.*, 2016). Em se tratando de pragas florestais podemos citar as espécies *Blastopsylla occidentalis* Taylor, 1985 (Hemiptera: Psyllidae), *Glycaspis brimblecombei* Moore, 1964 (Hemiptera: Psyllidae), *Ctenarytaina spatulata* Taylor, 1997 (Hemiptera: Psyllidae), *Ctenarytaina eucalypti* Maskell, 1890 (Hemiptera, Psyllidae), *Leptocybe invasa* Fisher e LaSalle, 2004 (Hymenoptera: Eulophidae) e *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero e Dellapé, 2006 (Hemiptera: Thaumastocoridae). No Brasil, o gênero *Ctenarytaina* (Ferris e Klyver, 1932) foi observado pela primeira vez em 1994 (IEDE *et al.*, 1997). *B. occidentalis* foi observada em 1997, *G. brimblecombei*

em junho de 2003, *L. invasa* e *T. peregrinus* detectados em 2008, sendo esta última considerada séria devido a sua rápida capacidade de infestação e dispersão (WILCKEN; BERTI FILHO, 2010). A espécie *T. peregrinus*, conhecida popularmente como percevejo bronzeado do eucalipto, é um inseto de origem australiana que se destaca como praga da cultura do eucalipto em diversos continentes atacando tanto plantios comerciais como árvores urbanas (BARBOSA *et al.*, 2012). Esse histórico de invasões demonstra que o Brasil tem falhado em prevenir a entrada de espécies exóticas com potencial de se tornarem pragas no país.

O mecanismo de entrada de pragas florestais no Brasil é variado; existem registros de pragas que entraram no país por embalagens de madeira, mudas e produtos florestais, causando grandes perdas e aumento dos custos de produção em florestas de eucalipto (IEDE; FERRAZ, 2013). Assim, a priorização das áreas críticas de invasão é uma ferramenta estratégica de prevenção. As pragas, em especial as florestais, adquiriram um novo status econômico (MELEIRO *et al.*, 2014). O impacto que uma praga considerada quarentenária pode causar no âmbito do comércio internacional é muito mais relevante que o impacto que ela poderia causar no seu habitat natural, pois alguns efeitos deletérios de pragas quarentenárias incluem o acesso a mercados de países importadores de produtos da cadeia florestal, em virtude da imposição de barreiras fitossanitárias (NAVIA *et al.*, 2017).

Em nosso estudo, das dez espécies modeladas cinco estão na lista de Pragas Quarentenárias Ausentes (PQA) do Ministério da Agricultura pecuária e Abastecimento (MAPA), são elas: *E. maideni*, *L. dispar*, *O. postica*, *S. anale* e *T. sloanei*. Os gêneros *Paropsisterna* e *Ophelimus* aparecem nesta mesma lista com outras espécies consideradas quarentenárias no território brasileiro, ainda outras duas espécies *P. atomaria* e *M. privata* são pragas ausentes, não regulamentadas como quarentenárias. No estudo de Lopes-da-Silva *et al.* (2016), que reuniu informações de interceptações no território brasileiro entre 1977 e 2013, mais da metade das espécies de pragas interceptadas (47 spp.) eram da categoria de ausentes não regulamentadas, que são pragas sem informações de ocorrência no Brasil e não possuem o status de quarentenária. Ainda segundo estes autores, o número de pragas quarentenárias interceptadas foi de 28 espécies. Gonzaga *et al.* (2015) ponderam que alguns princípios devem ser considerados antes da publicação de medidas

quarentenárias, entre eles (i) se a praga representa uma ameaça substancial para determinado sistema agrícola e (ii) se as medidas quarentenárias devem ser destinadas a proteção das culturas, não somente proteção de comércio. Tais medidas devem ser derivadas de uma legislação onde as áreas prioritárias devem ser analisadas minuciosamente antes que medidas quarentenárias sejam recomendadas.

A identificação das potenciais vias de ingresso de pragas em um país é importante para medidas de prevenção. Spadotto *et al.* (2014) identificaram 364 vias de possível ingresso terrestre de pragas no Brasil, vindas de países fronteiriços em interseções com estradas e rodovias, e 26 locais na região de fronteira passíveis de ingresso de pragas por meio de embarcações. Neste estudo, as áreas críticas de invasão por mais de uma espécie estão localizadas principalmente nas regiões sul e sudeste, seguidas pelas regiões centro-oeste, nordeste e norte. Conforme demonstrado nos estudos de Holler *et al.* (2016) ao analisarem as regiões potenciais para o estabelecimento de *Chilo partellus* Swinhoe, 1885 (Lepidoptera: Pyralidae) no Brasil, localidades onde o hospedeiro potencial esteja estabelecido necessitam maior atenção, pois apresentam um maior potencial de estabelecimento da praga. Desta forma a região sudeste, que corresponde a 41,9% da área plantada de eucalipto (IBÁ, 2020), deve receber atenção de autoridades fitossanitárias, pois reúne simultaneamente uma produção acentuada e um maior potencial de estabelecimento.

Ao analisarmos as áreas onde há maior risco de invasão sobrepondo portos marítimos e aeroportos internacionais, e considerando a probabilidade de invasão e estabelecimento (EARLY *et al.*, 2016), três espécies quarentenárias, *E. maideni*, *O. postica* e *S. anale* aparecem com os maiores índices de risco. Destas, *E. maideni* apresentou índice de risco de até 0,90 em algumas regiões, incluindo a região nordeste, que abrange boa parte dos portos marítimos. *P. cloelia* apresentou índice de risco de até 0,60 no sul e sudeste, regiões que possuem o maior fluxo de passageiros e cargas, pois comportam os maiores aeroportos do país. É reconhecido que a detecção nos aeroportos é uma medida de controle importante e econômica para evitar a introdução de pragas invasivas (MCCULLOUGH *et al.*, 2006). Estudos mostram que 73% das intercepções de pragas nas vias de entrada dos Estados Unidos entre 1984 e 2000 ocorreram em aeroportos internacionais. Além disso, 62% das pragas interceptadas estavam associadas

com a bagagem dos passageiros, sendo a maioria insetos (MCCULLOUGH *et al.*, 2006). Nos estudos de Meleiro *et al.* (2014), das 209 interceptações de espécies no porto de Santos, o maior da América Latina, 146 (69,8%) foram oriundas da Ásia, das quais 28 (96,55%) se tratavam de pragas quarentenárias ausentes (PQA). Todas as interceptações de pragas quarentenárias A1, interceptadas no Porto de Santos de 2015 a 2017 foram registradas em embalagens e suportes de madeira (MONTEFERRANTE *et al.*, 2018). Estes estudos demonstram a importância de portos e aeroportos na introdução de espécies pragas. Paini *et al.* (2018) listaram a quantidade de navios internacionais e portos vulneráveis no Brasil para chegada de *L. dispar* no Brasil, segundo os autores dos 9.143 navios internacionais que chegam ao Brasil, 4.016 chegam em portos considerados vulneráveis, sendo a região sul do Brasil a mais adequada climaticamente para a chegada da espécie. Estes autores ainda salientam que se um navio chegar a qualquer porto considerado vulnerável transportando ovos de *L. dispar* e as larvas surgirem na chegada, as condições climáticas provavelmente seriam favoráveis para o estabelecimento de uma população.

Embora a invasão biológica seja um processo que ocorre em nível global, a capacidade em prevenir e combater o invasor uma vez que ele se estabeleceu varia conforme o país (EARLY *et al.*, 2016). Países em desenvolvimento e com baixos índices de IDH, como é o caso do Brasil, sofrem mais com a introdução de espécies invasoras, em parte pela dificuldade em adotar medidas de prevenção. Byeon *et al.* (2020) argumenta que as cidades com alta adequação climática e que têm portos ou aeroportos com população turística significativa e comércio ativo tem um risco maior de invasão. Por exemplo, o fato de o bicudo-do-algodoeiro, *Anthonomus grandis* Boheman, ter sido detectado no Brasil em 1983 em plantações de algodão nas proximidades do aeroporto Internacional de Guarulhos Habib e Fernandes (1983) reforçou a ideia de que as maiores entradas de pragas se dão por via aérea.

Segundo a Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC) os aeroportos mais movimentados do país concentram-se nas regiões sul e sudeste, com maior número de passageiros e transporte de cargas, assim, as paisagens ao redor destes aeroportos que são ambientalmente adequadas estão sob risco alto de introdução. Quando os mapas de risco são projetados para o futuro nos cenários de mudanças climáticas, levou-se como

premissa o desenvolvimento da infraestrutura do país, por isso optamos por sobrepor aeroportos e portos que são obras que, se forem construídas, demandam décadas de investimento para expansão da malha aeroportuária no Brasil.

As projeções de distribuição futuras apresentadas devem ser consideradas indicações das mudanças potenciais nas áreas adequadas para as espécies modeladas em resposta às mudanças climáticas. Outros trabalhos adotaram metodologia semelhante, como Múrria *et al.* (2019) que, ao abordarem duas espécies do gênero *Annitella* Klapálek na Europa, identificaram um alto risco de extinção. Soares *et al.* (2020) analisaram a distribuição potencial de *Anastrepha obliqua* Macquart (mosca-das-frutas) na América do Sul, e verificaram a existência de potenciais novos habitats para esta praga inclusive no semiárido brasileiro. Nossos modelos sugeriram um aumento no risco de invasão em regiões que atualmente não são produtores de Eucalipto, mas que podem vir a ser produtoras devido ao aumento das temperaturas decorrentes do aquecimento global e ao melhoramento genético da espécie. Além disso, espera-se que a distribuição das espécies aumente ainda mais sob a influência antropogênica nos transportes entre as regiões.

Apesar da importância dessa linha de pesquisa, há poucos trabalhos publicados a respeito dos efeitos das mudanças climáticas sobre insetos no Brasil (AUAD; FONSECA, 2017). A literatura entomológica, apesar de ser rica em relação ao efeito do aumento da temperatura na biologia e dinâmica populacional de insetos-praga, limita-se a esse fator. Assim, trabalhos que abordem a dinâmica da invasão por meio das condicionantes climáticas são potenciais preditores de invasões indesejadas ao ecossistema brasileiro, assim sendo, neste trabalho destacamos as formas de entrada de pragas potenciais no Brasil, tendo em vista que o aumento das viagens e do comércio global, estão impulsionando o aumento de insetos invasores. Além disso, a importância econômica dada aos insetos-praga em decorrência das introduções recentes que resultaram em perdas econômicas substanciais, obriga tomadores de decisão a pensarem estratégias de prevenção cada vez mais eficazes para a sanidade da Eucaliptocultura brasileira.

Por fim, apesar de sua ampla utilização para avaliar os impactos das mudanças climáticas na redistribuição de espécies, as previsões obtidas com MDEs devem ser interpretadas com cautela, levando em consideração incertezas como o uso de um único

algoritmo e projeções climáticas futuras. Os modelos aplicados neste estudo são baseados apenas nas interações climáticas e não consideram as exigências específicas frente ao microclima e as interações bióticas existentes. Essas interações podem ter fortes influências nas respostas das espécies às mudanças climáticas (DAVIS *et al.*, 1998). Além disso, ao relacionar as distribuições geográficas das espécies a um conjunto de fatores ambientais os modelos não levam em consideração que mudanças evolutivas das espécies podem ocorrer (PEARSON *et al.*, 2006). Entretanto, para muitas espécies, a mudança evolutiva provavelmente não acompanhará as mudanças climáticas devido o tempo adaptativo e as complexidades exigidas por cada espécie (MILLIEN *et al.*, 2006). Além disso, por esta ferramenta ser de natureza correlativa, não há garantia de que as relações atuais entre a distribuição de uma espécie e o clima atual irão prever adequadamente a distribuição futura de uma espécie (LAWLER *et al.*, 2006). Outra possível limitação diz respeito ao algoritmo utilizado para gerar as previsões. Embora alguns autores defendam que mapas de consenso baseados em vários algoritmos são mais adequados, estudos desenvolvidos para testar essa hipótese não corroboraram essa afirmação (CRIMMINS *et al.*, 2013; ZHU; PETERSON, 2017; HAO *et al.*, 2020). Nesse estudo, utilizamos o *software* MaxEnt, que é reconhecido por sua robusta capacidade preditiva na distribuição potencial de espécies (GRÜNIG *et al.*, 2020). Além disso, testamos diferentes configurações do *software* e selecionamos a de melhor desempenho, sendo que todos os modelos apresentaram valores de AUC superiores a 0,7, que são considerados aceitáveis para estudos envolvendo insetos (GIANNINI *et al.*, 2012). Apesar dessas limitações, os MDEs continuam a ser uma ferramenta útil para estimar as áreas com risco de invasão, conforme atestado por diversos estudos.

## 6.1 DESAFIOS E PERSPECTIVAS

Ressalta-se que trabalhar com cenários não é prever o futuro, mas entender melhor as incertezas para se chegar a decisões que sejam robustas sob uma ampla gama de futuros possíveis auxiliando no desenvolvimento de estratégias eficazes de proteção de culturas. Como demonstrado neste estudo, espécies de insetos-praga do eucalipto

mostram ter potencial para invadir áreas no Brasil que hoje são produtoras de eucalipto, representando um risco à eucaliptocultura brasileira.

Para evitar prejuízos à produção florestal sem colocar em risco a segurança fitossanitária, é preferível que as políticas públicas possam ser voltadas a prevenção e identificação de pragas interceptadas no território brasileiro. Para isso, é necessário disponibilizar uma infraestrutura tecnológica onde haja troca de informações entre produtores e pesquisadores da área, ou seja, recursos humanos que permitam a compilação sistemática de dados e sua análise em todo o país. Dessa forma, os benefícios desta medida seriam refletidos na melhoria do sistema de defesa fitossanitária e na detecção precoce de insetos-praga danosos a Eucaliptocultura nacional, reduzindo custos de controle e aumentando a efetividade de detecção. Por fim, o estudo sobre as probabilidades de introdução de insetos-praga fornece informações fundamentais para uma gestão inteligente das áreas de maior de risco, tornando mais eficiente a fiscalização agropecuária e minimizando o risco de introdução de insetos-praga do eucalipto no Brasil.

## **7 CONSIDERAÇÕES**

Nosso estudo mostrou que diversas regiões do Brasil são climaticamente adequadas para espécies de insetos-praga do eucalipto e estão sob risco de invasão. Tanto a adequabilidade climática quanto o risco de invasão variam conforme a espécie, e são alterados quando projetados para os diferentes anos e cenários de mudanças climáticas avaliados. Os mapas de risco gerados pela combinação da adequabilidade climática e as áreas de risco de invasão desenvolvidos nesse estudo podem servir de base para que autoridades fitossanitárias elaborem planos de prevenção da entrada dessas espécies no Brasil e evitem maiores prejuízos econômicos em decorrência dos danos causados por pragas.



## REFERÊNCIAS

- AUAD, A. M.; FONSECA, M. G. A entomologia nos cenários das mudanças climáticas. In: BETTIOL, W.; HAMADA, E.; ANGELOTTI, F.; AUAD, A. M.; GHINI, R. **Aquecimento Global e Problemas Fitossanitários**. Embrapa, Brasília, 2017.
- ADAIME, M. S. **Vulnerabilidade Da Amazônia à Introdução de Pragas Quarentenárias**. Dissertação, Universidade Federal do Amapá. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional. 2018.
- AHMAD, R.; *et al.* Global distribution modelling, invasion risk assessment and niche dynamics of *Leucanthemum vulgare* (Ox-eye Daisy) under climate change. **Scientific Reports**, [s. l], v. 9, n. 1, p. 45-53, 6 ago. 2019.
- ALFORD, L.; *et al.* Measuring the evolutionary potential of a winter-active parasitic wasp to climate change. **Oecologia**, [S.L.], v. 194, n. 1-2, p. 41-50, 22 set. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-020-04761-2>.
- AKAIKE, H. A new look at statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, AU-19, 716–722. 1974.
- ANDERSON, R. P.; LEWC, D.; PETERSON, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**, v. 55, n. 5, p. 211–232, 2003.
- ARANHA, C. DE O. **Modelagem de nicho ecológico de *Tityus serrulatus* LUTZ & MELLO, 1922 e *Tityus stigmurus* (THORELL, 1876) (Arachnida: Scorpiones)**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Bahia, 2015.
- ARTHUR, F. H.; *et al.* Modeling the potential range expansion of larger grain borer, *Prostephanus truncatus* (Coleoptera: bostrichidae). **Scientific Reports**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 45-53, 3 maio 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-42974-5>.
- ATWATER, D. Z.; *et al.* Climatic niche shifts are common in introduced plants. **Nature Ecology & Evolution**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 34-43, 4 dez. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0396-z>.
- AUKEMA, J. E.; *et al.* Historical Accumulation of Nonindigenous Forest Pests in the Continental United States. **Bioscience**, [S.L.], v. 60, n. 11, p. 886-897, dez. 2010. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2010.60.11.5>.

BARBOSA, L. R.; *et al.* Percevejo bronzeado do eucalipto: reconhecimento, danos e direcionamentos para o controle, Colombo: Embrapa Florestas, 1ed, 2012. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>.

BELLARD, C.; *et al.* Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Glob Ecol Biogeogr** 23:1376–1386, 2014.

BENTZ, B. J.; *et al.* Elevational shifts in thermal suitability for mountain pine beetle population growth in a changing climate. **Forestry**, [S.L.], v. 89, n. 3, p. 271-283, 6 jan. 2016. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpv054>.

BRADSHAW, C. J. A.; *et al.* Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. **Nature Communications**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 106-111, 4 out. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms12986>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/174/\\_arquivos/anexo\\_resoluconabio05\\_estrategia\\_nacional\\_especies\\_\\_invasoras\\_anexo\\_resoluconabio05\\_174.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_arquivos/anexo_resoluconabio05_estrategia_nacional_especies__invasoras_anexo_resoluconabio05_174.pdf) - Acessado em 11 de Abril. de 2019.

BORIA, R.A.; *et al.* Spatial filtering to reduce sampling bias can improve performance of ecological niche models. **Ecol Model**, 275, 73–77. 2014.

BOROWSKI, J. Bostrichidae. In Löbl, I. & A. Smetana (Eds.): **Catalogue of Palaearctic Coleoptera**, Vol 4. Apollo Books, Stenstrup, pp. 54, 320–328. 2007

BROWN, J. L.; *et al.* SDMtoolbox 2.0: the next generation python-based gis toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **Peerj**, [S.L.], v. 5, p. 4095-4099, 5 dez. 2017. **PeerJ**. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.4095>.

BRUSTEL H., ABERLENC H.-P. Les Bostrichidae Latreille, 1802 de la faune de France: espèces autochtones, interceptées, introduites ou susceptibles de l'être (Coleoptera) **Revue de l'Association Roussillonnaise d'Entomologie**, 23: 65-68, 2014.

BYEON, D-H.; *et al.* Prediction of Spatiotemporal Invasive Risk by the Red Imported Fire Ant (Hymenoptera: Formicidae) in South Korea. **Agronomy**, [s. 1], v. 6, n. 10, p. 875-882, 19 jun. 2020.

BURCKHARDT, D.; *et al.* Psyllid pests (Hemiptera, Psylloidea) in South American eucalypt plantations. **Bulletin de la Société Entomologique Suisse**, v. 72, p. 1-10. 1999.

BURNHAM, K.P.; *et al.* AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. **Behav Ecol Sociobiol** 65:23-35. 2011.

CANADIAN FOOD INSPECTION AGENCY (CFIA). **Asian Gypsy Moth**. <http://www.inspection.gc.ca/plants/plant-pests-invasive-species/insects/gypsy-moth/asian-gypsy-moth/eng/1330353359964/1330353499535>. 2017.

CDB. Convenção da diversidade biológica, 1992.

CHEN, W.; *et al.* Response of vegetation cover to CO<sub>2</sub> and climate changes between Last Glacial Maximum and pre-industrial period in a dynamic global vegetation model. *Quaternary Science Reviews*, v. 218, p. 293–305, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2019.06.003>>.

COUTO, L.; *et al.* Programa de pesquisa para avaliação de densidades de plantio e rotação de plantações de rápido crescimento para produção de biomassa. **Revista Biomassa & Energia**, p. 107–112, 2004.

CORNELISSEN, T. Climate change and its effects on terrestrial insects and herbivory patterns. **Neotropical Entomology**, [S.L.], v. 40, n. 2, p. 155-163, abr. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-566x2011000200001>.

CRIMMINS, S. M. *et al.* Evaluating ensemble forecasts of plant species distributions under climate change. **Ecological Modelling**, [S.L.], v. 266, p. 126-130, set. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.07.006>.

DAHLSTEN, D. L.; *et al.* Parasitoid wasp controls blue gum psyllid. 1998. **California Agriculture**, v. 52, p. 35-38.

DE MARCO JR, P.; SIQUEIRA, M. F. DE. How to determine the potential distribution of species under a conservationist approach? **Megadiversidade**, v. 5, n. 1–2, p. 65–77, 2009.

DITTRICH-SCHRÖDER, G.; *et al.* Invasive gall-forming wasps that threaten non-native plantation-grown Eucalyptus: diversity and invasion patterns. **Agricultural And Forest Entomology**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 285-297, 4 set. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/afe.12402>.

DYDERSKI, M. K.; *et al.* How much does climate change threaten European forest tree species distributions? **Global Change Biology**, [S.L.], v. 24, n. 3, p. 1150-1163, 30 out. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13925>.

EARLY, R.; *et al.* Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. **Nature Communications**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 104-121, 23 ago. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms12485>

ESCOBAR, L. E.; *et al.* Ecological niche modeling re-examined: A case study with the Darwin's fox. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 4757–4770, 2018.

ESSL, F.; *et al.* Crossing Frontiers in Tackling Pathways of Biological Invasions. **Bioscience**, [S.L.], v. 65, n. 8, p. 769-782, 11 jul. 2015. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biv082>.

