

JULIANE MARIA FERNANDES BELLAVER

**EFEITOS POTENCIAIS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A  
DISTRIBUIÇÃO DE BORBOLETAS NEOTROPICAIS E SUAS PLANTAS  
HOSPEDEIRAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Biologia Animal.

Área de concentração: Biodiversidade

Orientadora: Prof. Dra. Helena Piccoli Romanowski

Coorientador: Dr. Matheus Souza Lima-Ribeiro

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
PORTO ALEGRE**

**2019**

**FEITOS POTENCIAIS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DISTRIBUIÇÃO  
DE BORBOLETAS NEOTROPICAIS E SUAS PLANTAS HOSPEDEIRAS**

**JULIANE MARIA FERNANDES BELLAVER**

Aprovada em 12/12/2019

---

Profª. Dra. Viviane G. Ferro (UFRGS)

---

Prof. Dr. Ricardo Siewert (UFPR)

---

Prof. Dr. Roger Vila (Institut Biologia Evolutiva, Barcelona)



*Dedico este trabalho ao meu pai, Severino Bellaver (in memoriam).*



*“A Revolução Científica não foi uma revolução do conhecimento. Foi, acima de tudo, uma revolução da ignorância. A grande descoberta que deu início à Revolução Científica foi a descoberta de que os humanos não têm as respostas para suas perguntas mais importantes.”*

*Harari 2016*

## AGRADECIMENTOS

Confesso que chegar nesta etapa me deixou profundamente emocionada. Agradecer às pessoas pela participação da realização do maior sonho da minha vida realmente é difícil.

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, ao ser com capacidade além do que podemos ver, mas podemos sentir. Todos os caminhos que percorri fui guiada por algo muito mais além do meu próprio controle.

Muito grata à CAPES, que me concedeu a bolsa de pesquisa; à UFRGS, ao Instituto de Biociências da UFRGS; aos professores maravilhosos que tive o grande prazer de conhecer e me inspirar.

Meu pai, é a ti que dedico este manuscrito! Tu foste a pessoa que mais apoiou meus desejos e sonhos ao longo da minha vida. Hoje, infelizmente, não posso contar com tua vibração e com teu amor incondicional. Teus ensinamentos vão muito além do que consegui conquistar. Servirão para minha vida inteira, inclusive, para servirem para o desenvolvimento deste trabalho. Amo-te eternamente e incondicionalmente; da onde estiveres, espero que esteja orgulhoso de mim.

Agradeço a minha mãe pelo apoio, por ter me concedido uma educação rígida e exemplar. Por ter me ensinando valores como caráter, respeito e por exigir que eu buscasse sempre pelo melhor resultado. Na tua concepção, tem que se empenhar e dar ao máximo em tudo que se faz. Eu agradeço muito por isso e, certamente, sou uma pessoa muito melhor por tê-la como mãe. Gratidão eterna por tudo!

À minha querida tia Nara e ao meu querido tio Vanderlei, vocês são minha segunda casa. Serei grata até o fim dos meus dias pelo o que fizeram por mim nesta etapa do doutorado. Vocês são exemplo de amor ao próximo e, sobretudo, aos outros animais. Desconheço coração tão bom e vocês sempre terão minha admiração. Ao restante da minha família e à minha avó que se enche de orgulho falando dos netos, sempre me oferecendo uma gelada e boas risadas. Favoreceu muito para o fechamento deste trabalho. À minha querida prima, que é praticamente minha irmã mais nova, Cyndel. Gratidão pelos conselhos, papo reto, por saber exatamente o que eu precisava nos momentos mais difíceis. É ao teu lado que vivi grandes e emocionantes momentos em minha vida. Afinal, emoção é conosco mesmo! Assim como a zuera não tem limites. Amo-te muito e também conte comigo sempre.

Agradeço a minha querida orientadora, Dra. Helena P. Romanowski pelo apoio, por ter acreditado na minha proposta um tanto ousada, pela amizade, compreensão, carinho, paciência e pela dedicação como orientadora. Tu és meu maior exemplo como mulher batalhadora, emponderada, inteligente. Além de ser uma pessoa sensacional. Tu és um exemplo não somente a mim. Guardarei esta orientação/amizade para a vida toda. PS. Não aprendi somente a cortar bolos nesta vida.

Gratidão ao Dr. Matheus Souza Lima-Ribeiro por aceitar o desafio em me coorientar, pela atenção despreendida, pelo apoio, pela paciência, pelas contribuições que foram extremamente importantes. O que seria de mim, sem ti, neste trabalho? Ao Dr. Diego Hoffmann, pelas contribuições excepcionais, pelas ideias, atenção, paciência e pelos altos papos, arquitetando nosso trabalho pelo messenger. Juro que sentirei saudades disto.

Ao Laboratório de Ecologia de Insetos (LEI) do Departamento de Zoologia da UFRGS que tive o prazer de iniciar as atividades desde 2009. Não deixa de ser a minha casa, meu lar. A saudade que sentirei deste lugar é imensurável. Como sempre dizemos, uma vez do LEI, sempre do LEI. Por mais que nossas vidas sigam caminhos distintos, sempre encontraremos oportunidade de participarmos de algumas atividades juntos da nossa orientadora. Aos queridos integrantes do laboratório, da qual tive a honra e oportunidade de conviver com pessoas tão incríveis por anos. À velha-guarda, Cristiano Agra Iserhard (por me apresentar o maravilhoso mundo das borboletas juntamente com a Helena), Jessie Pereira, Ostília Marchiori, Vanessa Pedrotti, Melissa Teixeira, Vanessa Scalco, Adriano Cavaleri, Nicolás Mega, Daniel Castro ('Chambão'), Andressa Castro, Lidiane Fucilini. Aos meus amigos, Ana Kristina Silva e ao meu mano amado, Ricardo Siewert. Saudades desta época e de todas as mongolices/risadas sempre serão eternizadas em minha memória. Aos atuais, Dr. Lucas Kaminski, muito grata por todos os ensinamentos, parceria e contribuições. Tu és foda e minha admiração por ti é imensa!

Á minha boliviana preferida Lady Carolina, ao meu amigo radical das raves Luan, minha best Carla (Maria), à pessoa mais afrontosa (que eu) e com boa reputação que conheço, Diego Martins. Ah, meu amado, como nossas discussões foram enriquecedoras. Obrigada pelas ideias, por cuidar de mim, por me ajudar no trabalho. Vamos coletar registros no Moser? Não fica bravo comigo, tu sabes do meu apreço por ti, Golden Boy! Ao Guilherme, sempre disposto ajudar, baita parceria e ao restante do grupo. Meus sinceros agradecimentos! Perdão se eu esqueci de alguém. Afinal, para quem termina um doutorado, a demência é inevitável.

Gostaria de agradecer imensamente ao carinho e cuidados do Alfred Moser, aos curadores dos museus visitados, Andy Warren, McGuire Center for Lepidoptera e Biodiversity; Renato, Museu Zoologia da USP; Alexandre, Museu Nacional; Dra. Mirna Casagrande e Dr. Olaf Milke, UFPR. Ao Dr. Fernando Dias e ao Dr. Diego Dolibaina pelas dicas. Á minha amiga que tanto me ajudou com conselhos ao longo deste doutorado, Dra. Carolina Millán. Ao Dr. Diego J. Alvares pela contribuição com os mapas. Um agradecimento especial à Ana Paula Carvalho e ao Ryan pela recepção e atenção despreendidas nos EUA. Ao Matheus Correa, por sempre me apoiar a fazer o melhor trabalho do mundo e por me inspirar sempre. Agradeço por toda ajuda concedida, carinho e compreensão. Ao meu maior cãopaneiro, Ozzy. Sem a tua companhia todas as aflições e sofrimentos do doutorado seriam muito mais difíceis de superar.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b>	7
<b>ABSTRACT</b>	8
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b>	9
<b>Estrutura da tese</b>	19
<b>Referências</b>	19
<b>CAPÍTULO I. RARE AND COMMON SPECIES ARE DOOMED BY CLIMATE CHANGE? A CASE STUDY WITH NEOTROPICAL BUTTERFLIES AND THEIR HOST PLANTS</b>	25
<b>Abstract</b>	25
<b>Introduction</b>	26
<b>Material and Methods</b>	27
<b>Results</b>	30
<b>Discussion</b>	31
<b>References</b>	35
<b>Tabelas</b>	45
<b>Figuras</b>	47
<b>CAPÍTULO II. AMEAÇADAS NO FUTURO? MODELAGEM PREDITIVA DE DUAS BORBOLETAS ENDÊMICAS DA MATA ATLÂNTICA E SUAS PLANTAS HOSPEDEIRAS</b>	55
<b>Resumo</b>	55
<b>Introdução</b>	56
<b>Material e Métodos</b>	58
<b>Resultados</b>	62
<b>Discussão</b>	63
<b>Referências</b>	67
<b>Tabelas</b>	75
<b>Figuras</b>	76
<b>Resultados e Conclusões finais</b>	88

## Resumo

As mudanças climáticas podem ser consideradas como uma das principais ameaças atualmente. Espécies com distribuição restrita possivelmente serão mais afetadas do que aquelas com ampla distribuição. Mudanças no clima podem potencialmente reduzir a extensão de ocorrência de herbívoros e também afetar a distribuição de suas plantas. Neste trabalho, investiguei os efeitos sinérgicos das alterações climáticas sobre a distribuição potencial de quatro espécies de borboletas neotropicais e de suas respectivas plantas hospedeiras. *Battus polystictus* e *Parides ascanius* contrastam tanto em extensão de ocorrência quanto em hábito alimentar. *Cyanophrys berthae* (E. Jones, 1912) e *Arcas ducalis* (Westwood, 1852) são consideradas endêmicas deste bioma. *C. berthae* é considerada “vulnerável” nos critérios da IUCN e no Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção, ambas as espécies constam na categoria LC (menos preocupante). Para tanto, obteve-se mapas de distribuição potencial das espécies, de mudança de área de extensão, direção e de interação com suas hospedeiras para estas espécies. Os mapas foram desenvolvidos em condições contrastantes de concentração de gases de efeito estufa (RCP 4.5 e RCP8.5). Também avaliou-se o desafio de colonização e o risco de extinção ao longo do tempo das espécies de borboletas e de suas hospedeiras. Adicionalmente, verificou-se a representatividade das espécies dentro das Unidades de Conservação com diferentes cenários climáticos e a possível mudança de status de conservação de *C. berthae* diante dos cenários climáticos. Acreditou-se que as borboletas generalistas sofreriam maior deslocamento do que redução de sua ocorrência e que teriam menos chance de tornar-se incompatível espacialmente com suas hospedeiras do que a espécie especialista. Espécie com extensão de ocorrência restrita seria mais prejudicada em relação à distribuição e interação com sua hospedeira ao longo do tempo. Espécies tenderiam a deslocar-se em direção ao sul. Supôs-se, também, que *C. berthae* mudaria seu status de conservação de LC (menos preocupante) para vulnerável. Observou-se deslocamento de distribuição das espécies direcionado ao sul nas previsões futuras, mais acentuado no cenário mais pessimista em relação ao intermediário. Todas as áreas de interação diminuíram quanto mais pessimista o cenário ( $p < 0.0001$ ) quando comparadas individualmente e também, quando comparadas conjuntamente ( $p < 0.0001$ ). Os resultados sugerem maior impacto das mudanças climáticas sobre a espécie de borboleta especialista do que a espécie generalista. Todavia, mesmo *B. polystictus* apresentando um maior número de plantas-hospedeiras que *P. ascanius* tem previsão de perda de cerca de 50% de sua extensão de ocorrência no cenário intermediário e 90% no mais pessimista. Os resultados confirmaram a hipótese e *C. berthae* terá uma redução de aproximadamente 85% de sua extensão no cenário mais severo (RCP8.5, 2070) e de 70% de interação com suas hospedeiras. *A. ducalis* terá uma redução aproximada de 60% e em torno de 50% de interação. Ambas espécies tenderão a migrar para sul, principalmente *A. ducalis*. Estes resultados reforçam a importância de incluir interações bióticas quando se pretende avaliar efeitos de fatores abióticos como os decorrentes das mudanças climáticas. Medidas que favoreçam a conservação das espécies ao longo do tempo com os cenários climáticos precisam ser revistas e priorizadas, sobretudo por parte dos órgãos governamentais.

**PALAVRAS-CHAVE:** aquecimento global; mudanças climáticas; borboletas; modelagem de nicho; interação; planta hospedeira.

## ABSTRACT

Climate change can be considered as one of the main threats. Species with restricted distribution are likely to be more affected than those with wide distribution. Climate change can potentially reduce the extent to which herbivores occur and also affect the distribution of their plants. In this paper, we investigate the synergistic effects of climate change on the potential distribution of four species of Neotropical butterflies and their respective host plants. *Battus polystictus* and *Parides ascanius* contrast both in extent of occurrence and in feeding habits. *Cyanophrys bertha* and *Arcas ducalis* have an endemic distribution in the Atlantic Forest biome. *C. bertha* is considered "vulnerable" in the IUCN criteria and in the Red Book of endangered Brazilian fauna; both species are listed in the LC category (of less concern). The objective of this study was to develop maps of the potential distribution of the species, change of area of extension, direction and interaction with their hosts. They were developed under contrasting conditions of greenhouse gas concentration (RCP 4.5 and RCP 8.5). The challenge of colonization and the risk of extinction over time of butterfly species and their hosts were also evaluated. Additionally, the representativeness of the species within the Units Conservations was verified along the future forecasts and the possible change in the conservation status of *C. bertha*, in the face of climate scenarios. It was believed that the generalist butterflies would suffer greater displacement than a reduction in their occurrence and that they would have less chance of becoming spatially incompatible with their hosts than the specialized species. It was also agreed that species would tend to move southwards. It was also assumed that *C. bertha* would change her conservation status from LC (of less concern) to a threat status. A shift in species distribution toward the south was observed in future predictions, which was more pronounced in the most pessimistic scenario in relation to the intermediate one. All areas of interaction decreased the more pessimistic the scenario ( $p < 0.0001$ ) when compared individually and also when compared together ( $p < 0.0001$ ). The results suggest a greater impact of climate change on the specialist butterfly species than on the generalist species. Even though *B. polystictus* presented a higher number of host plants, *P. ascanius* presented a loss of about 50% of its extension of occurrence in the intermediate scenario and 90% in the more pessimistic one. The results confirmed the hypothesis and *C. bertha* may change her conservation status to threatened in the future. It will also have a reduction of approximately 85% of its extension in the most severe scenario (RCP8.5, 2070) and of 80% of interaction with its hosts. *A. ducalis* will have a reduction of approximately 60% and around 50% of interaction. The species present a risk of extinction in areas further north. These results reinforce the importance of including biotic interactions when evaluating the effects of abiotic factors. Measures that favor species conservation over time with climate scenarios need to be reviewed and prioritized, particularly by government agencies.

**KEY WORDS:** global warming; climate change; butterflies; niche modeling; interaction; plant-hosting.

## INTRODUÇÃO

### 1. Ciência

Para melhor avaliar as mudanças climáticas e a postura da sociedade perante estas alterações, colocar o problema no contexto do que é a ciência para a humanidade pode dar uma perspectiva diferenciada.

Harari (2016, p.262)

“A ciência de nossos dias é uma tradição de conhecimento peculiar, visto que admite abertamente a ignorância coletiva a respeito da maioria das questões importantes. A disposição para admitir ignorância tornou a ciência moderna mais dinâmica, versátil e indagadora do que todas as tradições de conhecimento anteriores. Isso expandiu enormemente nossa capacidade de entender como o mundo funciona e nossa habilidade de inventar novas tecnologias, mas nos coloca diante de um problema sério que a maioria dos nossos ancestrais não precisou enfrentar.”

### 2. Insetos e temperatura

Insetos são animais ectotérmicos com curto tempo de geração. Entretanto, também podem ser considerados endotérmicos como é o caso da ação de alguns músculos em insetos que voam (Chapman 2012). O desempenho da frequência de batimento de asa, locomoção, velocidade, taxa metabólica ou taxa de crescimento são relacionados com a temperatura ambiente. Sendo assim, sua fisiologia e aptidão são fortemente influenciadas pelo microclima que eles vivenciam (Angilletta 2009). Insetos poderiam, portanto, ser sensíveis à mudança climática no nível da população em curto espaço de tempo.

A temperatura corporal de um inseto é relacionada às condições ambientais. Insetos são animais relativamente pequenos; como resultado, a relação volume/superfície é grande em comparação com outros animais maiores e, conseqüentemente, a maioria dos insetos é incapaz de manter uma temperatura corporal constante através da produção de calor metabólico. Isso pode ser feito de maneira comportamental ou, em alguns casos, fisiologicamente. Temperaturas extremas são normalmente evitadas. Dentro da faixa normal de temperatura em que eles são ativos, os insetos têm uma faixa preferida que, dada a escolha, tendem a permanecer por períodos relativamente longos. Além deste ótimo, o desempenho, a atividade e a taxa de sobrevivência são reduzidas. Respostas a temperatura podem também ser mediadas pelo nível de umidade. Mesmo não morrendo,

seus valores adaptativos caem e por terem tempo de geração curto, dão respostas em nível populacional em curto espaço de tempo (Gullan and Cranston 2005; Chapman 2012).

### **3. Mudanças climáticas**

As recentes alterações climáticas já afetaram a distribuição de muitas espécies (Parmesan and Yohe 2003), porém modelos preveem mudanças ainda mais graves (Sala et al. 2000; Scarano 2019). A questão cresce em relevância quando se considera o crescimento ininterrupto da população humana ao longo do tempo. Concomitantemente, as atividades de origem antrópica vêm alterando características da superfície do planeta, como a cobertura vegetal e, também a concentração de gases que interagem fortemente com a radiação na atmosfera. Estes gases causam o efeito estufa e, em consequência, as mudanças climáticas. Dentre algumas consequências drásticas já percebidas estão a diminuição da abundância, mudança da distribuição, ameaça e/ou extinção de algumas espécies, entre outras (IPCC 2019).

Evidências de glaciações foram constatadas ainda no século XIX, quando importantes geólogos desse período, como Charles Lyell, começaram a ter noção da dinâmica ambiental no passado geológico (Lyell 1830). Ao mesmo tempo, os naturalistas da época começaram a associar os períodos em que esses eventos ocorreram com alguns eventos de extinção de espécies. Deste modo, surgiu a ideia de que as mudanças ambientais pudessem ser uma das causas das extinções de espécies ao longo da história evolutiva do planeta (Bueno-Hernández and Llorente-Bousquets 2006).

Como resultado das alterações climáticas provocada pelo homem, a frequência de eventos climáticos extremos - enchentes, secas prolongadas, ondas de calor, tufões e tornados - aumentou, tanto em termos de quantidade quanto de intensidade. No Brasil, ocorreram diversos eventos extremos nos últimos anos. O furacão Catarina, em 2004, provocou enchentes e deslizamentos e causou diversas mortes, assim como perdas econômicas significativas para a região Sul do Brasil. Recentemente, a mesma região sofreu com chuvas torrenciais e ventos fortes que levaram a grandes danos. No sudeste da Amazônia, historicamente uma região tropical e úmida, condições climáticas fora do comum que ocorreram nos anos de 2005 a 2010 resultaram numa redução drástica de precipitação, causando a diminuição dos níveis fluviais, prejudicando a capacidade de navegação. Aparentemente, esse fenômeno foi causado por uma condição climática do Atlântico Norte tropical, anormalmente quente, fazendo com que o ar seco se deslocasse do sul do Brasil em direção a essa parte da região amazônica.

As projeções para o clima no futuro indicam mais umidade e mais processos dinâmicos ocorrendo na atmosfera, de modo mais extremo. Estudos sobre o clima no futuro indicam que, por volta de 2010, haverá aumento da precipitação no sul do Brasil, assim como no oeste da Amazônia e na região litorânea entre o Amapá e o Ceará. É esperado que haverá menos chuvas no sul e no centro da Amazônia, no centro-oeste do Brasil e na maior parte da região Nordeste. Cenários mais severos mostram um aumento dos períodos secos (ou secas) no leste da Amazônia e em parte do Nordeste, e uma redução do número de dias consecutivos com alta umidade na maior parte das regiões Nordeste e do Centro-Oeste do Brasil, e também no oeste e sul da Amazônia. Chuvas aumentariam em frequência e intensidade no Sul e no Sudeste do Brasil e, em menor grau, no oeste da Amazônia e na área litorânea do leste da Amazônia e no norte da região Nordeste. Diminuição na pluviosidade é estimada ao longo da costa leste do Nordeste do Brasil, na faixa do Rio Grande do Norte até o Espírito Santo. Por volta de 2020, enquanto as chuvas tenderão a aumentar no oeste da Amazônia e no Sul e Sudeste do Brasil, as demais regiões provavelmente registrarão chuvas menos intensas. Por volta de 2030, o padrão dominante será uma redução na quantidade total de chuva e no número de dias úmidos na América do Sul tropical, com uma tendência para mais chuvas fortes em regiões como o oeste da Amazônia, e o Sul e o Sudeste do Brasil. Esse cenário é compatível com a previsão de aumento do número de dias secos consecutivos (Marengo 2010).

Embora não haja um real consenso sobre como os efeitos da crise climática irão acontecer e qual é a precisão do tempo estimado para que cada um dos impactos estimados ocorra, algumas previsões estão amplamente aceitas. Emissões antropogênicas têm grande responsabilidade por este quadro, sobretudo no século XX (IPCC 2019). Discussões em conferências internacionais (como a Rio +10 em 2002) e mesmo a recente implementação do Protocolo de Kyoto não apontaram para uma redução significativa das emissões. Sendo assim, o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) elabora, a cada cinco anos, avaliações climáticas para os próximos 100 anos considerando o aumento da concentração de GHG e de aerossóis (IPCC 2019). Antes de 1750, a concentração de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) na atmosfera variou, por 740.000 anos, entre 180 a 280 ppmv. Esse número tem aumentado desde então, atingindo 379 ppmv em 2005 (IPCC 2019). Ao final de 2018, o observatório de Mauna Loa, no Havaí, registrou o quarto maior crescimento de emissão de  $\text{CO}_2$  na atmosfera nos últimos 60 anos. O resultado revela a ineficiência das políticas públicas voltadas à diminuição dos gases do efeito estufa no planeta. De acordo com o relatório, a concentração de dióxido de carbono, em 2018, atingiu uma média de 409.92 ppm, observada até 1 de janeiro de 2018. As medições também revelam algo bastante emblemático: dos quatro maiores recordes observados nos últimos 60 anos, três deles aconteceram nos últimos quatro anos. O  $\text{CO}_2$  é o mais importante dos cinco principais gases do chamado efeito estufa: dióxido de

carbono, metano, óxido nitroso, monóxido de carbono e ozônio. Quando as primeiras amostras de Mauna Loa foram analisadas em 1958, o CO<sub>2</sub> já havia subido 35 ppm acima do nível pré-industrial de 280 ppm. Atualmente o nível atinge 410 ppm. Nas últimas duas décadas, a taxa de aumento foi aproximadamente 100 vezes mais rápida do que os aumentos naturais anteriores, como os que ocorreram no final da última era glacial, entre 11 mil e 17 mil anos atrás (Apollo 2019).

O 'Representative Concentration Pathway' (RCP) representa cenários globais de longo prazo de emissões de gases de efeito estufa. As características definidoras desses cenários são enumerados em Moss et al. (2010). O cenário RCP8.5 não aplica nenhuma política de mitigação às emissões humanas de gases de efeito estufa, atingindo uma força radiativa global de cerca de 8,5Wm<sup>-2</sup> até o final do século; já o outro, o RCP4.5, impõe medidas rigorosas de mitigação e, portanto, limita essa força a sobre 4.5Wm<sup>-2</sup> (aproximadamente 650 ppm de equivalente CO<sub>2</sub>) no ano de 2100 sem nunca exceder esse valor. Sob o cenário RCP8.5, o aquecimento de 2°C é atingido em meados deste século, eventualmente excedendo 3°C em 2100.

Os últimos relatórios do IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) referem-se à vulnerabilidade às mudanças climáticas no Brasil em três diferentes níveis de organização: biomas, ecossistemas e espécies. Em relação aos biomas, há mais relatos referentes à vulnerabilidade às mudanças climáticas nos hotspots de biodiversidade (Mata Atlântica e Cerrado), na Amazônia e na Caatinga. A Mata Atlântica é um dos três hotspots mais vulneráveis à mudança climática no mundo (Scarano 2019). Isto é devido a uma combinação de alto risco relacionado ao surgimento de novo clima e o desaparecimento do atual, bem como suscetibilidade a espécies invasoras e expansão de áreas de pastagem para pecuária (Béllard et al. 2014). No caso do Cerrado, altas taxas de reposição de cobertura vegetal e outros usos da terra tornaram o bioma extremamente vulnerável (Strassburg et al. 2017). Para a Amazônia, existe o potencial de savanização baseado na seca e no aumento das temperaturas provocadas pelo desmatamento e mudança climática, apesar da existência de incertezas em torno do tempo para um suposto ponto de inflexão a ser alcançado (Magrin et al. 2014). Na Caatinga, a vulnerabilidade refere-se ao baixo percentual de áreas protegidas, persistência da pobreza processo de desertificação devido a secas extremas (Tabarelli et al. 2017).

Os relatórios do IPCC indicam que a temperatura global deverá aumentar, até 2100, entre 1,5°C e 4,8°C desconsiderando incertezas do ciclo do carbono e do sistema climático, com média entre 1850-1990 como referência (Clarke et al. 2014). Pode se admitir que, qualquer aumento das temperaturas, nas diferentes regiões do globo terrestre, levará a alterações na dinâmica agrícola, provocando uma mudança das fronteiras de exploração econômica ou de subsistência. Como quase 60% da população mundial vive nas áreas costeiras,

qualquer elevação nos níveis do mar é uma grave ameaça ao modo de vida humano. Além da elevação do nível do mar, a maior frequência dos eventos climáticos extremos reduzirá a estabilidade geográfica da linha costeira. Com o aquecimento, a água tende a evaporar mais rápido e teremos mais chuvas e tempestades, além de ventos, furacões e ciclones. A energia cinética é transferida para o mar na forma de ondas ou marés meteorológicas, o que causa erosão ou sedimentação das áreas costeiras (Marengo 2010).

Outro aspecto notável das mudanças globais é o seu provável impacto nos ecossistemas naturais. Indícios do período quaternário indicam que a maioria das espécies mudará suas distribuições para acompanhar as mudanças climáticas atuais, do que adaptar-se (Warren et al. 2001) ou para altitudes mais elevadas (Grabherr et al. 1994). Estudos do período quaternários também para respostas individualísticas das espécies a mudanças climáticas no passado geológico e recentes, relacionadas com sua biologia e ecologia (Warren et al. 2001). As respostas às mudanças climáticas provavelmente também irão diferir em relação à amplitude de distribuição das espécies (Huntley et al. 1995). O clima influencia o solo e a biota, mas também pode ser modulado por processos biológicos da vegetação, fitoplâncton, e outras características da biosfera (Scheffer et al. 2001). Assim, uma questão importante consiste em quais seriam as consequências das mudanças climáticas na distribuição dos biomas terrestres. Para a América do Sul, os resultados acoplados a modelos de vegetação dinâmica são controversos (Cramer et al. 2001).

Até 2070, Anadón et al. (2014) prevêem a redução da Mata Atlântica e da Amazônia. Estes autores também preveem a expansão da savana na direção da Amazônia e da floresta nos Pampas, com as consequentes mudanças na ocorrência das espécies. Mais recentemente, Zanin et al. (2017) encontraram projeções similares de contração da floresta, expansão e redução da vegetação aberta.

Além da vulnerabilidade dos biomas, a América do Sul é o continente com o maior risco de extinção de espécies (23%) que pode ser atribuído à mudança climática. O risco de extinção varia de 5,2% (para um aumento de 2°C) a 15,7% (para um aumento superior a 4°C) (Urban 2015). Visconti et al. (2016) propuseram que, em 2050, a riqueza de espécies diminuirá acentuadamente, particularmente para os mamíferos à nível mundial. Nesta perspectiva de diferentes cenários futuros, já há evidências de que alguns instrumentos de conservação, tais como áreas protegidas, podem se tornar ineficientes para espécies e ecossistemas (Ferro et al. 2014).

Além do aquecimento global, há outros efeitos destrutivos da ação humana sobre as paisagens: a perda e fragmentação de habitats (Bossart and Opuni-Frimpong 2009). Quando o habitat é destruído, os ambientes nativos são fragmentados e, frequentemente, os fragmentos tornam-se isolados uns dos outros, circundados por matriz modificada. A fragmentação pode limitar o potencial de uma espécie para dispersão e colonização e

precipitar o declínio de populações e também extinções (Primack and Rodrigues 2001). A deterioração de habitat, assim, pode potencializar os efeitos da crise climática. Além disto, o o desmatamento e outras atividades associadas ao uso da terra, como a agricultura, e urbanização também tem impacto no clima regional e global.

As ferramentas comumente adotadas para obter e avaliar projeções climáticas passadas e futuras são os modelos de clima, que podem ser: Modelos Globais Atmosféricos (GCMs) ou Modelos Globais Acoplados Oceano-Atmosfera (AOGCMs). Esses modelos numéricos provêm de uma visão tridimensional do sistema climático, descrevendo os principais processos físicos e dinâmicos, assim como as interações entre as componentes do sistema climático e os mecanismos de retro-alimentação (feedbacks) entre os processos físicos. Estes modelos podem simular climas futuros em nível global e regional como resposta a mudanças na concentração de gases de efeito estufa e de aerossóis.

#### **4. Efeitos das mudanças climáticas sobre a biota**

Estudos tem verificado efeitos das mudanças climáticas em alguns insetos. Kerr et al. (2015), em estudo com abelhas, encontrou tendências consistentes para localizar aquecimento ao longo do tempo em espécies do hemisfério norte, perdas das áreas de vida e mudanças para áreas mais elevadas entre espécies do sul. Nava-Bolaños et al. (2019) considerou duas conseqüências principais das mudanças de escala induzidas pelo clima: formação de novas áreas de sobreposição geográfica (ou seja, a simpatria) e uma maior probabilidade de hibridização nas zonas de contato criadas. Para tanto, utilizou 30 espécies de libélulas em diferentes cenários de mudanças climáticas. Evidenciou-se que a distribuição de 29 das 30 espécies foi afetada por mudanças no clima, o que levou a um aumento geral na sobreposição simpátrica entre as espécies. Com base na sobreposição simpátrica e na divergência genética, pôde-se prever que 97 dos pares de espécies provavelmente hibridizarão no futuro.

Schweiger et al. (2008) encontrou, para três diferentes condições climáticas (moderado, intermediário e extremo) de mudanças climáticas, em uma área potencialmente ampla em termos demográficos, sócio-econômicos e tecnológicos durante o século 21, um pronunciado desajuste entre os nichos da espécie de borboleta *Boloria titania* com sua planta hospedeira *Polygonum bistorta*. O estudo em questão encontrou uma possibilidade de expansão da área de distribuição da espécie de borboleta entre 124-258% se a a planta hospedeira não tiver sua dispersão limitada em cenários futuros. Entretanto, há possibilidade de perda entre 52-75% da área de distribuição da borboleta se a dispersão futura da planta hospedeira for limitada e 79-88% se a borboleta também tiver dispersão limitada. Estes resultados sugerem fortemente que as mudanças climáticas

podem limitar a co-ocorrência das espécies no espaço e interromper as interações tróficas, pois espécies não necessariamente reagem de forma similar em relação às mudanças climáticas. As consequências são importantes em termos ecológicos e em escalas de tempo evolutivas.

## 5. Borboletas

A ordem Lepidoptera é a segunda maior entre os insetos com cerca de 146.000 espécies descritas (Heppner 1991). Para a região Neotropical, estima-se que existam em torno de 8.000 espécies de borboletas (Lamas 2004). No Brasil, ocorrem, aproximadamente, 71 famílias de lepidópteros, englobando mais de 26.000 espécies. Entre estas, mais de 4.500 são espécies de borboletas (Beccaloni and Gaston 1995; Brown and Freitas 1999). Com uma enorme diversidade de ambientes e ampla distribuição latitudinal, a Mata Atlântica abriga mais de 2000 espécies de borboletas (Brown and Freitas 2000).

As borboletas pertencem às superfamílias Papilionoidea e Hesperioidea e se subdividem em seis famílias: Hesperidae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae e Nymphalidae. A história natural destes organismos na região Neotropical é relativamente bem conhecida, quando comparada a outros grupos de insetos; são conspícuas, relativamente fáceis de amostrar, possuem alta riqueza de espécies e abundância. Além disso, têm importância em pesquisas sobre biogeografia, evolução, migração, fisiologia, estudos de comportamento, interações inseto/planta, entre outras (Brown 1992). Estes insetos possuem, também, íntima correlação ao tipo de vegetação (New et al. 1995), alta fidelidade e associação a microhabitats e a paisagem como um todo (Simonson et al. 2001). Espécies raras e grupos indicadores fornecem informações a respeito de áreas preservadas, pois pequenas alterações no ambiente podem levar as populações destas espécies a entrar em declínio (Brown & Freitas 1999; Pollard & Eversham 1995). Portanto, são consideradas um grupo indicador da qualidade ambiental (Beccaloni & Gaston 1995; Brown 1996) e indicadoras de diversidade (Freitas et al. 2006).

## 6. Interações

A interação entre borboletas da tribo Troidini (Papilionidae, Papilioninae) e as plantas do gênero *Aristolochia* (Aristolochiaceae, Aristolochioideae) tem sido amplamente usada na literatura como exemplo de coevolução entre insetos herbívoros e suas plantas hospedeiras. Brown et al. (1995) apontam evidências de que as borboletas Troidini filogeneticamente basais usam preferencialmente as espécies de *Aristolochia* basais, enquanto espécies de borboletas derivadas usam espécies de hospedeiras derivadas, sugerindo assim uma ligação coevolutiva entre os dois grupos. A íntima associação entre Troidini e *Aristolochia* faz desta interação um

modelo bastante apropriado para estudos sobre a evolução da interação entre herbívoros e plantas hospedeiras.

A maioria dos insetos que se alimentam de plantas são oligófagos, as também existem espécies que são monófagas e polífagas. Porém, há uma grande discussão na literatura sobre estes conceitos para as espécies (ou grupos de espécies); principalmente porque os critérios que os determinam ainda são muito debatidos e há escassez de consensos (Janz 2011). Grande parte das espécies de borboletas - como também a maioria dos insetos - é oligófaga na fase imatura. Entretanto, há grandes lacunas no conhecimento de imaturos e as interações com suas hospedeiras.

## **7. Modelos de Nicho Ecológico e Distribuição de Espécies**

Modelos de nicho ecológico (ecological niche modeling - ENM) ou modelos de distribuição de espécies (species distribution modeling - SDM) (Araújo and Peterson 2012) possuem vários significados que são definidos conforme o objetivo do estudo.

A expressão ‘nicho ecológico’ se refere a tolerâncias e necessidades de um determinado organismo. Normalmente, uma espécie possui seu nicho ecológico mais amplo na ausência de competidores e predadores do que na presença destes. Resumidamente, esta definição é conhecida como nicho fundamental e está amplamente difundida na área de Ecologia. Entretanto, na presença de competidores a espécie pode possuir o nicho efetivo. Esta distinção ressalta que é possível a espécie possuir partes do seu nicho fundamental em que ela não consegue desenvolver-se e reproduzir-se efetivamente (Begon et al. 2009). Enquanto as relações positivas (como exemplo, mutualismo) reforçam a permanência das espécies em locais ambientalmente favoráveis, sua ausência ou a presença de interações negativas (como exemplo, competição) restringem os locais onde elas podem potencialmente ocupar. Entretanto, as interações bióticas mudam ao longo do tempo de acordo com as espécies que chegam e saem da comunidade, levando o nicho realizado a expressar, portanto, a porção do nicho fundamental disponível para a espécie.

A área que uma espécie ocupa é resultado da ação conjunta de três fatores básicos: condições abióticas, interações bióticas e capacidade de dispersão. Os fatores abióticos agem principalmente em grandes escalas espaciais e representam o conjunto de condições ambientais favoráveis (em termos fisiológicos) ao estabelecimento, sobrevivência e reprodução dos indivíduos. Esse aspecto do nicho ecológico foi primeiro descrito por Joseph Grinnel em 1917, comumente denominado “nicho Grineliano” (Peterson et al. 2011). A palavra ‘nicho’ começou a ganhar mais destaque quando Charles Elton escreveu, em 1933, que o nicho de um organismo é seu modo de vida. Já o conceito moderno do termo foi proposto por Evelyn Hutchinson, em 1957.

Segundo as ideias de Colwell and Rangel (2009), uma espécie é apta para ocupar qualquer local cujas condições ambientais sejam adequadas fisiologicamente para os indivíduos.

O objetivo principal de uma modelagem de nicho é obter um mapa de adequabilidade ambiental a partir de um modelo que descreva o nicho das espécies (Pearce and Ferrier 2000). O mapa de adequabilidade define que locais são mais ou menos adequados à sobrevivência da espécie considerando seus requerimentos ecológicos, o que é chamado de ‘distribuição geográfica modelada’ ou ‘mapa preditivo’ (Franklin 2009). A descrição dos modelos e algoritmos usados nos ENMs são, em sua maioria, modelos estatísticos complexos de regressão não-linear (regressão logística, modelos lineares generalizados – GLM, modelos aditivos generalizados – GAM, árvores de regressão e classificação - CART) cujos parâmetros são obtidos analiticamente ou por meio de algoritmos de busca desenvolvidos em sistemas de inteligência artificial. Os ENMs baseados apenas em presenças são implementados em diferentes algoritmos, como envelopes bioclimáticos (Bioclim), distâncias ambientais (Euclidiana, Gower), análises multivariadas (distância de Mahalanobis, ENFA) e algoritmos mais complexos de aprendizagem-automática ou inteligência artificial (machine-learning; Maxent e GARP).

Após construir qualquer modelo, deve-se avaliar sua habilidade preditiva. É necessário avaliar se a distribuição geográfica modelada (refletida pelo nicho) representa uma predição melhor do que outra gerada ao acaso. Os pontos de ocorrência de uma espécie, que é usado pelos ENMs para modelar seu nicho ecológico, não são determinados aleatoriamente ao longo dos gradientes ambientais. Assim, se as predições de um modelo não diferirem de uma predição ao acaso, então não devem ser confiáveis. A maioria dos ENMs prediz, no entanto, um gradiente de adequabilidade ambiental, sendo necessário escolher um valor desse gradiente para determinar os limites da área de distribuição geográfica modelada (chamado de limiar de decisão ou threshold). Sendo assim, somente os locais com adequabilidade igual ou superior ao limiar de decisão são preditos como adequados à ocorrência da espécie (Nenzén and Araújo 2011).

O processo de modelagem utilizando ENMs exige muitas decisões por parte do pesquisador desde o método, obtenção dos dados, algoritmos da modelagem, a seleção das variáveis preditoras e dos AOGCMs e a escolha do limiar de decisão. Todas essas decisões podem gerar predições com uma grande quantidade de incertezas. Há duas maneiras de reduzir estas incertezas: (i) melhorando a qualidade dos dados e modelos, o que inclui entender o mecanismo preditivo de cada modelo sob diferentes cenários ecológicos ou (ii) combinando os resultados de todas as possíveis fontes de incerteza (ensemble solutions). De qualquer forma, o processo de modelagem, em si, resulta em mapas que geram previsões, ou seja, probabilidades. Embora existam maneiras de reduzir incertezas e gerar modelos mais confiáveis possíveis, certeza absoluta não é garantida com os processos

de modelagem. Entretanto, com o avanço dos métodos e disponibilidade de dados cada vez mais robustos, os modelos estão conseguindo ficar mais fundamentados e consistentes em relação a expressão da realidade das espécies em questão.

Espécies com distribuição restrita possivelmente serão mais afetadas a mudanças climáticas do que aquelas com ampla distribuição, pois são potencialmente menos resilientes a perturbações no habitat. Geralmente possuem maior especificidade em recursos, ocorrendo em condições de hábitas mais restritos e menos diversos (Bale et al. 2002).

Muitos estudos têm avaliado os impactos das mudanças climáticas sobre as espécies sem considerar as interações. Mudanças no clima, sobretudo temperatura e precipitação, podem potencialmente reduzir a extensão de ocorrência das espécies de borboletas e também afetar a distribuição de suas hospedeiras, tendo um impacto potencializado sinérgico (direto e indireto). Diversos estudos tem demonstrado, também, que muitas espécies de lepidópteros estão contraindo suas distribuições de ocorrência (Ferro et al. 2014; Kajin et al. 2017, Schweiger et al. 2008). Portanto, se o mesmo ocorrer com a distribuição destas espécies e de suas hospedeiras, que possuem uma distribuição restrita ao bioma Mata Atlântica e com requerimentos para a sobrevivência bastante limitados, o status de conservação destas espécies tornar-se-á bastante preocupante. A compreensão da distribuição de tais espécies na atualidade e em cenários futuros é crucial para se determinar o status de conservação, níveis de proteção e estratégias de conservação. Ademais, nenhum estudo investigou efeito das mudanças climáticas sobre interações de borboletas com suas plantas hospedeiras na região Neotropical. Em particular, torna-se importante contrastar efeitos de tais mudanças sobre espécies de distribuição e hábitos alimentares amplos com espécies com requerimentos mais restritos.

## ESTRUTURA DA TESE

O presente trabalho será apresentado na forma de artigo, seguindo as normas da resolução nº 37/2018 do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da UFRGS. A introdução geral fornece um panorama geral dos principais assuntos da tese. Já os capítulos I e II apresentam os artigos desenvolvidos. O primeiro artigo apresenta uma abordagem macroecológica com efeitos climáticos de duas espécies de borboletas com suas respectivas plantas hospedeiras: ‘Rare and common species are doomed by climate change? A case study with Neotropical butterflies and their host plants’, submetido para a revista *Journal of Insect Conservation*. O segundo artigo aborda, na mesma linha da avaliação dos efeitos climáticos, focando em duas espécies de borboletas e seus dois pares de hospedeiras conhecidas: ‘Ameaçadas no futuro? Modelagem preditiva de duas borboletas endêmicas da Mata Atlântica e suas plantas hospedeiras.’ Pretende-se submeter este manuscrito a *Plos One*.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anadón JD, Sala OE, Maestre FT (2014) Climate change will increase savannas at the expense of forests and treeless vegetation in tropical and subtropical Americas. *Journal of Ecology* 102: 1363–1373.

Angilletta J. (2009). Looking for answers to questions about heat stress: researchers are getting warmer *Functional Ecology*, 23, 231–232. doi: 10.1111/j.1365-2435.2009.01548.x

Apollo (2019) Contração de CO2 bate novo recorde histórico. [https://www.apolo11.com/mudancas\\_climaticas.php?titulo=Aquecimento\\_Global\\_Concentracao\\_de\\_CO2\\_bate\\_novo\\_recorde\\_historico&posic=dat\\_20190417-101930.inc](https://www.apolo11.com/mudancas_climaticas.php?titulo=Aquecimento_Global_Concentracao_de_CO2_bate_novo_recorde_historico&posic=dat_20190417-101930.inc). Accessed in January 13, 2019

Araújo MB, Peterson AT (2012) Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93:1527-1539.

Bale JS, Masters GJ, Hodkinson ID, Awmack C, Bezemer TM, Brown VK, Butterfield J, Buse A, Coulson JC, Farrar J, Good JE, Harrington R, Hartley S, Jones TH, Lindroth RL, Press MC, Symrnioudis I, Watt AD, Whittaker JB (2002) Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*. <http://doi.:10.1046/j.1365-2486.2002.00451.x>

Beccaloni GW, Gaston KJ (1995) Predicting species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71(1):77-86

Begon M, Townsend CR, Harper JL (2009) *Ecology: from Individuals to ecosystems*. Oxford: Blackwell Publishing.

Béllard C, Leclerc C, Leroy B, Bakkenes M, Veloz S, Thuiller W, Courchamp F (2014) Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*. 23, 1376–1386.

Bossart JL, Opuni-Frimpong E (2009) Distance from edge determines fruit-feeding butterfly community diversity in Afrotropical forest fragments. *Environmental Entomology* 38(1): 43-52.

Brown KS (1992) Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal (L.P.C. Morellato, ed.). *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. Campinas, 142-186.

Brown KS, Klitzke CF, Berlingeri C Dos Santos PER (1995) Neotropical swallowtails: Chemistry of food plant relationships, population ecology, and biosystematics, pp. 405–445. In J. M. Scriber, Y. Tsubaki, and R. C. Lederhouse [eds.], *Swallowtail butterflies: Their ecology and evolutionary biology*. Gainesville, Scientific Publishers, FL.

Brown KS (1996) Diversity of Brazilian Lepidoptera: history of study, methods for measurement, and use as indicator for genetic, specific and system richness. (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds). *Biodiversity in Brazil, a first approach*. Instituto de Botânica/CNPq, São Paulo, 223-253.

Brown KS, Freitas AVL (1999) Lepidoptera (C.R.F. Brandão & E.M. Canello, eds.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil*. São Paulo, FAPESP, 225-245.

Brown KS, Freitas AVL (2000) Atlantic forest butterflies: indicators of landscape conservation. *Biotropica* 32(4b):934-956

Bueno-Hernández AA, Llorente-Bousquets JE (2006) The other face of Lyell: historical biogeography in his *Principles of geology*. *Journal of Biogeography*. 33:549-559.

Chapman R (2012) Frontmatter. In S. Simpson & A. Douglas (Eds.), *The Insects: Structure and Function* (pp. I-IV). Cambridge: Cambridge University Press.

Clarke L, Jiang K, Akimoto K, Babiker M, Blanford G, Fisher-Vanden K, Hourcade JC, Krey V, Kriegler E, Löscher A, McCollum D, Paltsev S, Rose S, Shukla PR, Tavoni M, Van der Zwaan BCC, Van Vuuren DP

(2014) Assessing Transformation Pathways. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Colwell RK, Rangel TF (2009) Hutchinson's duality: the once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106:19651-19658.

Cramer W, Bondeau A, Woodward FI, Pretince IC, Betts RA, Broykin V, Cox PM, Fisher V, Foley JA, Friend AD, Kucharik C, Lomas MR, Ramankutty N, Sitch S, Smith B, Young-Molling C (2001) Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO<sub>2</sub> and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7(4): 357-373.

Ferro V, Lemes P, Melo AS, Loyola R (2014) The Reduces Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. *PLoS ONE*. [doi.org/10.1371/journal.pone.0107792](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107792).

Franklin J (2009) Mapping species distributions: spatial inference and predictions. Cambridge: Cambridge University Press.

Freitas AVL, Leal JR, Uehara-Prado M, Iannuzzi L (2006) Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In *Biologia da Conservação: Essências* (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys & M.A.S. Alves, eds.). RiMa Editora, São Carlos, 15, 357-384.

Grabherr G, Gottfried M, Pauli H (1994) Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.

Gullan PJ, Cranston PS (2005) *Insects: An Outline of Entomology*. 3rd Edition, Blackwell Publishing Ltd., Hoboken, 505 p.

Harari, Yuval Noah. *Sapiens: uma breve história da humanidade*. Trad. Janaína Marcoantonio. Porto Alegre: L&PM, 2015.

Heppner JB (1991) Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Tropical Lepidoptera*, Gainesville 2(1): 1-85.

Huntley B, Berry PM, Cramer W, McDonalds AP (1995) Modelling Present and Potential Future Ranges of Some European Higher Plants Using Climate Response Surfaces. *Journal of Biogeography* 22(6):967-1001.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2019: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2019 Jan 29 [Cited 2019 Dec 06]. Available from: <https://www.ipcc.ch/>

Janz N, Ehrlich R (2011) Revisited: mechanisms underlying codiversification of plants and enemies. *Annual Review Ecology Evolution Systematic*. 42: 71–89.

Kajin M, Penz CM, DeVries PJ (2017) Large-Scale Climate Effects Meet an Amazonian Butterfly: Which Population Parameters Respond to El Niño? *Environmental Entomology* 46(6):1202-1211.doi: 10.1093/ee/nvx170.

Kerr JT, Pindar A, Galpern P, Packer L, Potts SG, Roberts SM, Rasmont P, Schweiger O, Colla SR, Richardson LL, Wagner DL, Gall LF, Silkes DS, Pantoja A (2015) Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349(6244): 177-180. Doi:10.1126/science.aaa7031.

Lamas G (2004) *Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklist: Part 4A. Hesperioidea and Papilionoidea*. Gainesville, Scientific Publishers.

Lyell C (1830) *Principles of Geology: being an attempt to explain the former changes of the Earth's surface, by reference to causes now in operation*. London: John Murray.

Magrin GO, Marengo JA, Boulanger JP, Buckeridge MS, Castellanos E, Poveda G, Scarano FR, Vicuña S (2014) Central and South America. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.

Marengo JA (2010) Mudanças Climáticas, Condições Meteorológicas Extremas e Eventos Climáticos no Brasil. FBDS & LLOYD'S (org) Mudanças Climáticas Eventos Extremos no Brasil, 05- 19.

Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, Vuuren DPV, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell JFB., Nakicenovic N, Riahi K, Smith SJ, Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP,

Wilbanks TJ (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747-756

Nava-Bolaños A, Sánchez-Guillén RA, Wellenreuther M, Muñoz J, Torres-Pachón M, Novelo Gutiérrez R, Córdoba-Aguilar A (2019) Predicting hybridisation as a consequence of climate change in damselflies. *Insect Conservation and Diversity*. doi:10.1111/icad.12354.

Nenzén HK, Araújo MB (2011) Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. *Ecological Modelling* 222:3346-3354.

New TR, Pyle RM, Thomas JA, Thomas CD, Hammond PC (1995) Butterfly Conservation Management. *Annual Review Entomology* 40:57-83

Parmesan C, Yohe GA (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37–43

Pearce J, Ferrier S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological modelling*. 2000; 133(3): 225-245.

Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Matinez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB (2011) *Ecological niches and geographic distributions*. Oxford, Princeton University Press.

Pollard E, Eversham BC (1995) *Butterfly monitoring: 2 - Interpreting the changes* (A.S. Pullin, ed.). *Ecology and conservation of butterflies*. Chapman & Hall, London, 23-36.

Primack RB, Rodrigues E (2001) *Biologia da conservação*. Londrina, 328.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459):1770–1774

Scarano FR. Biodiversity Sector: Risks of Temperature Increase to Biodiversity and Ecosystems. In: Nobre C., Marengo J., Soares W. (eds) *Climate Change Risks in Brazil*. Springer, Cham. 2019.

Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.

Schweiger O, Settele J, Kudrna O, Klotz S, Kühn I (2008) Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*. <http://doi.:10.1890/07-1748.1>

Simonson SE, Opler PA, Stohlgren TJ, Chong GW (2001) Rapid assessment of a butterfly diversity in a montane landscape. *Biodiversity Conservation* 10:1369-1386.

Soberón J, Peterson AT (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.

Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, Iribarrem A, Crouzeilles R, Loyola R, Latawiec AE, Oliveira-Filho FJB, Scaramuzza CAM, Scarano FR, Soares-Filho B, Balmford A (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1, 0099. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>.

Tabarelli M, Leal IR, Scarano FR, Silva JMC (2017) The future of the Caatinga. In S. JMC, I. R. Leal, & M. Tabarelli (Eds.), *Caatinga* (pp. 461–474). Cham, Switzerland: Springer.

Urban MC (2015) Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348, 571–573.

Visconti P, Bakkenes M, Baisero D, Brooks T, Butchart SHM, Joppa L, Alkemande R, Di Marco M, Santini L, Hoffmann M, Maiorano L, Pressey RL, Arponen A, Boitani L, Reside AE, Van Vuuren DP, Rondinini C (2015) Projecting global biodiversity indicators under future development scenarios. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12159>.

Warren MS, Hill JK, Thomas JA, Asher J, Fox R, Huntley B, Royk DB, Telferk MG, Jeffcoate S, Harding P, Jeffcoate G, Willis SG, Greatorex-Daviesk JN, Mossk D, Thomas CD (2001) Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65-69.

Zanin M, Tessarolo G, Machado N, Albernaz ALM (2017) Climatically-mediated landcover change: Impacts on Brazilian territory. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89: 939–952.

## CAPÍTULO I

This manuscript follows the guidelines of the *Journal of Insect Conservation*. Tables and figures are attached to the manuscript for easy reading

Juliane Bellaver<sup>1</sup>; Matheus Souza Lima-Ribeiro<sup>2</sup>; Diego Hoffmann<sup>3</sup>, Helena Piccoli Romanowski<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brazil. jubellaver@yahoo.com.br

<sup>2</sup> Universidade Federal de Goiás, Jataí, GO, Brazil

<sup>3</sup> Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, ES, Brazil

### **RARE AND COMMON SPECIES ARE DOOMED BY CLIMATE CHANGE? A CASE STUDY WITH NEOTROPICAL BUTTERFLIES AND THEIR HOST PLANTS**

#### **ABSTRACT**

Climate change can currently be considered one of the main threats to conservation. Species with a restricted distribution possibly will be more affected than those which are widespread. Climate change can potentially affect both herbivores and their host plants and reduce their geographical ranges. The nature and intensity of their responses, however, may not necessarily match. We investigated the synergistic effects of climate change on two Neotropical butterfly species and their respective host plants under two projected scenarios; moderate (RCP4.5) and severe (RCP8.5). The species selected contrast in distribution extent, feeding habits and conservation status: *Battus polystictus* is widespread, oligophagous and common and *Parides ascanius* has a restricted distribution, is monophagous and is listed as vulnerable in the IUCN red list. Maps of the potential distribution of the butterflies and their host plants, as well as maps showing the changes in the ranges, in overlap area and direction of shifts were produced. Under forecasted climate change, all ranges and interaction areas decreased and the impacts were proportional to the intensity of change in future scenarios, either when compared all together or pairwise ( $p < 0.001$ ). The monophagous butterfly with restricted distribution did suffer more severely these effects than the wide spread generalist species. We did not anticipate, however, the possible strength of the predicted effects. Under the conditions modelled, *P. ascanius* would probably find no suitable conditions for occurrence, irrespectively of its host plant, and might go extinct. *B. polystictus*, on the other hand, suffered marked decreases in suitable area (46% for RCP4.5 and 92% for RCP8.5) and dramatic southward shifts (>1400km for RCP4.5 and >1950km for RCP8.5) on its range. This effect is further worsen, because although most host plants are also much affected by the changes, the shift in their ranges is in average much smaller and each species responded in subtly different ways to the changing conditions, so that most of their future extent of occurrence may be spatially incompatible with the *B. polystictus*. We propose that the extinction risk of *P. ascanius* should be adjusted urgently to critically endangered and point that species interactions and climate change must be accounted for in conservation planning.

**KEYWORDS:** Climate change, butterflies, host plant, interaction, niche modeling, habitat loss.

## 1. INTRODUCTION

Climate change can be considered one of the main threats to species, acting in synergy with other anthropogenic impacts (Hill 2002; Parmesan and Yohe 2003). Such effect can be catastrophic if we consider the speed in which the changes take place (Sala 2000; Tabari and Willems 2018; Vautard et al. 2014). Evidence from a wide range of species suggest that the effects of climate change are already dramatically affecting biodiversity on a global scale (e.g., Carnaval and Moritz 2008; Fox et al. 2014), disturbing the abundance and distribution of species and accelerating the extinction of endangered species due to faster changes in abiotic conditions (Parmesan and Yohe 2003). Such fast change does not allow species to adapt to the drastic change in the environment (Quintero and Wiens 2013), leading to catastrophic effects and, as previously stated, mass extinction (Dirzo et al. 2014).

There is still uncertainty about the extent of the effects climate change might have on different scales and different periods of time (Medhaug et al. 2017). Nonetheless, various studies tried to predict this impact (Bellard et al. 2012; Thomas et al. 2004). Global warming effects have been assessed mainly using experimental approaches that evaluate climate tolerance (Araújo and Guisan 2006; Araújo et al. 2011; Pearson et al. 2006), even though species distributions are determined by both biotic and abiotic factors (Soberón 2007). Climate change can lead to unexpected consequences when the geographical distribution of a species depends on the interactions with other species, and in the case when individualistic responses of species to environmental change differ spatially, they might jeopardize biotic interactions, causing a process of cascading extinction (Williams and Jackson 2007).

Species with narrow distributions are likely to be more affected than those that are widely distributed since they are potentially less resilient to habitat perturbations (Bale et al. 2002) and therefore would be at greater risk than generalist species. Therefore, researchers aiming to evaluate the long-term impact of climate change have been focusing on rare species/groups with narrow distributions (Cunha et al. 2018; Radchuk et al. 2013; Schweiger et al. 2008). Seldom, the subject species were those with wide distributions and/or with wide diet breadth. This bias led to gaps in knowledge about the possible impacts different future climate change scenarios may have on the potential distribution and conservation status of those species, which are still common today.

Among the insects, butterflies are particularly suitable subjects for studying potential effects of climate change, because they have an intimate relationship with the vegetation, in addition to their inherent susceptibility to weather (New et al. 1995). In the immature stage, most species are oligophagous, but there are also monophagous and polyphagous species, and the host plant, besides being a food resource, also serves as a shelter against adverse conditions and natural enemies (Lewinsohn et al. 2005). Thus, climate - especially temperature and rainfall - can potentially have a synergistic impact (both direct and indirect), narrowing the occurrence extent of the butterfly species and also affecting their host plant distribution. For this reason, butterflies are usually very sensitive to environmental perturbation and are therefore good indicators of environmental quality (Beccaloni and Gaston 1995; Brown 1996; New et al. 1995). Understanding the distribution of these species under both current and future scenarios is crucial for determining conservation status, protection levels and conservation strategies (Anderson and Meyer 2004; Fuller et al. 2006). For this purpose, species distribution models (SDMs) could be a very useful tool. Based on the species climatic

requirements, they are widely employed to forecast the places with the higher potential to be occupied in face of climate change (Araújo et al. 2011).

Many studies have assessed the potential impacts of climate change on the distribution of lepidopteran species (e.g., Ferro et al. 2014; Kajin et al. 2017, Schweiger et al. 2008), but so far, to our knowledge, no one has investigated the synergistic effects on both butterflies and their host plants and the interactions between them in the Neotropical region. Particularly, it is very important to understand the distinct effects of these changes on species with broad distribution and feeding habits in comparison to species with stricter requirements. In this study, we investigated the synergistic effects of climate change on the potential distribution of two Neotropical butterfly species and their respective host plants. The chosen species contrast in extent of occurrence, feeding habits and conservation status: *Battus polytictus* (A. Butler, 1874) is wide spread, oligophagous and common, while *Parides ascanius* (Cramer, 1775) has a very restricted occurrence extent, is monophagous and is a threatened species (Freitas et al., 2018, Grice et al. 2018). Studies dealing with specialist species like *P. ascanius*, even if the distribution and natural history are known (Seraphim et al. 2016; Tyler et al. 1994; Uehara-Prado 2007), do not estimate future predictive scenarios. On the other hand, generalist species, like *B. polytictus*, usually are not taken into account in predictive studies, and thus it is unknown how adequate conditions shall be for persistence in the long run. Modeling the herbivores coupled with their host plants, we hope to be able to highlight impacts of climate change that otherwise would not be evident, if the interaction was not considered.