ELITH, J.; *et al.* Agroforestry parklands in sub-Saharan Africa. **Ecography**, v. 15, n. 1, p. 129–151, 2006.

EMBRAPA, FLORESTAS. **Transferência de Tecnologia Florestal: Cultivo de eucalipto em propriedades rurais: diversificação da produção e renda**. 1a ed. Brasília, DF– Brasil. 2014.

FABRICANTE, J. R.; *et al.* Ecological attributes of alien *nicotiana glauca* graham (solanaceae) and assessment of the susceptibility of the species occurring in Brazil. **Ciencia Florestal**, v. 25, n. 4, p. 959–967, 2015.

FARROW, R.; *et al.* Inter-provenance variation in resistance of *Eucalyptus globulus* juvenile foliage to insect feeding. **Aust Forestry** 57: 65–68 1994.

FASKE, T. M.; *et al.* Can gypsy moth stand the heat? A reciprocal transplant experiment with an invasive forest pest across its southern range margin. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 21, n. 4, p. 1365-1378, 2 jan. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-018-1907-9>.

FERNANDES, B.V.; *et al.* *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae), uma praga exótica de *Eucalyptus*, no estado de Minas Gerais, Brasil. **Florida Entomologist** 97 (2):824-826. 2014.

FLORES, T. B.; *et al.* **Eucalyptus no Brasil - Zoneamento Climático e Guia para Identificação**. Brasília: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (Ipef), 2016. 447 p

FODEN, W. B.; *et al.* Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. **PLoS ONE**, v. 8, n. 6, 2013.

FOELKEL, C. E. B. Eucalipto no Brasil, história de pioneirismo. **Revista Visão Agrícola**, v. 3, p. 66–69, 2005.

FURTADO, E. L.; WILCKEN, C. F. **Priorização de Registro de Produtos Fitossanitários para Florestas Plantadas**. Botucatu: Fca/unesp, 2015. 35 slides, color.

GARCIA, L. G. L.; *et al.* Modeling suitable climate for *Eucalyptus grandis* under future climates scenarios in Brazil/Modelagem da aptidão climática do *Eucalyptus grandis*

frente aos cenários de mudanças climáticas no Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 104, p. 503–511, 2015.

GIANNINI, T. C.; *et al.* Current challenges of species distribution predictive modelling. **Rodriguesia**, 63 (3): 733-749. 2012.

GIANNINI, T. C.; *et al.* Protecting a managed bee pollinator against climate change: strategies for an area with extreme climatic conditions and socioeconomic vulnerability. **Apidologie**, [s.l.], v. 48, p. 784–794, 2017.

GILL, R. J. New state record: Redgum lerp psyllid, *Glycaspis brimblecombei*. **California Plant Pest and Disease Report**, 17, 7–8, 1998.

GIORIA, M; JAROŁÍK, V; PYŁEK, P. Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: emerging patterns. **Perspectives In Plant Ecology, Evolution And Systematics**, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 132-142, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ppees.2014.03.003>

GOLFARI, L.; *et al.* **Zoneamento ecológico esquemático para reflorestamento no Brasil: 2ª aproximação**. Belo Horizonte: Centro de Pesquisa Florestal da Região do Cerrado, 1978. 66 p. (PRODEPEF. Série técnica, 11).

GONÇALVES, J. L. DE M.; *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6–27, 2013.

GONZAGA, V.; *et al.* **Quarentena vegetal no Brasil**. In: VILELA, E.F.; ZUCCHI, R.A. (Ed.). *Pragas introduzidas no Brasil: insetos e ácaros*. Piracicaba: FEALQ. p.67-108. 2015

GRÜNIG, M.; *et al.* Inflection point in climatic suitability of insect pest species in Europe suggests non-linear responses to climate change. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 26, n. 11, p. 6338-6349, 7 set. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15313>.

HABIB, M.E.M.; FERNANDES, W.D. *Anthonomus grandis* Boheman (Curculionidae) já está na lavoura algodoeira do Brasil. **Revista de Agricultura**, v.58, p.74, 1983.

HIJMANS, R. J. et al. 2005. very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965– 1978.

HEGAZI, E.; *et al.* Population dynamics and economic losses caused by *Zeuzera pyrina*, a cryptic wood-borer moth, in an olive orchard in Egypt. **Agricultural And Forest Entomology**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 9-19, 29 jul. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/afe.12075>.

HARRIS, R. M. B.; *et al.* Climate projections for ecologists. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, [S.L.], v. 5, n. 5, p. 621-637, 22 maio 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/wcc.291>.

HAO, T.; *et al.* Testing whether ensemble modelling is advantageous for maximising predictive performance of species distribution models. **Ecography**, [S.L.], v. 43, n. 4, p. 549-558, abr. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.04890>.

HAO, T.; *et al.* A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 25, n. 5, p. 839-852, 22 jan. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12892>.

HERNANDEZ P.A.; *et al.* The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography** 29:773–785. 2006. doi: 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x

HILL, M.P; TERBLANCHE, J.S. Niche overlap of congeneric invaders supports a single-species hypothesis and provides insight into future invasion risk: implications for global management of the *Bactrocera dorsalis* complex. **PLoS ONE** 9: e90121. 2014

HOSNI, E. M.; *et al.* Modeling current and future global distribution of *Chrysomya bezziana* under changing climate. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 104-316, 18 mar. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-61962-8>.

HUTACHARERN, C.; S. CHOLDUMRONGKUL. “A note on the insect pests of multipurpose tree species in thailand.” **Journal of Tropical Forest Science**, vol. 2, no. 1, 1989, pp. 81–84. *JSTOR*, [www.jstor.org/stable/43594568](http://www.jstor.org/stable/43594568).

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks and future work. Springer Briefs in **Applied Sciences and Technology**, n. 9783642282751, p. 75–76, 1957.

IBÁ. Relatório 2017. Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ, p. 80, 2017.

IBÁ. Relatório 2020. Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ, p. 4, 2020.

GEIS, K.U. Gebietsfremde Splintholz- und Bohrkäfer, nach Mitteleuropa mit Importholz und anderen Gütern eingeschleppt. – Eine Bestandsaufnahme (Coleoptera: Lyctidae, Bostrichidae) Mitteilungen des internationalen entomologischen Vereins e.V. Frankfurt a. M., **Supplement**, 10: 1-100, 2002

Guia de procedimentos para avaliação de risco de plantas como pragas (plantas daninhas) / Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura, Comité Regional de Sanidad Vegetal del Cono Sur; Alec McClay. – Uruguay: **IICA**, 2018.

IEDE, E. T.; *et al.* ***Ctenarytaina* sp. (Homoptera: Psilidae) associada a plantios de *Eucalyptus* sp.** em Arapoti, PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 16.; ENCONTRO NACIONAL DE FITOSSANITARISTAS, 7., 1997, Salvador.

Resumos. Salvador: Sociedade Entomológica do Brasil; Cruz das Almas: EMBRAPACNPMF, 1997. p. 253.

IEDE, E. T. Importância das Pragas Quarentenárias Florestais no Comércio Internacional - Estratégias e Alternativas para o Brasil. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n. 22, p. 1–35, 2005.

IEDE, E. T.; FERRAZ, M. **Principais pragas florestais de importância quarentenária para o Brasil**. In: CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE DEFESA AGROPECUÁRIA, 4., 2013, Belém. Anais. Belém: SBDA, 2013.

IMA. **Programa Estadual De Espécies Exóticas Invasoras** - PEEI do Estado De Santa Catarina. 2016.

IPCC. Painel Intergovernamental sobre alterações climáticas 2014. Impactos, Adaptação e Vulnerabilidade Resumo para Decisores. IPCC. [s.l.: s.n.].

HOLLER, W.A.; *et al.* **Detalhamento de regiões brasileiras suscetíveis ao ingresso e estabelecimento da praga quarentenária ausente (A1) - *Chilo partellus* (Swinhoe) (Lepidoptera: Pyralidae)**. Campinas: Embrapa Gestão Territorial. 2016.

JACTEL, H.; *et al.* Interactive Effects of Tree Mixing and Drought on a Primary Forest Pest. **Frontiers In Forests And Global Change**, [S.L.], v. 2, p. 45-53, 21 nov. 2019. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/ffgc.2019.00077>

JARNEVICH, C. S.; *et al.* Caveats for correlative species distribution modeling. **Ecological Informatics**, v. 29, p. 6–15, 2015.

JONES, T.H.; *et al.* Genetic resistance of Eucalyptus globulus to autumn gum moth defoliation and the role of cuticular waxes. **Can J For Res** 32: 1961–1969. 2002

JONES, M. E.; *et al.* Erratum to: establishment of *psyllaephagus parvus* and *p. perplexus* as serendipitous biological control agents of eucalyptus psyllids in southern california. **Biocontrol**, [S.L.], v. 56, n. 5, p. 745-745, 17 jun. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10526-011-9383-5>.

JUNQUEIRA, L. R. **Quantificação de danos causados por *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) em eucalipto**. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Unesp, Botucatu. 2016

KOLB, T. E.; *et al.* Observed and anticipated impacts of drought on forest insects and diseases in the United States. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 380, p. 321-334, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.051>.

KOTTEK, M.; *et al.* **World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated**, **Meteorologische Zeitschrift**, Germany, 2006, pp. 259-263.

LANFRANCO, D.; DUNGEY, H. S. Insect damage in Eucalyptus: a review of plantations in Chile. **Austral Ecology**, [S.L.], v. 26, n. 5, p. 477-481, out. 2001. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01131.x>.

LAWLER, J. J.; *et al.* Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 12, n. 8, p. 1568-1584, 26 jun. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01191.x>.

LAURANCE, W.F.; *et al.* Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution** 29: 107-116. 2014

LEE, D-H.; *et al.* A review of biology and management of *Lycorma delicatula* (Hemiptera: fulgoridae), an emerging global invasive species. **Journal Of Asia-Pacific Entomology**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 589-596, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aspen.2019.03.004>

LEWIS, S. L.; *et al.* Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. **Nature**, [S.L.], v. 568, n. 7750, p. 25-28, abr. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>.

LIN, H. *et al.* Incidence of and defoliation by a newly introduced pest, *Paropsisterna variicollis* (Coleoptera: chrysomelidae), on eleven durable eucalyptus species in Hawkes Bay, New Zealand. **New Zealand Plant Protection**, [S.L.], v. 70, p. 45-51, 8 ago. 2017. New Zealand Plant Protection Society. <http://dx.doi.org/10.30843/nzpp.2017.70.26>.

LIU, L.Y.; *et al.* An annotated synopsis of the powder post beetles of Iran (Coleoptera: Bostrichoidea: Bostrichidae) **Journal of Insect Biodiversity**, 4: 1-22, 2016

LOPES-DA-SILVA, M.; *et al.* Interceptações de pragas quarentenárias e ausentes não regulamentadas em material vegetal importado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S.L.], v. 51, n. 5, p. 494-501, maio 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000500009>.

LUKACS, Z. **Phenology of autumn gum moth *Mnesampela privata* (Guen.) (Lepidoptera: Geometridae)**. PhD thesis. AUS-Hoba (1999).

LYKIDIS, C. T.; *et al.* First record of *Sinoxylon anale* and *S. unidentatum* in Greece, with an updated account on their global distribution and host plants (Coleoptera: bostrichidae). **Fragmenta Entomologica**, [S.L.], v. 48, n. 2, p. 101-115, 31 dez. 2016. PAGEPress Publications. <http://dx.doi.org/10.4081/fe.2016.171>.

MANSFIELD, S. New communities on eucalypts grown outside Australia. **Frontiers in Plant Science** 7, 1812. (2016).



MAFIA, R. G.; MENDES, J. E. P. Surtos e danos causados pelos besouros desfolhadores *Costalimaita ferruginea* (Fabricius, 1801) e *Costalimaita lurida* (Lefèvre, 1891) (Coleoptera: Chrysomelidae) em plantios de eucalipto. **Revista Árvore, Viçosa**, v. 38, n. 5, p. 829-836, 2014.

MCGEOCH, M. A.; *et al.* Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. **Biological Invasions**, 18, 299-314. 2016.

MCCULLOUGH, D. G.; *et al.* Interceptions of Nonindigenous Plant Pests at US Ports of Entry and Border Crossings Over a 17-year Period. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 611-630, 20 jan. 2006. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-005-1798-4>.

MEDINA, C. R.; LUNA-VEGA, I.; RÍOS-MUÑOZ, C. A. Distribution of *Taxus globosa* (Taxaceae) in Mexico: Ecological niche modeling, effects of land use change and conservation. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 83, n. 3, p. 421–433, 2010.

MELEIRO, M.; *et al.* **Pragas interceptadas pela Vigilância Agropecuária Internacional no Porto de Santos de 2006 a 2008**. Colombo: Embrapa Florestas, 2014. (Embrapa Florestas. Comunicado técnico, 336).

MENDONÇA, A. H. **Modelagem multi-hierárquica de distribuição potencial e seleção de filtros ambientais de espécies invasoras no Estado de São Paulo**. Tese de doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos., 2015.

MEROW, C.; SMITH, M. J.; SILANDER JR, J. A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, v. 36, n. 10, p. 1058–1069, 2013.

MILLIEN, V.; *et al.* Ecotypic variation in the context of global climate change: revisiting the rules. **Ecology Letters**, [S.L.], v. 9, n. 7, p. 853-869, jul. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00928.x>.

MIRANDA, C. A. S. F; *et al.* Óleos essenciais de folhas de diversas espécies: propriedades antioxidantes e antibacterianas no crescimento espécies patogênicas. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, Ce, v. 47, n. 1, p.213-220, 2016.

MIRANDA, Sílvia Helena Galvão de. **A economia da proteção fitossanitária e seus desafios**. Cepea - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada, Piracicaba, p. 1-3, 22 nov. 2018. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/opiniao-cepea/a-economia-da-protecao-fitossanitaria-e-seus-desafios>. Acesso em: 25 ago. 2019

MONTEFERRANTE, E. C.; *et al.* Interceptações de pragas em embalagens de madeira no Porto de Santos. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 1, n., p. 132-141, 1 jan 2018. Trimestral.

MORA, A. L.; GARCIA, C. H. **Eucalypt Cultivation in Brazil**, 2000. Disponível em: <<http://atividaderural.com.br/artigos/50ec5305728a6.pdf>> Acesso em: 09 de junho de 2019.

MORALES, N. S.; *et al.* MaxEnt's parameter configuration and small samples: Are we paying attention to recommendations? A systematic review. **PeerJ**, v. 2017, n. 3, p. 1–16, 2017.

MOREIRA, J. R. Mudanças Climáticas e seus Impactos nos Recursos Energéticos do Brasil. In: **FGV-Energia**. (White Paper) As Questões Climáticas e os Impactos nos Negócios de Energia os Impactos nos Negócios de Energia. 2017.

MORO, M. F.; *et al.* Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica**. Brasília, v. 26, n. 4, p. 991–999, 2013.

MOURA, N. G.; *et al.* Two hundred years of local avian extinctions in Eastern Amazonia. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p.1271-1281, Oct. 2014. DOI: 10.1111/cobi.12300.

MURRIA, C.; *et al.* Vulnerability to climate change for two endemic high-elevation, low-dispersive Anitella species (Trichoptera) in Sierra Nevada, the southernmost high mountain in Europe. **Insect Conservation And Diversity**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 283-295, 4 nov. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12387>.

NAHRUNG, H. F.; *et al.* Expansion of the geographic range of the eucalypt pest *Paropsisterna cloelia* (Stål) (Coleoptera: chrysomelidae) through synonymy and invasion. **Austral Entomology**, [S.L.], v. 59, n. 3, p. 619-629, 9 jun. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/aen.12476>.

NAVIA, D.; *et al.* **Ácarovermelho-das-palmeiras, Raiella indica Hirst (Prostigmata: Tenuipalpidae)**. In: VILELA, E. 71 F.; ZUCCHI, R. A. (Org.). Pragas introduzidas no Brasil: insetos e ácaros. Piracicaba: FEALQ, 2015. p. 418-452.

OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal Of Biogeography**, [S.L.], v. 33, n. 12, p. 2027-2039, dez. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>.

PAINE. T.D. Insects colonizing eucalypts in California, F. Lieutier (Eds.), *Insects and Diseases of Mediterranean Forest Ecosystems*, **Springer International Publishing**, Cham, Switzerland, pp. 711-730. 2016

PAINI, Dean R.; *et al.* Global threat to agriculture from invasive species. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 113, n. 27, p. 7575-7579, 20 jun. 2016. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1602205113>.

PAINI, D. R.; *et al.* Global establishment threat from a major forest pest via international shipping: *lymantria dispar*. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 3245-3253, 13 set. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-31871-y>.

PBMC, COPPE – UFRJ. **Mudanças Climáticas e Cidades. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas**. PBMC, Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Rio de Janeiro, Brasil. 2016. Disponível em: <[www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos/R\\_elatorio\\_UM\\_v10-2017-1.pdf](http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos/R_elatorio_UM_v10-2017-1.pdf)>.

PEARSON, R.G.; *et al.* Model-based uncertainty in species range prediction. **Journal of Biogeography** 33: 1704-1711. 2006

PEARSON, R.G.; *et al.* Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography** 34: 102-117. 2007

PERES FILHO, O.; *et al.* First record of *Sinoxylon conigerum* Gerstäcker (Coleoptera: bostrichidae) in Brazil. **Neotropical Entomology**, [S.L.], v. 35, n. 5, p. 712-713, out. 2006. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-566x2006000500023>.

PETENON, D.; PIVELLO, V. R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação**, v. 6, n. 1, p. 65–77, 2008.

PETERSON, A. T.; *et al.* **Ecological niches and geographic distributions**. [s.l.: s.n.]. v. 49. 2003

PETERSON, A. T.; *et al.* Modeled global invasive potential of Asian gypsy moths, *Lymantria dispar*. **Entomologia Experimentalis Et Applicata**, [S.L.], v. 125, n. 1, p. 39-44, out. 2007. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00603.x>.

PIMENTEL, D.; *et al.* Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. Agriculture, **Ecosystems and Environment**. 2001.

PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R.E. **A maximum entropy approach to species distribution modelling**, pp. 655–662. 2004.

PHILLIPS, S. J.; *et al.* Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. **International Journal of Global Environmental Issues**, v. 6, n. 2–3, p. 231–252, 2006.

PHILLIPS, S.J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: novas extensões e uma avaliação abrangente. **Ecografia**, 31, 161 – 175. 2008

PROTASOV, A.; *et al.* Biology, revised taxonomy and impact on host plants of *Ophelimus maskelli*, an invasive gall inducer on *Eucalyptus* spp. in the Mediterranean Area. **Phytoparasitica**, [S.L.], v. 35, n. 1, p. 50-76, fev. 2007. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02981061>.

QUEIROZ, T. B.; *et al.* Temperature thresholds for *Eucalyptus* genotypes growth across tropical and subtropical ranges in South America. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 472, p. 118248-118258, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118248>.

QUEIROZ, D.L. Predição da distribuição geográfica de *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psylloidea) no Brasil. **Australian Journal of Entomology** 52 :20-30. 2013

RADOSAVLJEVIC, A.; ANDERSON, R. P. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. **Journal of Biogeography**, 41(4), 629– 643. 2014.

REJMÁNEK, M; RICHARDSON, D. M. Trees and shrubs as invasive alien species - 2013 update of the global database. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 19, n. 8, p. 1093-1094, 23 abr. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12075>.

RIBEIRO, F.M.; CAMPOS-FARINHA, A.E. de C. Invasões Biológicas e Insetos Sociais Invasores. **Biológico**. São Paulo, v.67, n. 1-2, p. 11-17, jan.-dez. 2005.

RODDA, G.H.; *et al.* Challenges in identifying sites climatically matched to the native ranges of animal invaders. 2011. **Plos One** 6(2): e14670. pmid:21347411.

ROSENBLAD, K.C; SAX, D.F. A new framework for investigating biotic homogenization and exploring future trajectories: oceanic island plant and bird assemblages as a case study. **Ecography**: doi 10.1111/ecog.02652. 2016.

REASER, J. K.; *et al.* Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. **Environmental Conservation**, v. 34, n. 2, p. 98–111, 2007.

RICHARDSON, D. M.; *et al.* **Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions**. p. 93–107, 2000.

RODRIGUES, J. P. V.; *et al.* First record of the exotic Plagiostenoptera Hendel (Diptera, Platystomatidae) to Brazil. **International Journal Of Tropical Insect Science**, [S.L.], p. 115-117, 22 maio 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s42690-020-00169-w>.

RODRIGUES, P.; *et al.* Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 679–684, 2015.

SANTANA, D. L. de Q. **O psilídeo-de-concha (*Glycaspis brimblecombei*) em eucalipto. Embrapa Florestas**. Comunicado Técnico, 105. Colombo: Embrapa Florestas, 3 p. 2003.

SANTOS, S.; HATAKEYAMA, K. **Processo sustentável de produção de carvão vegetal. Produção**, v. 22, p. 309–321, 2012.

SARTÓRIO, I. P. **Avaliação e modelagem do crescimento de florestas energéticas de eucalipto plantadas em diferentes densidades**. Dissertação, Universidade Federal do Paraná., v. 151, n. 4, p. 1–46, 2014.

SEEBENS, H; *et al.* No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature Communications**, v. 8, p. 1–9, 2017.

SHEA, K.; CHESSON, P. Community Assembly Theory as a Framework for Biological Invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 33, n. 5, p. 313–325, 2018.

SCHUTZE, M. K.; *et al.* Species status and population structure of the Australian Eucalyptus pest *Paropsis atomaria* Olivier (Coleoptera: chrysomelidae). **Agricultural And Forest Entomology**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 323–332, nov. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00316.x>.

SILVA, L. H. DA.; *et al.* *Leptocybe invasa* (hymenoptera: eulophidae): nova praga do eucalipto no brasil. **Enciclopédia biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 10, p. 12–14, 2014.