It is supposed that butterflies with a broad extent of occurrence and generalist habits would be more impacted with a latitudinal shift than a reduction in the area of their distribution and would have a lower chance of becoming spatially incompatible with all or most of their host plants. By contrast, monophagous species with restricted distribution would be more impaired both in extent of occurrence and area of potential host plant interaction in the long run. It is also supposed that the more intense the change in climate, the worse its effects on the individual species and the greater its potential to make disjoint the distributions of host plants and herbivores.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. AREA OF STUDY

The area considered for this study is the Neotropical Region. This Biogeographical region includes not only tropical regions but also temperate and altitude climates.

### 2.2. SPECIES RECORDS

Records were obtained from entomological collections (Table S1, supplementary material), published literature records (Bonfanti et al. 2009; Brown and Freitas 2000; Dessuy and Morais 2007; Dolibaina et al. 2011; Ebert 1969; Francini et al. 2011; Giacomet et al. 2012; Giovenardi et al. 2008; Iserhard and Romanowski 2004; Iserhard et al. 2010; Lemes et al. 2008; Machado et al. 2008; Mielke 1994; Nuñez-Bustos 2008, 2009; Nuñez-Bustos 2010b; Nuñez-Bustos et al. 2011; Paz et al. 2008; Siewert et al. 2010; Smith 2006; Teston and Corseuil 2008; Thiele et al. 2014; Tyler et al. 1994; Zacca 2009) and online databases (BorbRS®, Butterflies of America e SpeciesLink, GBIF), for butterflies and for the respective reported host plants. The identification of the specimens deposited in entomological collections was revised and, when necessary, updated according to Lamas (2004) and Wahlberg et al. (2009). Dubious records were not included in the analysis. For each

record, the geographic coordinate considered was the most accurate possible. If such data wasn't available, the coordinates for the municipality were used instead (DB-City 2018).

### 2.3. SPECIES SELECTION

Having the aims of the study in mind, the criteria for the selection of species were then practical; that is, whether information on the occurrence and natural history of the butterfly species was available, particularly regarding which were the host plant(s) of the butterfly species. We looked for species with a minimum of 15 records of occurrence (to allow for species modeling) and previous knowledge on their host plants, including distribution data. Specialists were also consulted for further information, to help where there was a lack of published data on the behavior and natural history of the butterflies and their host plants. Two species of Papilionidae, both Troidini, were selected, contrasting in extent of occurrence and host plant specificity (Table S2). *P. ascanius* relies on the presence of its single host plant *Aristolochia macroura* (Otero and Brown, 1986) and is endemic to very restricted environments, typically wetland forests and sandbank forests, in the coastal region of the Southeast region of Brazil (Tyler et al. 1994). Nowadays, these areas are very fragmented, small remnants distributed in highly urbanized areas. The butterfly was very common but nowadays is confined to a limited number of precarious, delicate sites, all within the state of Rio de Janeiro (Uehara e Fonseca, 2007).

The species was the first invertebrate listed as endangered in Brazil (Otero and Brown 1986) and is listed as “Vulnerable” in the IUCN Red List of Threatened Species (Grice et al., 2018.) and “Endangered” in the Brazilian Red List of Threatened Species of the Fauna (Freitas et al., 2018) due to the extreme fragmentation, destruction and degradation of the habitat. In contrast, *B. polystictus* is commonly found in forest fragments surrounded by meadow formations, has a wide distribution that includes the South and Southeast regions of Brazil and the North of Argentina (mostly atlantic forest, but also northern pampa; Racheli and Pariset 1992, Tyller et al., 1994; Scalco et al., 2015) and feeds on *Aristolochia arcuate*, *Aristolochia galeata*, *Aristolochia gigantea*, *Aristolochia melastoma* and *Aristolochia triangularis* (Tyler et al. 1994).

### 2.4. CLIMATIC SCENARIOS

Climatic simulations were built for present and future (average projections between 2080 and 2100 representing climatic conditions for the late 21<sup>st</sup> century). Derived from three coupled Atmosphere-Ocean General Circulation Model (AOGCM), recently deposited at the CMIP5 database (<http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/>): Community Climate System Model (CCSM), Centre National de Recherches Météorologiques (CNRM), and Model for Interdisciplinary Research on Climate (MIROC). Two greenhouse gas concentration trajectories (Representative Concentration Pathway - RCP) were adopted for modeling the future predictions: RCP 4.5 - a moderate scenario, which assumes that global annual greenhouse gas emissions (measured in CO<sub>2</sub>-equivalents) peak around 2040, without overshooting, then decline slowly, so that radiative forcing stabilizes at ~4.5 W m<sup>-2</sup> after 2100; RCP8.5 – a severe scenario, in which, in absence of efficient climate change policies, emissions shoot and continue to rise throughout the 21<sup>st</sup> century, and radiative forcing reaches above 8.5 W m<sup>-2</sup> in 2100 (Moss et al. 2010). This data is available at the ecoClimate database, with a spatial resolution of 0.5, meaning that each cell has a size of 0.5×0.5 degrees lat/long, equivalent to approximately 55km<sup>2</sup> (<http://ecoclimate.org>, Lima-Ribeiro et al. 2015).

Climatic data were obtained from the Ecoclimate database (<http://www.ecoclimate.org/>), with data for 19 bioclimatic variables, relative to temperature, precipitation, and altitude (Lima-Ribeiro et al. 2015); soil data were obtained from FAO (2018). Factor analysis allowed the selection of orthogonal variables, eliminating or

reducing multicollinearity effects among predictors of modeling processes. Variables with the highest correlation to each resulting factor were selected. To reduce the collinearity between climatic variables used to generate the distribution models, we performed a factor analysis with varimax rotation on the variable correlation matrix. Following that, we selected the climatic variables with the highest weight through a scree plot. The package 'psych' (Revelle 2017) was used to implement the factor analysis in R (R Core Team 2016). For each of the butterfly species, five climatic variables were selected. For each host plant, three climatic variables and three soil variables were considered (table S3, supplementary material).

## 2.5. SPECIES DISTRIBUTION MODELS

The potential distribution models were obtained from a series of datasets: (1) Basic species geographic distribution data (occurrence points), (2) climatic data: present and future. The workflow was as described below. The species potential distribution was modeled through algorithms that differed both conceptually and in their mathematical/statistical formulation, based in presence data (BIOCLIM, Gower distance, Malahanobis distance) and presence/background (MAXENT and SVM). The justification for this choice is that those algorithms are less restrictive and generate wider distributions. Thus, the models are more “liberal” regarding the effect of climate change. In obtaining broader maps, we guarantee that the models themselves are not restricting the distribution of the species. This way, we increase the reliability that the effect is indeed climatic. The Ecological Niche Models (ENMs) were constructed using the package ‘dismo’ in R (Hijmans et al. 2006). The models for each species were combined in an approach called ‘ensemble forecasting’ (Araújo and Luoto 2007) to assess the predictive uncertainties of the different modeling methods and climatic simulations. (Diniz-Filho et al. 2009). Finally, the predictive performance of the resulting models was evaluated using the metrics of ‘True Skill Statistics’ (TS; Allouche et al. 2006) and ‘Area Under the receiver operating characteristic (ROC) Curve’ (AUC; Fielding and Bell 1997).

Since absence data is not available to fulfill the requirements of presence/absence modeling methods, random pseudo-absences were selected among the cells with no registered presence of the species, keeping a prevalence of 0.5 (thus generating a dataset consisting of 50% presence and 50% pseudo-absence). For each model, occurrence data was divided into two subsets: 75% for training and 25% for testing, with 50 replications. Each model was converted into a binary distribution (presence/absence or 1/0, respectively) based in the thresholds established by the AUC (Fielding and Bell 1997). The presence frequency of the species in each cell of those models was used to generate habitat suitability maps, with values ranging between 0 and 1. To generate the final maps of potential extent of occurrence through time, we used the lowest suitability value from an occurrence record was used as cut-off threshold (LPT – lowest presence threshold) to compute predicted binary maps (Jiménez-Valverde et al. 2011) whit LPT5 limit, that is, the lower 5% of suitability values were discarded and consequently withholding 95% of predicted species occurrence. Thus, the habitat suitability maps from the combination of niche modeling and AOGCMs were cropped to a presence record that varied between 0.57-0.77 for those species (Threshold; Pearson et al. 2006).

## 2.6. DATA ANALYSIS

To evaluate changes in distribution for each species, areas of contraction, expansion, and stability were identified. Variation in the extent of occurrence for each species was determined by the difference between the current distribution and the distribution forecasted for future scenarios; shifts in distribution was evaluated as the distance from the central point in current distribution to the estimated center in future scenarios. Both

changes (extent of occurrence and distribution center shift) were calculated using the software R (R Core Team 2016).

To assess the potential interactions between the butterflies and their host plants their forecasted distributions were superimposed the extension of overlap was evaluated for each period of time. This analysis was carried out for each individual pair butterfly-host plant. A Friedman test (nonparametric) was used to evaluate the differences between the interactions. Those tests were performed on SPSS Statistics software (version 25.0).

### 3. RESULTS

#### 3.1. POTENTIAL DISTRIBUTION FOR BUTTERFLIES AND THEIR HOST PLANTS

The models of suitable climatic areas provided reliable predictions, since all presented high AUC values ranging from 0.99 to 1.00 for the butterflies and 0.81 to 0.94 for the host plants. The ecological niche models provided reliable predictions, since TSS values were greater than 0.5 for all algorithms (Table S3). The potential species distribution predicted by the niche modeling, pointed to a contraction of the suitable areas in both scenarios of future climate change for both species of butterflies (Figure 1) and all host plants, with the exception of *Aristolochia triangularis* Cham. (Figure S1, supplementary material). For *P. ascanius* no values of adequability over 0.45 were estimated in any future scenario pointing to a very high probability of extinction (Figure 1a). *B. polystictus* is faced with a highly decrease in suitable areas under either scenario (RCP4.5 and RCP8.5) (Figure 1b).

#### 3.2. CHANGE IN EXTENT OF OCCURRENCE AND SHIFT IN DISTRIBUTION

Responses to changes in climate scenarios varied in intensity and nature between species. All species but *A. triangularis* had a decrease in their extent of occurrence - from ca. 500,000 to almost 5.400,000 (average reduction 58% RCP4.5 and 84% RCP8.5; Figure 4a and Table S4). No suitable conditions for *P. ascanius* were predicted in the future (Figure 1a), thus the reduction was 100% and no shift could be assessed (Figure 2a). *Aristolochia melastoma* Silva Manso ex Duch also is forecasted to find no suitable conditions in the RCP8.5 scenario (Figure S2). For *B. polystictus*, the maps show an alarming retraction in the extent of occurrence in the RCP8.5 scenario (Figure 2b; 52% RCP4.5 and 74% RCP8.5 - Table S4). A similar situation occurred for most of the host plants species (supplementary material): with the exception *A. triangularis*. For the latter, surprisingly, it is predicted relative stability in extent of occurrence for the future, with even some expansion in the RCP8.5 scenario (Figure S2, supplementary material).

Important latitudinal changes in the distribution center towards the South are predicted for most species (except again for *A. triangularis*), and the more severe the scenario, the greater the change; these shifts varied from ca. 48 to nearly 2,000 km (Figure 4a and Table S4 supplementary material). For *P. ascanius* it was not possible to assess any shift on its extent of occurrence, because the habitat suitability in future scenarios was too low, indicating a high chance of extinction. *B. polystictus*, on the other hand, suffered a marked habitat displacement of more than 1,400 (RCP4.5) to almost 2,000 km southward. Host plants shifts were not of the same magnitude, but still considerable, on average about 500 (RCP4.5) to 900 km (RCP8.5) (table S4, supplementary material). There were also minor to small variations in the east-west direction between the species and between the scenarios within the species (Figure 4a and Figure S3).

#### 3.3. INTERACTIONS

The areas of potential interaction for the butterfly and their host plants presented a variation between 25,644 and 923,341 km<sup>2</sup> currently to 0 and 74,478 km<sup>2</sup> in future (RCP8.5) (Figure 4b and Table S5, supplementary material). All interaction areas were severely reduced (in average, to 39% (RCP4.5) to 3% (RCP8.5) of their original extent) and there was a statistically significant difference between the interactions  $p < 0.001$ . When compared pairwise, the difference only interaction between *P. ascanius* and *A. macrourea* with *B. polystictus* and *A. triangularis*. In general, changes in interactions follow a spatial pattern, contracting more in RCP8.5 scenario (figure 3 and figure S4, supplementary material). The outcome with the smallest reduction in area of overlap - between *B. polystictus* and *A. triangularis* - follows this trend (Figure 3b) and was still a very considerable reduction (0.45 (RCP4.5) - 0.92 (RCP8.5); Table S5, supplementary material). At the other extreme, the interaction between *B. polystictus* and *A. melastoma* decreased drastically in RCP4.5 scenario and vanished in RCP8.5 scenario (Figure 3c) and no future interaction between *P. ascanius* and its host plant *A. macrourea* could be foreseen in future scenarios (Figure 3a).

#### 4. DISCUSSION

The ecological niche models provided reliable predictions and supported our hypotheses that (i) the monophagous butterfly with restricted distribution would suffer more severely the effects of climate change than the generalist species of wide occurrence and that (ii) these effects would be proportional to the intensity of the change in future scenarios. We did not anticipate, however, the possible strength of the predicted effects. Under the modelled conditions, *P. ascanius* most probably would not find adequate conditions for persistence, regardless of its host plant, and could go extinct. On the other hand, *B. polystictus*, a common species with wide distribution, suffered a dramatic decrease in suitable areas and an enormous shift to the south in both future scenarios analysed. Although the butterfly uses several widespread host plants, potential distribution was additionally seriously constrained, because most host plants were also greatly affected by the changes. Furthermore, despite almost all species shifted southwards, the plants shifted less than the butterfly and each responded in subtly different manners, so that most part of their already reduced future extents of occurrence were spatially incompatible with that of *B. polystictus*.

Results obtained for *P. ascanius* under climate change are extremely bleak, but sadly do not seem over pessimistic. The butterfly has its distribution restricted to the coastal sandbank forests and selects specific climatic conditions that hinder its occurrence in neighbouring areas (Uehara-Prado and Fonseca 2007; Grice et al., 2018). Mean and maximum temperatures and precipitation regimes, indicated by the models as determinants for the occurrence of *P. ascanius* (Table S4), will certainly change drastically. The current potential extent of occurrence estimated here (ca. 28,500 km<sup>2</sup>) was even greater than that presented by Uehara and Fonseca (2007; between 4,520-23,360 km<sup>2</sup>). However, the situation seems to be much worst: from the few available data points of confirmed current occurrence, the area of occupancy is estimated between 36 and 116 km<sup>2</sup>. In addition, this is one of the regions with the denser human populations in Brazil, where native suitable habitats for the species are rapidly being reduced in size and quality and progressively being fragmented by the metropolitan matrix (Grice 2018). Increasing isolation seems to be decreasing genetic diversity and disrupting the metapopulation dynamics of *P. ascanius* (Seraphim, 2016). Sobral-Souza (2015) forecasted a similar picture – fortunately, somewhat less gloomy – for *Actinote quadra*, another vulnerable species inhabiting southeast Brazil, this one endemic to mountainous environments. Coastal ecosystems –the habitat of *P.*

*ascanius* – may suffer additional impacts like sea level rise, floods and erosion due to climate change (Scarano 2019). We propose that the extinction risk of *P. ascanius* should be adjusted urgently to “critically endangered” (B1b(iii), IUCN 2019). Tragically, if no pressing measures are taken (Grice et al. 2018), the evidence here presented indicates that *P. ascanius* may go extinct before the end of 21st century, regardless of its host plant.

Currently, *B. polystictus* has an extension of occurrence 37 times larger than that of *P. ascanius*; however, this is forecasted to contract between 46% (RCP4.5) and 92% (RCP8.5) of its original size and an impressive southward shift is also indicated (Table S4, supplementary material). Variations in climate – in particular, intervals of increased temperatures - have been known to trigger the dispersal of insects across latitudes in past geological eras (e.g., Archibald et al. 2011) and also in recent times (Essens et al. 2017). Papilionidae are recognized for being generally strong flyers and good dispersers (DeVries 1987), being able to fly across hostile matrix for some distances; among them, the Troidini (Tyler et al. 1994) and *B. polystictus* (Scalco et al., 2015). However, they may instead refrain from dispersal, due to their habitat fidelity and territorial behaviour (Scalco et al., 2015).

Furthermore, there is the unprecedented speed of change (Parmesan 2006) and the accelerating patterns of intensive agroindustry that may render it very difficult for animals to shift their distributions into areas made suitable by climate change: negative impacts of climate change may act in synergy with agriculture when dispersion routes are blocked by croplands (Dirzo, 2014). Only 11 -16% of forest formations remain of the Atlantic Rainforest and most (>80%) are small fragments (<50ha) (Ribeiro et al., 2012). In the last 30 years, farming and urban areas grew about 50%, while areas with planted forests (silviculture) grew 300%. Meanwhile, the Pampa biome is covered mostly by grasslands but ca. 11% is forest formations in various levels of conservation, also, most of it also small fragments; crops and pastures for cattle took over 75% of the lands in south Brazil (MapBiomias 2017). The synergic effect of land use and climate change has been documented for Neotropical butterflies. In Mexico, shifts in elevation distribution were found in response to increased regional temperatures. At high elevations, land use change is minimal and climate change appears to be the main driver of changes to distributions and assemblages, and the main conservation threat. However, extensive land use change has been the main driver of changes to butterfly communities at lower elevations (Molina-Martínez et al., 2016).

Considering the butterfly populations do manage to move the center of their extent of occurrence some 1000 – 2000 km in 80 years, individuals have to find suitable habitat. The latitudinal shift expected will move the potentially suitable range of *B. polystictus* into what are currently the grasslands of the Pampa. The butterfly is typical of Rain Forest environments (Tyler et al. 1994), occurring mostly in the Atlantic Forest but also in forest patches in the Pampa biome. The species depends on forest environments to exist. Females usually remain in the shady areas of the forest, while males tend to fly high in the canopy and reduce flight activities when the temperature gets too high (Scalco et al. 2015). The predominant original vegetation of the Pampas is grassland and, in much of its extension, this is due to edaphic conditions (Rambo 1994), thus not likely to change to forest even if precipitation increases as forecasted. Uruguay is one of the areas where it is predicted that the species will move to in the future scenarios. The landscape is mostly bush land and/or agriculture areas (Eva et al. 2012). In those parts of the pampa, where climate could promote change in the vegetation (Zanin 2017), the predicted rise in the frequency of extreme events like heavy precipitation and floods (Marengo

2014) could affect the individuals and populations (IPCC 2019), counteracting the effect of increased rainfall and the time window may be too short for succession to follow its course up to forest (Walther et al. 2002).

One may argue that insects could potentially respond to climate change through phenotypic flexibility or rapid evolutionary responses under strong selection (Robinet and Roques 2010). New World Trodini diversification started at the Eocene. *B. polystictus* has its origin placed at the late Miocene, speciating before *P. ascanius*, which did so in the Pliocene. The species went through cold and hot periods in the subsequent eras (Condamine et al. 2012). However, the period until 2100 is comparably much shorter and the velocity of changes may be too fast to allow adaptive evolution (Parmesan 2006). Moreover, the tropical phylogenetic pattern also suggests that butterflies have a low tolerance for strong climate change, highlighting the risks associated with those processes (Parmesan et al. 1999).

Changes of host plant probably played an important role in the diversification of some herbivorous insect groups (Winkler et al. 2009). These shifts have been frequently considered as an important factor in the interactions of the Papilionidae (Ehrlich and Raven 1964; Mega et al. 2015), although still topic for debate and not widely tested (Scriber 2010). Our models indicated most future distributions of host plants spatially incompatible with that of the *B. polystictus*.

Species distribution models are built on the assumption that the main determinants of occurrence are abiotic factors, while the influence of biotic interactions is restricted to smaller/local scales. However, in recent years' studies have argued that interactions between species can influence their distribution in a larger scale, and therefore suggest their inclusion when building species distribution models (Araújo and Luoto 2007; Araújo and Rozenfeld 2014; Boulangeat et al. 2012; Mesquita et al. 2016). Schweiger et al. (2008) studied a monophagous European butterfly species (*Boloria titania* (Esper, 1793)) and its host plant (*Polygonum bistorta* L.) under different climate scenarios for 2080. They obtained a marked reduction in the overlap between the extents of occurrence of the butterfly and its host plant. According to the models, the distribution area of the butterfly could increase in future scenarios if the host plant expanded. On the other hand, it could lose as much as 75% of its area depending on the host plant spatial compatibility. Koh et al. (2004) demonstrated that the decline of some butterfly species in Singapore was positively correlated with the decline of their host plants. The study evidenced the close association that exists between the butterflies and their host plants and, therefore, inferred that cascading effect extinction would occur if a plant disappeared. Termite populations were also found to be affected by the climate through indirect effects, influenced by the geographic distributions of its host (Cunha et al. 2018). In a study comprising a broader analysis of ecosystem services and conservation, Gianinni et al. 2015 modeled the distribution of a tropical stingless bee (*Melipona quadrifasciata*) also coupled with their associated plants but did not assess differences in the responses to climate change between them.

Effects of climate change may vary greatly even between species within the same taxa (Ferro et al. 2014) and are not always negative for all species (Fox et al. 2014). However, they are not usually investigated in detail for common species, perhaps on the assumption that their commonness shall safeguard them from impacts. This may hold true for at least those few species that benefit from anthropogenic environments: e.g., *Agraulis vanilla* has expanded its range in association with urban development in USA (the host plants – *Passiflora* spp. - are ornamentals in gardens) and is predicted to expand further in future scenarios of climate change, since conditions shall become more suitable for its host plant (Halsch 2019). Still, the importance of

considering species interactions when modelling and forecasting species distributions under different scenarios is evident in both cases. In this study, we estimated outcomes that would not be brought to light if the interactions between species were not included.

To our knowledge, this is the first study to evaluate these differences in responses to climate change of butterflies and their host plants in Neotropical natural environments. Williams and Jackson (2007) point that more than changes in temperature, precipitation etc., novel climates shall arise from the forecasted emission scenarios. Our results support them in that species may present individualistic responses to these new environmental conditions. Spatial incompatibility may be one of the consequences. The main point for conservation purposes is that even common species, with many widely available host plants, like *B. polystictus*, will probably be severely impacted, even under the moderate scenario (RCP4.5). Although we did consider interactions with host plants, the models included only topographical and climatic variables, leaving out other important variables (biological, anthropic etc.); thus, the actual picture might be a lot worse (Uehara and Fonseca 2007). More information on the natural history of butterflies of the Neotropical region is badly needed (Bonebrack et al. 2010).

Butterflies are considered surrogates of biodiversity (Freitas et al. 2006). Conceivably, the predictions for *P. ascanius* and *B. polystictus* are giving us clues about the fate of very many other species – rare and common. The need for protection measures for the species studied here and their habitats is urgent and the whole ecosystems shall benefit from these actions. However, a dynamic approach must be taken: species interactions and climate change must be accounted for if conservation is to be effective beyond current time (Ferro et al. 2014, Scarano 2019). Each species may respond individualistic to the novel climates (William and Jackson 2007) and many species will probably have their distributions shifted from one biome to another(s). Further research with additional species should be priority. As was the case for *B. polystictus*, other Atlantic forest species were also reported as having their future potential distributions shifted to the south down to the pampa (though not nearly as much) (Ferro et al. 2014, Gianinni et al. 2015, Hoffmann et al. 2015).

The creation of protected areas in the Southern Atlantic forest and in the Pampa would certainly be a most welcome and necessary measure. However, this strategy is not enough in itself. The continuity - and enforcement - of current Brazilian environmental law in the form of “Legal Reserves” - preservation of a proportion of the area of each private property with native vegetation - would be a most effective way for the preservation and restoration of natural communities and the provision of “stepping stones” between patches of suitable habitat. In addition to conserving biodiversity, these areas would help provide ecosystem services, such as water regulation, pollination, pest control by natural enemies etc. and even climate modulation and carbon emissions mitigation (Metzger et al. 2019). Ecological knowledge should guide human enterprises, land use and the expansion of agriculture (Lemes, Andrade and Loyola, 2019), so that species could persist in the future for the benefit of all.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We thank for the visited collections and curators that supported with this paper: Alexandre Soares, Renato de Oliveira E. Silva, Andy Warren. We thank as well for the support: Dra. Mirna M. Casagrande, Dr. Olaf H.H. Mielke, Dr. Lucas Kaminski, Dr. Marcelo Duarte, Dr. Ricardo Siewert, Ms. Ana Paula Carvalho, Dra. Sidia

Maria Callegari Jacques. This study was supported by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## 5. REFERENCES

- Allouche O, Tsor A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223-1232
- Anderson RP, Meyer EM (2004) Modeling species geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*. [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00187-3](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00187-3)
- Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677-1688
- Araújo MB, Luoto M (2007) The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743–753
- Araújo MB, Rozenfeld A (2014) The geographic scaling of biotic interactions. *Ecography*. <http://doi.:10.1111/j.1600-0587.2013.00643.x>
- Araújo MB, Alagador D et al. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14:484-492
- Archibald SB, Johnson KR, Mathewes RW, Greenwood DR (2011) Intercontinental dispersal of giant thermophilic ants across the Arctic during early Eocene hyperthermals. *Proceedings of the Royal Society* 278:3679–3686
- Bale JS, Masters GJ, Hodkinson ID, Awmack C, Bezemer TM, Brown VK, Butterfield J, Buse A, Coulson JC, Farrar J, Good JE, Harrington R, Hartley S, Jones TH, Lindroth RL, Press MC, Symrnioudis I, Watt AD, Whittaker JB (2002) Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*. <http://doi.:10.1046/j.1365-2486.2002.00451.x>
- Beccaloni GW, Gaston KJ (1995) Predicting species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71(1):77-86
- Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courchamp F (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15:365–377
- Bonebrake TC, Ponisio LC, Boggs, Ehrlich PR (2010) More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation* 143:1831–1841

Bonfanti D, Di Mare RA, Giovenardi R (2009) Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) from two forest fragments in northern Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List*. <http://doi.org/10.15560/5.4.819>

Boulangéat I, Gravel D, Thuiller W (2012) Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters* 15:584-593

Brown KS (1996) Diversity of Brazilian Lepidoptera: history of study, methods for measurement, and use as indicator for genetic, specific and system richness. (C.E.M. Bicudo and N.A. Menezes, eds). *Biodiversity in Brazil, a first approach*. Instituto de Botânica/CNPq. São Paulo, 223-253

Brown KS, Freitas AVL (2000) Atlantic forest butterflies: indicators of landscape conservation. *Biotropica* 32(4b):934-956

Carnaval AC, Moritz C (2008) Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*. <http://doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01870.x>

Condamine FL, Sperling FA, Wahlberg N, Rasplus J, Kergoat GJ (2012) What causes latitudinal gradients in species diversity? Evolutionary processes and ecological constraints on swallowtail biodiversity. *Ecology Letters*. <http://doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01737.x>

Cunha HF, Ferreira ÉD, Tessarolo G, Nabout JC (2018) Host plant distributions and climate interact to affect the predicted geographic distribution of a Neotropical termite. *Biotropica*. <http://doi:10.1111/btp.12555>

DB-City (2018) A source of informations on every country in the world. Société Advercity. <https://pt.db-city.com/Accessed 12 June 2018>

Dessuy MB, Morais ABB (2007) Diversidade de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) em fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia* 24(1):108-120

DeVries PJ (1987) The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton University Press, New Jersey

Diamond SE, Sorger DM, Hulcr J, Pelini SL, Del Toro I, Hirsch C, Oberg E, Dunn RR (2011) who likes it hot? A global analysis of the climatic, ecological, and evolutionary determinants of warming tolerance in ants. *Change Biology* 18(2):448-456

Diniz-Filho JA, Mauricio Bini L, Fernando Rangel T, Loyola RD, Hof C, Nogués-Bravo D, Araújo MB (2009) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*. <http://doi.:10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x>

Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B (2014) Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345 (6195):401-406. <http://doi.: 10.1126/science.1251817>

Dolibaina DR, Mielke OHH, Casagrande MM (2011) Borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil: um inventário com base em 63 anos de registros. *Biota Neotropica* 11(1):341-354

Ebert H (1969) *Jornal research of Lepidoptera* 23(3):1-52

Ehrlich PR, Raven PH (1964) Butterflies and plants: A study in coevolution. *Evolution*. <http://doi.:10.1111/j.1558-5646.1964.tb01674.x>

Essens T, Van Langevelde F, Vos RA, Van Swaay CA, WallisDeVries MF (2017). Ecological determinants of butterfly vulnerability across the European continent. *Journal of insect conservation* 21(3): 439-450.