SILVA, L.; *et al.* **As invasões Biológicas em Portugal: história, diversidade e gestão invasões**. Flora e fauna terrestre invasora na Macaronésia - Açores, Madeira e Canárias, p. 29–50, 2000.

SILVA, D. G.; *et al.* Geographic expansion and dominance of the invading species *Drosophila nasuta* (Diptera, Drosophilidae) in Brazil. **Journal Of Insect Conservation**, [S.L.], v. 24, n. 3, p. 525–534, 14 fev. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-020-00219-1>.

SIMBERLOFF, D. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.

SOARES, J. B. C.; *et al.* New occurrence and potential distribution of *Anastrepha zacharyi* (Diptera: tephritidae) in the eastern amazon. **Revista Brasileira de Entomologia**, [S.L.], v. 64, n. 1, p. 456–486, 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1806-9665-rbent-2019-93>.

SOLAR, R. R. de C. How pervasive is biotic homogenization in human modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, Oct. 2015. DOI: 10.1111/ele.12494.

SOUZA N.M.; *et al.* **Ressurgência de uma antiga ameaça: Gorgulho-do eucalipto *Gonipterus platensis* (Coleoptera: Curculionidae)**. Circular Técnica 209. Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais 20 p. 2016.

SPADOTTO, C.A.; *et al.* **Priorização de locais para implantação ou intensificação da vigilância fitossanitária no Brasil**. Campinas, SP: Embrapa Gestão Territorial, 2014. 2p.

SIQUEIRA, M. F. DE.; *et al.* Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation**, v. 17, n. 1, p. 25–32, 2009.

THOMPSON, L. M.; *et al.* Climate related geographical variation in performance traits across the invasion front of a widespread non-native insect. **Journal Of Biogeography**, [S.L.], p. 89-95, 8 nov. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.14005>.

USDA. Mariposa cigana. <https://www.aphis.usda.gov/aphis/ourfocus/planthealth/plant-pest-and-disease-programs/pests-and-diseases/gypsy-moth> (2017).

VAN KLEUNEN, M.; *et al.* Global exchange and accumulation of non-native plants. **Nature**, [S.L.], v. 525, n. 7567, p. 100-103, 19 ago. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nature14910>.

VIEIRA, I. R.; OLIVEIRA, J. S. DE; LOIOLA, M. I. B. Effects of Harvesting on Leaf Production And Reproductive Performance Of *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 40, p. 117–123, 2016.

VIRGENS, A. P.; FREITAS, L. C.; LEITE, Â. M. P. Economic and sensitivity analysis in a settlement established in southwestern Bahia. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 211–219, 2016.

WEI, J.; *et al.* Niche shifts and the potential distribution of *Phenacoccus solenopsis* (Hemiptera: pseudococcidae) under climate change. **Plos One**, [S.L.], v. 12, n. 7, p. 13-26, 10 jul. 2017. Public Library of Science. **PLoS One**. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0180913>.

WILCKEN, C. F.; BERTI FILHO, E.. **Vespa-da-galha-do-eucalipto (*Leptocybe invasa*) (Hymenoptera: Eulophidae): nova para de florestas de eucalipto no Brasil**. Alerta IPEF, 2010. 11p

WILCKEN, C. F. As pragas exóticas que estão chegando. **Revista Opiniões**, Ribeirão Preto - Sp - Brasil, v. 46, n. 14, p.26-27, 2017. Trimensal. Disponível em:

<<https://florestal.revistaopinioes.com.br/revista/detalhes/9-pragas-exoticas-que-estao-chegando/>>. Acesso em: 13 jul. 2019.

WILCKEN, C. F.; *et al.* **Ocorrência fazer psilídeo-de-concha (*Glycaspis brimblecombei*) (Hemiptera: Psyllidae) em Florestas de eucalipto do Brasil.** Informe Técnico do Instituto de Estudos em Pesquisa Agropecuária 201, Botucatu, Brasil. 2003

WILCKEN, C. F.; OLIVEIRA, N. C. **Gorgulho-do-eucalipto *Gonipterus platensis* Marelli.** In: VILLELA E. F.; ZUCCHI, R. A. **Pragas Introduzidas no Brasil: Insetos e Ácaros.** Piracicaba: FEALQ, 2015.cap. 45, p. 779-791.

WISZ, M.S.; *et al.* Effects of sample size on the performance of species distribution models. **Divers Distrib** 14:763–773. 2008. doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x

ZANDEN, M. J. V; OLDEN, J. D. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 65, 1512-1522. 2008.

ZHANG, W; BRANDT, M; PENUELAS, J.; *et al.* Ecosystem structural changes controlled by altered rainfall climatology in tropical savannas. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-08602-6>>.

ZHU, G-P; PETERSON, A. T. Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 19, n. 9, p. 2519-2532, 20 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-017-1460-y>.

ZENNI, R. D.; S. R. ZILLER. An overview of invasive plants in Brazil. 2011. **Brazilian Journal of Botany** 34(3):431

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, vol. 5, n. 2, p. 8-15, 2007.

**ANEXO A – RESUMO DAS ESTATÍSTICAS DE DESEMPENHO DE  
MODELOS DESENVOLVIDOS PARA AS ESPÉCIES MODELADAS, OS  
MODELOS SELECIONADOS SÃO DESTACADOS EM NEGRITO.**

Espécies	Feature classes	Regularização	AICc	$\Delta$ AICc	AUC
<i>Eucalyptolyma maideni</i>	H	1	-	-	0,94
		3	-	-	0,88
		5	-	-	0,84
	<b>L</b>	<b>1</b>	<b>384,91</b>	<b>12,60</b>	<b>0,93</b>
		3	386,31	14,01	0,90
		5	394,41	22,10	0,87
	LQ	1	372,3	0	0,97
		3	382,18	6,00	0,92
		5	378,3	9,87	0,89
	LQH	1	-	-	0,95
		3	-	-	0,91
		5	461,19	88,89	0,89
	LQHPT	1	-	-	0,96
		3	-	-	0,92
		5	-	-	0,89
<i>Lymantria dispar</i>	H	1	78572,51	153,62	0,83
		3	78922,24	503,34	0,82
		5	79212,68	793,78	0,81
	L	1	82318,16	3899,26	0,78
		3	82404,67	3985,78	0,78
		5	82496,28	4077,38	0,77
	LQ	1	80036,11	1617,21	0,81
		3	80974,67	2555,77	0,79
		5	81349,23	2930,33	0,78
	LQH	1	78533,15	114,26	0,83
		3	78927,48	508,58	0,82
		5	79213,71	794,82	0,81
	<b>LQHPT</b>	<b>1</b>	<b>78418,9</b>	<b>0</b>	<b>0,83</b>
		3	78925,88	506,98	0,82
		5	79208,54	789,64	0,81
<i>Mnesampela privata</i>	H	1	1919,67	41,59	0,81
		3	1901,03	22,94	0,76
		5	1883,09	5,00	0,73
	L	1	1929,08	50,99	0,71
		3	1930,89	52,81	0,71
		5	1925,21	47,12	0,7
	<b>LQ</b>	<b>1</b>	<b>1878,09</b>	<b>0</b>	<b>0,82</b>
		3	1888,82	10,73	0,76
		5	1905,69	27,61	0,74
	LQH	1	1972,17	94,09	0,82
		3	1896,45	18,36	0,77
		5	1902,11	24,02	0,75
LQHPT	1	2149,38	271,29	0,82	



		3	1930,67	52,58	0,78
		5	1902,56	24,47	0,76
<i>Ophelimus maskelli</i>	H	1	1196,22	130,48	0,97
		3	1097,49	31,76	0,96
		5	1087	21,27	0,94
	L	1	1185,71	119,97	0,92
		3	1185,36	119,63	0,91
		5	1185,56	119,82	0,91
	LQ	1	1079,29	13,56	0,96
		3	1119,95	54,21	0,94
		5	1136,8	71,06	0,93
	LQH	1	1164,38	98,64	0,98
		<b>3</b>	<b>1065,74</b>	<b>0</b>	<b>0,98</b>
		5	1069,81	4,07	0,95
	LQHPT	1	1121,95	56,21	0,98
		3	1083,37	17,64	0,96
		5	1089,38	23,64	0,95
<i>Orgyia postica</i>	H	1	3260,79	183,56	0,97
		3	3202,95	125,72	0,95
		5	3251,33	174,1	0,94
	L	1	3600,17	522,94	0,92
		3	3624,94	547,71	0,91
		5	3665,99	588,76	0,9
	LQ	1	3077,23	0	0,97
		3	3153,41	76,18	0,95
		5	3208,15	130,92	0,94
	LQH	1	3141,77	64,54	0,97
		3	3152,14	74,91	0,96
		5	3188,99	111,76	0,95
	LQHPT	1	3178,61	101,38	0,97
		3	3181,67	104,44	0,96
		5	3202,11	124,88	0,95
<i>Paropsis atomaria</i>	H	1	1488,75	265,84	0,91
		<b>3</b>	<b>1222,91</b>	<b>0</b>	<b>0,87</b>
		5	1234,7	11,79	0,84
	L	1	1324,81	101,91	0,77
		3	1320,63	97,72	0,76
		5	1321,6	98,70	0,75
	LQ	1	1237,95	15,04	0,86
		3	1275,51	52,60	0,8
		5	1304,36	81,46	0,78
	LQH	1	1330,54	107,64	0,91
		3	1227,19	4,28	0,87
		5	1228,68	5,77	0,85
	LQHPT	1	1400,54	177,63	0,91
		3	1224,25	1,35	0,87
		5	1243,02	20,12	0,84
<i>Paropsisterna beata</i>	H	1	1466,21	483,95	0,89
		3	1039,63	57,38	0,82

	L	5	1019,86	37,61	0,77
		1	1026,57	44,31	0,75
		3	1033,67	51,41	0,72
		5	1036,34	54,09	0,70
	LQ	<b>1</b>	<b>982,25</b>	<b>0</b>	<b>0,88</b>
		3	1004,25	21,99	0,77
		5	1016,63	34,37	0,74
	LQH	1	1261,82	279,57	0,90
		3	1018,28	36,02	0,84
		5	998,82	16,56	0,79
	LQHPT	1	1256,24	273,98	0,90
		3	989,71	7,46	0,83
5		1016,39	34,13	0,78	
<i>Paropsisterna cloelia</i>	H	1	2171,99	86,53	0,84
		3	2093,48	8,01	0,78
		5	2130,55	45,09	0,73
	L	1	2131,43	45,97	0,78
		3	2139,62	54,16	0,76
		5	2151,61	66,15	0,74
	LQ	1	2100,20	14,74	0,81
		3	2119,56	34,10	0,78
		5	2126,34	40,88	0,76
	LQH	1	2150,95	65,49	0,84
		<b>3</b>	<b>2085,46</b>	<b>0</b>	<b>0,85</b>
		5	2106,23	20,77	0,77
	LQHPT	1	2225,59	140,13	0,84
		3	2093,36	7,9	0,8
		5	2105,30	19,84	0,77
<i>Sinoxylon anale</i>	H	1	855,73	239,12	0,95
		3	677	60,38	0,89
		5	654,37	37,75	0,85
	L	1	647,56	30,94	0,90
		3	650,05	33,44	0,89
		5	653,63	37,02	0,87
	LQ	1	625,88	9,26	0,94
		3	650,03	33,41	0,89
		5	654,91	38,30	0,86
	LQH	1	-	-	0,95
		3	665,09	48,47	0,90
		5	660,24	43,62	0,87
	LQHPT	1	937,72	321,10	0,95
		<b>3</b>	<b>616,62</b>	<b>0</b>	<b>0,96</b>
		5	632,37	15,75	0,88
<i>Trachymela sloanei</i>	H	1	2716,02	317,68	0,94
		3	2541,64	143,29	0,91
		5	2538,76	140,42	0,89
	L	1	2518,22	119,87	0,91
		3	2553,79	155,45	0,89
		5	2561,59	163,24	0,88

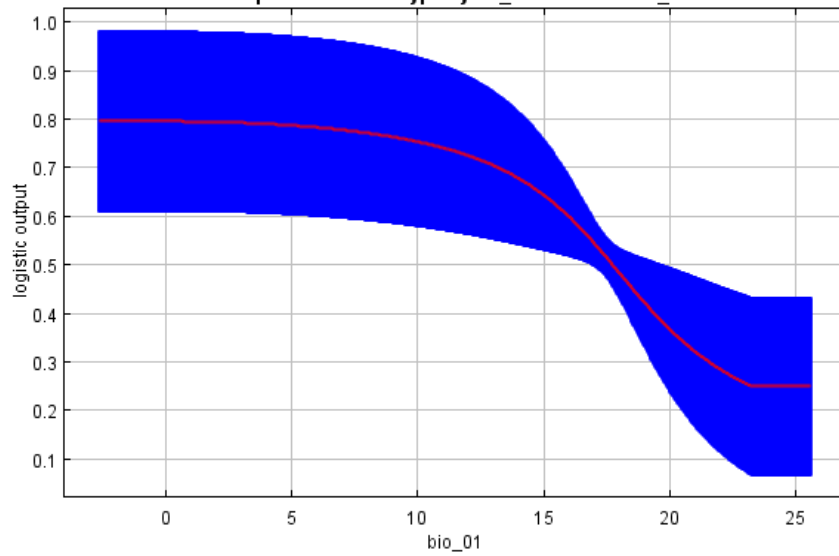
	LQ	<b>1</b>	<b>2398,35</b>	<b>0</b>	<b>0,95</b>
		3	2434	35,65	0,92
		5	2475,65	77,30	0,90
	LQH	1	2489,39	91,04	0,95
		3	2429,93	31,58	0,92
		5	2453,80	55,45	0,91
	LQHPT	1	2517,59	119,24	0,95
		3	2420,21	21,86	0,93
		5	2437,49	39,14	0,92

Os valores de “-” indicam que os modelos possuem mais parâmetros do que dados de ocorrência, violando assim as premissas do AICc,

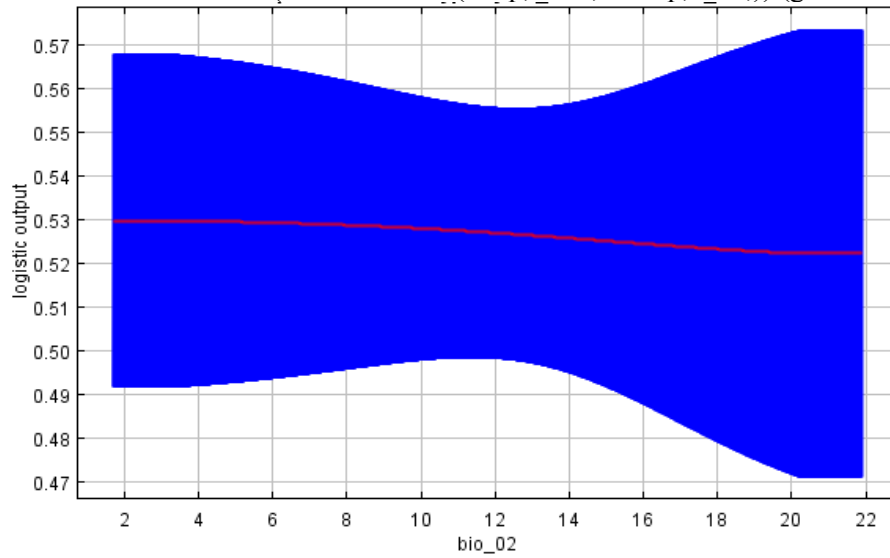
## ANEXO B – CURVAS DE RESPOSTA DOS MODELOS FINAIS.

*Eucalyptolyma maidenii*

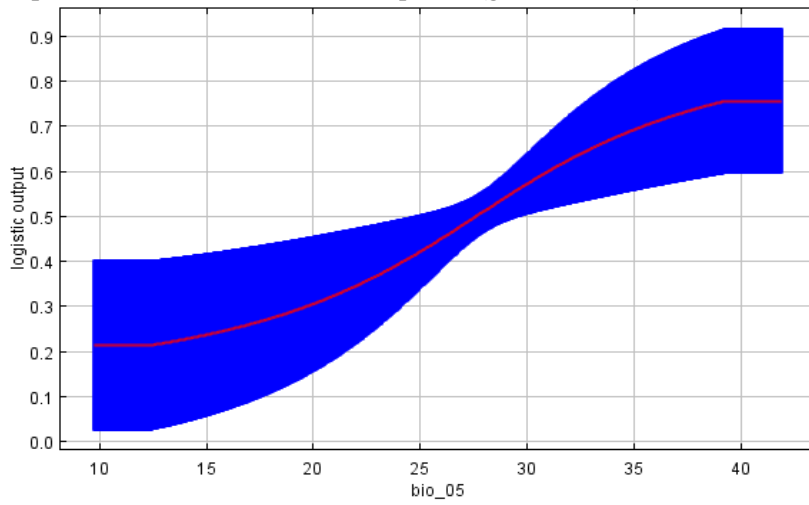
Bio 1 - Temperatura média anual (°C/10)



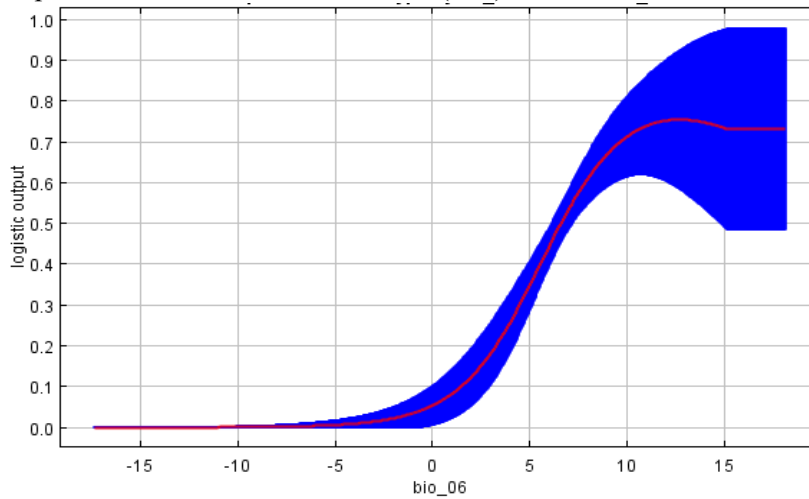
Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,)) (graus C \* 10)



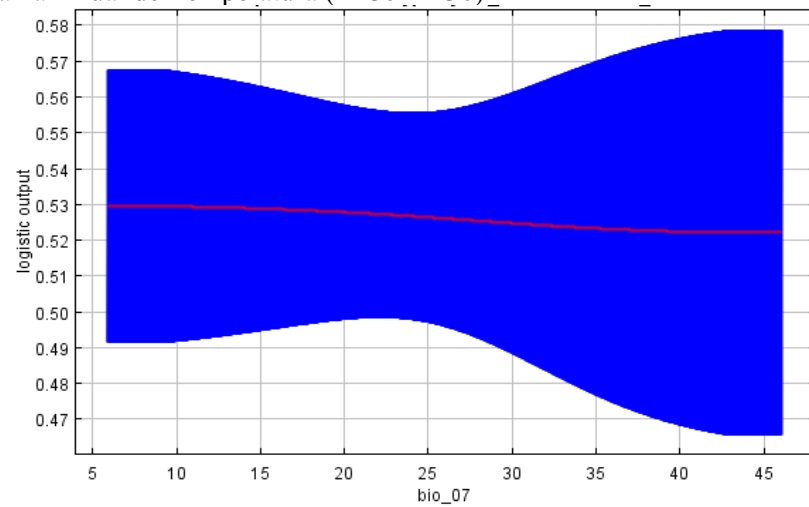
Bio 5 = temperatura máxima do mês mais quente (graus C \* 10)



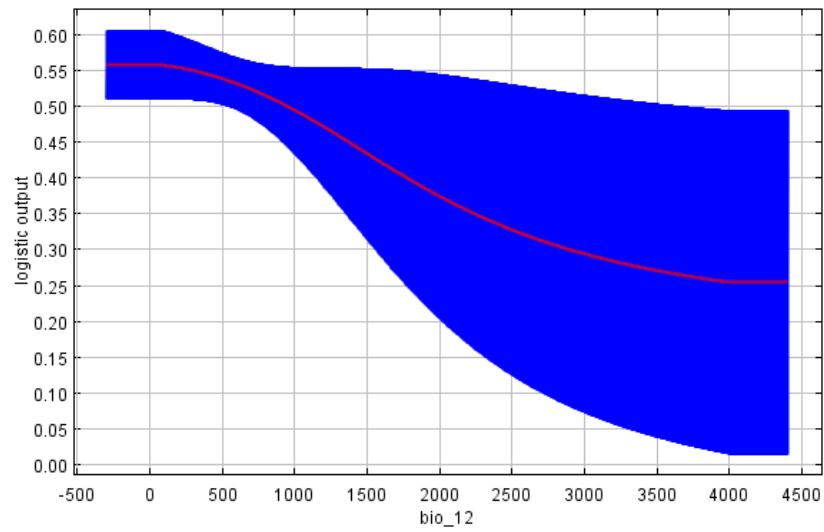
Bio 6 - Temperatura mínima do mês mais frio (mm)



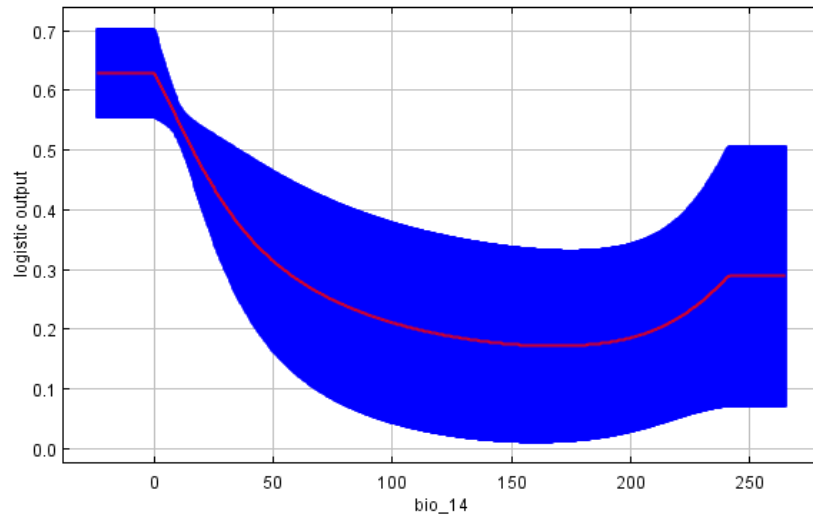
Bio 7 - Faixa Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)\_



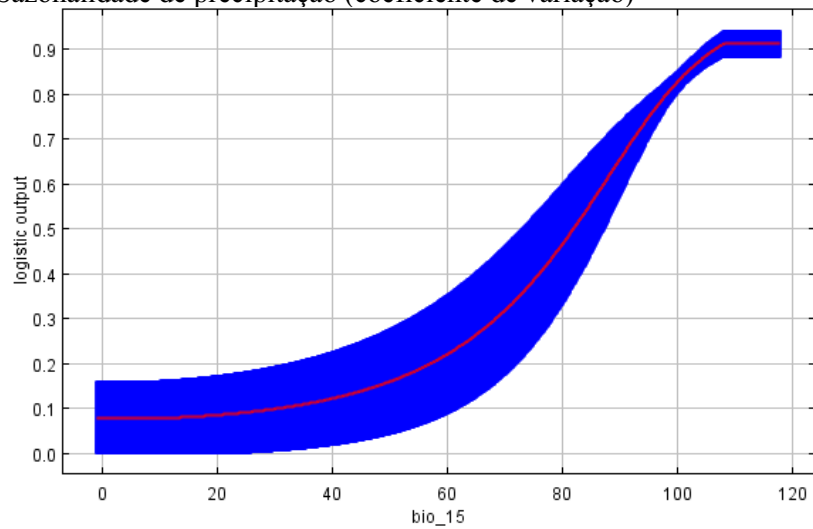
Bio 12 - Precipitação anual (mm)



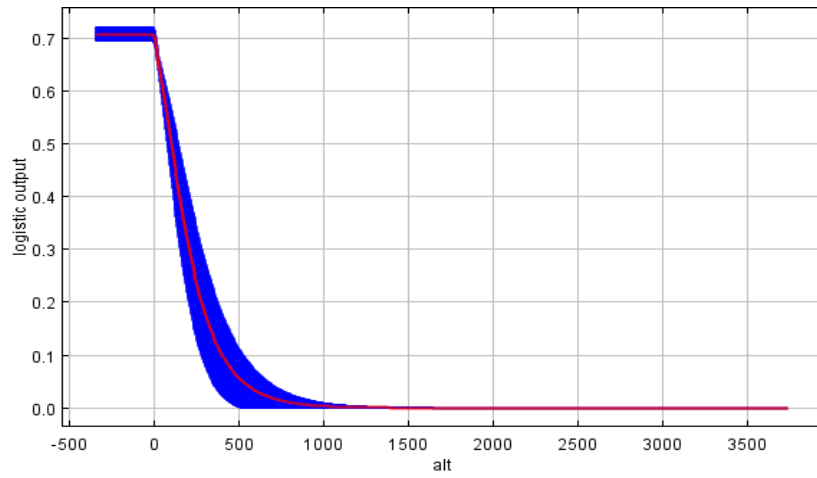
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco (mm)



Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

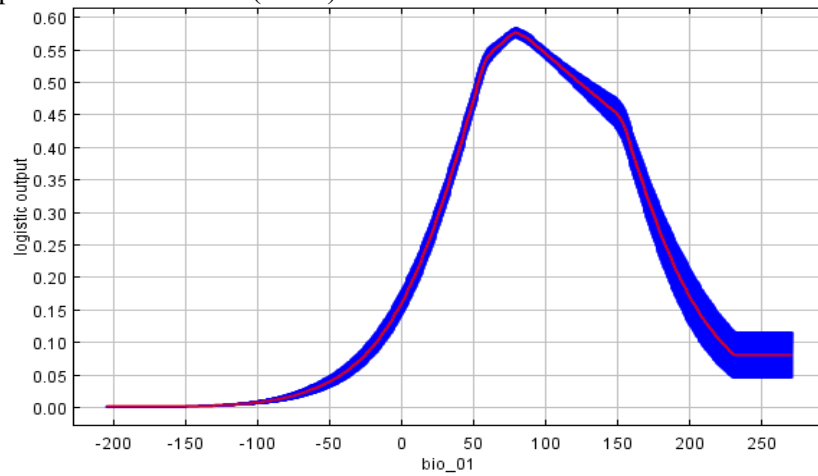


Altitude (m)

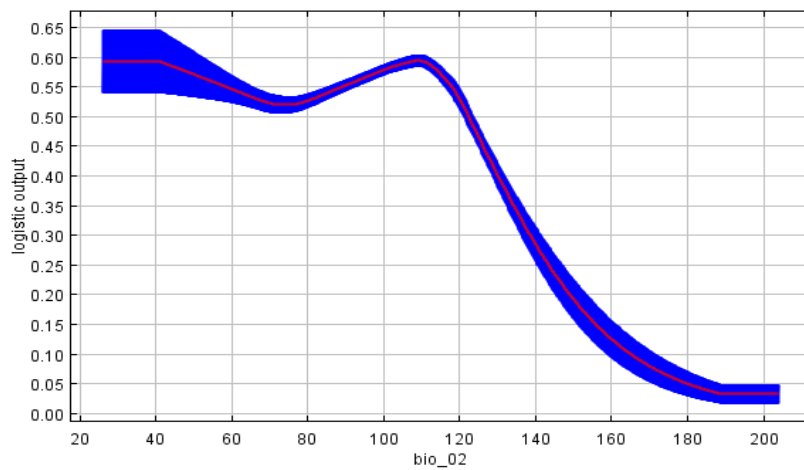


*Lymantria dispar*

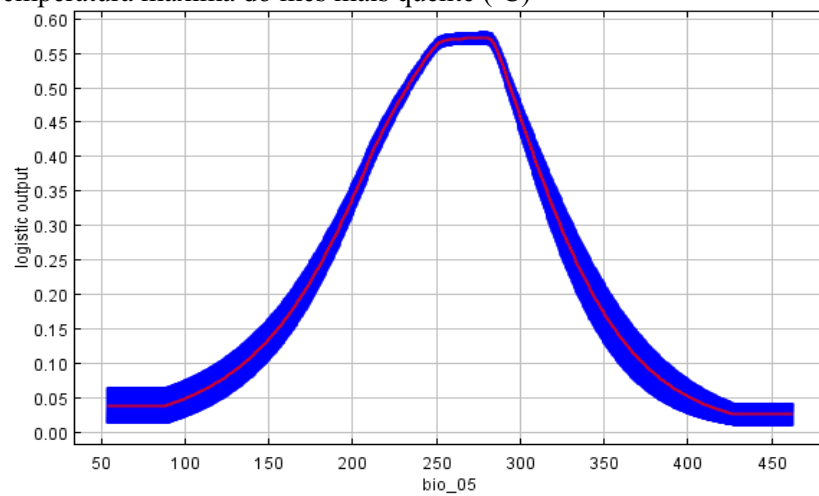
Bio 1 – Temperatura média anual (°C/10)



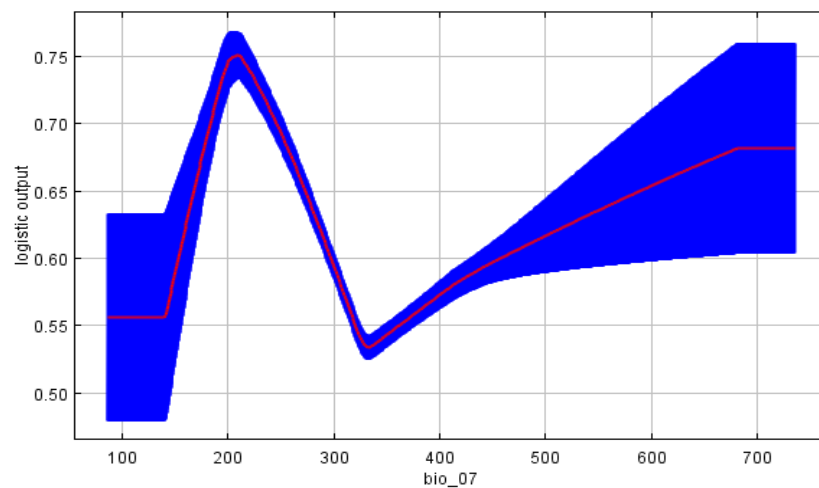
Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))



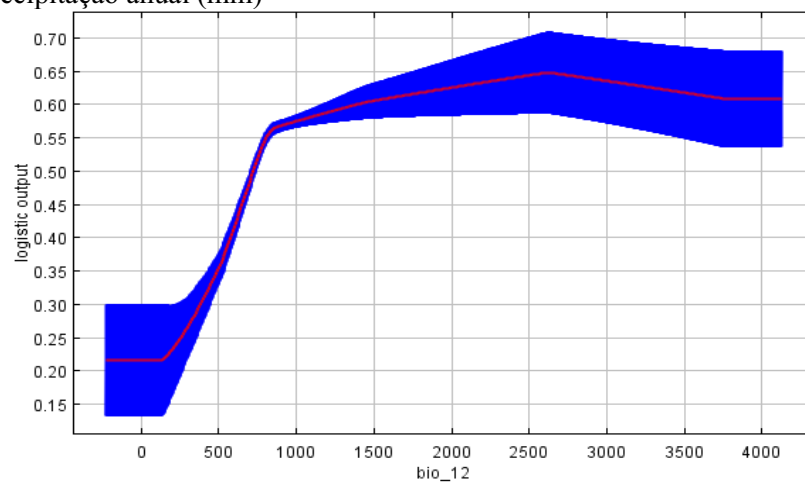
Bio 5- Temperatura máxima do mês mais quente (°C)



Bio 7 – Faixa Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)

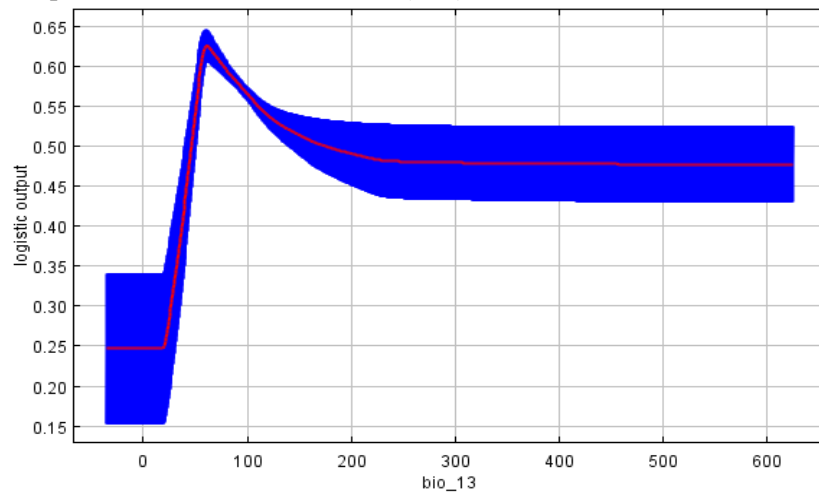


Bio 12 - Precipitação anual (mm)

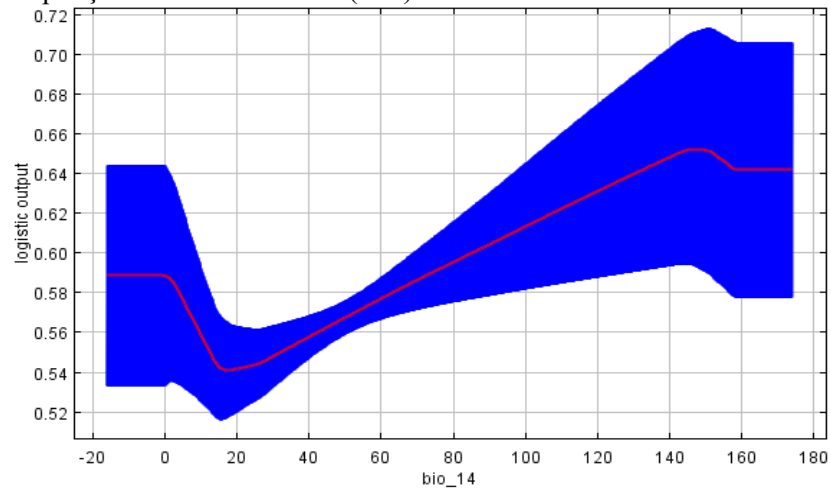




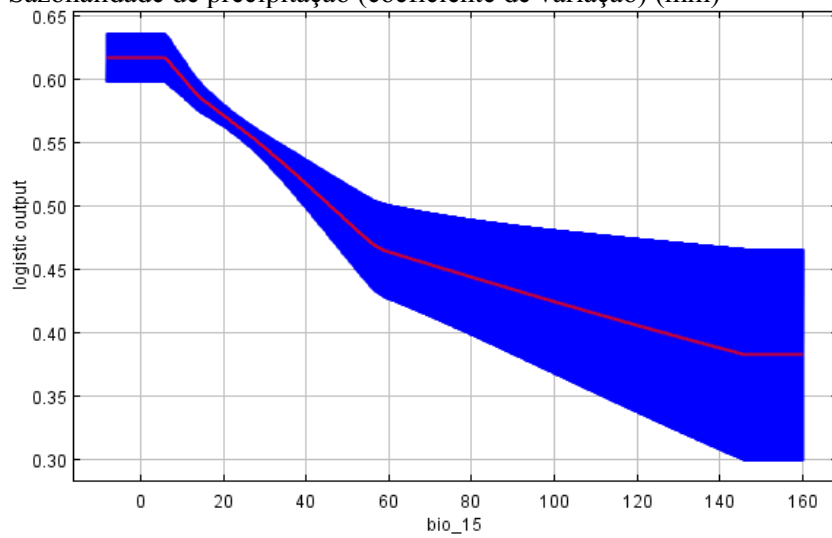
Bio 13 – Precipitação do mês mais chuvoso (mm)



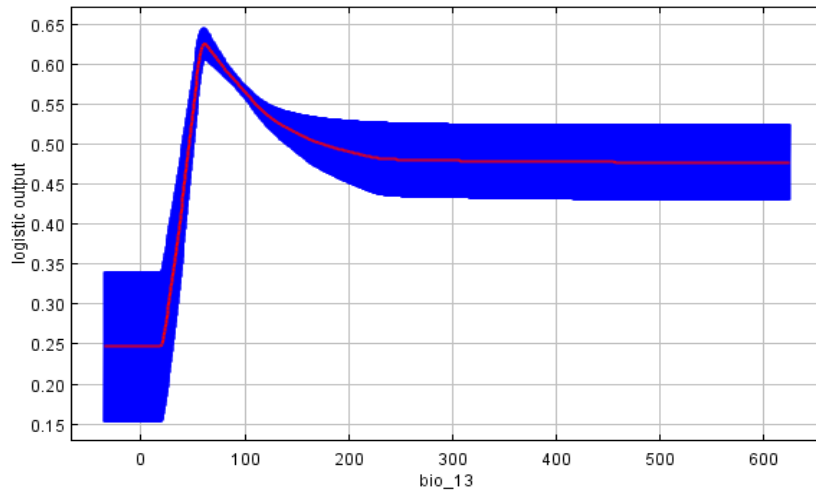
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco (mm)



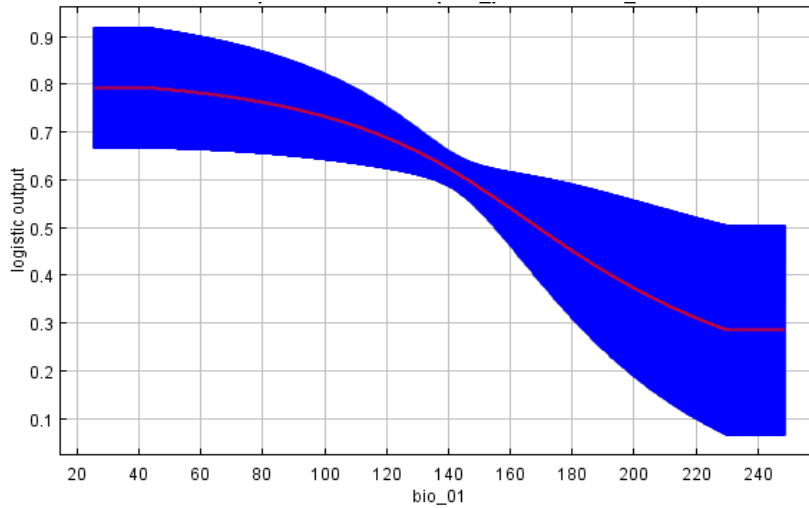
Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação) (mm)



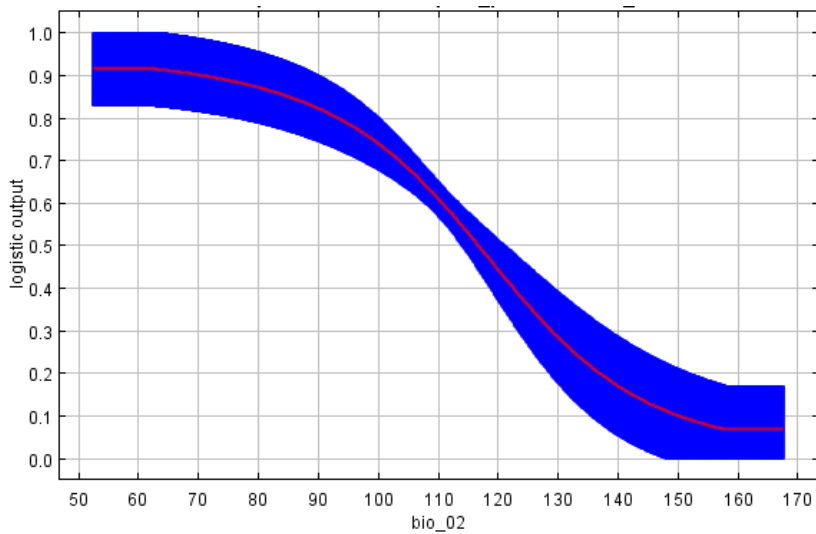
## Altitude

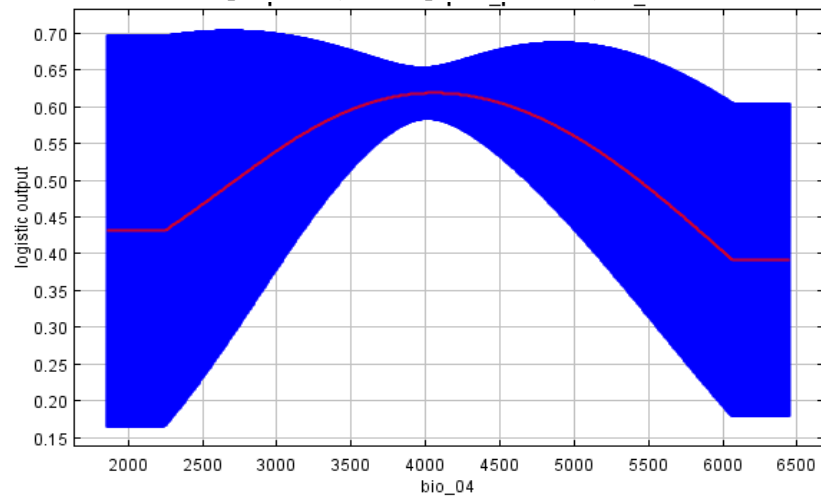
*Mnesampela privata*

Bio 1 - Temperatura média anual (°C/10)

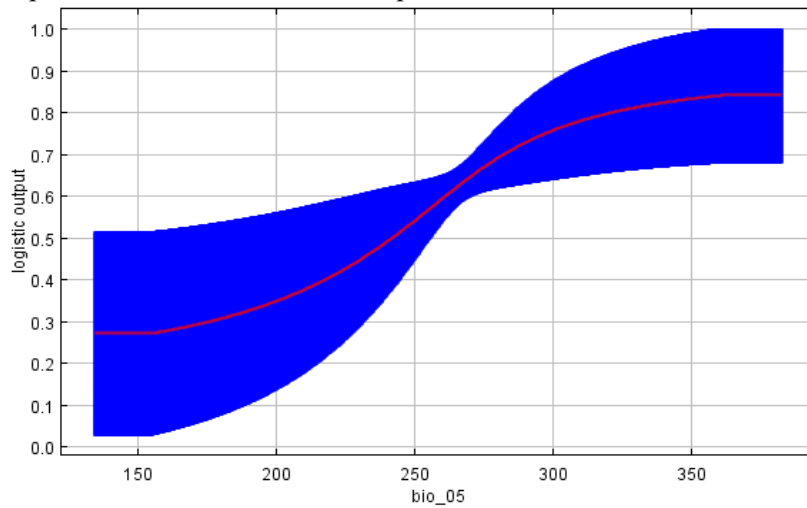


Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))

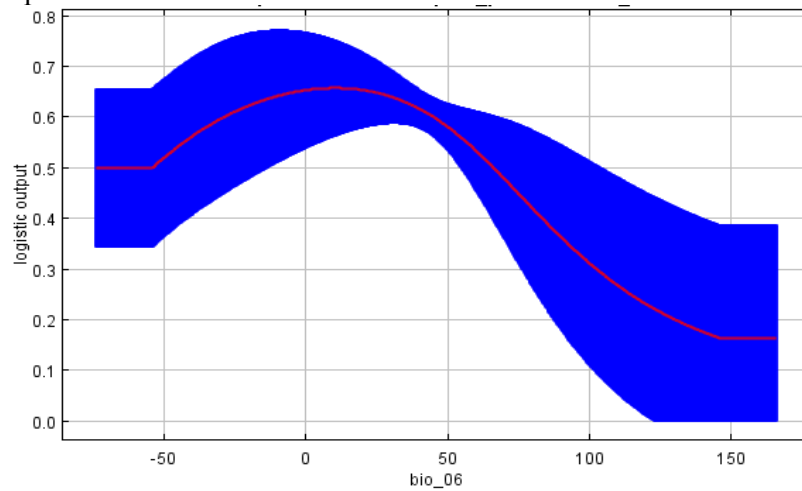


Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão  $\times 100$ )