Eva HD, Miranda EE et al. (2012) EUR 20159 EN- European Commission Joint Research center. A Vegetation Map of South America

Ferro V, Lemes P, Melo AS, Loyola R (2014) The Reduces Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. *PLoS ONE*. <http://doi..org/10.1371/journal.pone.0107792>

Fielding AH, Bell FJ (1997) A review of methods for the measurement of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49

Fox R, Oliver TH, Harrower C, Parsons MS, Thomas CD, Roy DB (2014) Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology* 51 (949–957). <http://doi.: 10.1111/1365-2664.12256>

Francini RB, Duarte M, Mielke OHH, Caldas A, Freitas AVL (2011) Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea) of the “Baixada Santista” region, coastal São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira Entomologia* 55:55-68

Freitas AVL, Marini-Filho OJ (2011) Plano de ação nacional para a conservação dos Lepidópteros. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) 1-124

Freitas AVL, Marini-Filho OJM, Mielke OHH, Casagrande MM, Brown Jr KS, Kaminiski L, Iserhard CA, Ribeiro DB, Dias FM, Dolibaina DR, Carneiro E, Uehara-Prado M, Romanowski HP, Emery EO, Accacio

GM, Rosa AHB, Bizarro JMS, Silva ARM, Guimarães MP, Silva NAP, Braga L, Almeida G. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII - Invertebrados. Brasília: ICMBio. 93-95

Fuller T, Munguia M, Mayfield M, Sánchez-Cordero V, Sarkar S (2006) Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from Central Mexico. *Biological Conservation*. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.040>

Giacomet L, Dolibaina DR, Santos AF, Silva GS (2012) Borboletas (Hesperioidea e Papilionoidea) da Unidade de Conservação Odair Oliveira, Candói, Paraná, Brasil. In II Congresso de Ciência e Tecnologia da UTFPR, 2012, [Http://doi.s Vizinhos](http://doi.org/10.1016/j.vizinhos.2012.08.001). – Anais do II Congresso de Ciência e Tecnologia da UTFPR

Giannini TC, Tambosi LR, Acosta JR, Saraiva AM, Imperatriz-Fonseca VL, Metzger JP (2015) Safeguarding ecosystem services: A methodological framework to buffer the joint effect of habitat configuration and climate change. *PLoS One* 10(6):e0129225. [doi.org/10.1371/journal.pone.0129225](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129225)

Giovenardi R, Di Mare RA, Sponchiado SH, Jacomassa FAF, Jung AB, Porn MA (2008) Diversidade de Lepidoptera (Papilionoidea e Hesperioidea) em [http://doi.s](http://doi.org/10.1016/j.sbspro.2008.08.001) fragmentos de floresta no município - 373 *Arthropod Systematics and Phylogeny*. Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira Entomologia* 52(4):599–605

Grice H, Freitas AVL, Rosa A, Marini-Filho O, Mega N, Silva F, Mielke O, Casagrande M (2018) *Parides ascanius*. The IUCN Red List of Threatened Species (2018) e.T16239A122600413. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T16239A122600413.en>

Halsch CA, Shapiro AM, Thorne JH, Waetjen DP, Forister ML (2019) A winner in the Anthropocene: changing host plant distribution explains geographic range expansion in the gulf fritillary butterfly. *bioRxiv ecology*. [doi.org/10.1101/754010](https://doi.org/10.1101/754010)

Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2001) Past: paleontological statistic software package for education and data analysis. *Paleontological Statistics Software* 4:1-9

Hijmans RJ, Graham CH (2006) The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x>

Hill JK, Thomas CD, Fox R, Telfer MG, Willis SG, Ascher J, Huntley B (2002) Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society of London* 269:2163–2171

Hoffmann D, Vasconcelos MF, Martins RP (2015). How climate change can affect the distribution range and conservation status of an endemic bird from the highlands of eastern Brazil: The case of the gray-backed Tachuri, *Polystictus superciliaris* (Aves, Tyrannidae). *Biota Neotropica* 15(2):1–12

Iguazú, Provincia de Misiones, Argentina. *Tropical Lepidoptera Research* 19(2):71-81

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2019: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2019 Jan 29 [Cited 2019 Dec 06]. Available from: <https://www.ipcc.ch/>

Iserhard CA, Quadros MT, Romanowski HP, Mendonça MS (2010) Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes na Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 10(1):309–320

Iserhard CA, Romanowski HP (2004) Lista de espécies de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) da região do vale do Rio Maquine, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia* 21(3):649-662

IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>

Jiménez-Valverde A, Peterson AT, Soberón J, Overton JM, Aragón P, Lobo JM (2011) Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13(12): 2785-2797

Kajin M, Penz CM, DeVries PJ (2017) Large-Scale Climate Effects Meet an Amazonian Butterfly: Which Population Parameters Respond to El Niño? *Environmental Entomology*. <http://doi.:10.1093/ee/nvx170>

Koh LP, Sodhi NS, Brook BW (2004) Co-Extinctions of Tropical Butterflies and their Host plants. *Biotropica*. <http://doi.:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00319.x>

Lamas G (2004) *Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklist: Part 4A. Hesperioidea and Papilionoidea*. Gainesville, Scientific Publishers

Lemes L, de Andrade AFA, Loyola R. (2019) Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? *Biodiversity and Conservation* 1-18.

Lemes R, Ritter CD, Morais ABB (2008) Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) visitantes florais no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. *Biotemas* 21(4):

91-98

Lewinsohn TM, Novotny V, Basset Y (2005) Insects on plants: Diversity of Herbivore Assemblages Revisited. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 36:597-620

Lima-Ribeiro MS, Varela S, González-Hernández J, Oliveira G, Diniz-Filho JA, Terribile LC (2015) EcoClimate: a database of climate data from multiple models for past, present, and future for macroecologists and biogeographers. *Biodiversity Informatics* 10:1-21

Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (2008) Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção. MMA e Fundação Biodiversitas, Brasília e Belo Horizonte, Brasil

Map Biomas (2017) Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil <http://mapbiomas.org>. Accessed 30 August 2018

Medhaug I, Stolpe MB, Fischer EM, Knutti R (2017) Reconciling controversies about the ‘global warming hiatus’. *Nature* 545:41-47

Mega NO, Scalco VW, Atencio GWG, Morais ABB, Romanowski HP (2015) *Battus polydamas* (Lepidoptera:Papilionidae). Uses the Open-Field *Aristolochia sessilifolia* (Piperales: Aristolochiaceae) as its host plant in Uruguayan Savanna Areas. *The Florida Entomologist* 98:762-769

Mesquita CP, King AJ, Schmidt SK, Farrer EC, Suding KN (2016) Incorporating biotic factors in species distribution modeling: are interactions with soil microbes important? *Ecography*. <http://doi..10.1111/ecog.01707>

Metzger JP, Bustamante MMC, Geraldo JF, Fernandes W, Librán-Embide F, Pillar VD, Prista PR, Rodrigues RR, Vieira ICG, Overbecki GE (2019) Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*. <http://doi.:10.1016/j.pecon.2019.07.002>

Mielke CGC (1994) Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) de Curitiba e seus arredores, Paraná, Brasil, com notas taxonômicas sobre HesperIIDae. *Revista Brasileira de Zoologia*. <http://doi..org/10.1590/S0101-81751994000400018>

Molina-Martinez A, Leon-Cortes JL, Regan HM, Lewis OT, Navarrete D, Caballero U, Luis-Martinez A (2016) Changes in butterfly distributions and species assemblages on a Neotropical mountain range in response to global warming and anthropogenic land use. *Diversity and Distributions* 22(11):1085-1098

Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, Vuuren DPV, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell JFB., Nakicenovic N, Riahi K, Smith SJ, Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP,

Wilbanks TJ (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463:747-756

New TR, Pyle RM, Thomas JA, Thomas CD, Hammond PC (1995) Butterfly Conservation Management. *Annual Review Entomology* 40:57-83

Núñez Bustos E (2008) Diversidad de mariposas diurnas en la Reserva Privada Yacutinga, Provincia de Misiones, Argentina. (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). *Tropical Lepidoptera Research* 18(2):92-101

Núñez Bustos E (2009) Mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) del Parque Nacional.

Núñez Bustos E (2010) Presencia de *Olafia roscius roscius* (Hopffer, 1874) en Argentina (Lepidoptera: Hesperioidea: Pyrrhopyginae). *SHILAP Revista de lepidopterología* 38(152):411-415

Núñez Bustos E, Favre P, Bertolini P, Turner JD, Sourakov A (2011) Mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) de la Reserva Privada Osununú-Parque Provincial Teyú Cuaré y alrededores de San Ignacio, Provincia de Misiones, Argentina. *Tropical Lepidoptera Research* 21(1):34-42

Otero LS, Brown KS (1986) Biology and ecology of *Parides ascanius* (Cramer, 1775) (Lep. Papilionidae), a primitive butterfly threatened with extinction. *Atala* 10(12):2-16

Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37(1):637-669

Parmesan C, Røttholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA, Warren M (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399:579–583

Parmesan C, Yohe GA (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37–43

Paz ALG, Romanowski HP, Morais ABB (2008) Nymphalidae, Papilionidae e Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) da Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica* 8(1):141-149

Pearson RG, Thuiller W, Araújo MB, Martinez-Meyer E, Brotons L, McClean C, Miles L, Segurado P, Dawson TP, Lees DC (2006) Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*. <http://doi.:10.1111/j.1365-2699.2006.01460.x>

Quintero I, Wiens JJ (2013). What determines the climatic niche width of species? The role of spatial and

temporal climatic variation in three vertebrate clades. *Global Ecology and Biogeography* 22(4): 422-432

R Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>. Accessed 31 March 2016

Racheli T, Pariset L (1992) II genere Battus - Tassonomia e Storia Naturale. *Fragmenta Entomologica*, Roma, 23 (Supl.) 1-150

Radchuk V, Turlure C, Schtickzelle N (2013) Each life stage matters: the importance of assessing the response to climate change over the complete life cycle in butterflies. *Jornal Animal Ecology*. <http://doi.:10.1111/j.1365-2656.2012.02029.x>

Rambo B (1994) *A Fisionomia do Rio Grande do Sul*. 3ª ed. São Leopoldo: UNISINOS

Revelle WR (2017) *psych: Procedures for Personality and Psychological Research*. Software

Ribeiro DB, Batista R, Prado PI, Brown KS, Freitas AV (2012) The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 21(3): 811-827.

Robinet C, Roques A. Direct impacts of recent climate warming on insect populations. *Integrative Zoology*. 2010,5(2): 132-142.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459):1770–1774

Scalco VW, Morais ABB, Romanowski HP, Mega NO (2015) Population Dynamics of the Swallowtail Butterfly *Battus polystictus polystictus* (Butler) (Lepidoptera: Papilionidae) with Notes on Its Natural History. *Neotropical Entomology* <http://doi.10.1007/s13744-015-0341-2>

Scarano FR. Biodiversity Sector: Risks of Temperature Increase to Biodiversity and Ecosystems. In: Nobre C., Marengo J., Soares W. (eds) *Climate Change Risks in Brazil*. Springer, Cham. 2019.

Schoville SD, Lam AW, Roderick GK (2012) A range-wide genetic bottleneck overwhelms contemporary landscape factors and local abundance in shaping genetic patterns of an alpine butterfly (Lepidoptera: Pieridae: *Colias behrii*). *Molecular Ecology* <http://doi.:10.1111/j.1365-294X.2012.05696.x>

Schweiger O, Settele J, Kudrna O, Klotz S, Kühn I (2008) Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*. <http://doi.:10.1890/07-1748.1>

Scriber JM (2010) Integrating ancient patterns and current dynamics of insect plant interactions: taxonomic and geographic variation in herbivore specialization. *Insect Science* 17:471–507

Seraphim N, Barreto MA, Almeida GSS, Esperanço AP, Monteiro RF, Souza AP, Freitas AVL, Silva-Brandão KL (2016) Genetic diversity of *Parides ascanius* (Lepidoptera: Papilionidae: Troidini): implications for the conservation of Brazil's most iconic endangered invertebrate species. *Conservation Genetics* 17(3):553-546. <http://doi.org/10.1007/s10592-015-0802-5>

Siewert RR, Silva EJE, Marques LL (2010) Catálogo do acervo de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) depositadas no Museu de História Natural da Universidade Católica de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil *Entomobrasiliis* 3(3):77– 84

Smith P (2006) Fauna Paraguay: Papilionidae, Tribe Troidini (Poison-Eaters). <http://www.faanaparaguay.com/troidini.html>. Accessed 12 June 2018

Soberón J (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* <http://doi:10.1111/j1461-0248200701107.x>

Sobral-Souza T, Francini RB, Lima-Ribeiro MS (2015) Species extinction risk might increase out of reserves: allowances for conservation of threatened butterfly *Actinote quadra* (Lepidoptera: Nymphalidae) under global warming. *Natureza & Conservação* 13(2): 159-165

Tabari H, Willems P (2018) Seasonally varying footprint of climate change on precipitation in the Middle East Hossein. *Scientific Reports*. <http://doi:101038/s41598-018-22795-8>

Teston JA, Corseuil E (2008) Ninfalídeos (Lepidoptera, Nymphalidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil Parte VI Nymphalinae e Satyrinae *Biociências* 16(1):42–51

The Food and Agriculture Organization (FAO) (2018). <http://www.fao.org>. Accessed 10 March 2018

Thiele SC, Milcharek O, Santos FL, Kaminski LA (2014) Butterflies (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea) of Porto Mauá, Upper Paraná Atlantic Forest Ecoregion, Rio Grande do Sul State, Brazil. *Biota Neotropica*. <http://doi.org/10.1590/1676-06032014000613>

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, Jaarsveld ASV, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–148

*Tropical Lepidoptera Research* 19(2):71-81

Tyler H, Brown KS, Wilson K (1994) Swallowtail butterflies of the Americas - a study in biological dynamics, ecological diversity, biosystematics, and conservation Scientific Publishers, Inc, Gainesville, FL, 376.

Uehara-Prado M, Fonseca RL (2007) Urbanization and Mismatch with Protected Areas Place the Conservation of a Threatened Species at Risk. *Biotropica*. <http://doi.:10.1111/j.17447429.2006.00260.x>

Ugelvig LV, Andersen A, Boomsma JJ, Nash DR (2012) Dispersal and gene flow in the rare, parasitic Large Blue butterfly *Maculinea arion*. *Molecular Ecology*. <http://doi.:10.1111/j.1365294X.2012.05592.x>

Vautard R, Gobiet A, Sobolowski S, Kjellström E, Stegehuis A, Watkiss P, Mendlik T, Landgren O, Nikulin G, Teichmann C, Jacob D (2014) The European climate under a 2C° global warming. *Environmental Research Letters*. <http://doi.:101088/1748-9326/9/3/034006>

Wahlberg N, Leneveu J, Kodandaramaiah U, Peña C, Nylin S, Freitas AVL, Brower AVZ (2009) Nymphalid butterflies diversify following near demise at the Cretaceous/Tertiary boundary. *Proceedings of the Royal Society B* 276:4295-4302

Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJ et al (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416(6879):389.

Williams JW, Jackson ST (2007) Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:475-482. <http://doi.:10.1890/070037>

Winkler IS, Mitter C, Scheffer SJ (2009) Repeated climate-linked host shifts have promoted diversification in a temperate clade of leaf-mining flies. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <http://doi.:10.1073/pnas.0904852106>.

Zacca T (2009) Espécies de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) da Coleção Entomológica Prof Johann Becker do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia, Brasil, *Sitentibus, Série Ciências Biológicas* 9(2-3):165-173.

## 6. TABELAS

Table S1. Entomological collections from which butterflies were examined and data was compiled.

Collection	Collection code	Institution	Country	State	City
Zoology Department	CLDZ	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Brazil	Rio Grande do Sul	Porto Alegre
National Museum	MNRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Brazil	Rio de Janeiro	Rio de Janeiro
Zoology Museum	MZSP	Universidade Federal de São Paulo	Brazil	São Paulo	São Paulo
Father Jesus de Santiago Moure	DZUP	Universidade Federal do Paraná	Brazil	Curitiba	Paraná
Alfred Moser	CLAM	private collection	Brazil	Rio Grande do Sul	São Leopoldo
Adão José Cardoso Zoology Museum	ZEUC	Universidade Estadual de Campinas	Brazil	São Paulo	Campinas
Cezlau Biezanko Entomological Museum	MECB	Universidade Federal de Pelotas	Brazil	Rio Grande do Sul	Pelotas
Anchieta Natural Sciences Museum	MACN	Colégio Anchieta	Brazil	Rio Grande do Sul	Porto Alegre
Felipe Quadros	CLFQ	private collection	Brazil	Rio Grande do Sul	Porto Alegre
Science and technology Museum	MCTP	Pontificia Universidade Católica	Brazil	Rio Grande do Sul	Porto Alegre
Biology Department	CLUSM	Universidade Federal de Santa Maria	Brazil	Rio Grande do Sul	Santa Maria
Professor Hermann Wegemann Museum and Historical Archive	MAHP	Museu e Arquivo Histórico Professor Hermann	Brazil	Rio Grande do Sul	Panambi
National Science Museum	MCNFZ	Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul	Brazil	Rio Grande do Sul	Porto Alegre
Faculty of Natural Sciences and Museum	MLP	Universidade Nacional de La Plata	Argentina	Buenos Aires	La Plata
Natural History Museum	MHN	Universidade Nacional Mayor de San Marcos	Peru	Lima	Lima
McGuire Center for Lepidoptera and Biodiversity, Florida Museum of Natural History	MGLB	University of Florida	USA	Flórida	Gainesville

Table S2. Extent of occurrence of two Papilionidae butterflies species and their *Aristolochia* host-plants. Data from compiled points of occurrence (see text)

Butterfly species	Occurrence Extent (km <sup>2</sup> ) Butterfly species	Host plant species	Occurrence Extent (km <sup>2</sup> ) Host plant species
<i>Parides ascanius</i> (Cramer, 1775)	28.493,95	<i>Aristolochia macroura</i> (Aristolochiaceae)	6.867.316,87 <sup>a</sup>
<i>Battus polystictus</i> (A. Butler, 1874)	1.018.011,50	<i>Aristolochia arcuata</i> (Aristolochiaceae)	2.139.674,79 <sup>b</sup>
		<i>Aristolochia galeata</i> (Aristolochiaceae)	2.271.298,68 <sup>b</sup>
		<i>Aristolochia gigantea</i> (Aristolochiaceae)	2.087.656,4 <sup>b</sup>
		<i>Aristolochia melastoma</i> (Aristolochiaceae)	836.440,67 <sup>b</sup>
		<i>Aristolochia triangularis</i> (Aristolochiaceae)	3.290.445,24 <sup>b</sup>

<sup>a</sup>Otero and Brown (1986); <sup>b</sup>Tyler et al. 1994; <sup>b</sup>Brown et al. 1995

Table S3. Climate and soil variables and values of AUC mean and threshold (LPT5) for the butterflies (Papilionidae) and host plants (Aristolochiaceae). Variable code: (1) Annual mean temperature, (2) Temperature annual range, (3) Mean diurnal range (mean of monthly (max temp - min temp)), (4) Temperature seasonality (%) (standard deviation \*100), (5) Max temperature of warmest month, (6) Min temperature of coldest month, (7) Mean temperature of coldest quarter, (8) Mean temperature of wettest quarter, (9) Annual precipitation, (10) Precipitation seasonality % (coefficient of variation), (11) Precipitation of driest month, (12) Precipitation of wettest quarter, (13) Precipitation of driest quarter, (14) Topsoil Reference Bulk Density, (15) Topsoil pH, (16) Topsoil Clay Fraction, (17) Topsoil Sand Fraction, (18) Topsoil CEC (cation exchange capacity; soil), (19) Subsoil pH, (20) Subsoil CEC, (21) Subsoil CEC, (22) Subsoil Clay Fraction, (23) Subsoil Silt Fraction, (24) Subsoil Sand Fraction, (25) Subsoil TEB (total exchange capacity).

Species	Climate and soil variables																									AUC mean	Threshold	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25			
<i>Parides ascanius</i> (Cramer, 1775)	x				x				x	x	x																1,00	0,77
<i>Battus polystictus</i> (A. Butler, 1874)	x			x	x	x			x																		0,99	0,59
<i>Aristolochia macroura</i>					x		x	x						x	x								x				0,81	0,59
<i>Aristolochia arcuata</i>		x	x		x								x		x								x				0,94	0,60
<i>Aristolochia galeata</i>	x				x							x	x						x	x							0,91	0,61
<i>Aristolochia gigantea</i>	x		x								x		x	x								x					0,92	0,57
<i>Aristolochia melastoma</i>	x	x										x	x						x					x			0,81	0,60
<i>Aristolochia triangularis</i>		x	x									x	x	x										x			0,90	0,59

Table S4. Change in extent of occurrence (km<sup>2</sup>) and latitudinal shift (km) for two butterfly species and their host plants under two future climate change scenarios (RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario), based on the 5% threshold and derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM). EO = Projected extension of occurrence

Species	Future scenarios	Change in area (km <sup>2</sup> )	% change in EO	Shift in Center of EO (km)
<i>Parides ascanius</i>	RCP4.5	-28494,0	100,0	-
	RCP8.5	-28494,0	100,0	-
<i>Battus polystictus</i>	RCP4.5	-473064,5	46,5	1,439,6
	RCP8.5	-933320,4	91,7	1,956,0
<i>Aristolochia macroura</i>	RCP4.5	-4267767,3	62,1	510,3
	RCP8.5	-5393960,0	78,5	797,7
<i>Aristolochia arcuata</i>	RCP4.5	-781578,4	34,4	376,9
	RCP8.5	-1278881,7	56,3	705,6
<i>Aristolochia galeata</i>	RCP4.5	-1.149,481,15	50,6	742,0
	RCP8.5	-1857628,7	81,8	1,038,5
<i>Aristolochia gigantea</i>	RCP4.5	-1000851,1	47,9	777,7
	RCP8.5	-1598938,7	76,6	952,8
<i>Aristolochia melastoma</i>	RCP4.5	-566268,2	67,7	500,2
	RCP8.5	-833581,2	99,7	1,042,0
<i>Aristolochia triangularis</i>	RCP4.5	253054,9	107,7	47,9
	RCP8.5	514177,5	115,6	76,1

Table S5. Overlap between the extent of occurrence of butterflies and their host plants and potential areas of interaction (km<sup>2</sup>) at present (pres) and under two future climate change scenarios (RCP4.5, moderate and RCP8.5, severe) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM).

Butterfly (present extent occurrence)	Host plant (present extent occurrence)	Scenarios	Interaction (km <sup>2</sup> )
1. <i>Parides ascanius</i> (28,493.95 km <sup>2</sup> )	<i>Aristolochia macroura</i> (6,867,316.9 km <sup>2</sup> )	Pres	25,644,5
		RCP4.5	0,0
		RCP8.5	0,0
2. <i>Battus polystictus</i> (1,018,011.50 km <sup>2</sup> )	<i>Aristolochia arcuata</i> (2,139,674.8 km <sup>2</sup> )	Pres	742,871,8
		RCP4.5	387,688,0
		RCP8.5	32,797,4
	<i>Aristolochia galeata</i> (2,271,298.8 km <sup>2</sup> )	Pres	543,412,7
		RCP4.5	191,551,9
		RCP8.5	5,535,2
	<i>Aristolochia gigantea</i> (2,087656.4 km <sup>2</sup> )	Pres	680,799,8
		RCP4.5	346,822,7
		RCP8.5	16,472,7
	<i>Aristolochia melastoma</i> (836,440.7 km <sup>2</sup> )	Pres	548,946,9
		RCP4.5	209,405,4
		RCP8.5	0,0
<i>Aristolochia triangularis</i> (3290445.2 km <sup>2</sup> )	Pres	923,341,3	
	RCP4.5	510,382,8	
	RCP8.5	74,477,6	

## 7. FIGURAS

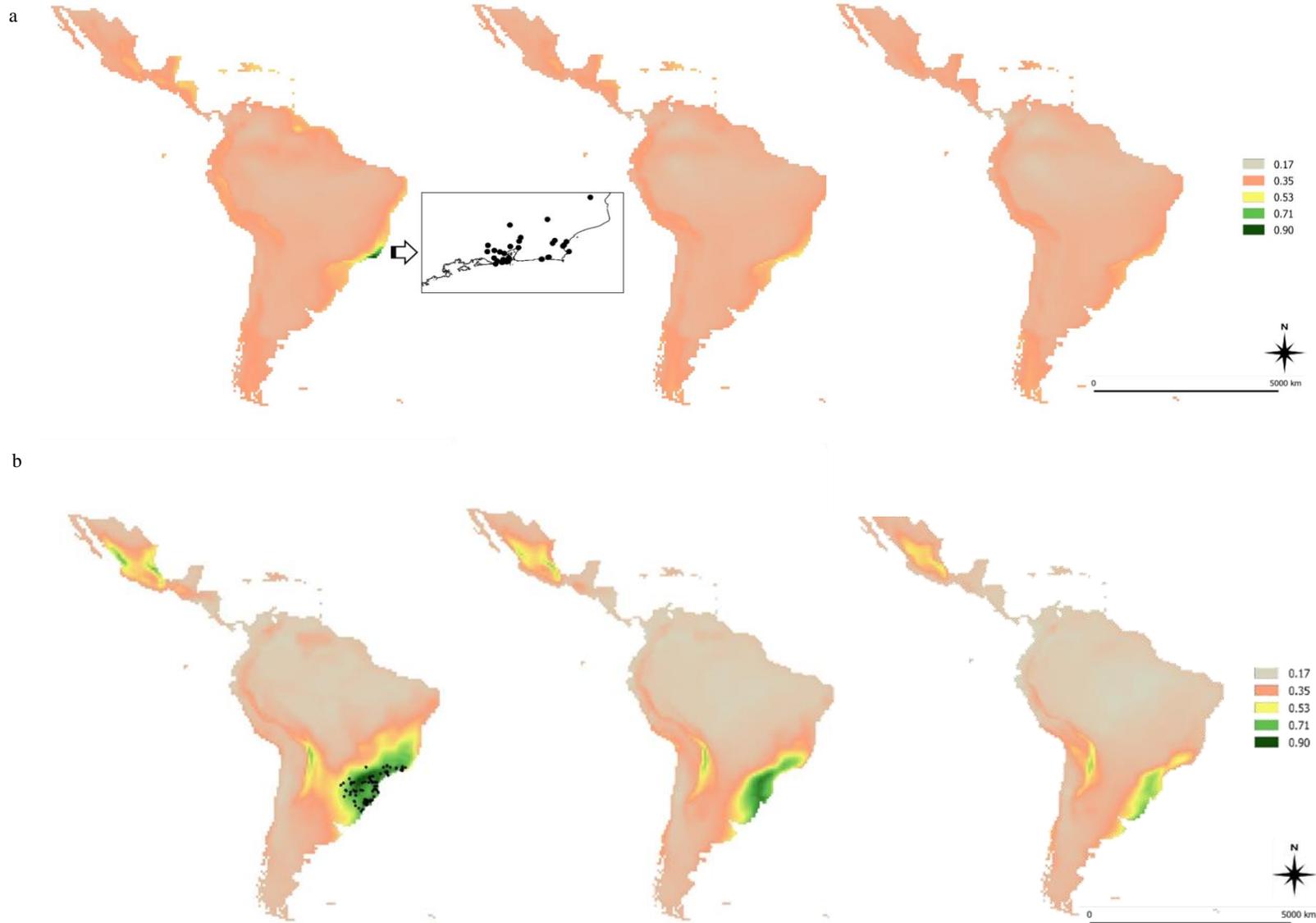


Figure 1. Potential distribution maps for the butterflies (a) *Parides ascanius* and (b) *Battus polystictus* predicted by the The Ecological Niche Models (ENMs) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM) in three periods in time: pres (present) and future - RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario. Black dots indicate data points in time present.

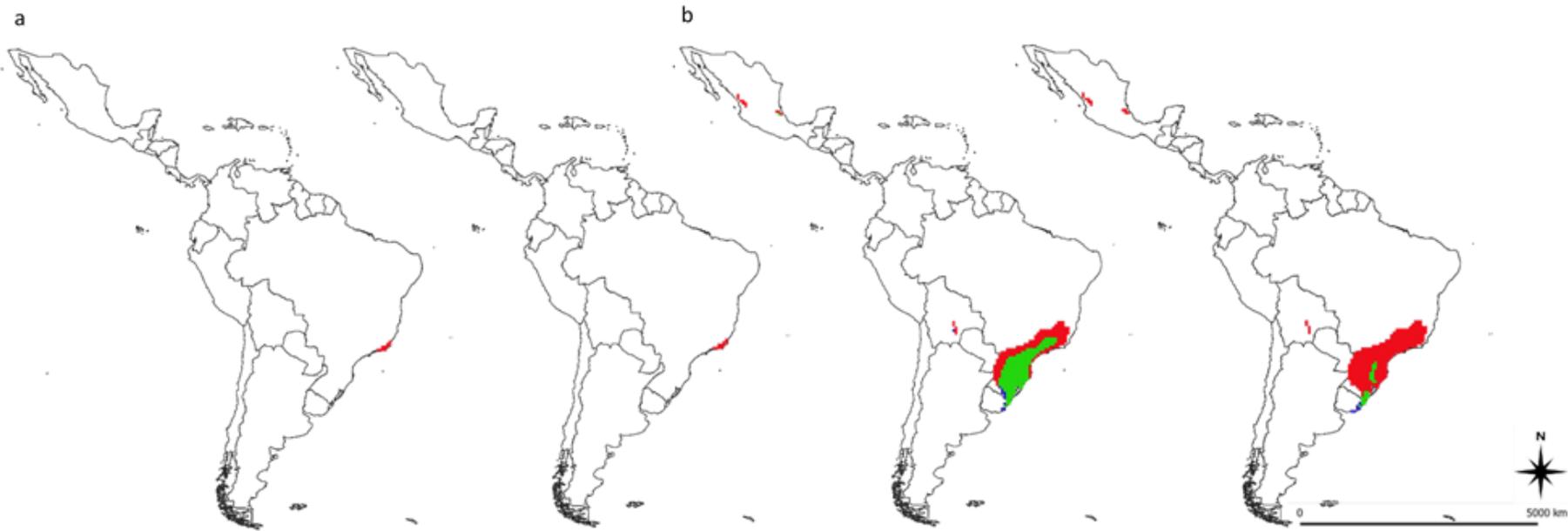


Figure 2. Change in extent of occurrence of the butterflies (a) *Parides ascanius* and (b) *Battus polystictus* in two future scenarios (RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM). Shaded areas in the maps: Green – forecasted future distribution overlap with current extent of occurrence; Blue - area with predicted possibility of occurrence expansion, but no adequate conditions at present; Red: predicted future retraction of present extent of occurrence.