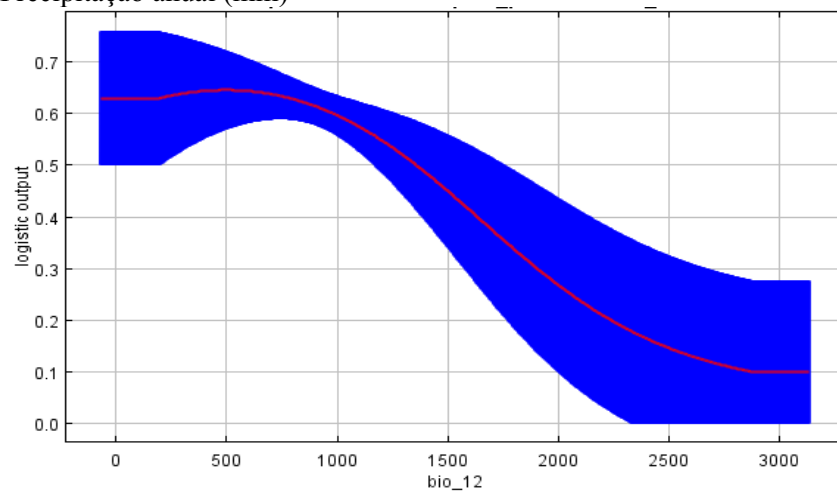
Bio 5 - temperatura máxima do mês mais quente



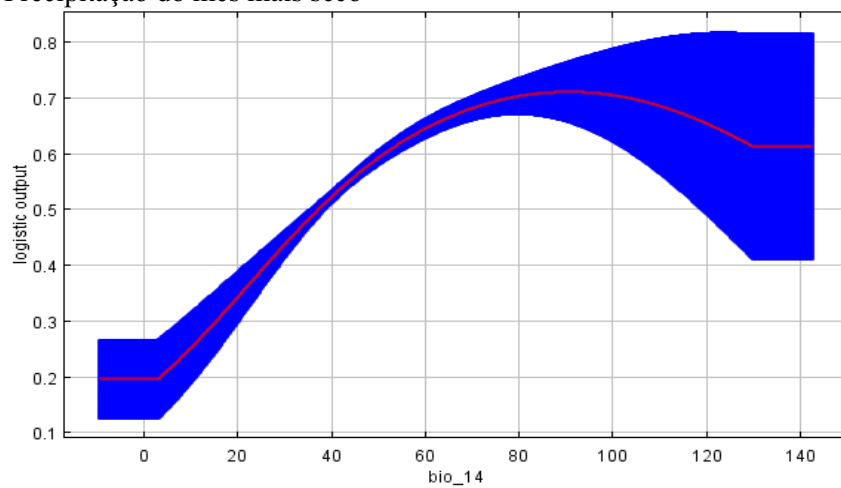
Bio 6 - temperatura mínima do mês mais frio



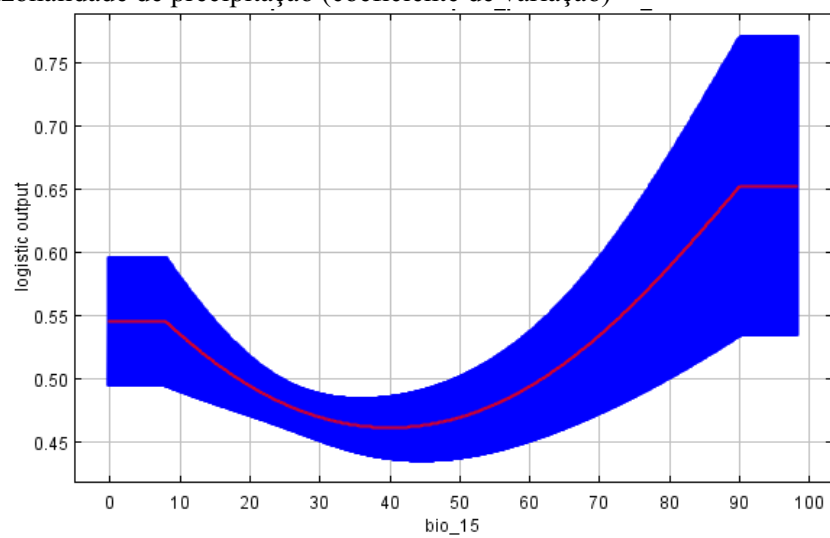
Bio 12 - Precipitação anual (mm)



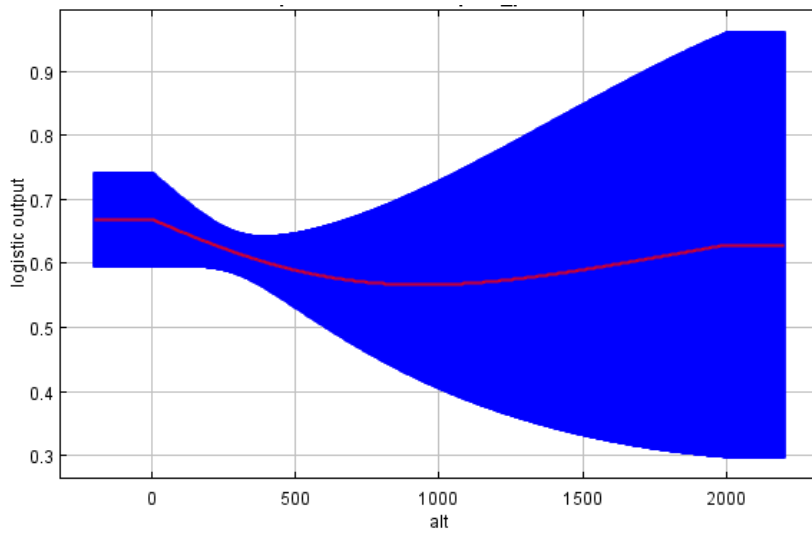
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco



Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

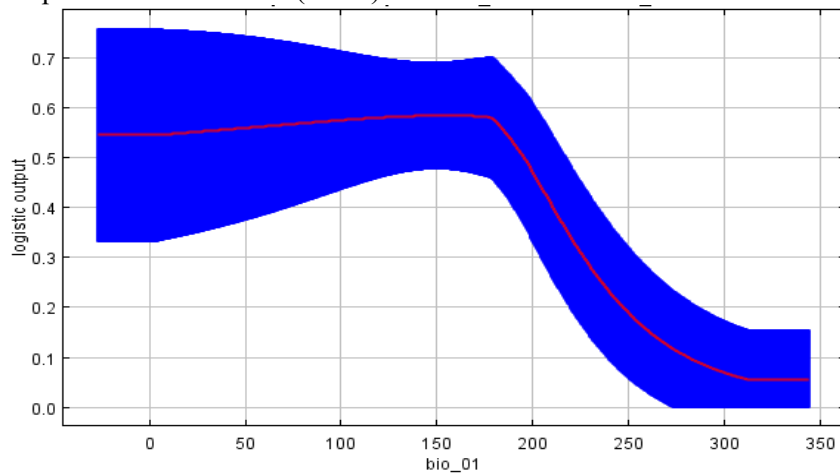


Altitude

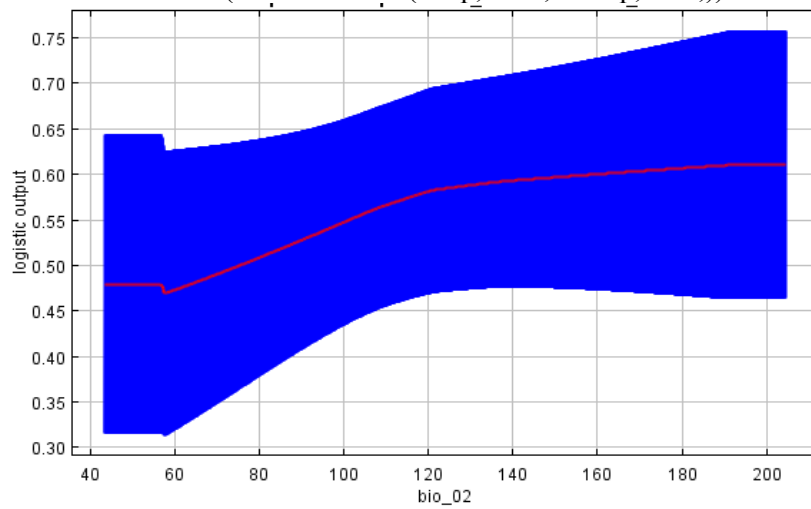


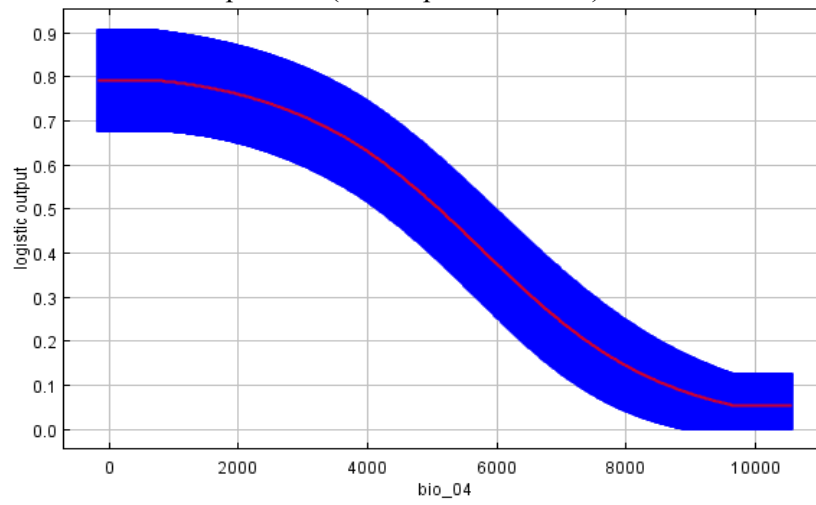
*Ophelimus maskelli*

Bio 1 – Temperatura média anual (°C/10)

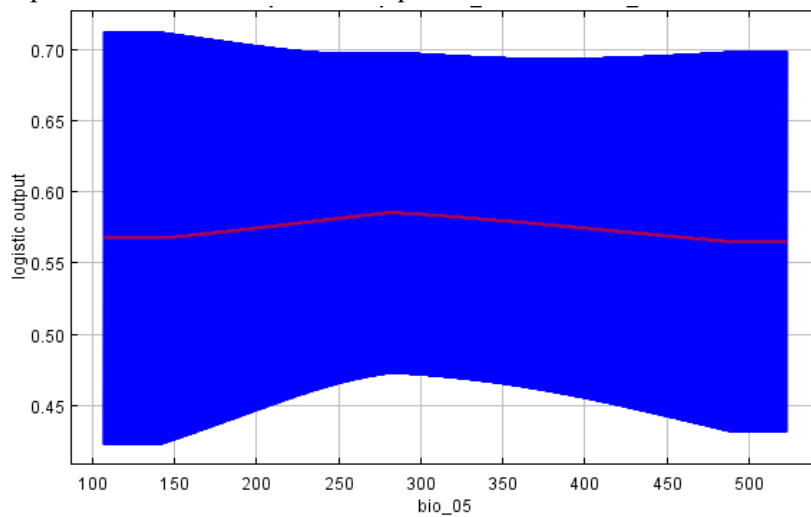


Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp<sub>2</sub> Máx, - temp<sub>2</sub> Mín,))

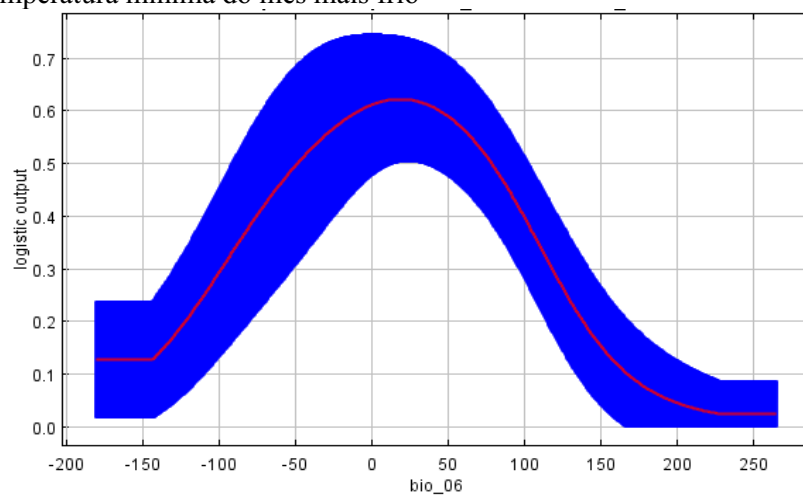


Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão  $\times 100$ )

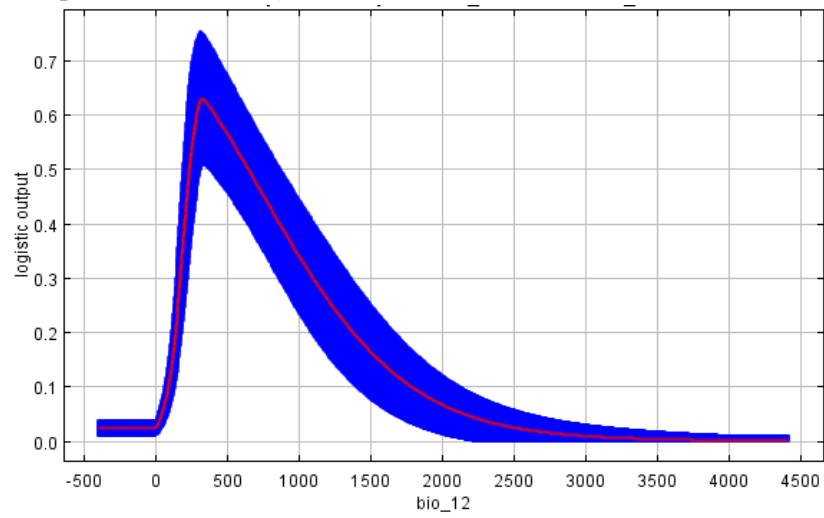
Bio 5 - temperatura máxima do mês mais quente



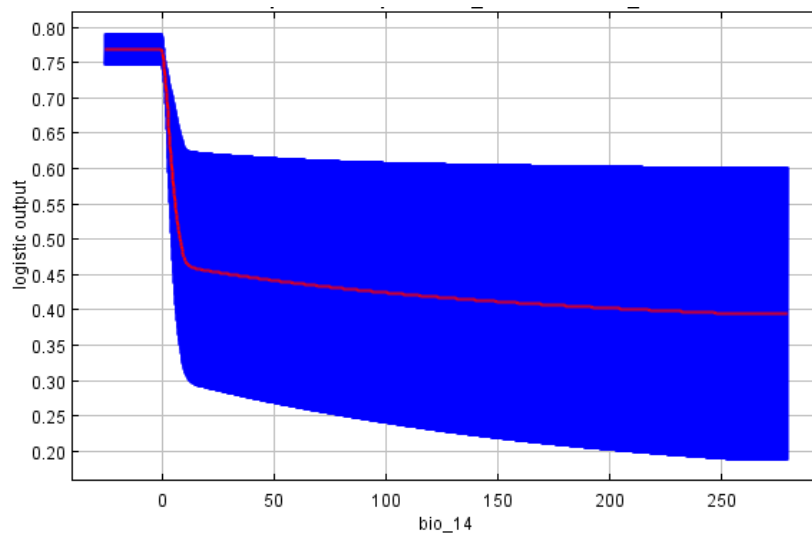
Bio 6 - temperatura mínima do mês mais frio



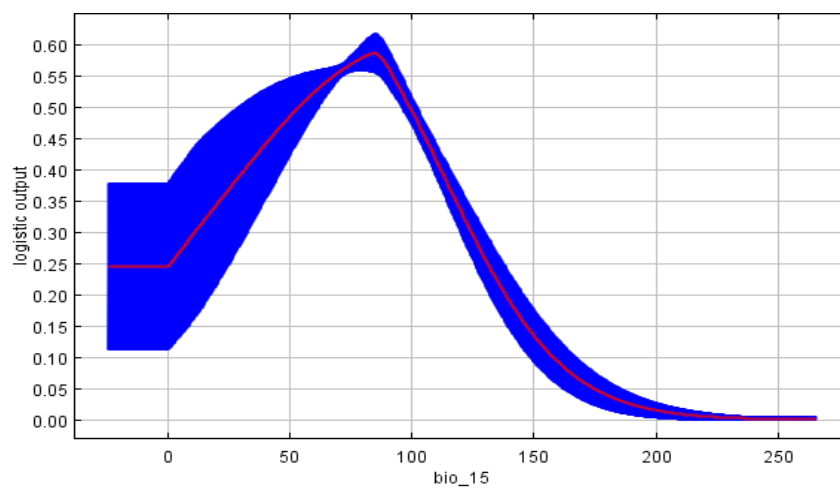
Bio 12 - Precipitação anual (mm)



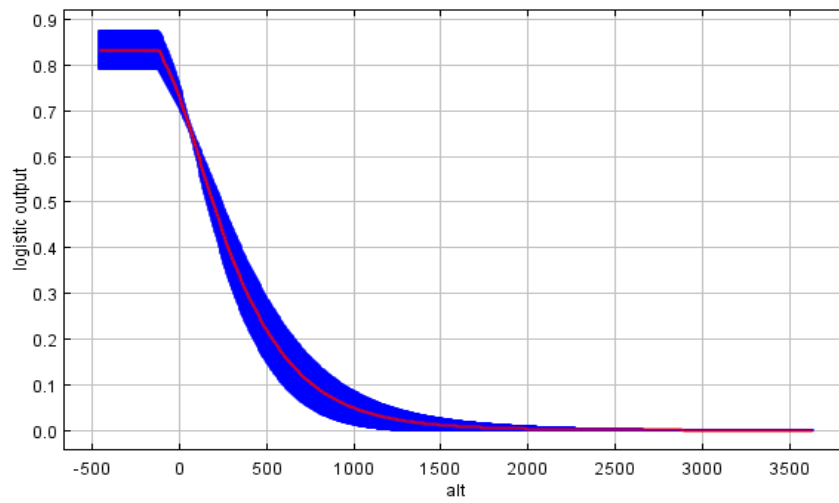
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco



Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

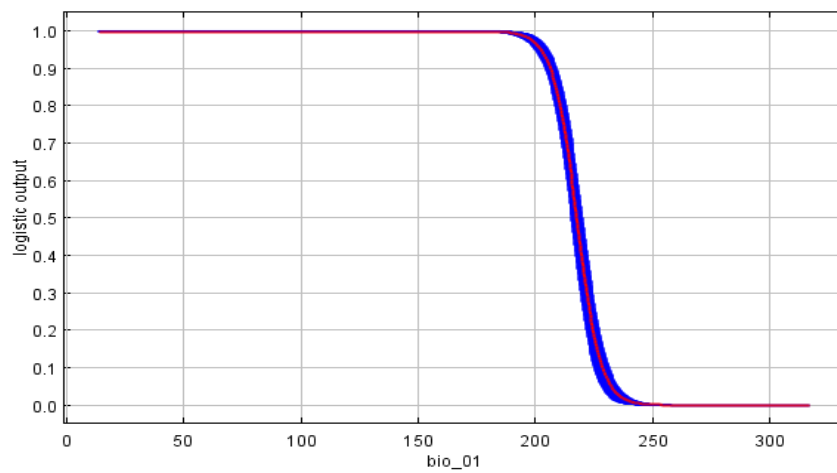


Altitude

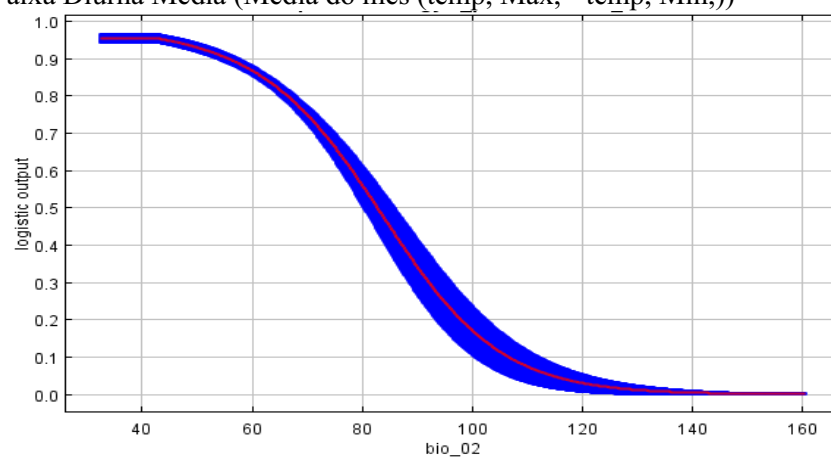


*Orgyia postica*

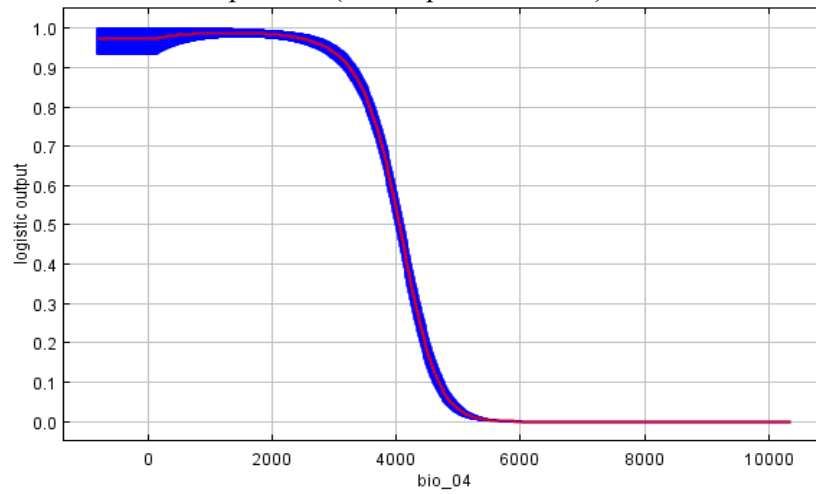
Bio 1 – Temperatura média anual (°C/10)



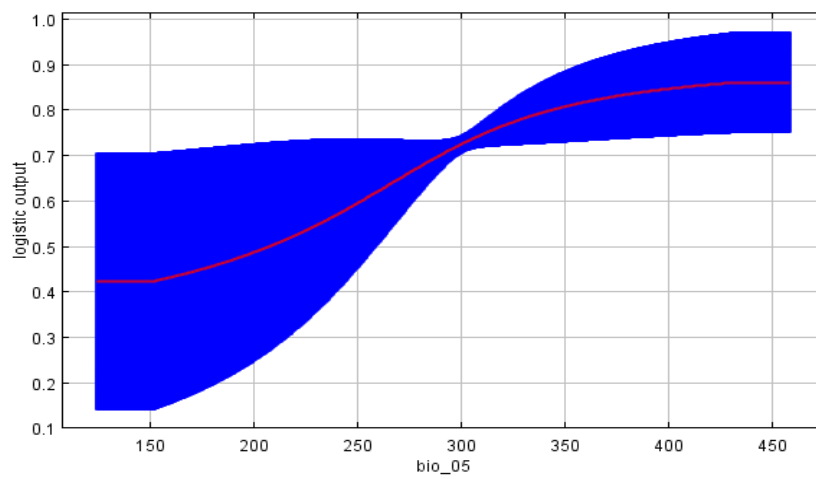
Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))



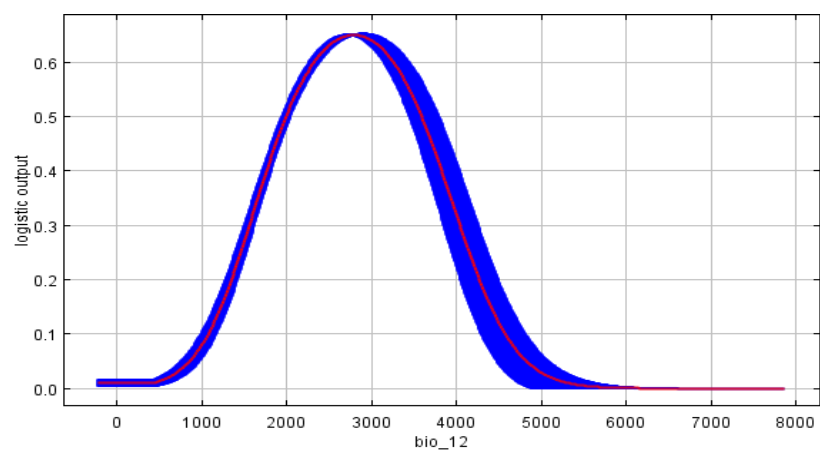


Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão  $\times$  100)

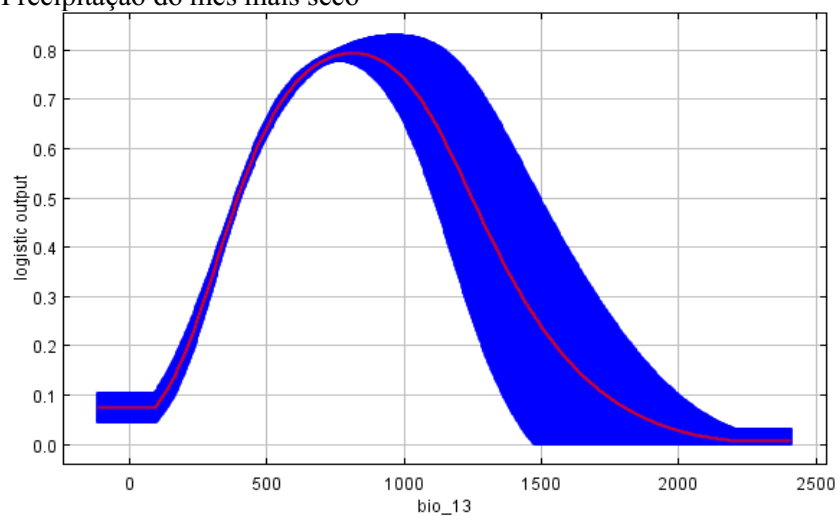
Bio 5 - temperatura máxima do mês mais quente



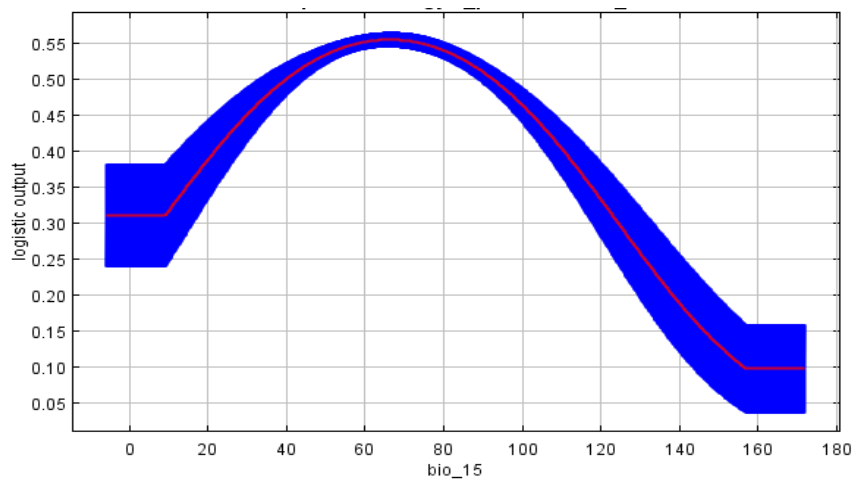
Bio 12 - Precipitação anual (mm)



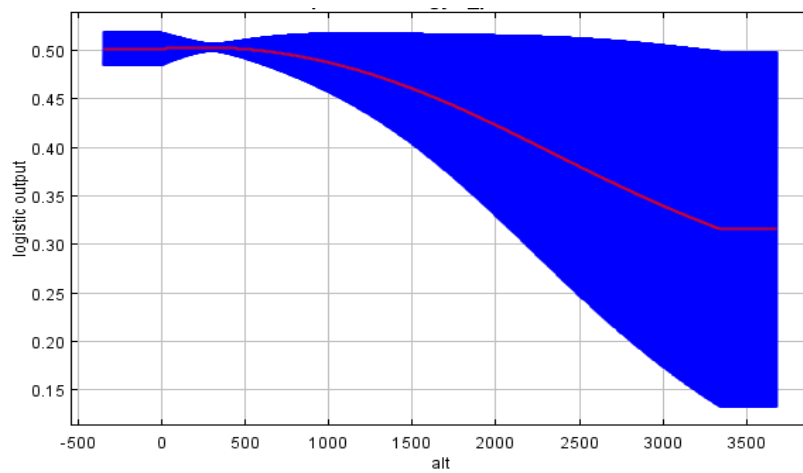
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco



Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

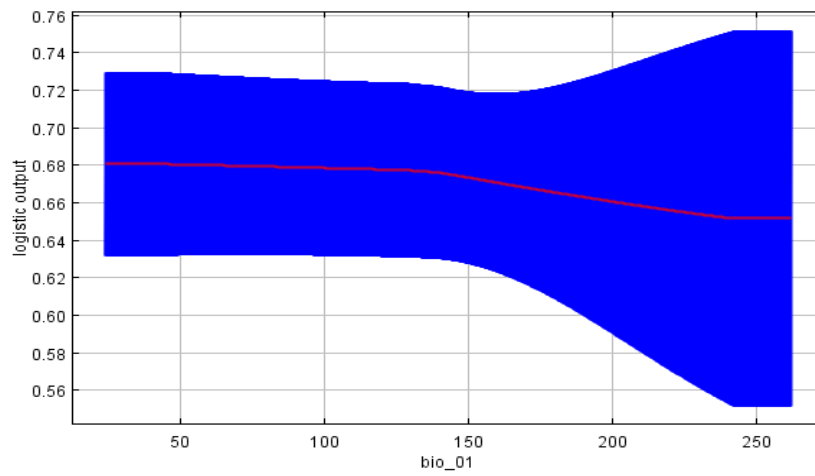


Altitude

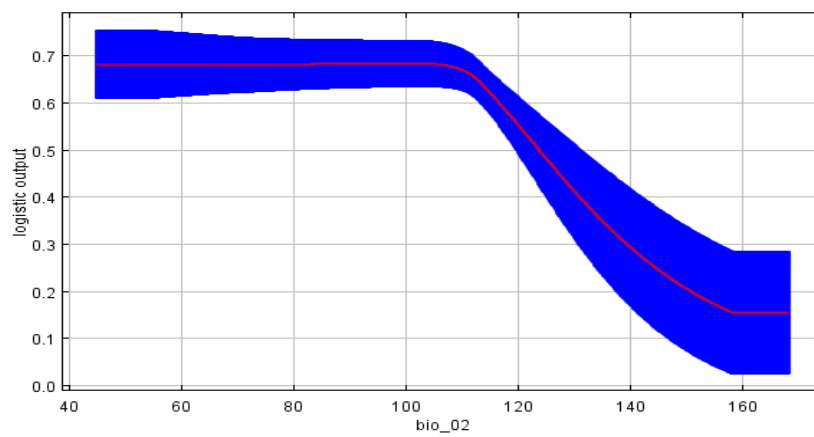
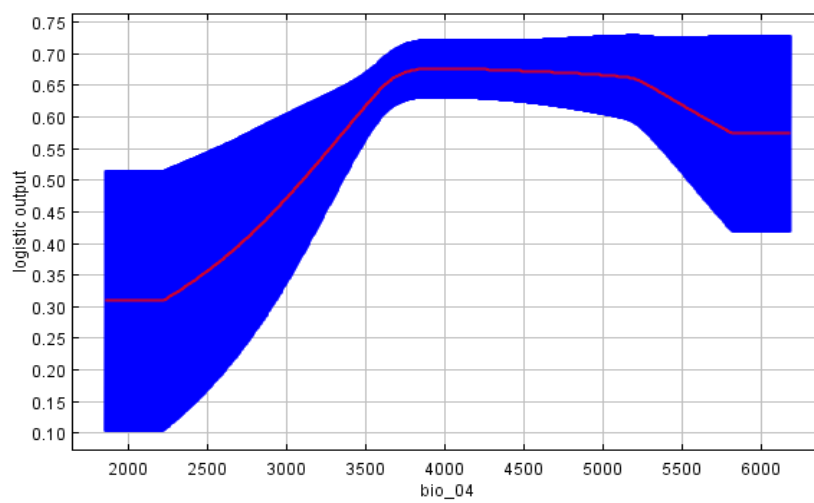


*Paropsis atomaria*

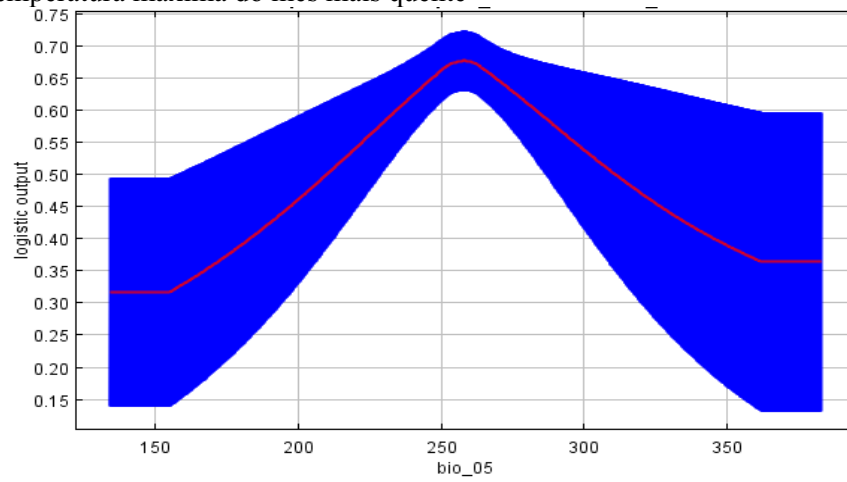
Bio 1 – Temperatura média anual (°C/10)



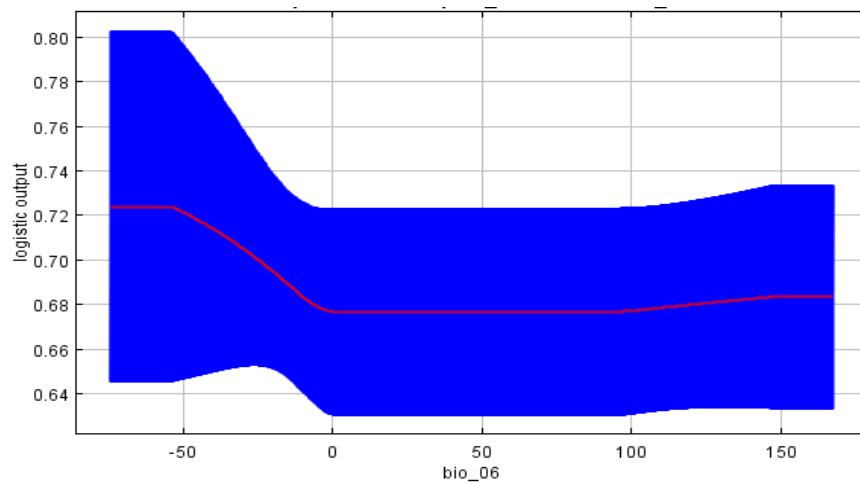
Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))

Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão  $\times$  100)

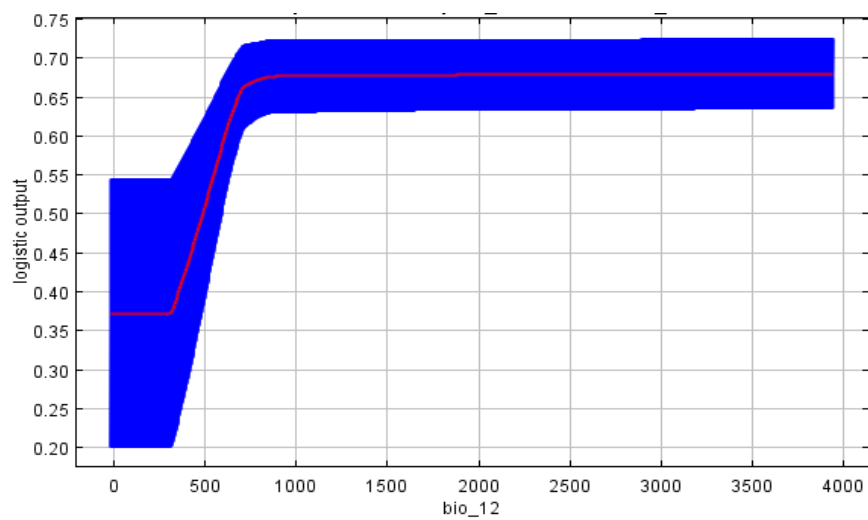
Bio 5 - temperatura máxima do mês mais quente



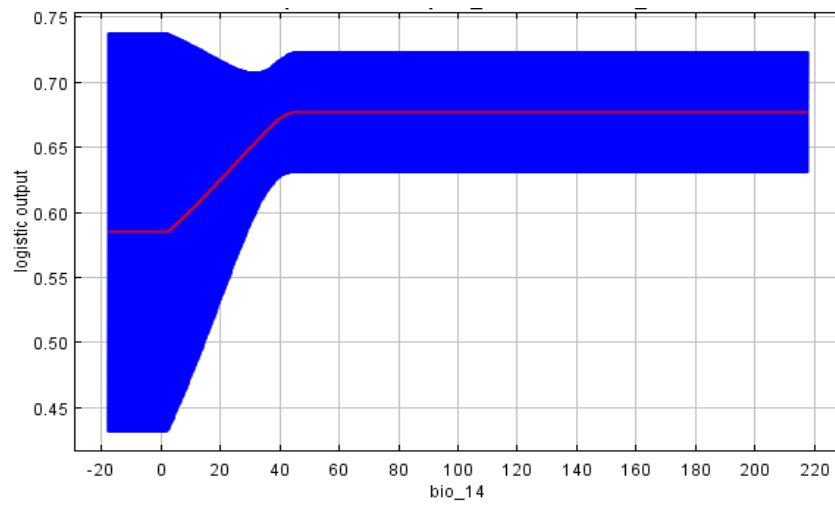
Bio 6 - temperatura mínima do mês mais frio



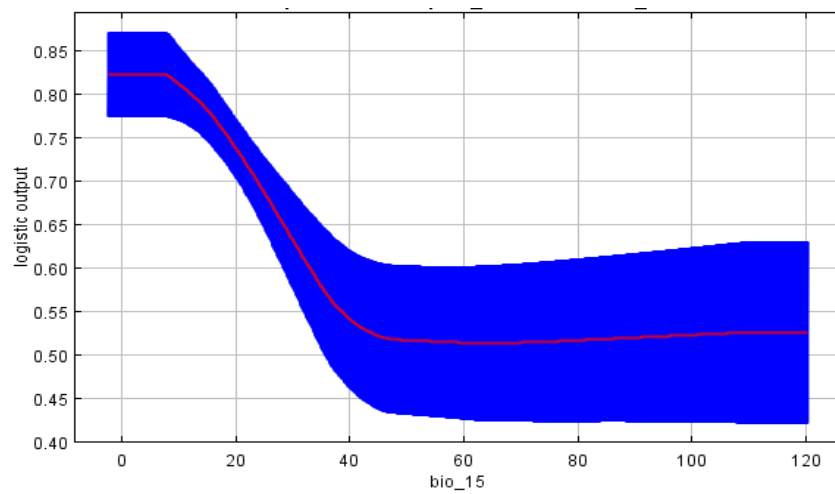
Bio 12 - Precipitação anual (mm)



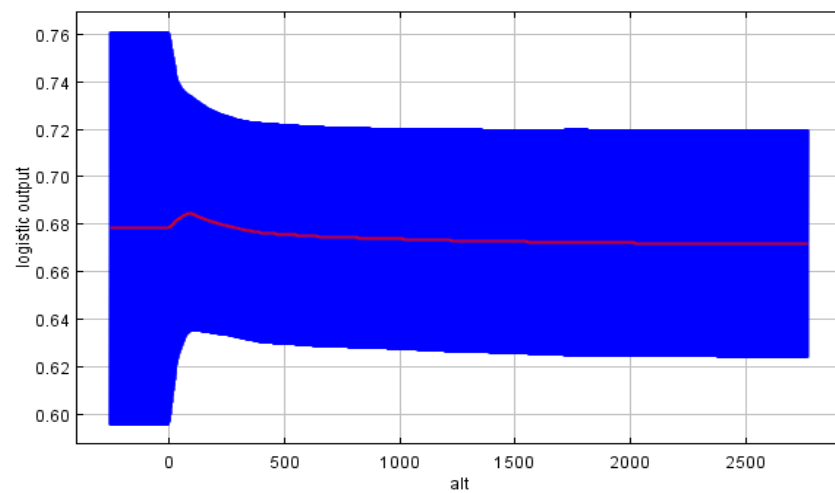
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco



Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

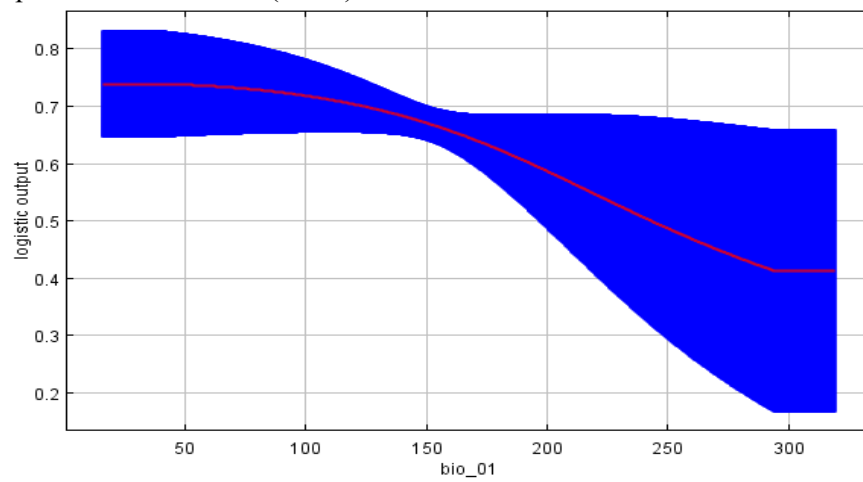


Altitude

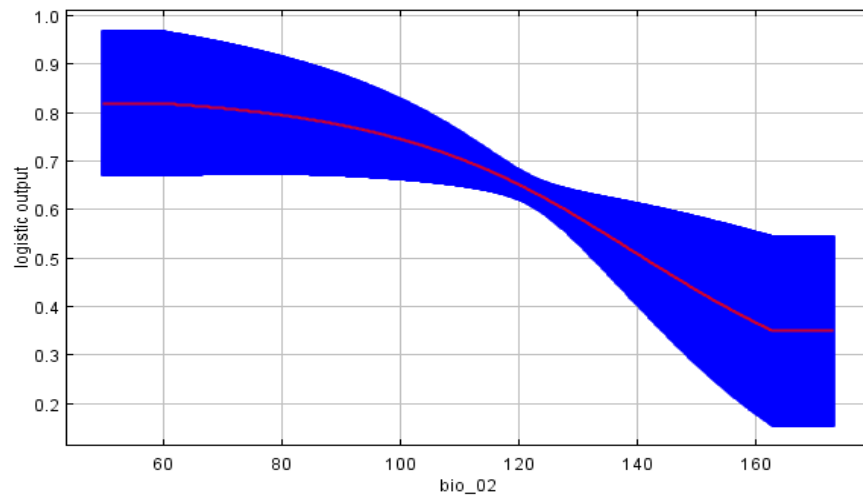
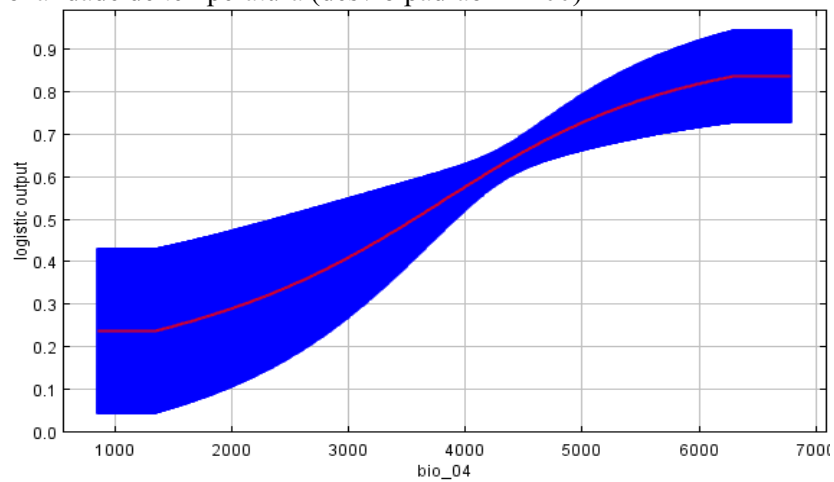