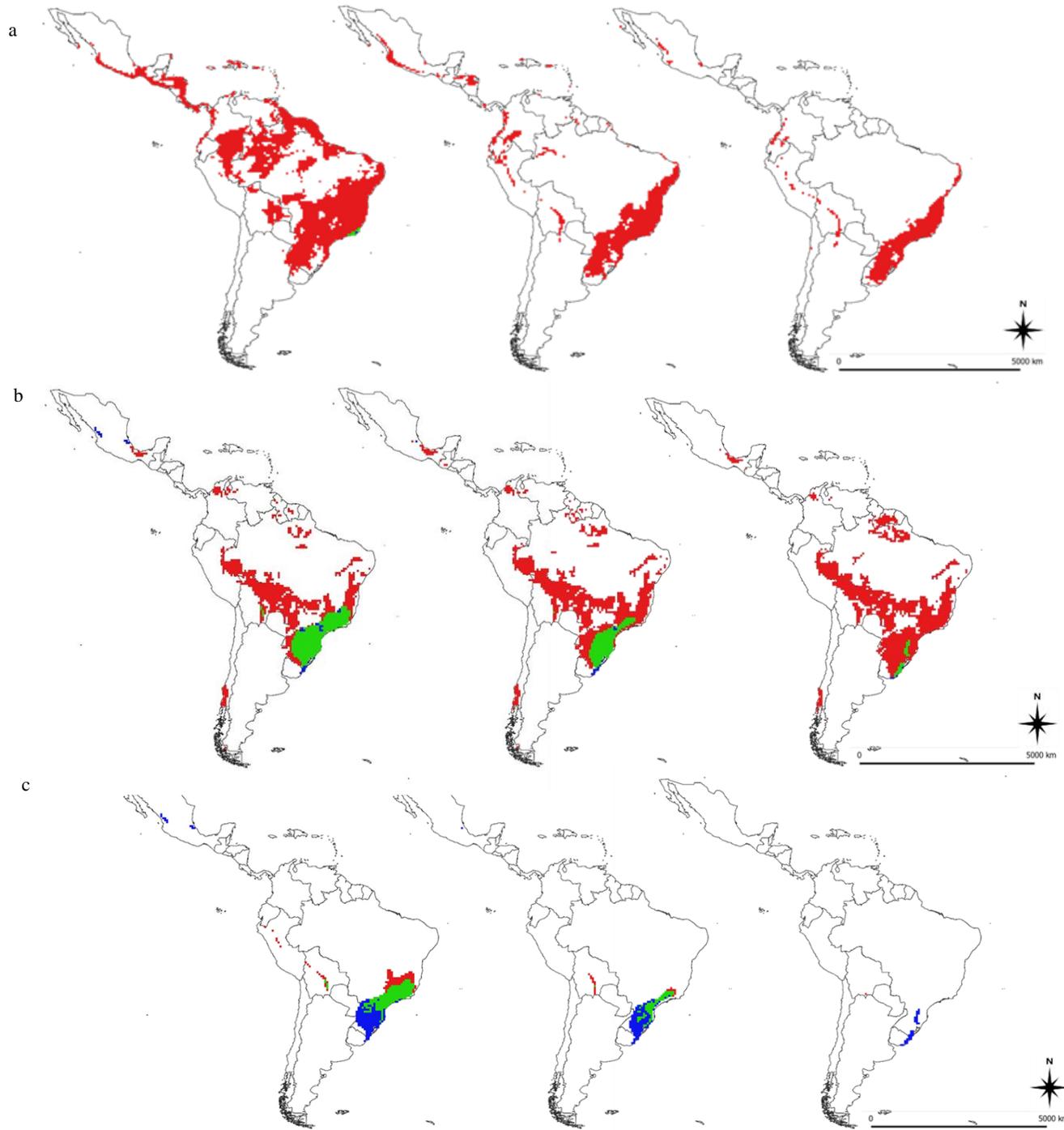


Figure 3. Overlap between the extent of occurrence of butterflies and their host plants at present and under two future CO<sub>2</sub> emissions scenario (RCP4.5, moderate and RCP8.5, severe) by the The Ecological Niche Models (ENMs) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM). a) *Parides ascanius* and *Aristolochia macroura*; b) *Batus polystictus* and *Aristolochia triangularis*; c) *B. polystictus* and *Aristolochia melastoma*. Colors indicate estimated extent of occurrence of species and potential interactions: Blue: butterfly; Red: host plant; Green: overlap between estimated butterfly and host plant extent of occurrence.

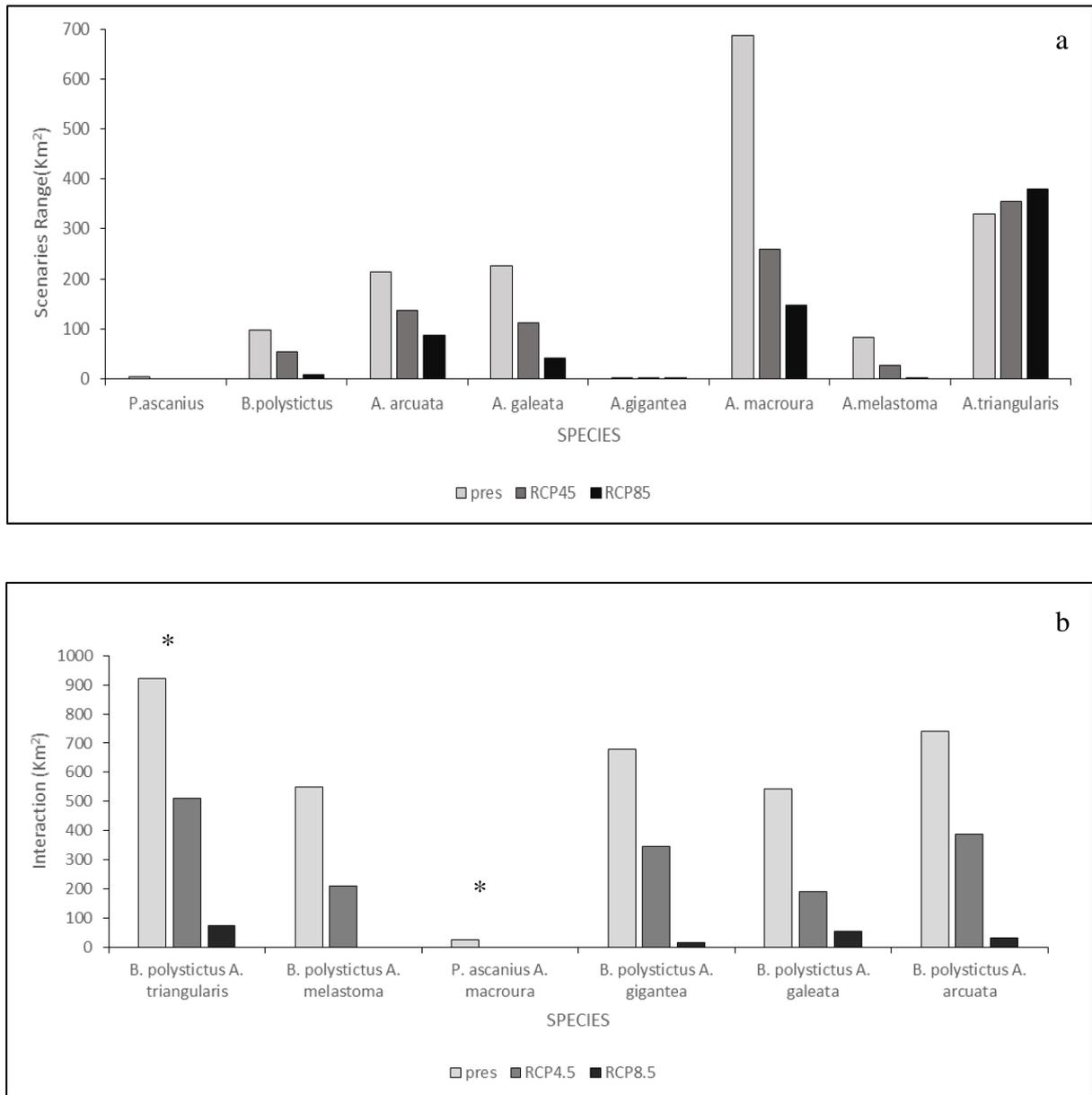


Figure 4. a) Change in extension of butterfly species and their host plant species (s) in three periods in time: pres (present) and future - RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario. *P. ascanius* and *A. gigantea*, values below 80,000.00 km<sup>2</sup> do not appear in the graph. b) Interaction of species with their host-plant (s) characteristics in the scenarios: pres (present) and future - RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario. Asterisk indicates significant difference between species pairwise interactions ( $p = 0.023$ )

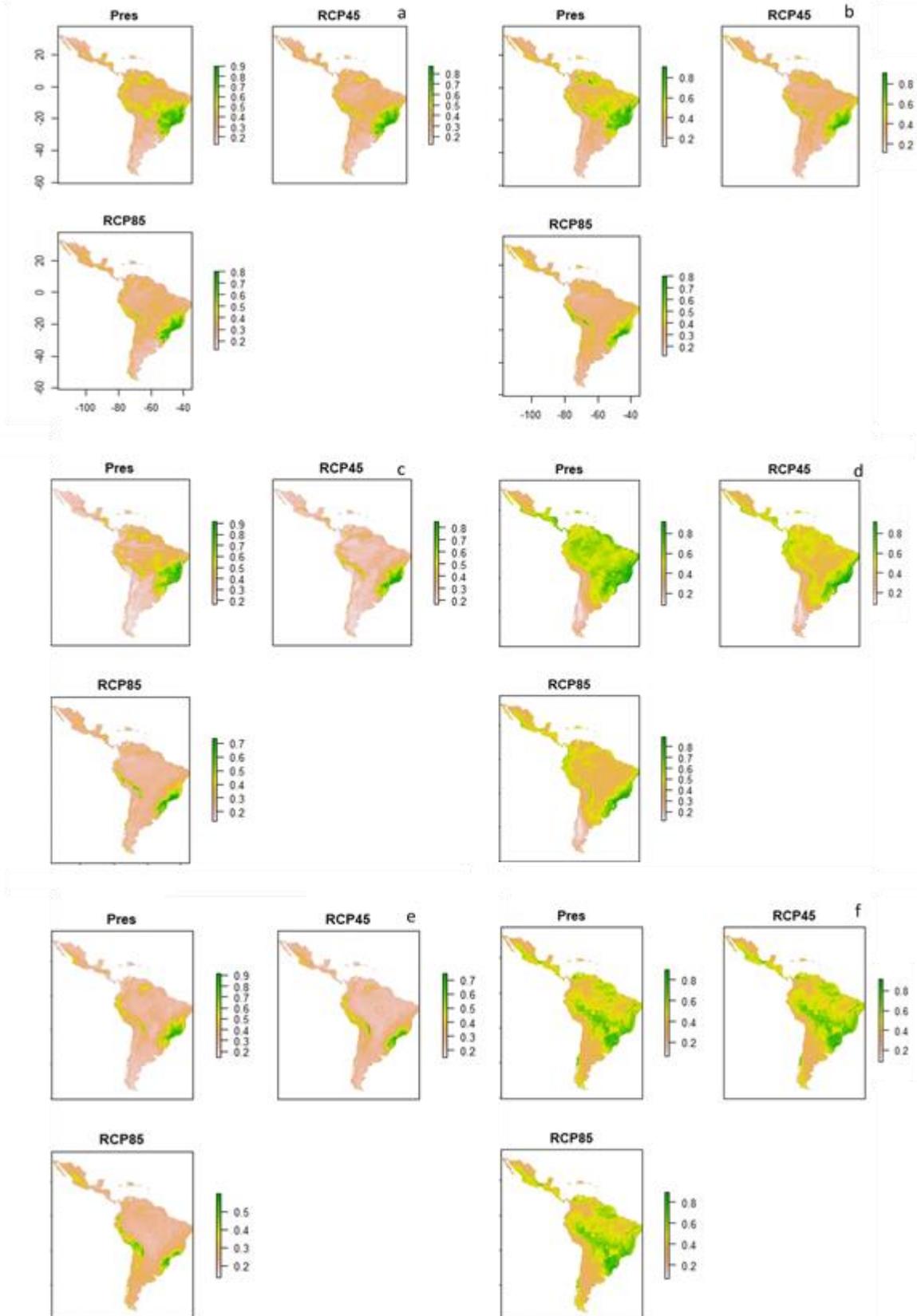


Figure S1. Potential distribution maps for the host plants: a) *Aristolochia arcuata*, b) *Aristolochia galeata*, c) *Aristolochia gigantea*, d) *Aristolochia macroura*, e) *Aristolochia melastoma*, f) *Aristolochia triangularis* predicted by the The Ecological Niche Models (ENMs) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM) in pres (present) and future - RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario.

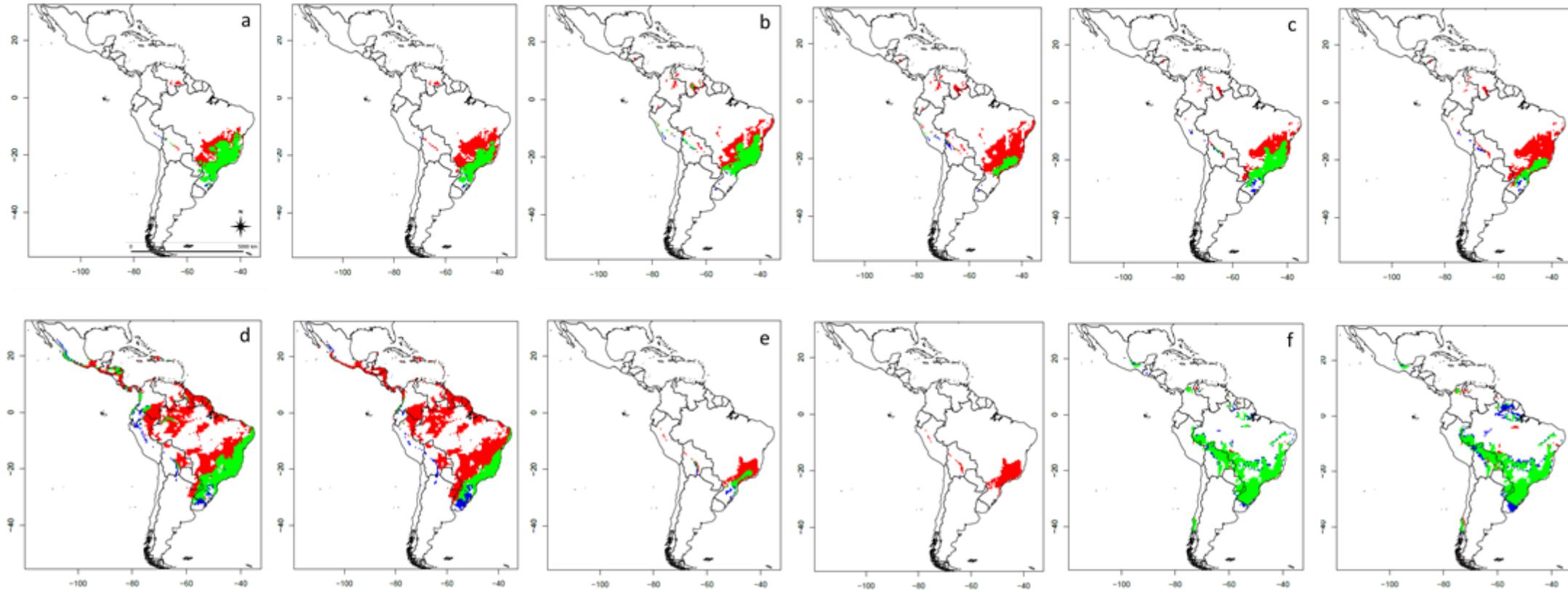


Figure S2. Change in extent of occurrence of the *Aristolochia* host plants in the future (RCP4.5 – optimistic and RCP8.5 – pessimistic): a) *Aristolochia arcuata*, b) *Aristolochia galeata*, c) *Aristolochia gigantea*, d) *Aristolochia macroura*, e) *Aristolochia melastoma*, f) *Aristolochia triangularis* predicted by the The Ecological Niche Models (ENMs) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM) in future - RCP4.5, moderate scenario and RCP8.5, severe scenario. Color indication: green: current and future stability; blue: expansion possibility, but no present conditions; red: future retraction and occurrence conditions only in the present.

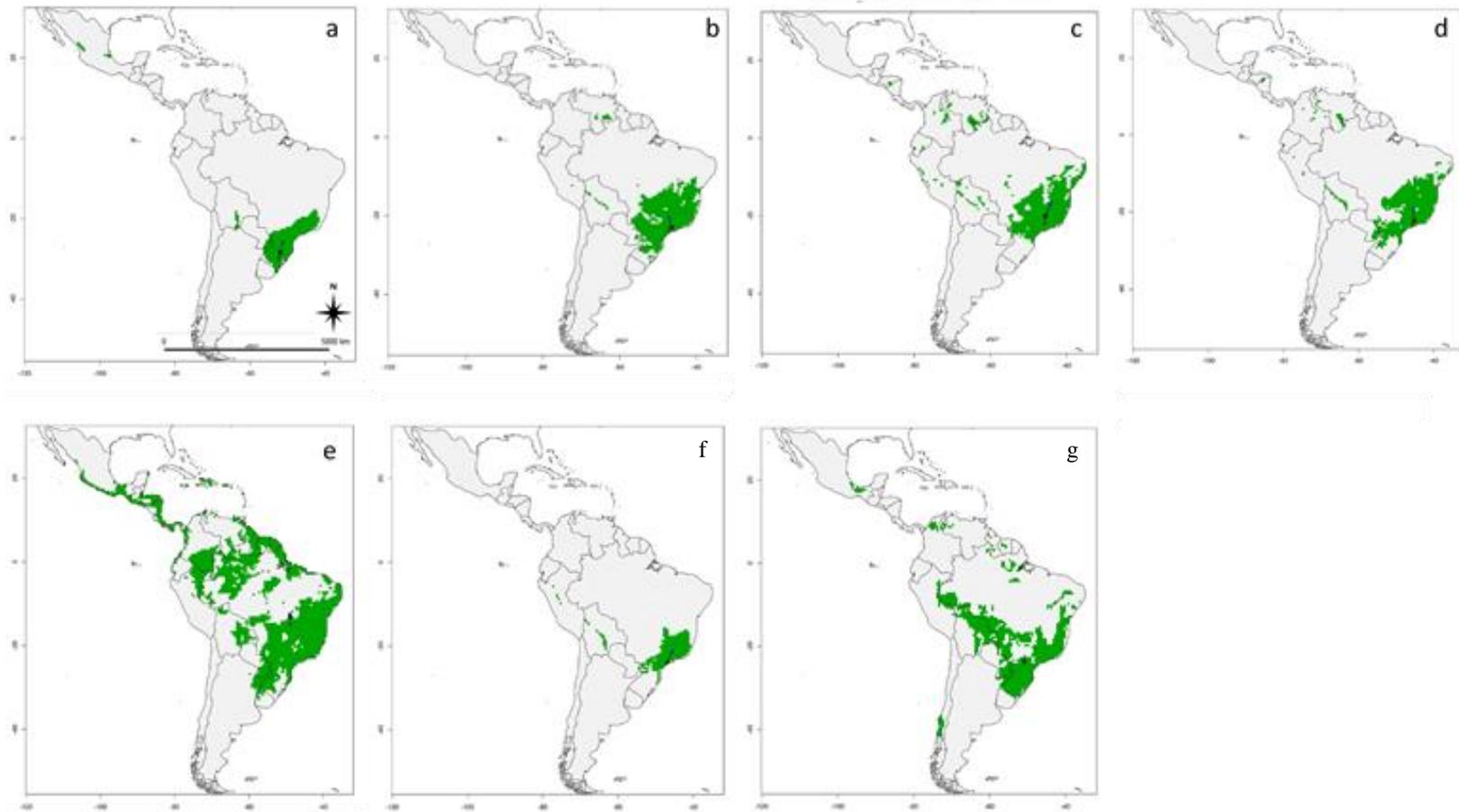


Figure S3. Maps for the future extent direction change for the butterfly species and their respective host plants: a) *Battus polystictus*, b) *Aristolochia arcuata*, c) *Aristolochia galeata*, d) *Aristolochia gigantea*, e) *Aristolochia macroura*, f) *Aristolochia melastoma*, g) *Aristolochia triangularis* predicted by the 5% threshold and derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM). Arrow color indication: black – RCP4.5 scenario; brown - RCP8.5 scenario.

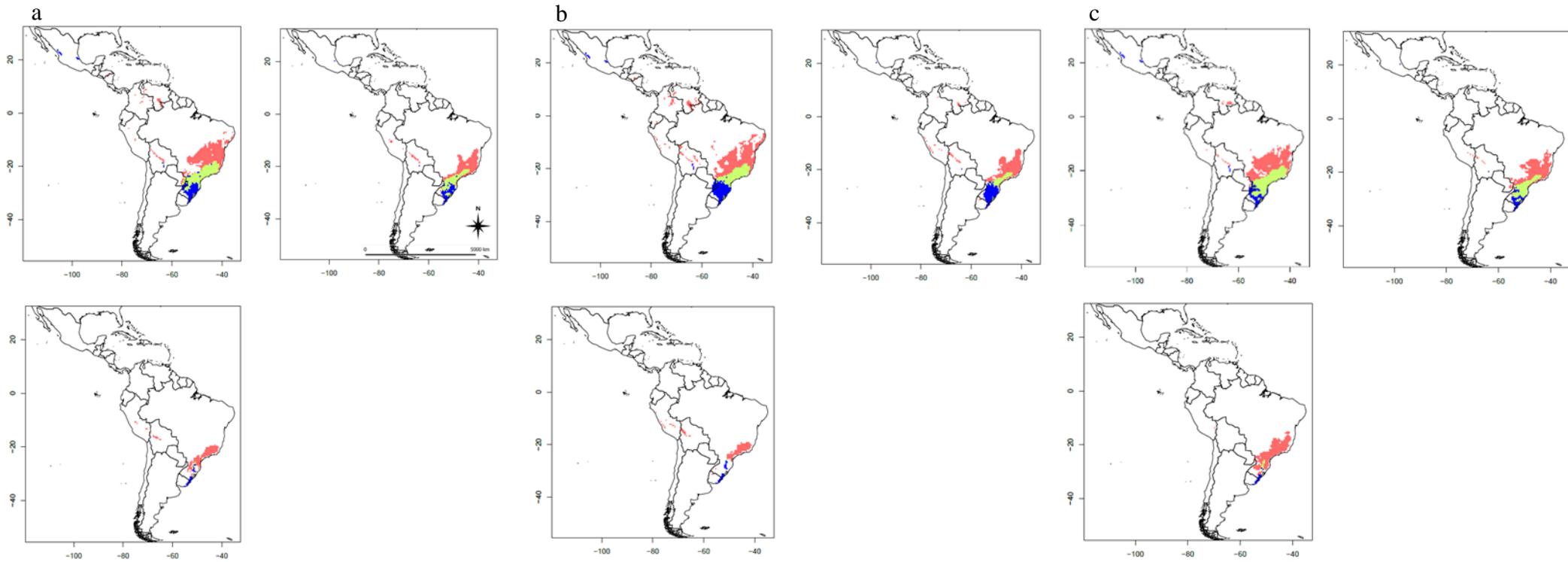


Figure S4. Overlap between the extent of occurrence of *Batus polystictus* and its host plants at present and under two future CO<sub>2</sub> emissions scenario (RCP4.5, moderate and RCP8.5, severe) derived from three Atmosphere-Ocean coupled General Circulation Models (AOGCM). Host plants: a) *Aristolochia gigantea*; b) *Aristolochia galeata*; c) *Aristolochia arcuata*. Colors indicate estimated extent of occurrence of species and potential interactions: Blue: *B. polystictus*; Red: host plant; Green: overlap between butterfly and host plant extent of occurrence.

## CAPÍTULO II

This manuscript follows the guidelines of the *Journal PLOS ONE*. Tables and figures are attached to the manuscript for easy reading

### Ameaçadas no futuro? Modelagem preditiva de duas borboletas endêmicas da Mata Atlântica e suas plantas hospedeiras

Juliane Bellaver<sup>1,2</sup>; Diego Hoffmann<sup>5,7</sup>; Matheus Souza Lima-Ribeiro<sup>1,4</sup>; Lucas A. Kaminski<sup>1,3</sup>; Ana Carolina Vieira Pires<sup>7</sup>; Leandra Bordignon<sup>7</sup>; G. Wilson Fernandes<sup>6,7</sup>; Helena Piccoli Romanowski<sup>1,3</sup>

1 Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

2 Bolsista de Doutorado do Conselho Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.jubellaver@yahoo.com.br

3 Professora e Pesquisadora do Laboratório de Ecologia de Insetos, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves, 9500, prédio 43435, 91501-970 Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. hpromano@ufrgs.br

4 Professor e Pesquisador, Instituto de Biociências, Regional Jataí, Universidade Federal de Goiás - UFG, BR 364, Km 192, Setor Industrial, 75800-000 Jataí, GO, Brasil. [mslima.ribeiro@gmail.com](mailto:muslima.ribeiro@gmail.com)

5 Professor e Pesquisador do Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, CEUNES, Universidade Federal do Espírito Santo, Rod. BR 101 Norte, Km 60, Bairro Litorâneo, CEP 29932-540, São Mateus, ES, Brasil. [diego\\_hoffmann@hotmail.com](mailto:diego_hoffmann@hotmail.com)

6 Professor e Pesquisador do Laboratório de Ecologia Evolutiva & Biodiversidade, Departamento e Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Pres. Antônio Carlos, 667, CP 486, CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil. [gw.fernandes@gmail.com](mailto:gw.fernandes@gmail.com)

7 Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

## RESUMO

As alterações climáticas vêm trazendo impactos cada vez mais severos na distribuição de muitas espécies. Previsões estimam mudanças ainda mais alarmantes. As borboletas são consideradas um grupo bandeira para a conservação. *Cyanophrys bertha* (E. Jones, 1912) e *Arcas ducalis* (Westwood, 1852), ambas da família Lycaenidae, alimentam-se de duas plantas hospedeiras e são consideradas endêmicas da Mata Atlântica. *C. bertha* é considerada ‘vulnerável’ nos critérios da IUCN e na Lista Vermelha da fauna brasileira ameaçada de extinção, ambas as espécies constam na categoria LC (menos preocupante). Não se sabe se estas espécies são raras ou se apenas são difíceis de detectar. Sendo assim, análises que incluam o impacto da mudança climática sobre o status de conservação das espécies e o quanto deverão migrar podem contribuir para estabelecer critérios de espécies ameaçadas. Assim, o presente estudo tem por objetivo avaliar mudanças potenciais nos status de conservação destas espécies em duas condições de concentração de gases de efeito estufa (RCP 4.5, RCP8.5). Acredita-se que *C. bertha* potencialmente mudará para categoria ‘ameaçada’ da Lista Vermelha. Para isso, utilizamos modelos de distribuição potencial de espécies e análises de interação, mudança da extensão de ocorrência, desafio de colonização e risco de extinção e percentual de representação das espécies em unidades de conservação. Os resultados confirmam nossa hipótese e terá uma redução de aproximadamente 85% de sua extensão no cenário mais severo (RCP8.5, 2070) e de 70% de interação com suas hospedeiras. *A. ducalis* terá uma redução aproximada de 60% e em torno de 50% de interação. Ambas espécies tenderão a migrar para sul, principalmente *A. ducalis*, com elevado risco de extinção mais ao norte. A representação de conservação dentro das UC's indica que as áreas de distribuição de *C. bertha* e *A. ducalis* estariam com bom percentual em áreas protegidas, com exceção do cenário mais severo (RCP.8.5). Estas diferenças não foram significativas ( $p>0,05$ ). As espécies de planta hospedeira, todavia, apresentaram um padrão oposto, podendo ser prejudicial para as

borboletas no futuro. Diante dos resultados, medidas que favoreçam a conservação das espécies ao longo do tempo com os cenários climáticos precisam ser revistas e priorizadas, sobretudo por parte dos órgãos governamentais.

## 1. INTRODUÇÃO

As recentes alterações climáticas já afetaram a distribuição de muitas espécies (Parmesan e Yohe 2003) e previsões estimam cenários ainda mais graves (Sala et al. 2000; Scarano 2019). A questão cresce em relevância quando se considera o crescimento descontrolado da população humana ao longo do tempo. Concomitantemente, nossas atividades vêm alterando características da superfície do planeta, como a cobertura vegetal e, também, a concentração de gases que interagem fortemente com a radiação na atmosfera. Estes gases intensificam o efeito estufa em sinergia com os impactos deletérios das alterações climáticas (Harvey 2018). Dentre as consequências já percebidas estão a diminuição da abundância, mudança da distribuição, ameaça e/ou extinção de algumas espécies, entre outras (IPCC 2019).

Ainda há muita controvérsia sobre os reais efeitos que as mudanças climáticas poderão provocar em diferentes escalas e em diferentes períodos de tempo (Medhaug et al. 2017). Contudo, vários estudos tentaram prever impactos climáticos futuros sobre a biodiversidade (Bellard et al. 2012; Thomas et al. 2004). Alterações climáticas podem gerar consequências inesperadas quando a distribuição geográfica de uma espécie depende de interações com outras espécies, e no caso de respostas individuais diferirem espacialmente, podem prejudicar as interações bióticas desencadeando um processo de extinção em cascata (Williams e Jackson 2007).

Assumindo que todas as espécies dependem de interações com outras espécies e existem efeitos que podem afetar a sobrevivência destas espécies se torna claro que o nosso entendimento sobre o efeito das mudanças climáticas sobre a biodiversidade é subestimado. Os últimos relatórios do IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) referem-se à vulnerabilidade às mudanças climáticas no Brasil em três diferentes níveis de organização: biomas, ecossistemas e espécies. Em relação aos biomas, há mais relatos referentes à vulnerabilidade às mudanças climáticas nos hotspots de biodiversidade. A Mata Atlântica é um dos três hotspots mais vulneráveis a mudança climática no mundo (Scarano 2019). Esta vulnerabilidade se deve a uma combinação de alto risco relacionado ao surgimento de novo clima e o desaparecimento do atual, bem como suscetibilidade a espécies invasoras e expansão de áreas de pastagem para pecuária (Bellard et al. 2014). Originalmente, este bioma cobria uma área com cerca de 150 milhões de hectares, sendo considerada a segunda maior floresta tropical das Américas. Historicamente, este bioma foi a porta de entrada para os colonizadores europeus e desde então vem sendo intensamente antropizada e restam atualmente cerca de 11% de sua cobertura original. A maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica encontra-se distribuída em pequenos fragmentos isolados por áreas de agricultura e grandes zonas urbanas o que torna extremamente complexa ações conservacionistas (Morellato e Haddad 2000).

A heterogeneidade geográfica, climática e topográfica em que esse ecossistema está inserido (ver Oliveira-Filho e Fontes 2000) favoreceram uma alta biodiversidade e endemismo. Foram catalogadas cerca de 8000 plantas e 567 vertebrados endêmicos, o que corresponde à 2,7% e 2,1%, respectivamente, da biodiversidade global (Myers et al. 2000). Após mais de 500 anos de destruição, as populações de espécies residentes vêm sofrendo um acelerado processo de redução e extinção. Por isso é razoável pensar que muitas

espécies podem se extinguir antes mesmo de serem descobertas e que muitas desaparecerão em breve (Morellato e Haddad 2000).

A utilização de modelos preditivos de distribuição de espécies pode ser considerada uma ferramenta importante para se minimizar o problema da criação de unidades de conservação, uma vez que são utilizados no planejamento de reservas, determinação de áreas prioritárias, bem como para predições de invasões biológicas e identificação de áreas de distribuição ainda desconhecidas (Broennimann e Guisan 2008; Guisan et al. 2006). A utilização de tais informações é importante, principalmente, em regiões onde o desenvolvimento socioeconômico ocorre rapidamente (Pressey et al. 2007), a exemplo do leste brasileiro, região na qual áreas naturais para conservação são limitadas. Neste contexto, tais procedimentos poderão contribuir para que a gestão e aplicação de recursos para a conservação, que geralmente são escassos, sejam aplicadas corretamente e com sucesso. Por sua vez, métricas que sintetizam os efeitos da mudança climática são ferramentas essenciais que podem corroborar para mapear futuras ameaças à biodiversidade. À medida que o clima muda nas próximas décadas, essas métricas podem ajudar a identificar quais espécies são mais suscetíveis às novas condições climáticas, dispersar e estabelecer em áreas com clima novo adequado ou enfrentar a perspectiva de extinção (Garcia et al. 2014). Uma vantagem dessa abordagem é sua simplicidade e clareza de interpretação. Essas informações também nos permitem avaliar se locais específicos, como áreas protegidas existentes, servirão como refúgios ou enfrentarão a perda de espécies e consequentes mudanças nos processos ecossistêmicos (Araujo et al. 2011).

As borboletas têm sido consideradas um importante grupo bandeira (*flagship species*) para conservação (New 1997; Freitas et al. 2006). Além disso, são consideradas indicadoras de ambientes preservados uma vez que necessitam de plantas e habitats específicos para a sua sobrevivência (Brown e Freitas 1999; Bonebrake et al. 2010). No Brasil, das 57 espécies de lepidópteros que constam na lista de ameaçadas de extinção, 52 ocorrem na Mata Atlântica. Provavelmente isso se deve ao fato de que a principal ameaça às espécies de borboletas é a degradação e a perda de seus habitats naturais (Freitas e Marini-Filho 2011). As borboletas endêmicas de Mata Atlântica *Cyanophrys berthae* (E. Jones, 1912) e *Arcas ducalis* (Westwood, 1852) são representantes da família Lycaenidae. A espécie *C. berthae* é encontrada em habitats montanhosos nas regiões sul e sudeste no Brasil, em altitudes de 800 a 1400m (Kaminski et al. 2010; Robins e Duarte 2005). As únicas espécies hospedeiras conhecidas de *C. berthae* pertencem à família Bignoniaceae, sendo elas *Pyrostegia venusta* (Ker-Gawl) Miers e *Stizophyllum perforatum* (Cham.) Miers (Kaminski et al. 2010). *A. ducalis* é uma espécie indicadora de ambientes bem preservados de Mata Atlântica (Brown e Freitas 2000a). Trata-se de uma espécie monófaga, sendo registrado o consumo de duas plantas hospedeiras: *Rollinia emarginata* Schltldl. e *Rollinia laurifolia* Schltldl (família Annonaceae).

De acordo com a Lista Vermelha da IUCN *C. berthae* é considerada “vulnerável” (IUCN 2019). Já *A. ducalis* figura em listas estaduais de espécies ameaçadas do Paraná (Casagrande and Mielke 1993), Minas Gerais (Casagrande et al. 1998) e Rio de Janeiro (Otero et al. 2000). Entretanto, na última avaliação de espécies brasileiras ameaçadas de extinção, ambas as espécies foram classificadas na categoria LC (menos preocupante). Cada espécie é analisada sob cinco critérios quantitativos e qualitativos, sendo classificada em uma das categorias de risco de extinção (Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção 2018). Um táxon é considerado na categoria ‘Menos Preocupante’ quando é avaliado pelos critérios e não se qualifica como Criticamente em Perigo, Em Perigo, Vulnerável ou Quase Ameaçado. Embora estas espécies estejam incluídas nesta categoria, é importante considerar que muitas espécies de Lycaenidae costumam ter baixa detectabilidade

(Iserhard et al. 2013). A área de extensão considerada para estas espécies apresenta ausência de registros. Ainda não há um consenso estabelecido que confirmem o motivo pelo qual estas espécies possuam grandes lacunas em suas extensões de ocorrência, pois táxons raros e de distribuição restrita também podem ser classificados como LC (Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção 2018).

Pouco se sabe se *C. bertha* e *A. ducalis* são raras ou se possuem baixa detectabilidade para explicar amplas áreas de extensão com ausência de registros. Sendo assim, de grande relevância a utilização de análise que considerem a determinação de áreas com adequabilidade ambiental, sendo úteis para avaliar o cenário atual e alterações potenciais devido a mudanças climáticas em cenários futuros, podendo afetar o seu status de conservação. A velocidade aos fatores bióticos pode ser determinante na resiliência das espécie ao impacto das perturbações. Assim, o presente estudo tem por objetivo avaliar mudanças potenciais nos seus status de conservação de acordo com os cenários futuros projetados em duas condições contrastantes de concentração de gases de efeito estufa. Para isso: i) verificamos a relação entre a distribuição potencial de *C. bertha* e *A. ducalis* com a distribuição de suas plantas hospedeiras, ii) avaliamos a mudança da área de extensão destas espécies e iii) verificamos o desafio de colonização e risco de extinção para estas espécies em cenários futuros, iv) avaliamos o quanto as Unidades de Conservação (UCs) estão sendo efetivas na conservação das espécies de borboletas e suas hospedeiras. Considerando avaliações futuras, estas espécies poderiam se enquadrar em critérios de ameaça?

Diversos estudos tem demonstrado que muitas espécies de lepidópteros estão contraindo suas distribuições (Ferro et al. 2014; Kajin et al. 2017; Schweiger et al. 2008). Supõe-se que as espécies de borboletas tenham menos chance de tornar-se compatível espacialmente com suas hospedeiras quanto mais pessimista for o cenário avaliado. Acredita-se, também, que o cenário mais pessimista mostre situações mais danosas às espécies do que o mais otimista, reduzindo a sobreposição das distribuições entre as espécies; supõe-se que as análises de *habitat tracking* mostrem um deslocamento mais ao sul, considerando o acelerado avanço das mudanças climáticas ao longo do tempo.

## 2.MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudos está localizada no leste do Brasil, entre 36°54'S, 59°08'W e 15°15'S, 37°52'W. A área de projeção dos modelos de distribuição das espécies de borboletas e suas plantas hospedeiras consiste de uma área buffer de 300 km no entorno de todos os registros de ocorrência das duas espécies de borboletas alvo deste estudo. Esta delimitação ajuda a minimizar o efeito de sobreprevisão (áreas com adequabilidade para a ocorrência da espécie, mas onde esta dificilmente esteja presente por limitações de dispersão) e restringir as projeções futuras (Anderson 2013). A área buffer de 300 km foi escolhida considerando que as espécies de borboletas são encontradas em regiões montanhosas o que pode restringir a ocupação de outras áreas passando por áreas de baixadas além de seus registros de ocorrência conhecidos.

### 2.2. MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Os registros foram obtidos partir de consulta e exame de espécimes em coleções entomológicas, registros de literatura e bancos de dados de plataformas online (BorbRS®, Butterflies of America para as espécies de borboletas e specieslink, GBIF), tanto para espécies de borboletas como de suas plantas hospedeiras referidas. A identificação dos espécimes depositados nas coleções examinadas foi revisada e a nomenclatura atualizada de

acordo com Lamas (2004) e Wahlberg et al. (2009). Registros duvidosos não foram incluídos na análise. Para cada registro, a coordenada geográfica foi tomada com a maior precisão possível. Se a coordenada exata do local de amostragem não estivesse disponível a partir da fonte de dados original, procurou-se obter a coordenada legitimada do município (DB-City 2018). Todos os registros com coordenadas geográficas obtidos, para as seis espécies estudadas, foram plotados em uma grade com células de 30", removendo-se os registros duplicados dentro de uma mesma célula. Após obter os registros de ocorrência, os mapas de distribuição potencial das espécies, preditos pelos modelos de nicho ecológicos foram elaborados.

Os dados climáticos para os cenários atual e futuros foram obtidos da base de dado *WorldClim* v1.4 database (World Clim 2019). Os dados climáticos compreendem 19 variáveis com resolução de 30 arc-seconds (aproximadamente 1 km<sup>2</sup>). Para diminuir a correlação espacial entre as variáveis, realizamos uma análise do coeficiente de correlação de Pearson para cada par de variáveis, para cada uma das seis espécies, mantendo as menos correlacionadas. Para esta análise utilizamos a função *corr* (pacote *stats*) na interface computacional R (R Studio 2015).

As variáveis selecionadas para cada espécie foram obtidas para o cenário atual (interpolação de dados observados entre 1950-2000) e para cenários futuros. Para os cenários futuros consideramos dois períodos (2050 e 2070) com dois *Representative Concentration Pathways* (RCPs: rcp45, rcp85) (veja IPCC, 2019 para detalhes) e três *Global Climate Models* (GCMs: CCSM4, HadGEM2-ES, MIROC-ESM). Os GCMs são as projeções climáticas mais atuais utilizadas no IPCC Fifth Assessment report, e os RCPs selecionados (entre quarto disponíveis) representam as trajetórias de concentração de gases do efeito estufa, adotados pelo *Fifth Assessment ICC report* (IPCC 2019).

Os modelos de distribuição para cada espécie foram criados utilizando o pacote *Biomod2* (Thuiller et al., 2009) na interface computacional R (R Studio, 2015). O *Biomod2* abriga onze algoritmos, amplamente utilizados, para modelagem de distribuição de espécies: *Artificial Neural Networks* (ANN), *Classification Tree Analysis* (CTA), *Generalized Additive Models* (GAM), *Generalized Linear Models* (GLM), *Generalized Boosted Models* (GBM), *Flexible Discriminant Analysis* (FDA), *Multivariate Adaptive Regression Splines* (MARS), *Random Forest* (RF), *Surface Range Envelope* (SRE), *Maximum Entropy* (MaxEnt) and *low-memory multinomial logistic regression* (MaxEnt.Tsuruoka) (Thuiller et al. 2009). Estes algoritmos estão na vanguarda da modelagem de distribuição de espécies (Marmion et al., 2009; Roberts e Hamann, 2012).

Para a criação dos modelos com o *Biomod2* são necessários pontos de Pseudo-Ausências (PAs). Estes pontos são comparados com os registros de presença de cada espécie e ajudam a diferenciar as condições ambientais onde a espécie potencialmente pode ocorrer. Desta forma, em uma área que excede a área de distribuição da espécie (grandes extensões geográficas) pode levar à seleção de uma proporção maior de pontos de pseudo-ausência menos informativos (PAs), quando comparado aos registros de ocorrência podendo levar a resultados menos precisos (Anderson and Raza 2010; Barbet-Massin et al. 2012). De acordo com Merow et al. (2013), as PAs devem ser selecionadas de acordo com o objetivo do estudo, e se o objetivo do estudo for descobrir novas áreas, habitats não ocupados podem ser informativos (grandes extensões) e pontos de PA incluídos. Neste estudo, o objetivo é avaliar o impacto das mudanças climáticas sobre a extensão de ocorrência conhecida para as espécies de borboletas estudadas. Desta forma, para a seleção das PAs, consideramos uma área *buffer* em torno dos registros de ocorrência conhecidos (Thuiller et al. 2009). A seleção desta distância pode ser considerada difícil e subjetiva uma vez que esta deveria refletir a distância de dispersão dos indivíduos

(informação desconhecida para muitas espécies). Neste contexto utilizamos a equação proposta por Brown and Yoder (2015) que transforma a área do Mínimo Polígono Convexo de todos os registros de ocorrência (para cada espécie estudada) para refletir uma curva logística de distâncias máximas, aqui variando entre 30 e 300 km. Assim geramos 10000 pontos aleatórios de PAs dentro da área dos registros de ocorrência mais a área buffer de cada espécie.

Para a criação dos modelos de distribuição de cada espécie, os registros de ocorrência foram particionados em calibração (utilizando 75% dos registros) e teste com os 25% dos registros remanescentes. Para a partição dos dados utilizamos o pacote ENMeval (Muscarella et al. 2014), implementado no R (R core Team 2019), criando nove partições. Quatro partições foram criadas utilizando a função 'block' onde os registros são divididos em quadrantes com números de registros proporcionais e três quadrantes são utilizados para a calibração (75%) e o quarto para teste (25%), variando por quatro vezes. Outras cinco partições foram criadas utilizando a função 'randomkfold', que consiste na partição aleatória dos registros de ocorrência em calibração (75%) e teste (25%) e um conjunto de dados utilizando todos os registros para calibração, totalizando assim 110 modelos para cada espécie (10 partições x 11 algoritmos).

Cada um destes modelos foi avaliado considerando uma Area 'Under the Curve' (AUC) 'of Receiver Operating Characteristic' (ROC) (Fielding e Bell 1997). Os valores de  $AUC > 0.8$  indicam uma acurácia satisfatória dos modelos (Pearce e Ferrier 2000), sendo considerados válidos. Após a criação dos modelos, selecionamos cinco algoritmos que produziram os melhores modelos baseados no valor de AUC/ROC para todas as espécies. Para maiores informações sobre os algoritmos e Biomod2 (veja Thuiller et al. (2009).

Os modelos válidos dos cinco algoritmos selecionados, para cada espécie, foram projetados sobre a área de estudos, considerando o cenário atual e doze cenários futuros (2 períodos x 2 RCPs x 3 GCMs), resultando em mapas contínuos de adequabilidade ambiental. Cada projeção foi transformada em um mapa binário (adequado/inadequado) considerando um limiar denominado LPT5, que consiste na identificação dos valores de adequabilidade ambiental para cada um dos registros de ocorrência da espécie utilizados para teste e posterior eliminação de 5% dos valores mais baixos, sendo considerado como limiar de corte o valor de adequabilidade ambiental restante mais baixo. Esse limiar de decisão assegura ausência total de erros de omissão dados os pontos modelando o nicho ecológico e a distribuição geográfica das espécies (Pearson et al. 2007).

### 2.3. DISTRIBUIÇÃO ATUAL E CENÁRIOS FUTUROS

Para a determinação da distribuição atual das espécies aplicou-se o valor de corte (lpt5) sobre cada projeção válida, somou-se os mapas binários e dividimos pelo número total de projeções válidas, obtendo um mapa contínuo de previsibilidade por modelos. O mapa apresenta valores variando entre 0 e 1, indicando que todos os modelos foram capazes de prever um mesmo local. Para as projeções dos doze cenários futuros (2 períodos x 2 RCP x 3 GCMs), realizou-se um consenso, resultando em quatro mapas consenso de dois períodos (2050 e 2070) com dois cenários de emissões de gases (RCPs 4.5 e 8.5). O consenso de modelos pode aumentar a 'robustez' das projeções (Araújo e New 2007). Em ambos os casos, distribuição atual e em cenários futuros, o mapa contínuo de previsibilidade foi transformado em um mapa binário, sendo considerado a espécie presente em um pixel (adequado), quando este era previsto por 50% ou mais dos modelos (projeções).

### 2.4. RELAÇÃO ENTRE A DISTRIBUIÇÃO DE BORBOLETAS E PLANTAS HOSPEDEIRAS

A relação entre as espécies de borboletas e suas plantas hospedeiras foi avaliada por meio sobreposição de suas respectivas distribuições previstas, tanto no cenário atual quanto em cada cenário futuro. Por meio desta sobreposição identificou-se e determinou-se a extensão da área 1) com condições climáticas para a borboleta e ausência da planta hospedeira, 2) com condições climáticas para a plantas hospedeiras, mas ausência de condições climáticas para a borboleta e, 3) presença de condições climáticas para a borboleta e suas plantas hospedeiras.

## 2.5. ALTERAÇÕES POTENCIAIS NA DISTRIBUIÇÃO DE BORBOLETAS E PLANTAS HOSPEDEIRAS

Para avaliar as mudanças na distribuição de cada espécie (sítios de contração, expansão e estabilidade), do cenário atual em relação aos cenários futuros, realizou-se uma comparação entre os mapas binários. Os mapas binários dos cenários futuros foram multiplicados por 2 e somados com o mapa binário da atualidade, resultando em um mapa com valores entre 0 e 3, onde 0 indica ausência de mudança entre a atualidade e o futuro, 1 indica áreas de contração (tem condições na atualidade mas não no futuro), 2 indica área para expansão (não tem condições na atualidade, mas se a espécie tiver condições de dispersar ela poderá encontrar condições nesses locais no futuro) e 3 indica que há condições para a espécie na atualidade e no cenário futuro. A variação no tamanho da distribuição de cada espécie foi determinada pela diferença entre a área da distribuição atual e dos cenários futuros. O deslocamento da distribuição foi determinado pela distância entre o centro da distribuição atual e o centro da distribuição prevista nos cenários futuros. Ambas, mudanças no tamanho da distribuição e no deslocamento do centro de distribuição foram calculados utilizando funções implementadas in R (R Core Team 2016).

## 2.6. DESAFIO DE COLONIZAÇÃO E RISCO DE EXTINÇÃO

Com o objetivo de representar o desafio de colonização e risco de extinção para as espécies ao longo dos diferentes cenários climáticos, foram utilizadas matrizes binárias para cada espécie e calculou-se com base em Hamann et al. 2015 utilizando o software R. Adotamos o algoritmo de velocidade (Hamann et al. 2015) para calcular a distância mínima de deslocamento de habitat. A distância do rastreamento de habitat dividida pelo tempo até o final do século 21 fornece a velocidade de rastreamento de habitat. Essa métrica é análoga à velocidade das mudanças climáticas (Loarie et al. 2009), mas com a vantagem que avalia diretamente a resposta biológica das espécies ao clima mudar de previsões baseadas nos modelos, em vez de deduzir implicitamente variações nas condições climáticas gerais em uma paisagem específica. Estimamos a velocidade de rastreamento de habitat nas direções para frente e para trás.

Para estimar a velocidade de avanço, calculou-se a distância de todas as áreas perdidas (células de grade climáticas adequadas no presente e que se tornariam inadequadas no futuro) até a célula de grade mais próxima. De maneira semelhante, a velocidade para trás foi obtida estimando-se a distância mínima de todas as áreas adquiridas (células da grade que seriam adequadas no futuro apenas) a uma célula da grade atualmente adequada. Por fim, calculamos a mediana distância de todas as células da grade perdidas e obtidas para obter uma estimativa combinada da velocidade para frente e para trás, respectivamente, para cada modelo obtido neste estudo (Lima-Ribeiro et al. 2017).

## 2.7. PERCENTUAL DE REPRESENTAÇÃO DAS ESPÉCIES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E ALVO DE REPRESENTAÇÃO

Representação é a quantidade de área de distribuição de uma espécie incluída dentro de áreas protegidas, um parâmetro comumente utilizado em planos de conservação para avaliar a necessidade de proteção. Para avaliar o percentual de representação das espécies de borboletas e de suas hospedeiras em Unidades de Conservação (UC), a distribuição prevista para cada espécie foi sobreposta à distribuição das UCs conforme proposta de Alagador et al. (2010). Para a análise de representação, consideramos 6 categorias de Unidades de Conservação (UC's) (estadual de proteção integral, estadual de uso sustentável, federal de proteção integral, federal de uso sustentável, municipal de proteção integral, municipal de uso sustentável). Para determinação de um 'alvo de representação' seguimos a proposta de Rodrigues et al. 2004 e Catullo et al. 2008. Para isso, consideramos as seguintes metas de representação: i) espécie com distribuição restrita (área de presença potencial menor do que 1.000 km<sup>2</sup>), que deve ter 100% de sua área de distribuição potencial protegida; ii) espécie difundida (área de presença potencial maior de 250.000 km<sup>2</sup>), que deve ter 10% de sua área de distribuição potencial protegida; iii) espécie com área de presença potencial superior a 1.000 km<sup>2</sup> e inferior a 250.000 km<sup>2</sup> devem ter um alvo de representação que é obtido pela interpolação entre os dois extremos, utilizando uma regressão linear da área log-transformada da presença potencial (Rodrigues et al. 2004). Uma lacuna total ocorre quando uma espécie não está representada em nenhuma reserva, uma lacuna parcial ocorre quando uma espécie tem a representação apenas parcialmente atendida, e a espécie é considerada coberta quando o alvo de representação é totalmente atendido (Catullo et al. 2008).

## 3. RESULTADOS

Para a criação dos modelos foram utilizados apenas registros de ocorrências únicos por pixel, sendo 29 (n= 31) para *C. bertha*, 51 (n= 54) para *A. ducalis*, 94 (n= 225) para *R. laurifolia*, 138 (n= 186) para *R. emarginata*, 175 (n= 263) para *S. perforatum* e, 355 (n= 464) para *P. venusta*.

É possível observar variações na área projetada para as espécies de borboletas e de suas hospedeiras nos diferentes cenários futuros (Fig. S1, S2 e S3 material suplementar). As áreas de interação das espécies de borboletas com suas plantas hospedeiras apresentaram variação de 19.227,09 km<sup>2</sup> a 317.001,84 km<sup>2</sup> (tabela 2, figuras 1 e 2) nos dois cenários futuros de mudanças climáticas (RCP4.5, moderado e RCP8.5, severo). Houve uma redução de mais de 70% da interação entre *C. bertha* e suas hospedeiras do cenário atual até o cenário mais severo (RCP8.5, 2070) (tabela 2, figura 1). Para as interações entre *A. ducalis* e suas hospedeiras, houve uma redução de, aproximadamente, 50% cenário atual até o cenário mais severo (RCP8.5, 2070) (tabela 2, figura 2).

Houve retrações progressivas na extensão de ocorrência para as borboletas ao longo do tempo. Para *C. bertha*, houve retração aproximada de 85% e para *A. ducalis*, em torno de 60% no cenário mais severo (RCP8.5, 2070). Houve uma intensidade crescente do cenário moderado ao severo (tabela 3) com exceção para *C. bertha* no cenário RCP8.5 2050 (figura 3). Para as plantas-hospedeira, este padrão não é claro, embora também apresentem reduções de extensão de ocorrência nos diferentes cenários (tabela 3); *P. venusta*, porém, foi exceção e apresentou pequena expansão no cenário RCP4.5 (2070).

Os mapas representando a tendência de colonização mostraram que as espécies de borboletas tenderão a deslocar-se em direção ao sul nos cenários futuros (Figura 4). Porém, para *C. bertha*, ao redor de um centro de distribuição em direção ao sul. As espécies de plantas hospedeiras *R. emarginata* e *S. perforatum* apresentaram

um padrão semelhante; entretanto, para *P. venusta*, houve uma tendência de colonização muito reduzida (figura S5). Já para o risco de extinção das borboletas, os resultados mostram a tendência de alto risco de extinção em áreas mais ao norte nos cenários futuros (figura 5). Para as plantas hospedeiras o padrão é semelhante, com exceção de *P. venusta* que apresenta risco de extinção mais ao sul (figura S6).

A representação do percentual de conservação das espécies dentro das UC's em relação ao valor estabelecido (Rodrigues et al. 2004) indica que atualmente as áreas de distribuição de *C. bertha* e *A. ducalis* estariam com bom percentual de sobreposição com áreas protegidas e as estimativas não apontam mudanças neste nível para os cenários climáticos futuros considerados, com exceção do mais severo (RCP.8.5), na janela temporal mais ampla (2070) onde o valor fica abaixo do alvo (figura 6a). Estas diferenças, porém, não foram significativas ( $p > 0,05$ ). As espécies de planta hospedeira, todavia, apresentaram um padrão oposto, com percentuais de área dentro das UC's abaixo do estabelecido alvo (Rodrigues et al. 2004) com exceção de *R. laurifolia* que apresentou uma representatividade acima do valor estabelecido em todos os cenários climáticos, com exceção do mais moderado (RCP4.5, 2050). Comparando os cenários quanto à representatividade percentual, houve diferença apenas para *R. laurifolia*, *S. perforatum* e *P. venusta* (figura 6b).

#### 4. DISCUSSÃO

A hipótese de que o aquecimento global impactará a distribuição das espécies de borboletas estudadas com intensidade crescente ao longo do tempo e na dependência da severidade do cenário de emissões de gases considerado foi corroborada. Como corolário, a situação de conservação destas borboletas piorará quanto mais distante e severo for o cenário climático.

As previsões realizadas apontam que *C. bertha* terá sua situação bastante prejudicada podendo justificar reavaliação de seu status de conservação. Embora as últimas avaliações não consideram esta espécie ameaçada (ver Dolibaina et al. 2010; Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção 2018), projeções do presente estudo sugerem que a situação futura deve justificar sua inclusão em uma categoria de maior ameaça. Atualmente, a espécie está classificada como 'menos preocupante' (LC), mas com base nos critérios adotados pela IUCN e no Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (2018) poderia enquadrar-se na categoria 'vulnerável' ou em 'perigo'. Apenas quatro locais de ocorrência estão dentro dos limites de adequabilidade projetados para o cenário mais severo (RCP8.5, 2070), o que faria a espécie enquadrar-se no critério B2a, número de localizações  $\leq 10$  da IUCN, para categoria 'Vulnerável'. Todavia, não é possível calcular o critério 'área de ocupação' (B2, área de ocupação  $< 20.000 \text{ km}^2$ ) para nenhum dos cenários avaliados, pois há carência de dados da biologia da espécie para inferir qual porção da extensão de ocorrência projetada a espécie poderia, de fato, ocupar.

Embora as predições tenham apresentado uma redução drástica de aproximadamente 85% de sua extensão para *C. bertha* e em torno de 60% para *A. ducalis* no cenário mais severo (RCP8.5 2070), os valores resultantes nas modelagens não se enquadram no critério B1 (extensão de ocorrência  $< 20.000 \text{ km}^2$ ) para considerar ameaçada nenhuma das espécies (mas veja adiante representatividade em UCs). As projeções para *A. ducalis* não satisfazem nenhum dos critérios para ser considerada ameaçada. Vários estudos que tem abordado reavaliar status de conservação de borboletas frente a degradação de habitat no Brasil (Atencio, dados não publicados; Dolibaina et al. 2010; Uehara e Fonseca 2007). Todavia, em geral, panoramas futuros de mudança climática não são levados em conta.

Possíveis mudanças no status de conservação também foram avaliados para outras espécies de Lepidoptera, sob diferentes graus de ameaça. Estudos abordando este aspecto na região neotropical são raros. Bellaver et al. (ver capítulo I), em estudo com duas espécies de Papilionidae (*Battus polystictus* (A. Butler, 1874) e *Parides ascanius* (Cramer, 1775)) encontraram reduções e deslocamentos das distribuições ainda mais extremos do que os encontrados no presente trabalho; naquele estudo, *P. ascanius* tem projetada sua extinção e para *B. polystictus* é prevista uma situação dramática com provavelmente apenas cerca de 10% de área de hábitat climaticamente adequado para a borboleta e seus hospedeiros no futuro.