*Paropsisterna beata*

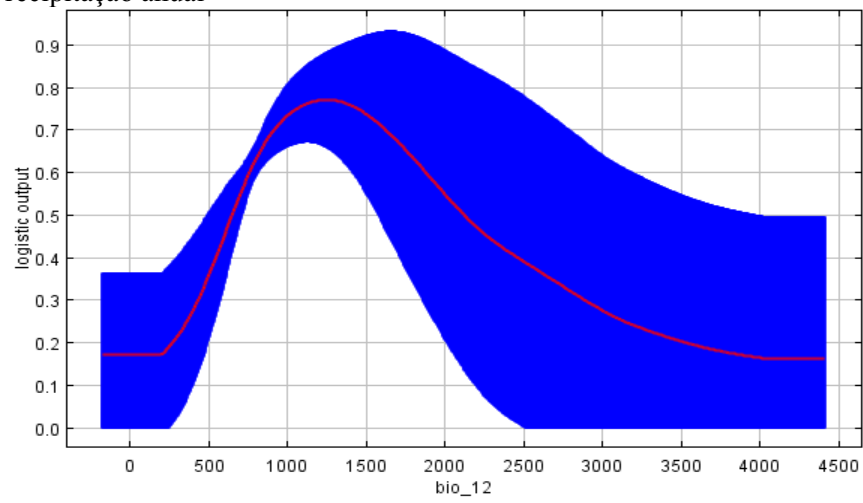
Bio 1 – Temperatura média anual (°C/10)



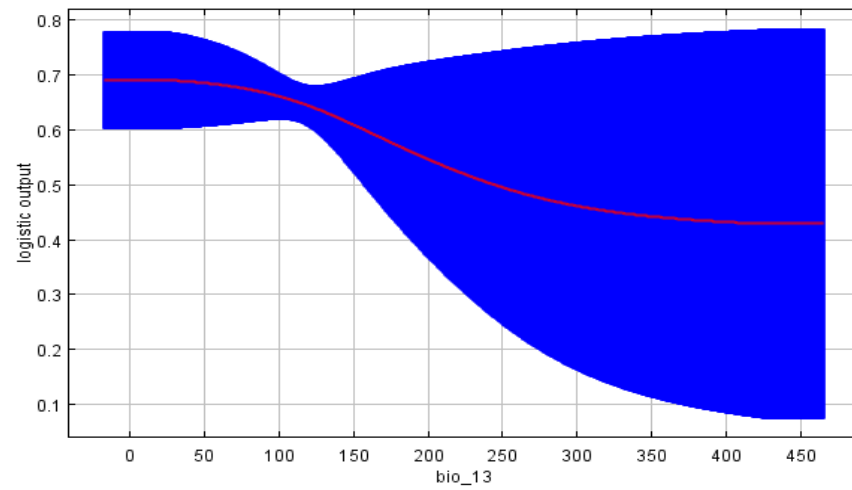
Bio 2 = Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))

Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão  $\times$  100)

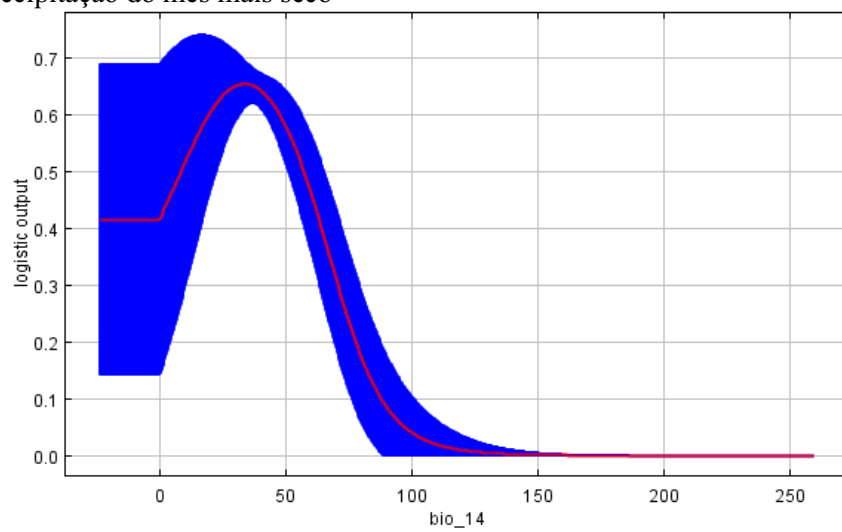
Bio 12 – Precipitação anual



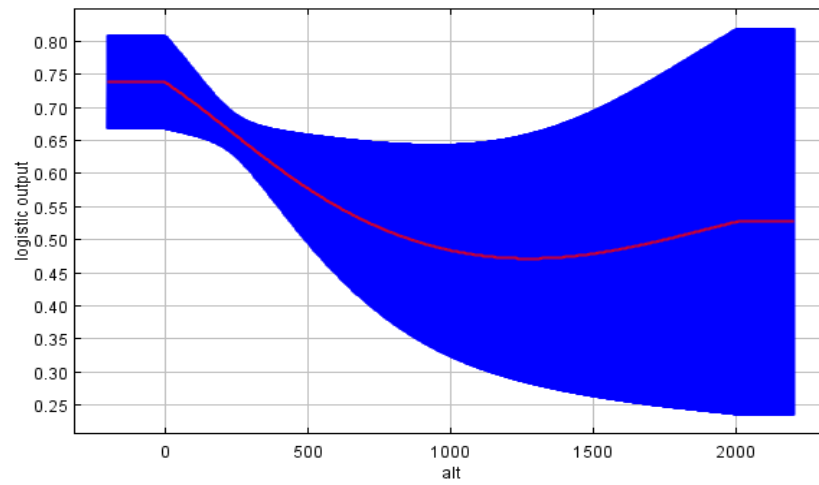
Bio 13 - Precipitação do mês mais úmido (mm)



Bio 14 - Precipitação do mês mais seco

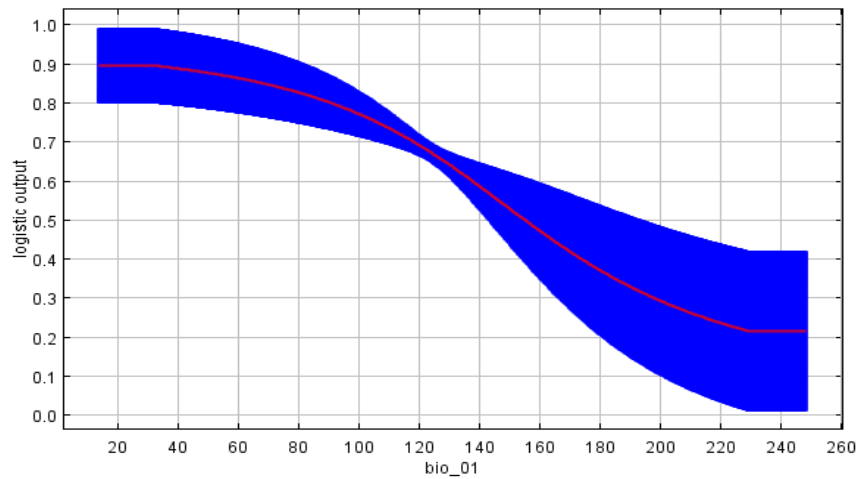


Altitude

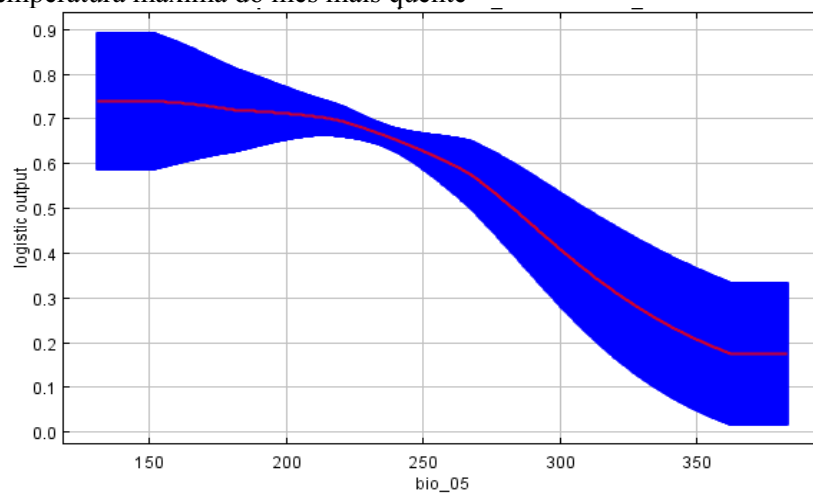


*Paropsisterna cloelia*

Bio 1 - Temperatura média anual (°C/10)

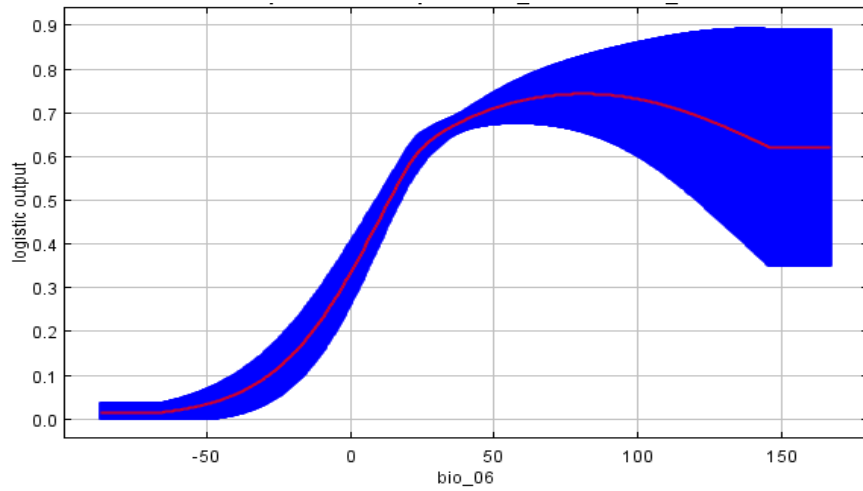


Bio 5 - temperatura máxima do mês mais quente

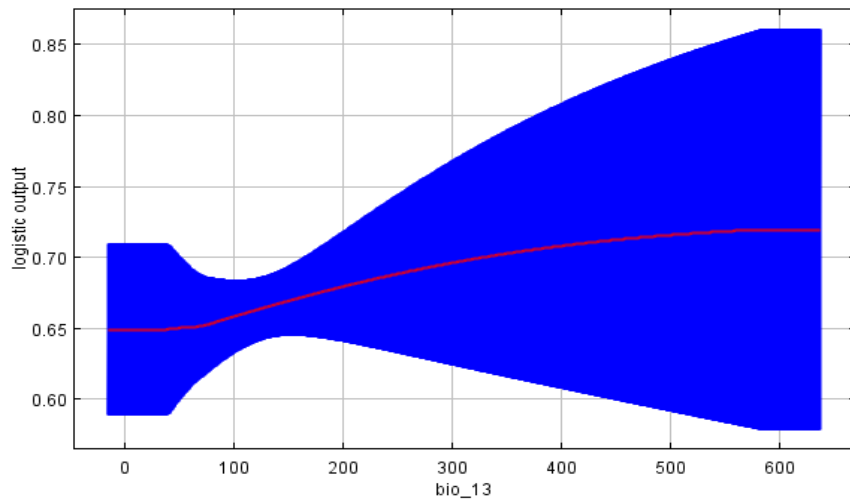




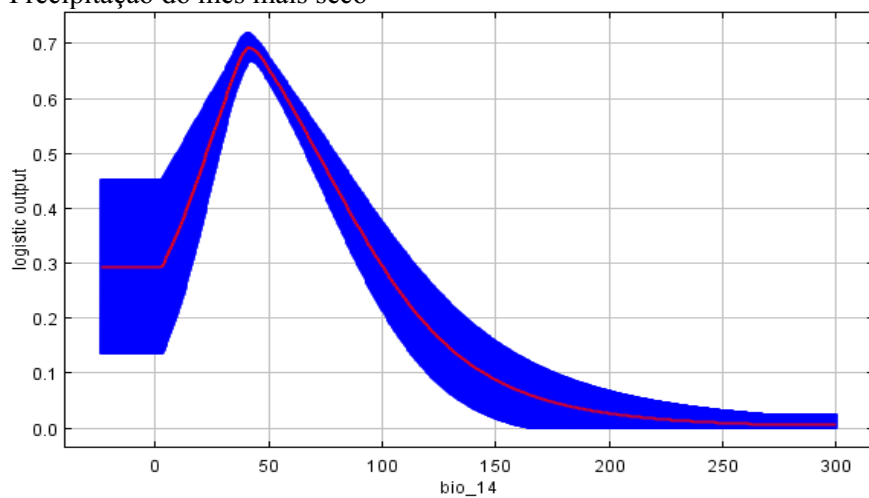
Bio 6 - temperatura mínima do mês mais frio



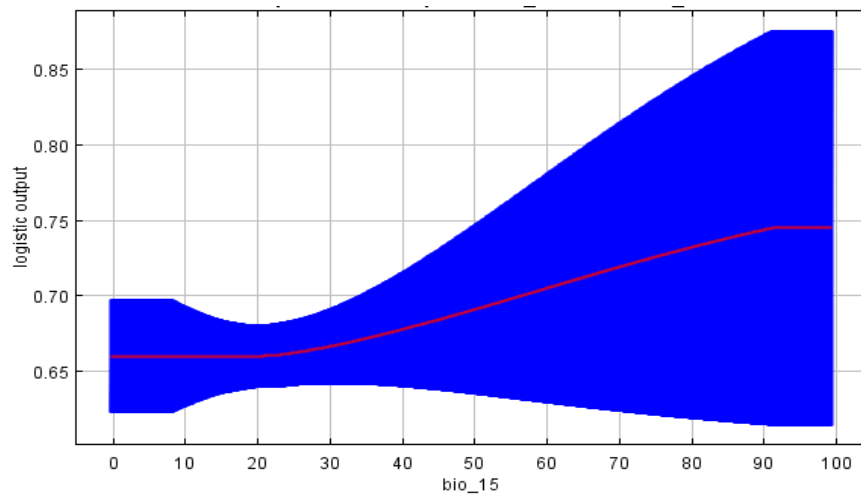
Bio 13 - Precipitação do mês mais úmido (mm)



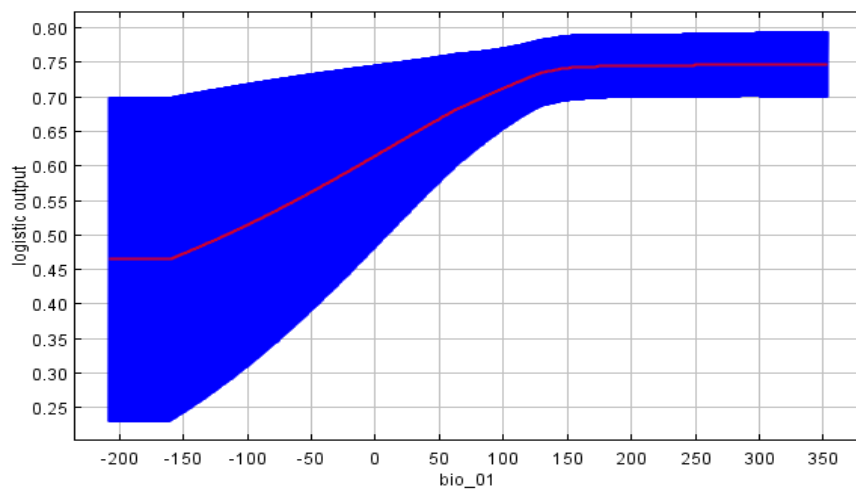
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco



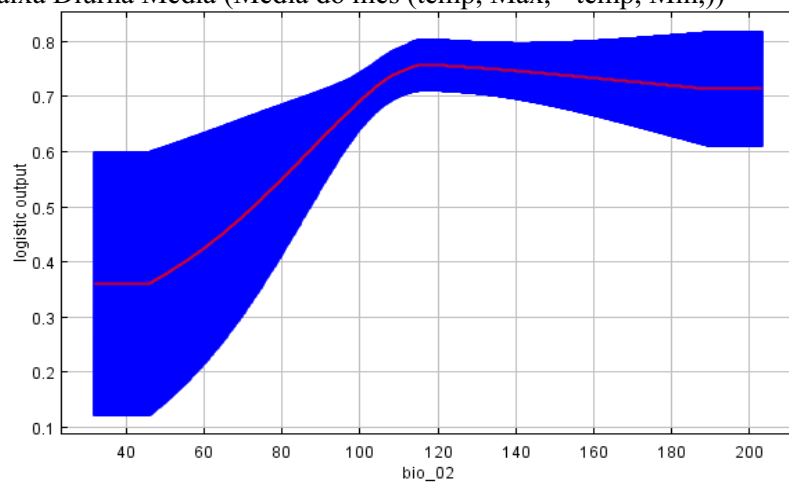
Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

*Sinoxylon anale*

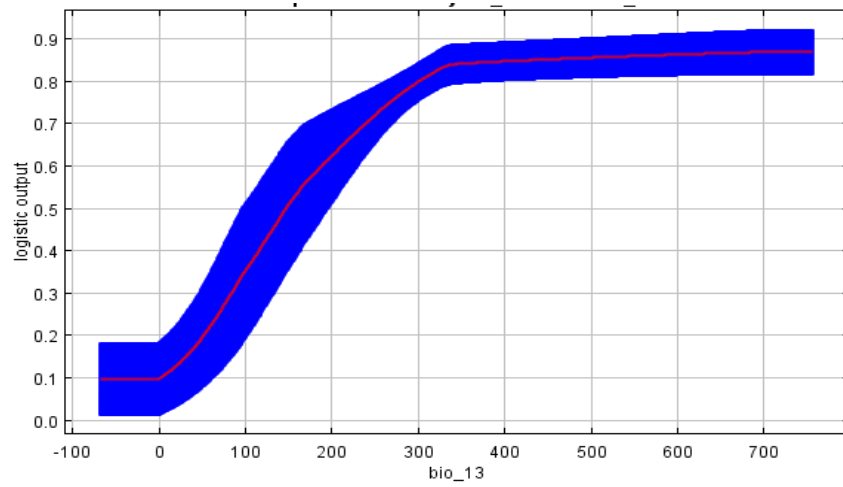
Bio 1 - Temperatura média anual (°C/10)



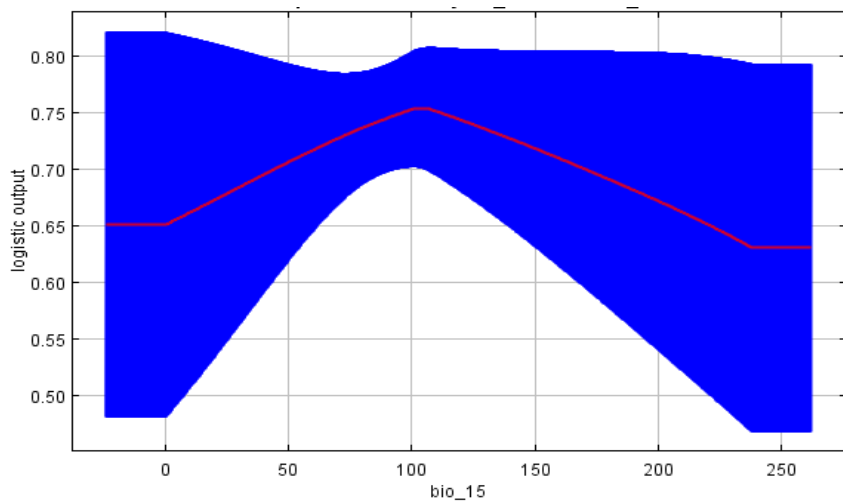
Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))