No entanto, estimam que em 2080 essas regiões se tornem inadequadas do ponto de vista climático, diminuindo a área de distribuição das espécies. Prevê-se que cerca de 4% das espécies sejam extintas, algumas delas endêmicas do bioma (Ferro et al. 2014). Santos et al. 2019, encontraram, para borboletas frugívoras, alta riqueza de espécies concentradas na sul da Mata Atlântica. Além disso, verificaram que locais adequados para alta riqueza de espécies, de acordo com o clima, estão próximos dos centros de endemismo, mas também de centros urbanos densos. Há variação nas potenciais consequências das mudanças climáticas dependendo dos sistemas estudados e do que os estudos avaliam. Mesmo que as respostas sejam variáveis, todas espécies sofrerão forte impacto, mas nem todas a ponto de atingir nível de ameaça (Bellaver et al., ver Capítulo I; Ferro et al. 2014; Santos et al. 2019; Atencio, dados não publicados).

A área para potencial interação entre as espécies de borboletas estudadas e suas plantas hospedeiras aponta para uma situação futura foi extremamente preocupante. *C. bertha* terá redução de interação com suas hospedeiras em torno de 70%. Enquanto *A. ducalis* terá uma redução de interação com uma de suas hospedeiras no cenário mais severo (RCP8.5, 2070) e uma interação sem redução, porém com deslocamento de direção da interação mais ao sul quanto mais severo for o cenário. Nossos resultados indicam que *A. ducalis* terá uma situação menos catastrófica do que *C. bertha*, devido diminuição de interação com hospedeiras e redução significativa de sua extensão de ocorrência. A dispersão das Bignoniaceae hospedeiras de *C. bertha* ocorre, normalmente, pelo vento; já a dispersão das Annonaceae hospedeiras de *A. ducalis* ocorre, normalmente, por mamíferos (Gentry 1974). Essa variação nas síndromes de dispersores pode ser mais um fator afetando a compatibilidade espacial herbívoro-hospedeiro (Robbins e Roques, 2010). Embora não tenhamos avaliado as habilidades dispersivas das plantas estas devem ser consideradas em ações de conservação e manejo destas espécies. O desenvolvimento de mais estudos, que considerem mais de uma espécie, abrangendo mais níveis da comunidade, é de suma importância para uma melhor compreensão das interações entre os diferentes fatores relacionados às mudanças climáticas (William e Jackson, 2007).

Contrastando com resultados de Bellaver et al. (ver capítulo I), encontrou-se padrões diferentes em relação a interação das borboletas com suas hospedeiras. Supõe-se que fatores como a biologia e suas variadas amplitudes de distribuição (e com suas hospedeiras) possam ser fatores decisivos acerca do futuro destas espécies a partir dos cenários de mudanças climáticas. A borboleta criticamente ameaçada *Parides ascanius*, que já possui extensão de ocorrência restrita, as prospecções indicam a extinção futura. Para *Battus polystictus*, que possui ampla distribuição atual e não apresetna indícios de que esteja ameaçada, os resultados indicaram uma baixa representatividade futura considerando as interações com suas cinco hospedeiras e pronunciado deslocamento em direção ao sul. Nossos resultados também indicam deslocamento em direção ao sul para ambas as espécies, sobretudo para *A. ducalis*, mas menor que o indicado para *B. polystictus*.

Os resultados mostram a tendência das espécies colonizarem novas áreas mais ao sul e apresentarem alto risco de extinção em áreas mais ao norte nos cenários futuros; o padrão torna-se discrepante entre as espécies de borboletas. A modelagem para *C. bertha* indica potencial de expansão para novas áreas ao redor do centro de sua distribuição, mas sobretudo em direção ao sul. Enquanto para *A. ducalis* há indicação de expansão de distribuição mais ao sul para todos os cenários futuros. Considerando que *C. bertha* é uma espécie típica de floresta Ombrófila Mista e Semidecidual de Mata Atlântica de altas altitudes (Kaminski et al. 2010), os mapas para cenários futuros mostram que as áreas de adequabilidade climática previstas para a espécie se deslocarão para novas áreas em regiões de altitude do planalto sul do Brasil, até 2070, no cenário mais severo. Estas áreas, porém, já se encontram atualmente alteradas com alto grau de antropização e cultivos, principalmente de monoculturas de soja (MapBiomias 2019). Já para *A. ducalis*, o cenário também é extremamente preocupante. Esta espécie é típica de floresta Ombrófila Densa de Mata Atlântica (Brown 1993) e a distribuição prevista em todos os cenários futuros se deslocam para novas áreas ao extremo sul do Brasil, em regiões do bioma Pampa. A fisionomia desta região é de vegetação campestre alagada e, atualmente, majoritariamente ocupada com monocultura de arroz (MapBiomias 2019), a espécie não terá como ocupar estas áreas. Os cálculos de risco de extinção podem ser interpretados como a exposição de organismos às mudanças climáticas. Baixos valores de velocidade indicam que um habitat adequado pode ser encontrado nas proximidades, e geralmente é o caso em áreas de alta heterogeneidade topográfica (Hamann et al. 2015).

As distribuições de espécies utilizadas para desenvolver estimativas de velocidade biótica podem ser limitadas por fatores biogeográficos históricos e capacidade de dispersão. A velocidade biótica representa a distância entre um local e outro climático mais próximo projetado e adequado para espécies em climas futuros projetados (Carroll et al. 2015). Representam as tolerâncias climáticas potenciais das espécies (Early e Sax 2011; Sundat et al. 2015). No entanto, essa resiliência é contrabalançada pelos tamanhos populacionais menores e baixa capacidade de dispersão, típicos de espécies de extensão de ocorrência restrita que pode colocá-las em ‘duplo risco’ em relação às mudanças climáticas. Estudos evidenciaram que áreas na Europa, com várias espécies de plantas e borboletas com extensão de ocorrência restrita ocorriam em climas com maior probabilidade de serem perdidos no futuro (Ohlemuller et al. 2008). No entanto, Carrol et al. 2015 sugere uma baixa correlação entre áreas de climas e espécies em desaparecimento nas Américas. Esse contraste pode ser devido à biogeografia histórica contrastante da Europa e das Américas, ou ao foco taxonômico contrastante dos dois estudos. A velocidade biótica é semelhante à velocidade climática, pois sintetiza um grande volume de dados em uma única métrica que facilita a compreensão de padrões comuns em uma variedade de variáveis.

A representação do percentual de conservação das espécies, dentro das Unidades de Conservação (UC's), em relação ao valor estabelecido alvo, indicam que as áreas de distribuição de *C. bertha* e *A. ducalis* estariam com bom percentual em áreas protegidas, entretanto, no cenário mais severo (RCP8.5 2070), este padrão é oposto. Esta representação indica que as áreas das espécies de borboletas dentro das UC's reduziram a tal ponto que ficaram abaixo do valor alvo no cenário mais severo (RCP8.5 2070) e a representatividade dentro destas UC's podem ser insuficientes para garantir a conservação. Com exceção de alguns cenários de *R. laurifolia*, as espécies de planta hospedeira apresentaram um padrão oposto em relação aos percentuais de área dentro das UC's abaixo do estabelecido alvo. Deste modo, embora as borboletas possuam representatividade acima do valor alvo até o cenário mais severo (RCP8.5 2070), serão desproporcionais em representatividade com suas hospedeiras. Para *C. bertha*, o cenário pode ser mais preocupante em relação a *A. ducalis*, dentro das UC's, pois

suas hospedeiras possuem percentuais de representatividade abaixo de 7%, sendo que o percentual do valor alvo é 10%.

A incerteza no planejamento de conservação surge de uma variedade de fontes como lacunas de informação, dinâmica natural do sistema, várias modelagens descritivas e mal-entendidos contextuais (Elith et al. 2002). As ameaças provavelmente interferem na redistribuição de espécies (Alagador et al. 2011). É provável que as espécies mudem suas distribuições para novas regiões adequadas e, portanto, seus níveis de representação nas reservas provavelmente sofram alterações (Heller e Zavaleta, 2009). Avaliações de tendências na representatividade em reservas são, portanto, adequado para antecipar tais mudanças (Kharouba e Kerr 2010; Leroux et al. 2007). Para as espécies aqui avaliadas, se consideradas isoladamente, as borboletas apenas estarão sub-representadas, no cenário mais severo, após 50 anos. As plantas hospedeiras, porém, de uma maneira geral, já estão sub-representadas atualmente, o que torna também a situação das borboletas preocupante e, portanto, muda um tanto a avaliação anterior de seu nível de risco.

Segundo Fonseca e Venticinque (2018) avaliar as lacunas de conservação baseadas apenas (ou principalmente) em espécies ameaçadas desconsideraria uma parte importante da biodiversidade. A real biodiversidade brasileira é desconhecida e os dados disponíveis sobre distribuição de espécies e história natural são usados para avaliar os níveis de ameaça. Portanto, muitas espécies podem estar atualmente ameaçadas, mas não reconhecidas, devido a dados insuficientes. Os artrópodes (o maior grupo de formas de vida), em particular, estão mal representados para a produção dessas listas. Embora as listas de espécies ameaçadas incluam espécies classificadas como 'deficientes em dados', acredita-se que apenas uma fração das espécies atualmente conhecidas seja efetivamente avaliada para a produção dessas listas (Oliveira et al. 2018).

O planejamento de conservação de uma espécie deve basear-se em uma variedade de fontes de informação, incluindo não apenas a extensão de ocorrência das espécies, mas também a contribuição de cada área para a preservação dos serviços do ecossistema (Fonseca e Venticinque 2018). Os pontos de ocorrência registrados de algumas espécies indicam que as UCs protegem apenas uma parte da biodiversidade brasileira conhecida. As UCs brasileiras, no entanto, aparentemente não estão protegendo a maioria das espécies e linhagens endêmicas, especialmente considerando que a maioria das UCs é pouco amostrada. Resultados de Oliveira et al. (2017) mostram que a distribuição de espécies endêmicas está melhor representada fora das UCs. Isso é particularmente preocupante considerando que as espécies e linhagens endêmicas são mais suscetíveis à extinção diante das mudanças climáticas.

Há escassez de informações sobre a biologia e os requerimentos de hábitat destas espécies de borboletas, sobretudo quanto a utilização de recursos. Porém, observações eventuais (Grazia et al. 2008; Viglione et al. 2015), sugerem que a distribuição de *A. ducalis* está associada ao gradiente de Mata Atlântica, mas sem registros exatos da onde esta espécie realmente vive. O conhecimento do grau de especialização da dieta também é deficiente. Dados sobre a biologia e conhecimento acerca da distribuição da maioria dos insetos são escassos (Janz 2011), reiterando debates muito comuns entre a comunidade científica. Ainda há muita discussão se uma espécie é rara ou se trata de escassez de conhecimento de sua ocorrência. Sendo assim, dada a dificuldade na classificação do status de conservação destas espécies e a velocidade em que as mudanças climáticas estão impactando os ecossistemas naturais, acredita-se que muitas espécies poderão se extinguir sem ao menos se conhecer os reais efeitos em suas distribuições.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alagador D, Martins MJ, Cerdeira JO, Cabeza M, Araújo MB . A probability-based approach to match species with reserves when data are at different resolutions. *Biological Conservation*. 2011;144(2): 811-820.

Anderson RP, Meyer EM. Modeling species geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*. 2004; 116(2): 167-179. doi:10.1016/S0006-3207(03)00187-3.

Anderson RP, Raza A. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*. 2010;37(7): 1378-1393.

Anderson RP. A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2013;1297: 8-28. doi: 10.1111/nyas.12264.

Araújo MB, New M. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecology Evolution*. 2007;22: 42–47. doi: 10.1016/j.tree.2006.09.010.

Araújo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*. 2005;11: 1504–1513. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.001000.x.

Araújo MB, Alagador D et al. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14:484-492.

Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in ecology and evolution*. 2012; 3(2): 327-338.

Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courchamp F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*. 2012;15: 365–377.

Bellard C, Leclerc C, Leroy B, Bakkenes M, Veloz S, Thuiller W, Courchamp, F. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*. 2014;23(12): 1376-1386.

Bonebrake TC, Ponisio LD, Boggs CL, Ehrlich PR. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*. 2010;143: 1831-1841.

Broennimann O, Guisan A. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology letters*. 2008;4(5): 585-589.

- Brown JL, Yoder AD. Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution*. 2015;5(6): 1131-1142.
- Brown JL. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*. 2014;5: 694-700. doi: 10.1111/2041-210X.12200.
- Brown KS, Freitas AVL. Lepidoptera (C.R.F. Brandão & E.M. Cancellato, eds.). Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo. 1999. FAPESP, 225-245.
- Brown KS, Jr. Selected Neotropical species. In T. R. New, ed. *Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies)*. IUCN, Gland, Switzerland; 1993. pp.146–149.
- Carroll C, Lawler JJ, Roberts DR, Hamann A (2015) Biotic and Climatic Velocity Identify Contrasting Areas of Vulnerability to Climate Change. *PLoS ONE*. 2015;10(10). doi.org/10.1371/journal.pone.014 0486.
- Casagrande MM Mielke OH. Borboletas (Lepidoptera) ameaçadas de extinção no Paraná. *Revista brasileira de Zoologia*. 1993; 9:75-92.
- Casagrande MM, Mielke OH, Brown Jr, KS. Borboletas (LEPIDOPTERA) ameaçadas de extinção em Minas Gerais, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*. 1998; 15(1): 241-259.
- Catullo G, Masi M, Falcucci A, Maiorano L, Rondinini C, Boitani L. A gap analysis of Southeast Asian mammals based on habitat suitability models. *Biol. Conservation*. 2008;141: 2730–2744.
- DB-City. 2019 Sep 1 [cited 1 September 2019]. In: A source of informations on every country in the world. Société Advercity. <https://pt.db-city.com/>
- Dolibaina DR, Carneiro E, Dias FM, Mielke OHH, Casagrande MM. Registros in  ditos de borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) ameaçadas de extin  o para o Estado do Paraná, Brasil: novos subs  dios para reavalia  o dos critérios de ameaça. *Biota Neotropica*. 2010; 10(3): 75–81. <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/pt/fullpaper?bn01210032010+pt>
- Early R, Sax DF. Analysis of climate paths reveals potential limitations on species range shifts. *Ecology letters*. 2011;14(11): 1125–33.
- Elith J, Burgman MA, Regan HM. Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. *Ecological modelling*. 2002;157(2-3): 313-329.
- Ferro V, Lemes P, Melo AS, Loyola R. The Reduces Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. *PLoS ONE*. 2014. doi..org/10.1371/journal.pone.0107792.

Fielding AH, Bell FJ. A review of methods for the measurement of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*. 1997;24: 38-49.doi:10.1017/s0376892997000088.

Fonseca CR, Venticinque EM. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2018;16(2): 61-67.

Fountain H. For Already Vulnerable Penguins, Study Finds Climate Change Is Another Danger. *The New York Times*. 2014 Jan 29 [Cited 2019 Dec 06]. Available from: <http://www.nytimes.com/2014/01/30/science/earth/climate-change-taking-toll-on-penguinsstudyfinds.html>

Freitas AVL, Leal JR, Uehara-Prado M, Iannuzzi L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In *Biologia da Conservação: Essências* (C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys & M.A.S. Alves, eds.). 2006. RiMa Editora, São Carlos 15:357-384.

Freitas AVL, Marini-Filho OJ (2011). Plano de ação nacional para conservação dos lepidópteros ameaçados de extinção. ICMBio, Brasília; 2011. 124p.

Garcia RA, Araújo MB, BurgessND, FodenWB, GutscheA, Rahbek C, Cabeza M. Matching species traits to projected threats and opportunities from climate change. *Journal of biogeography*. 2014;41(4): 724-735.

Gentry AH. Coevolutionary patterns in central American Bignoniaceae. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 1974;61(3): 728-759.

Grazia J, Romanowski HP, Araújo PB, Schwertner C, Iserhard CA, Moura L, Ferro V. 4.3. Ártrópodes terrestre. In: Bond-buckup (org) *Biodiversidade dos campos de cima da Serra*. Liretos, Porto alegre; 2008.

Guisan A, Broennimann O, Engler R, Vust M, Yoccoz NG, Lehmann A, Zimmermann NE. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation biology*. 2006; 20(2): 501-511.

Hamann A, Roberts DR, Barber QE, Carroll C, Nielsen SE. Velocity of climate change algorithms for guiding conservation and management. *Global Change Biology*. 2015; 21(2): 997-1004.

Harvey, LD Danny. *Global warming*. Routledge, 2018.

Heller NE, Zavaleta ES. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation*. 2009;142(1): 14-32.

Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. Very high resolution interpolated climate surfaces for

- global land areas. *International Journal of Climatology*. 2005;25: 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276.
- ICMBio/MMA. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Volume II – Mamíferos. Brasília. 2018.DF: ICMBio/MMA.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2019: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2019 Jan 29 [Cited 2019 Dec 06]. Available from: <https://www.ipcc.ch/>
- Iserhard CA, Brown Jr. KS, Freitas AVL. Maximized sampling of butterflies to detect temporal changes in tropical communities. *Jornal Insect Conservation*. 2013;17: 615-622.
- IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Janz N. Ehrlich and Raven revisited: mechanisms underlying codiversification of plants and enemies. *Annual Review Ecology Evolution Systematic*. 2011;42: 71–89.
- Kajin M, Penz CM, DeVries PJ (2017) Large-Scale Climate Effects Meet an Amazonian Butterfly: Which Population Parameters Respond to El Niño? *Environmental Entomology*. 2017; 46(6): 1202-1211. doi.:10.1093/ee/nvx170.
- Kaminski LA, Thiele SC, Iserhard CA, Romanowski HP, Moser A. Natural history, new records, and notes on the conservation status of *Cyanophrys berthae* (Jones)(Lepidoptera: Lycaenidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*. 2010;112(1): 54-61.
- Kharouba, H. M., & Kerr, J. T. (2010). Just passing through: Global change and the conservation of biodiversity in protected areas. *Biological Conservation*. 2010;143(5): 1094-1101.
- Lamas G (2004) *Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklist: Part 4A. Hesperioidea and Papilionoidea*. Gainesville, Scientific Publishers.
- Leroux SJ, Schmiegelow FKA, Cumming SG, Lessard RB, Nagy J. Accounting for system dynamics in reserve design. *Ecological Applications*. 2007;17: 1954–1966.
- Li X, Wang Y. Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology* 2013;8: 124-135. doi: 10.1111/1749-4877.12000.

Lima-Ribeiro MS, Moreno AKM, Terribile LC, Caten CT, Loyola R, Rangel TF, Diniz-Filho JAF. Fossil record improves biodiversity risk assessment under future climate change scenarios. *Diversity and Distributions*. 2017;23(8): 922-933.

Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I/ 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018.

Loarie S, Duffy P, Hamilton H, Asner G, Field C, Ackerly D. The velocity of climate change. *Nature*. 2009;462: 1052–1055.

Map Biomas. 2019 Jun 30 [Cited 2019 Dec 06] Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil. Available from: <http://mapbiomas.org>.

Marmion M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W. The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling*. 2009;220: 3512-3520. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.10.019>.

Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*. 2009; 15(1): 59-69.

Medhaug I, Stolpe MB, Fischer EM, Knutti R. Reconciling controversies about the ‘global warming hiatus’. *Nature*. 2017;545: 41-47.

Merow C, Smith MJ, Silander Jr, JA. A practical guide to MaxEnt for modeling species’ distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*. 2013;36(10): 1058-1069.

Morellato LPC, Haddad CF. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. *Biotropica*. 2000;32(4b): 786-792.

Muscarella R, Galante PJ, Guardia MS, Boria RA, Kass JM, Uriarte M, Anderson RP, 2014. ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*. 2014;5: 1198-1205.

Muscarella R, Galante PJ, Soley-Guardia M, Boria RA, Kass JM, Uriarte M, Anderson RP. ENM eval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*. 2014; 5(11): 1198-1205.

Myers N, Mittermeyer RA, Mittermeyer CG, da Fonseca GAB, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000;403: 853–858.

New TR. Are Lepidoptera an effective "umbrella group" for biodiversity conservation? *Journal Insect Conservation*. 1997;1(1): 5-12.

Ohlemuller R, Anderson BJ, Araujo MB, Butchart SH, Kudrna O, Ridgely RS, et al. The coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate change. *Biology letters*. 2008;4(5):568–72.

Ohlemuller R, Anderson BJ, Araujo MB, Butchart SH, Kudrna O, Ridgely RS, Thomas CD. The coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate change. *Biology letters*. 2008; 4(5): 568–72. doi: 10.1098/rsbl.2008.0097 PMID: 18664421.

Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD, De Carvalho CJ, Silva DP, Rezende DT, Leite FSFL, Batista JAN, Barbosa JPPP, Stehmann JR, Ascher JS, Vasconcelos MF, De Marco P, Lowenberg-Neto P, Ferro VG, Santos AJ.. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific reports*. 2017;7(1): 9141.

Oliveira U, Soares-Filho BS, Santos AJ, Paglia AP, Brescovit AD, Barbosa JPPP, De Carvalho CJB, Paiva DP, Rezende DT, Leite FSF, Batista JAN, Stehmann JR, Ascher JS, Vasconcelos MF, De Marco P, Ferro VG, Lowenberg-Neto P. Reply to Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2018; 16:61-67.

Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. *Biotropica*. 2000;32(4b): 793-810.

Otero LS, Brown KS, Mielke OHH, Monteiro RF, Costa J, Macêdo MV, Maciel NC, Becker J, Salgado NC, Santos SB, Moya GE, Almeida JM, Silva MD. Invertebrados terrestres. In *A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro* (H.G. Bergallo, C. F. D. Rocha, M.A.S. Alves & M. Van Sluys, eds.). Editora UERJ, Rio de Janeiro; 2000. 53-62pp.

Parmesan C, Yohe GA. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*. 2003;421: 37–43.

Pearce J, Ferrier S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological modelling*. 2000; 133(3): 225-245.

Pearson RG, Thuiller W, Araújo MB, Martinez-Meyer E, Brotons L, McClean C, Miles L, Segurado P, Dawson TP, Lees DC. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*. 2006; 33(10): 1704-1711. doi.:10.1111/j.1365-2699.2006.01460.x.

Pressey RL, Cabeza M, Watts M E, Cowling RM Wilson KA. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution*. 2007 (in press).

R Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>.

Robbins RK, Duarte M. Phylogenetic analysis of *Cyanophrys* Clench, a synopsis of its species, and the potentially threatened *C. bertha* (Jones) (Lycaenidae: Theclinae: Eumaeini). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*. 2005; 107:398–416.

Roberts DR, Hamann A. Method selection for species distribution modelling: are temporally or spatially independent evaluations necessary? *Ecography*. 2012;35: 792-802. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07147.x.

Roberts DR, Hamann A. Predicting potential climate change impacts with bioclimate envelope models: a palaeoecological perspective. *Global Ecology and Biogeography*. 2012; 21(2): 121-133.

Robinet C, Roques A. Direct impacts of recent climate warming on insect populations. *Integrative Zoology*. 2010,5(2): 132-142.

Rodrigues ASL, Akçakaya HR, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L, Brooks TM, Chanson JS, Fishpool LDC, Fonseca GAB, Gaston KJ, Hoffmann M, Marquet PA, Pilgrim JD, Pressey RL, Schipper J, Sechrest W, Stuart SN, Underhill LG, Waller RW, Watts ME, Yan X. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*. 2004;54: 1092-110

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 2000; 287(5459):1770–1774.

Santos JP, Sobral-Souza T, Brown KS, Vancine MH, Ribeiro MC, Freitas AV. Effects of landscape modification on species richness patterns of fruit-feeding butterflies in Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*. 2019; 00: 1– 13. doi.org/10.1111/ddi.13007.

Scarano FR. Biodiversity Sector: Risks of Temperature Increase to Biodiversity and Ecosystems. In: Nobre C., Marengo J., Soares W. (eds) *Climate Change Risks in Brazil*. Springer, Cham. 2019.

Schweiger O, Settele J, Kudrna O, Klotz S, Kühn I. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*. 2008; 89(12): 3472-3479. doi.:10 1890/07-1748.1.

Sunday JM, Pecl GT, Frusher S, Hobday AJ, Hill N, Holbrook NJ, et al. Species traits and climate velocity explain geographic range shifts in an ocean-warming hotspot. *Ecology letters*. 2015;18(9):944–53.

Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Siqueira MF, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, Jaarsveld ASV, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE. Extinction risk from climate change. *Nature*. 2004;427: 145–148.

Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo M.B. BIOMOD - a platform for ensembleforecasting of species distributions. *Ecography*. 2009;32: 1–5. doi: 10.1111/j.16000587.2008.05742.x

Uehara-Prado M, Fonseca RL. Urbanization and mismatch with protected areas place the conservation of a threatened species at risk. *Biotropica*. 2007;39(2): 264-268.

Viglione MGB, Guerrero JC, Mazzeo ERM. Insecta, Lepidoptera, Lycaenidae, *Arcas ducalis* (Westwood, 1852): first record from Uruguay. *Check List*. 2015;11(5): 1-3. doi: <http://dx.doi.org/10.15560/11.5.1733> ISSN 1809-127X.

Wahlberg N, Leneveu J, Kodandaramaiah U, Peña C, Nylin S, Freitas AVL, Brower AVZ. Nymphalid butterflies diversify following near demise at the Cretaceous/Tertiary boundary. *Proceedings of the Royal Society B*. 2009;276: 4295-4302.

Williams JW, Jackson ST. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2007;5: 475-482. doi.:10.1890/070037.

WorldClim-Global Climate Data. 2019 Feb 2018 [cited 10 March 2018]. In: Free climate data for ecological modeling and GIS. Version 2.0. Available from: <https://www.worldclim.org/>

## 6. TABELAS

Tabela 1. Extensão de ocorrência de duas espécies (atual) de borboletas da família Lycaenidae e suas plantas-hospedeiras. Dados foram compilados a partir da ocorrência.

Espécie de borboleta	Extensão de Ocorrência (km <sup>2</sup> ) espécie de borboleta	Espécie de planta hospedeira	Extensão de Ocorrência (km <sup>2</sup> ) espécie de planta hospedeira
<i>Cyanophrys bertha</i> (E. Jones, 1912)	255428	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker-Gawl)	1774414
		Miers	
<i>Arcas ducalis</i> (Westwood, 1852)	484334	<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.)	1583738
		Miers	1561977
		<i>Rollinia emarginata</i> Schltl.	80997140
		<i>Rollinia laurifolia</i> Schltl.	

Tabela 2. Sobreposição entre a extensão da ocorrência de borboletas e suas plantas hospedeiras e as áreas potenciais de interação (km<sup>2</sup>) atualmente e em dois futuros cenários de mudanças climáticas (RCP4.5, moderado e RCP8.5, severo).

Species Interaction	Interaction (km <sup>2</sup> )			
	current	scenario	2050	2070
<i>Arcas ducalis</i> e <i>Rollinia emarginata</i>	480.771,57	RCP4.5	317.001,84	289.503,78
		RCP8.5	283.568,10	208.013,22
<i>Arcas ducalis</i> e <i>Rollinia laurifolia</i>	175.994,79	RCP4.5	89.465,01	98.385,16
		RCP8.5	91.691,31	95.990,12
<i>Cyanophrys bertha</i> e <i>Pyrostegia venusta</i>	171.409,46	RCP4.5	70.869,71	49.699,04
		RCP8.5	60.301,07	19.387,82
<i>Cyanophrys bertha</i> e <i>Stizophyllum perforatum</i>	151.224,15	RCP4.5	68.097,57	49.609,52
		RCP8.5	55.086,90	19.227,09

Tabela 3. Mudança na extensão da ocorrência (km<sup>2</sup>) para duas espécies de borboletas e suas plantas hospedeiras em dois futuros cenários de mudanças climáticas (RCP4.5, moderado e RCP8.5, severo).

species	scenario	Range Change (km <sup>2</sup> )	
		2050	2070
<i>Arcas ducalis</i>	RCP4.5	-1.670,44	-1.947,06
	RCP8.5	-1.985,13	-2.760,79
<i>Cyanophrys bertha</i>	RCP4.5	-1.005,40	-1.217,10
	RCP8.5	-1.110,99	-1.520,21
<i>Pyrostegia venusta</i>	RCP4.5	-10,86	169,76
	RCP8.5	-278,83	-125,68
<i>Stizophyllum perforatum</i>	RCP4.5	-122,84	-618,01
	RCP8.5	-279,92	-1.633,76
<i>Rollinia emarginata</i>	RCP4.5	-1.015,56	-938,98
	RCP8.5	-1.155,95	-1.980,62
<i>Rollinia laurifolia</i>	RCP4.5	-1.177,52	-466,73
	RCP8.5	-1.849,32	-488,04

## 7. FIGURAS

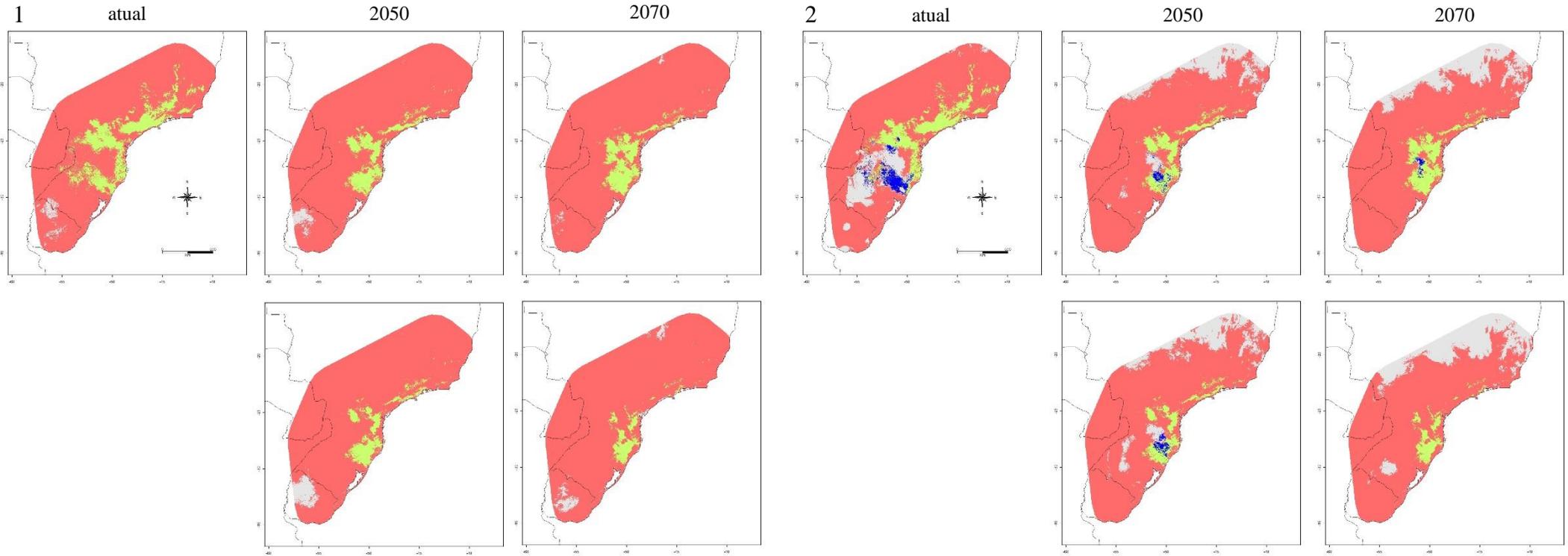


Figura 1. Mapas de interação de áreas de ocorrência das espécies de borboletas e de sua(s) respectiva(s) planta(s)-hospedeira(s) Primeira linha representa mapa atual e cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha apresenta cenário RCP8.5 (severo): 1) Interação entre *Cyanophrys bertha* e uma de suas planta hospedeira: *Pyrostegia venusta*. Cores indicam áreas de vida das espécies supracitadas e interações, rosa: *Pyrostegia venusta*; verde: interação entre *Cyanophrys bertha* e *Pyrostegia venusta*. 2) Interação entre *Cyanophrys bertha* e uma de suas planta hospedeira: *Stizophyllum perforatum*. Cores indicam áreas de vida das espécies supracitadas e interações, azul: *Cyanophrys bertha*; rosa: *Stizophyllum perforatum*; verde: interação entre *Cyanophrys bertha* e *Stizophyllum perforatum*.