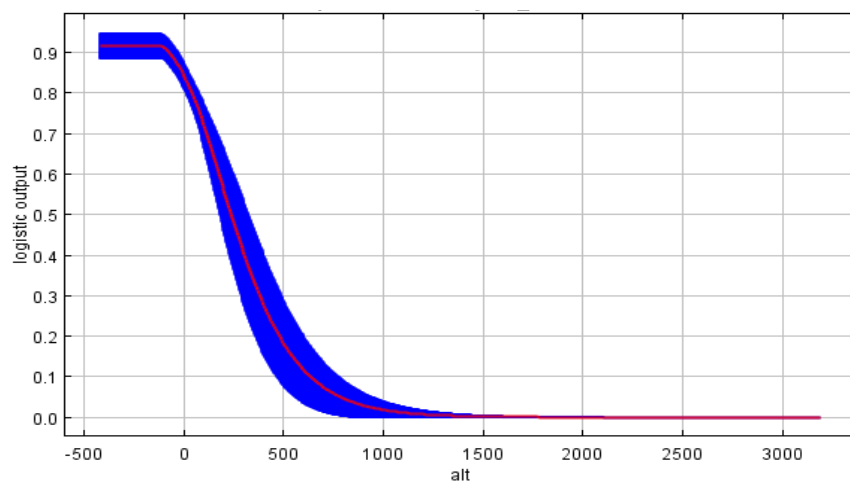
Bio 13 - Precipitação do mês mais úmido (mm)



Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)

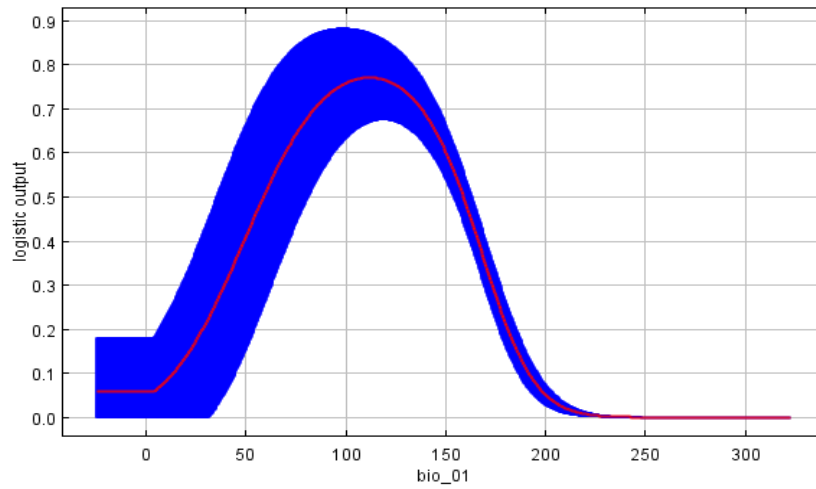


Altitude

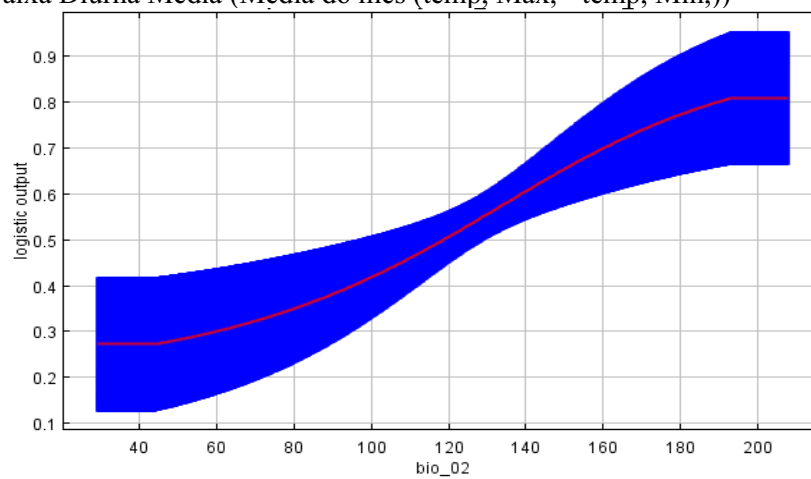
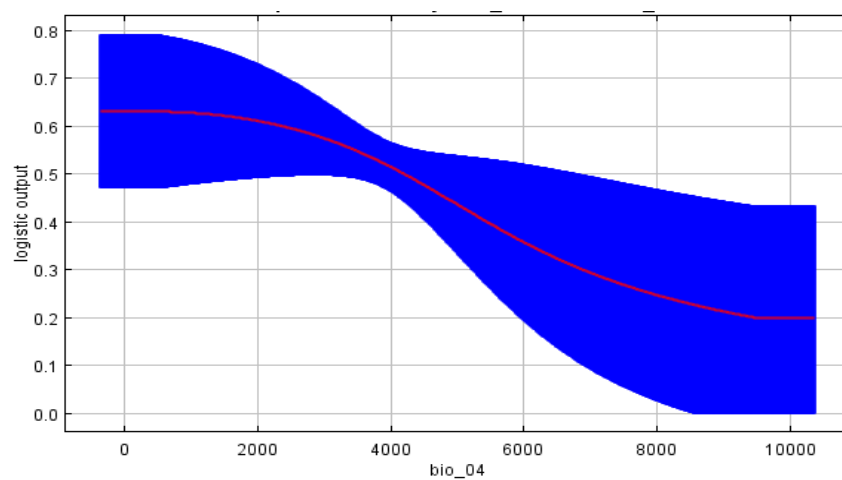


*Trachymela sloanei*

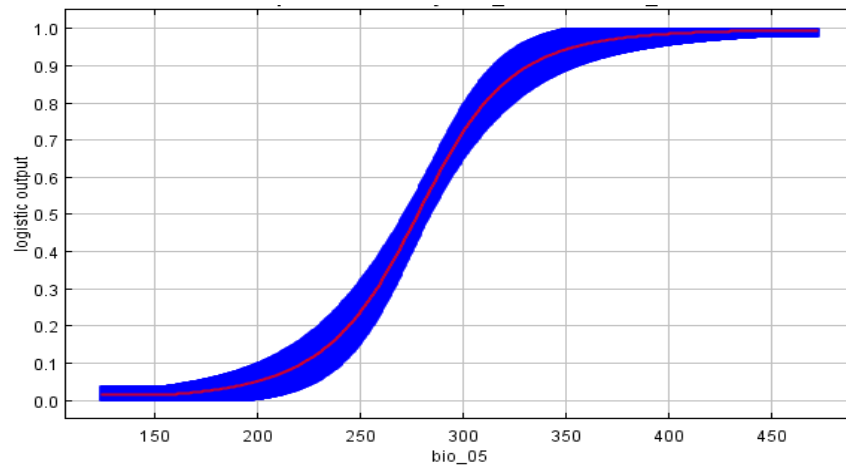
Bio 1 – Temperatura média anual (°C/10)



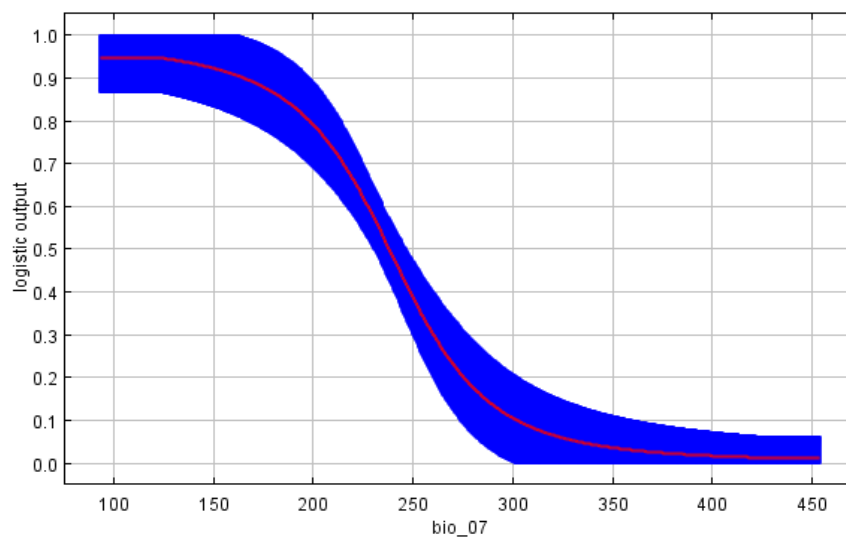
Bio 2 – Faixa Diurna Média (Média do mês (temp, Máx, - temp, Mín,))

Bio 4 - Sazonalidade de temperatura (desvio padrão  $\times$  100)

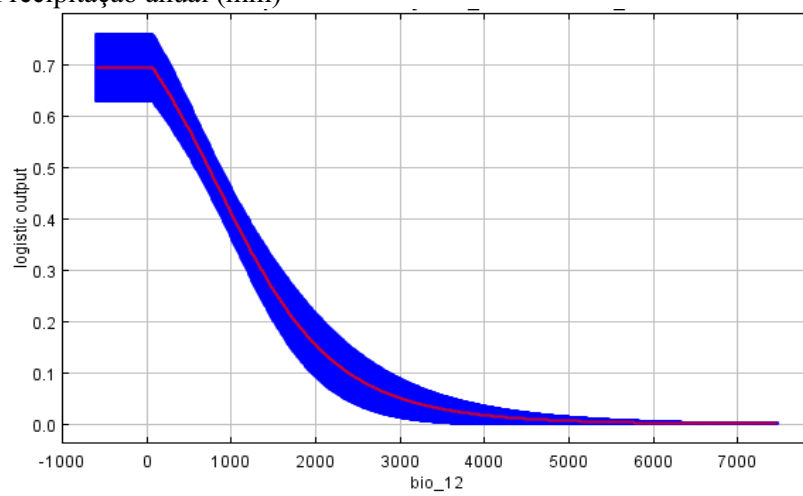
Bio 5 - temperatura máxima do mês mais quente



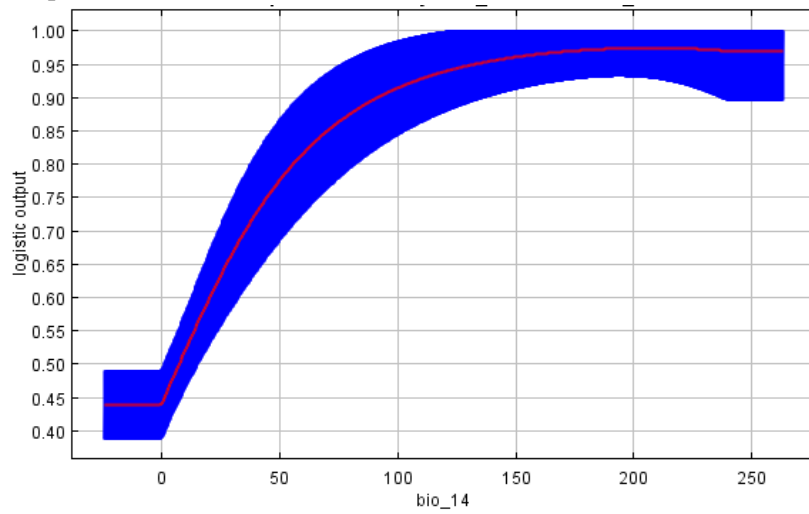
Bio 7 - Faixa Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)



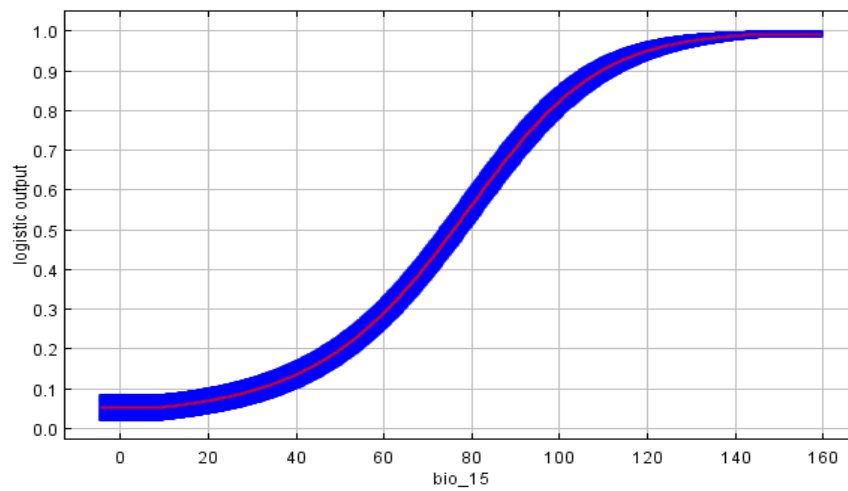
Bio 12 - Precipitação anual (mm)



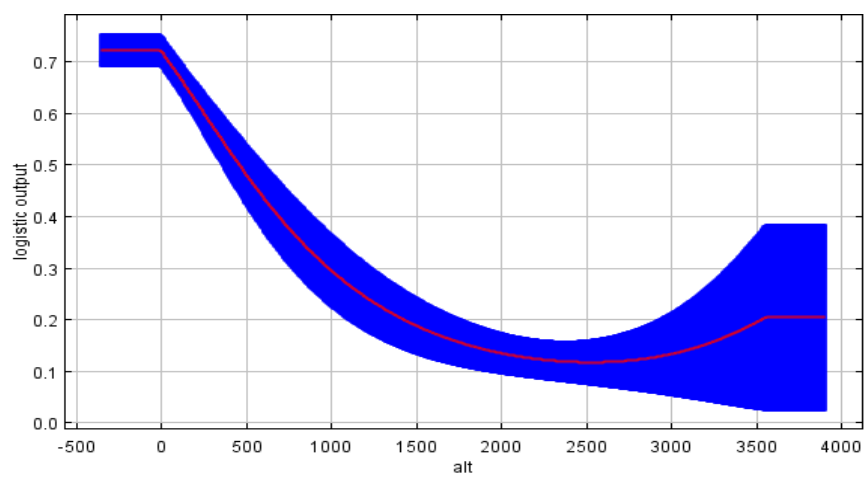
Bio 14 - Precipitação do mês mais seco



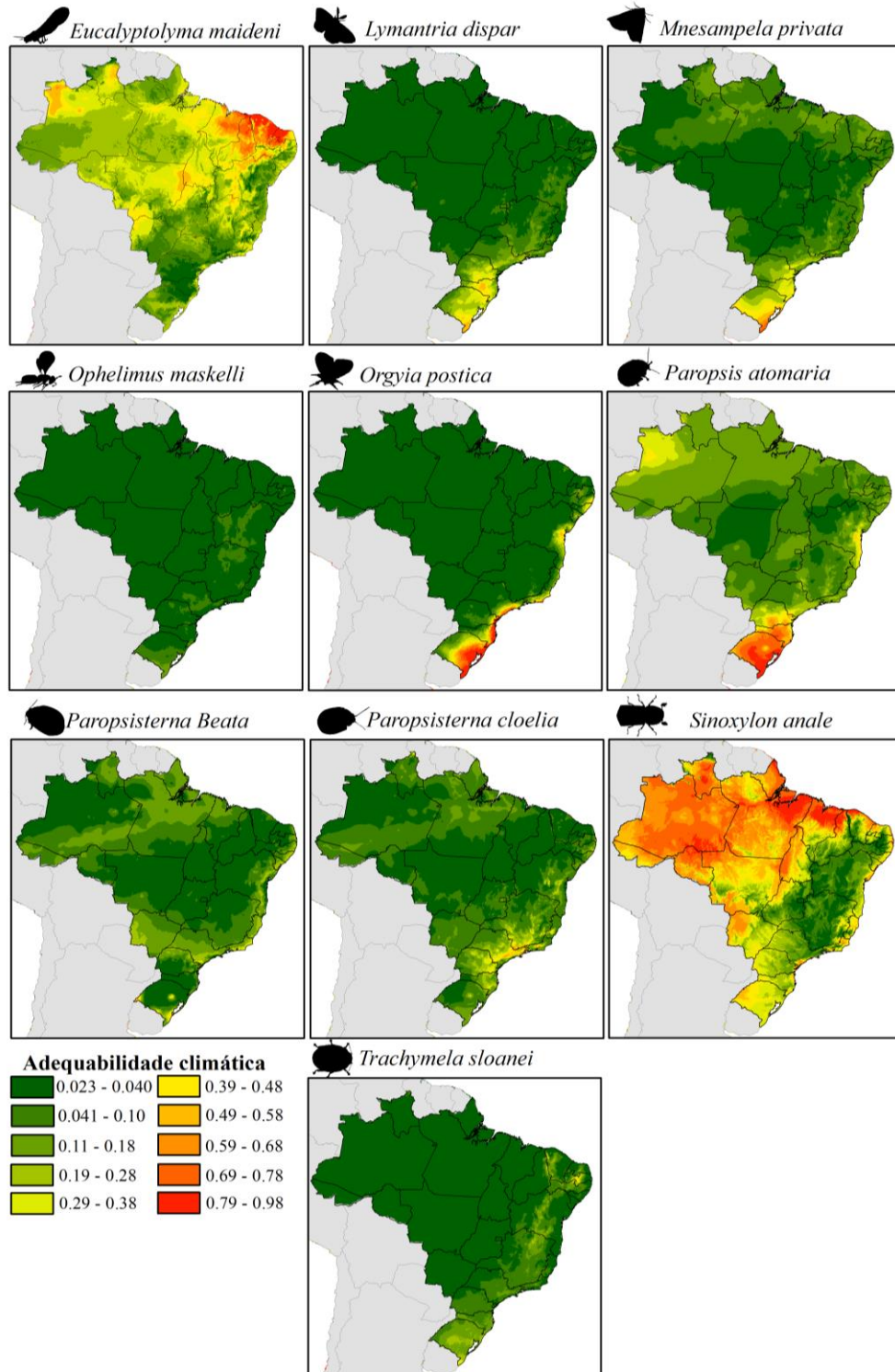
Bio 15 - Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)



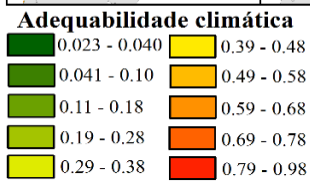
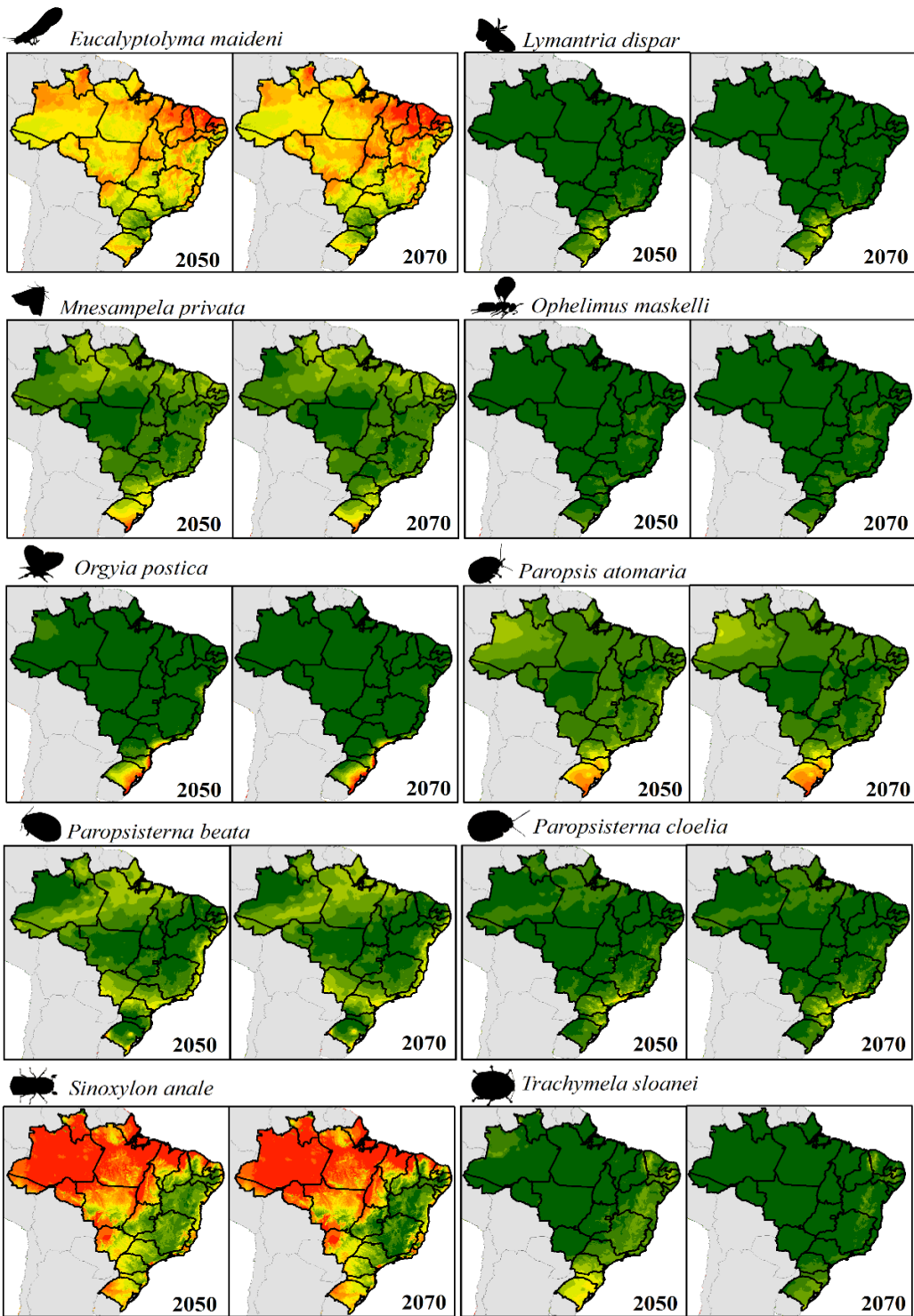
Altitude



ANEXO C – ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTÍNUA NO PERÍODO ATUAL



ANEXO D – ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTÍNUA RCP 4.5





ANEXO E – ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA CONTÍNUA RCP 8.5