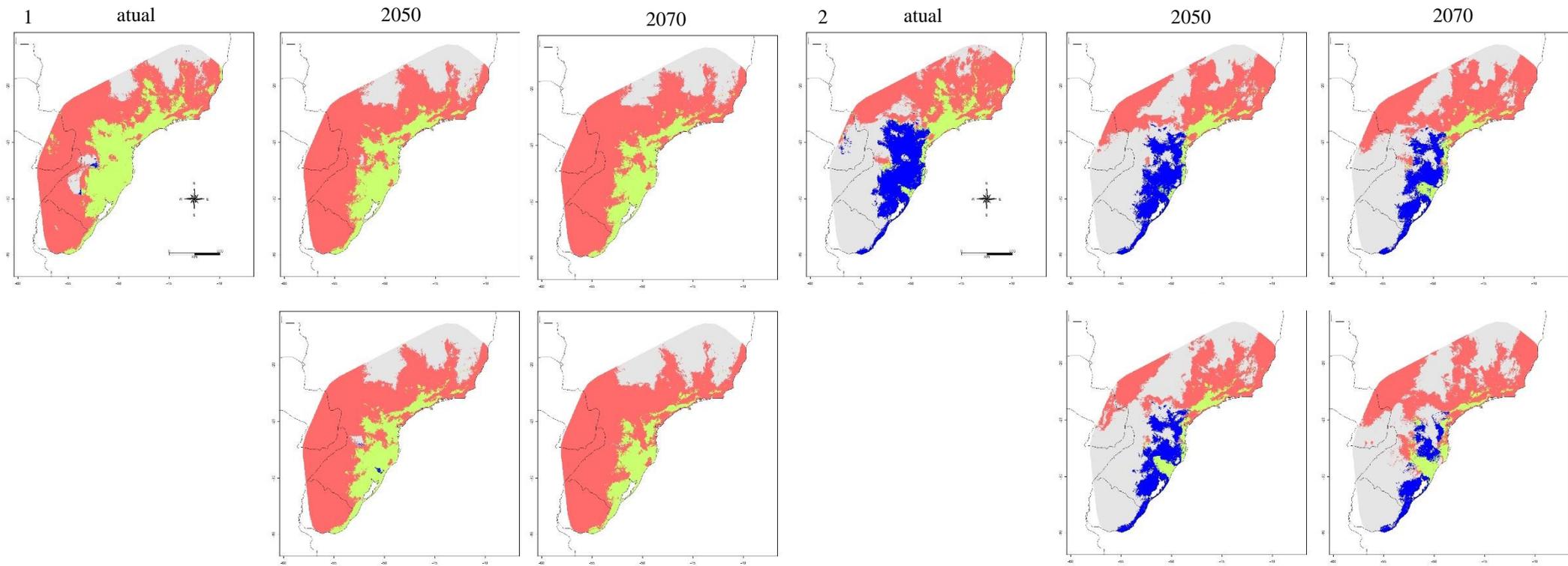


Figura 2. Mapas de interação de áreas de ocorrência das espécies de borboletas e de sua(s) respectiva(s) planta(s)-hospedeira(s) Primeira linha representa mapa atual e cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha apresenta cenário RCP8.5 (severo): 3) Interação entre *Arcas ducalis* e um par de suas planta hospedeira: *Rollinia emarginata*. Cores indicam áreas de vida das espécies supracitadas e interações, azul: *Arcas ducalis*, rosa: *Rollinia emarginata*; verde: interação entre *Arcas ducalis* e *Rollinia emarginata*. 4) Interação entre *A. ducalis* e um par de suas planta hospedeira: *Rollinia laurifolia*. Cores indicam áreas de vida das espécies supracitadas e interações, azul: *A. ducalis*; rosa: *Rollinia laurifolia*; verde: interação entre *Arcas ducalis* e *Rollinia laurifolia*.

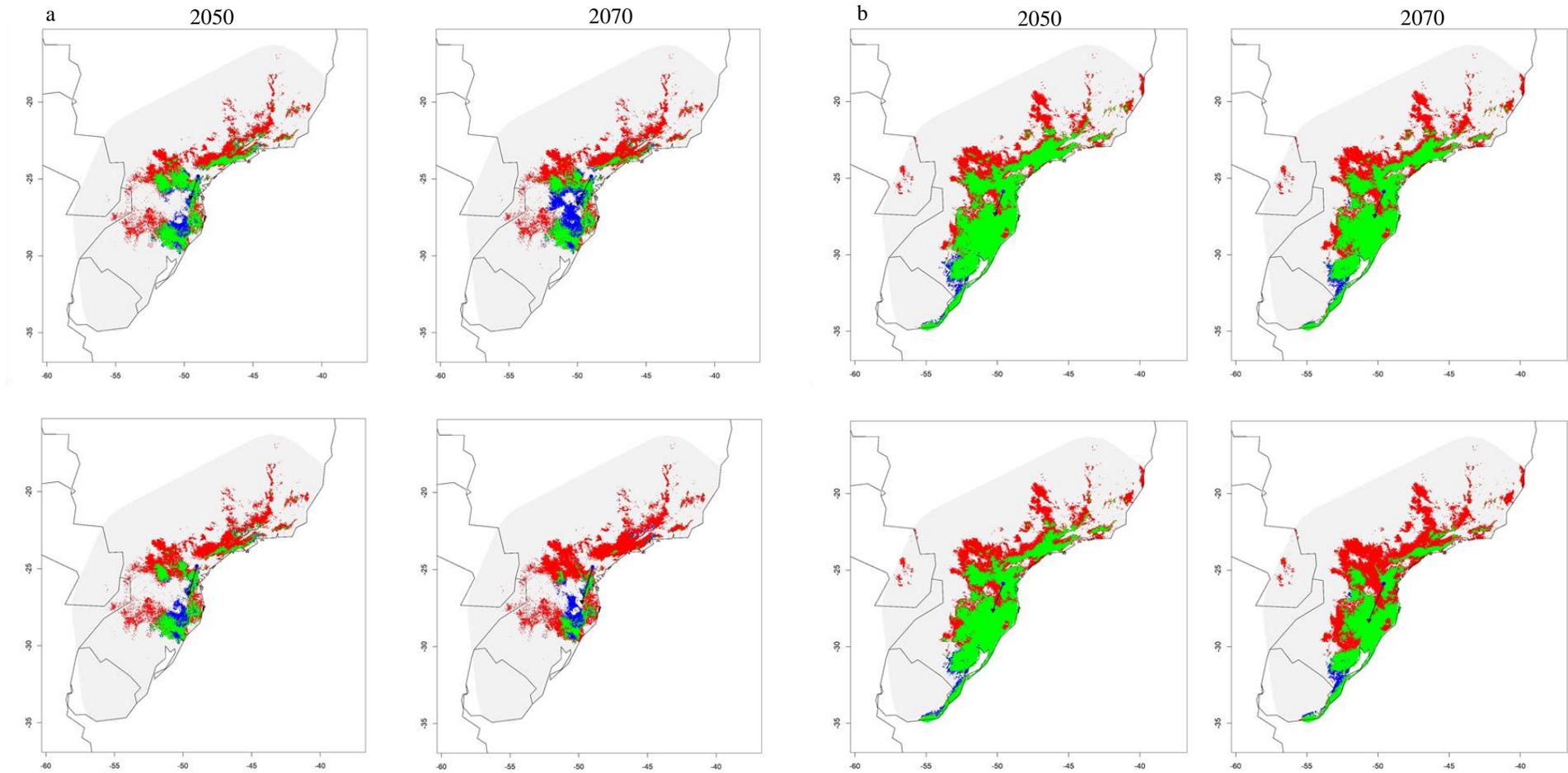


Figura 3. Mapas de mudança de área de extensão de ocorrência das espécies de borboletas no futuro. Primeira linha representa cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha apresenta cenário RCP8.5 (severo): a) *Cyanophrys bertha*, b) *Arcas ducalis* preditos pelos Modelos de Circulação Geral Atmosphere-Ocean acoplados (AOGCM). Cores indicam, verde: estabilidade hoje e futuro, azul: possibilidade de expansão, mas sem condições no presente, vermelho: retração no futuro e somente com condições de ocorrência no presente.

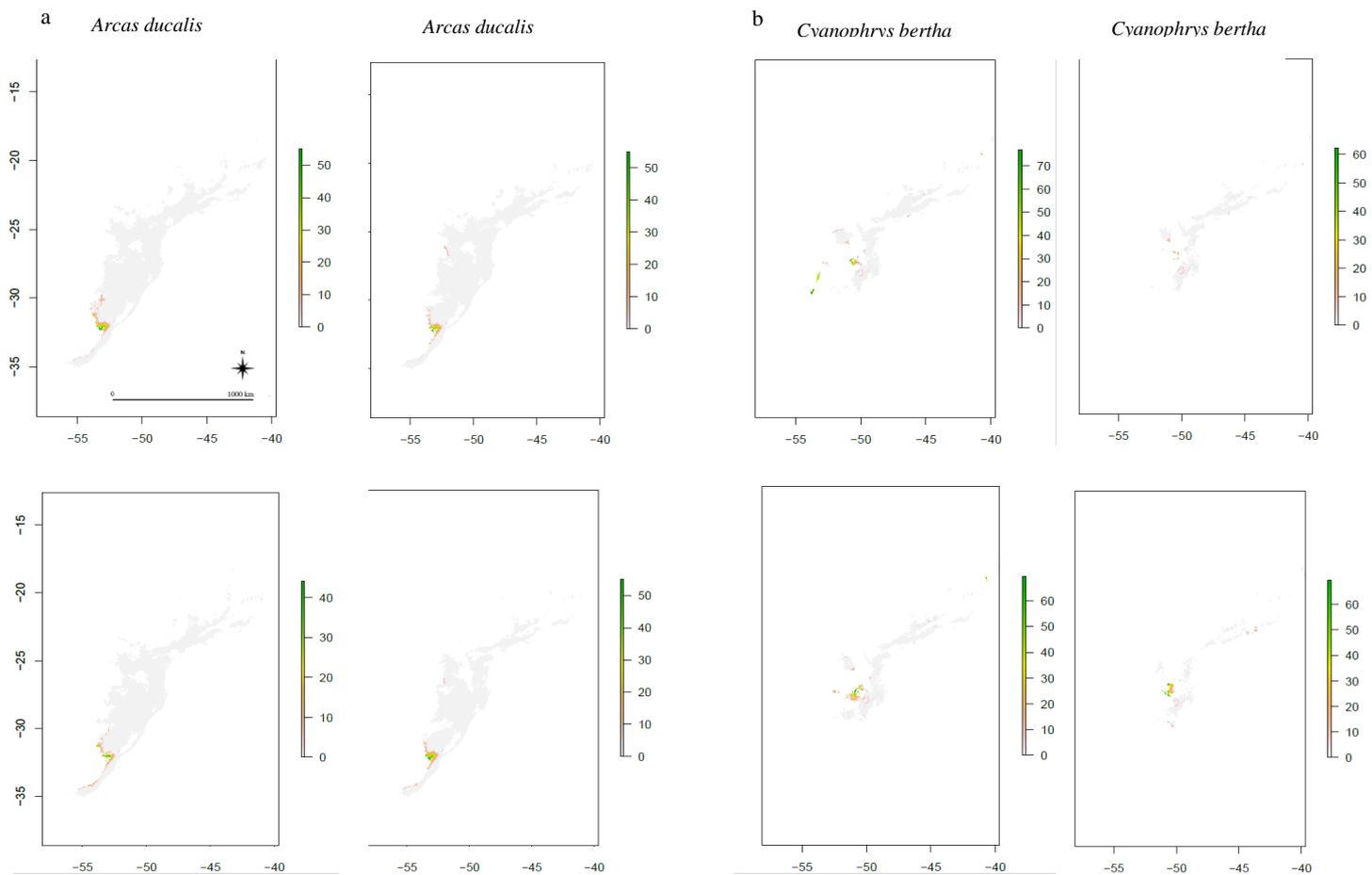


Figura 4. Mapas de desafio de colonização das espécies de borboletas: a) *Arcas ducalis*; b) *Cyanophrys berthia*. Legenda indica distância (graus decimais). Primeira linha representa cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha representa cenário RCP8.5 (severo).

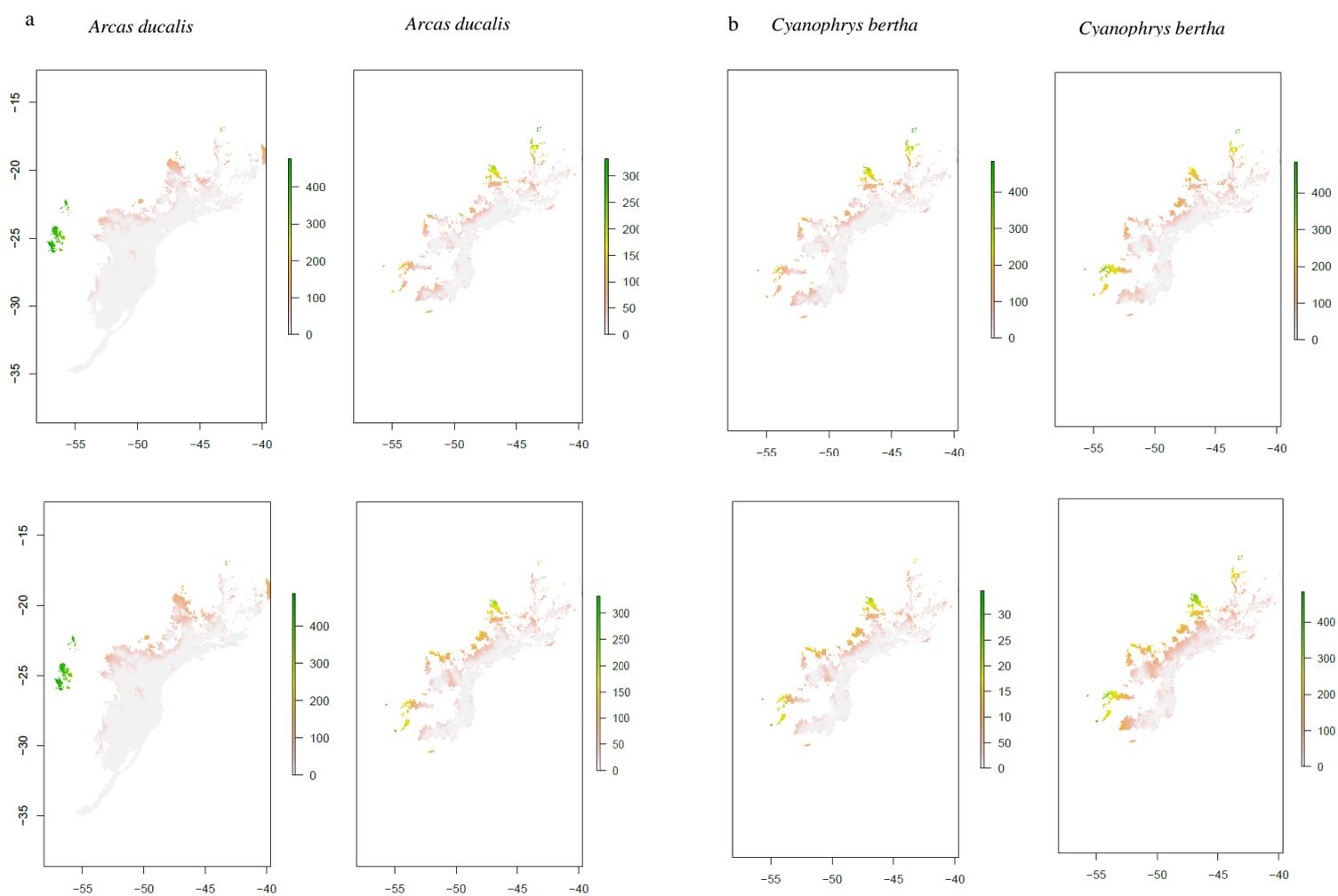


Figura 5. Mapas de risco de extinção das espécies de borboletas: a) *Arcas ducalis*, b) *Cyanophrys berthia*. Legenda indica distância (graus decimais). Primeira linha representa cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha representa cenário RCP8.5 (severo).

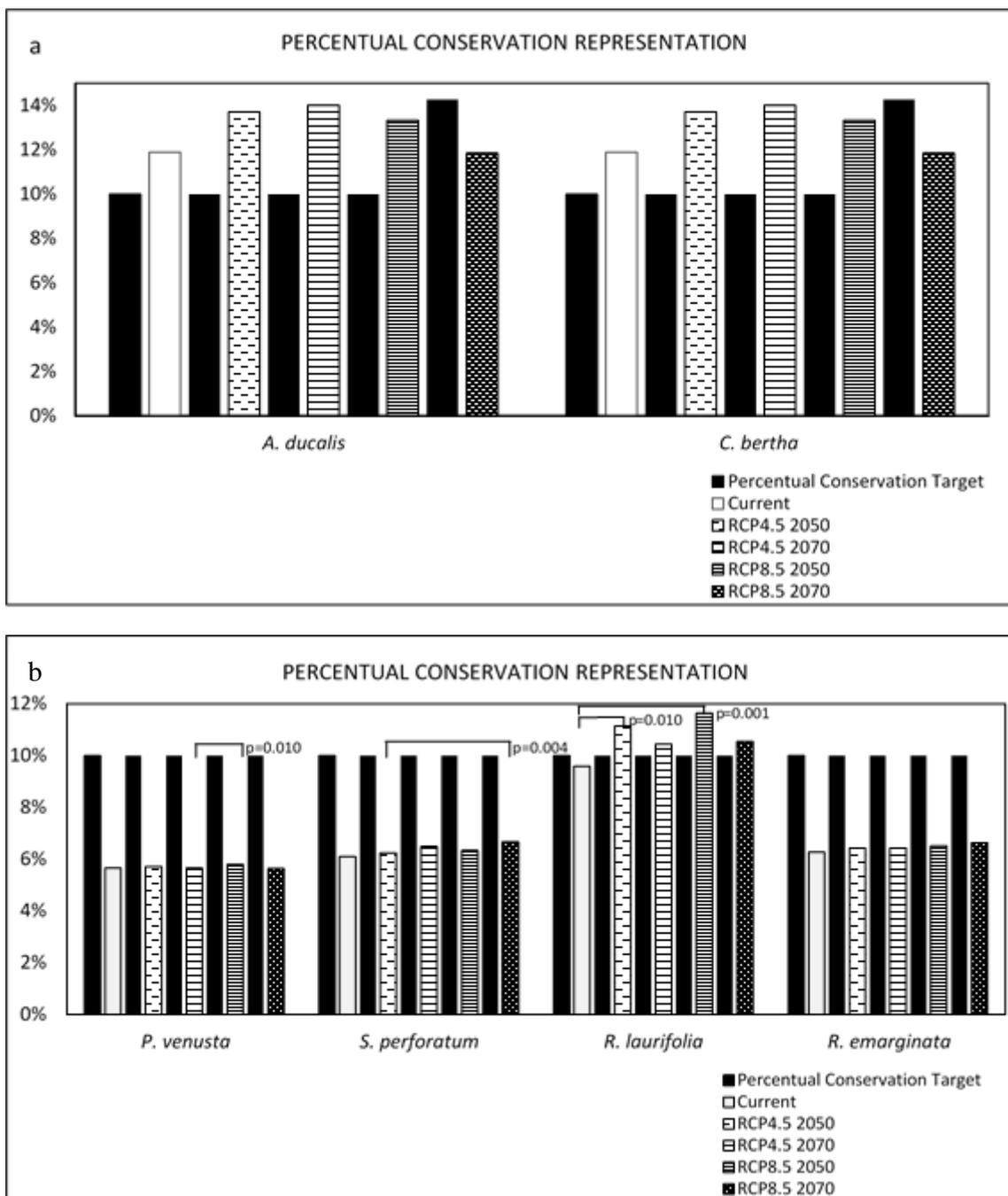


Figura 6. a) Representação do percentual de conservação de *Arcas ducalis* e *Cyanophrys berthia* das duas espécies de borboletas em diferentes cenários – atual, moderado (RCP4.5 2050 e RCP4.5 2070) e severo (RCP8.5 2050 e RCP8.5 2070) e porcentagem de meta de conservação para cada cenário ao lado. Valores de  $p > 0,05$  indicam diferença estatisticamente significativa entre as comparações múltiplas. b) Representação do percentual de conservação das espécies de planta hospedeira de *Cyanophrys berthia* e *Arcas ducalis* em diferentes cenários – atual, moderado (RCP4.5 2050 e RCP4.5 2070) e severo (RCP8.5 2050 e RCP8.5 2070) e porcentagem de meta de conservação para cada cenário ao lado.

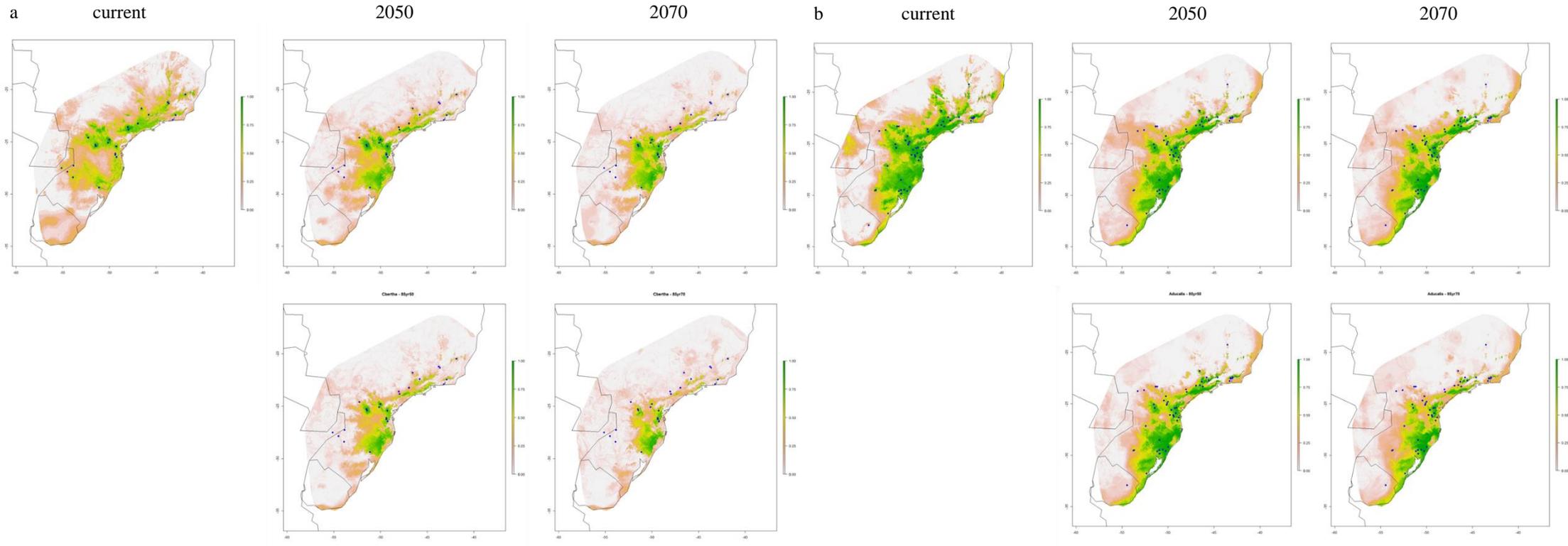


Figura S1. Mapas de distribuição potencial das espécies de borboletas com pontos de ocorrência: a) *Cyanophrys bertha*, b) *Arca ducalis* preditos pelos Modelos de nicho ecológico (ENMs) derivada de Modelos de Circulação Geral Atmosphere-Ocean acoplados (AOGCM). Primeira linha representa cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha representa cenário RCP8.5 (severo).

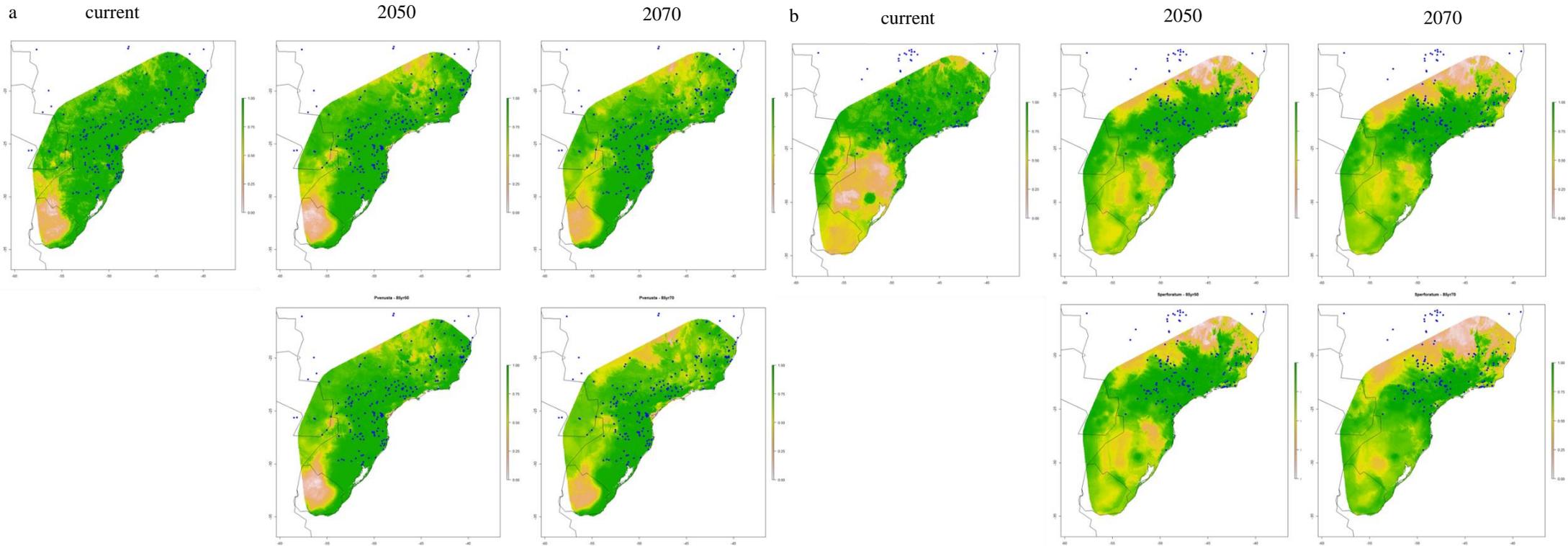


Figura S2. Mapas de distribuição potencial das espécies de plantas hospedeiras de *Cyanophrys berthae* com pontos de ocorrência: a) *Pyrostegia venusta*, b) *Stizophyllum perforatum* preditos pelos Modelos de nicho ecológico (ENMs) derivada de Modelos de Circulação Geral Atmosphere-Ocean acoplados (AOGCM). Primeira linha representa cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha representa cenário RCP8.5 (severo).

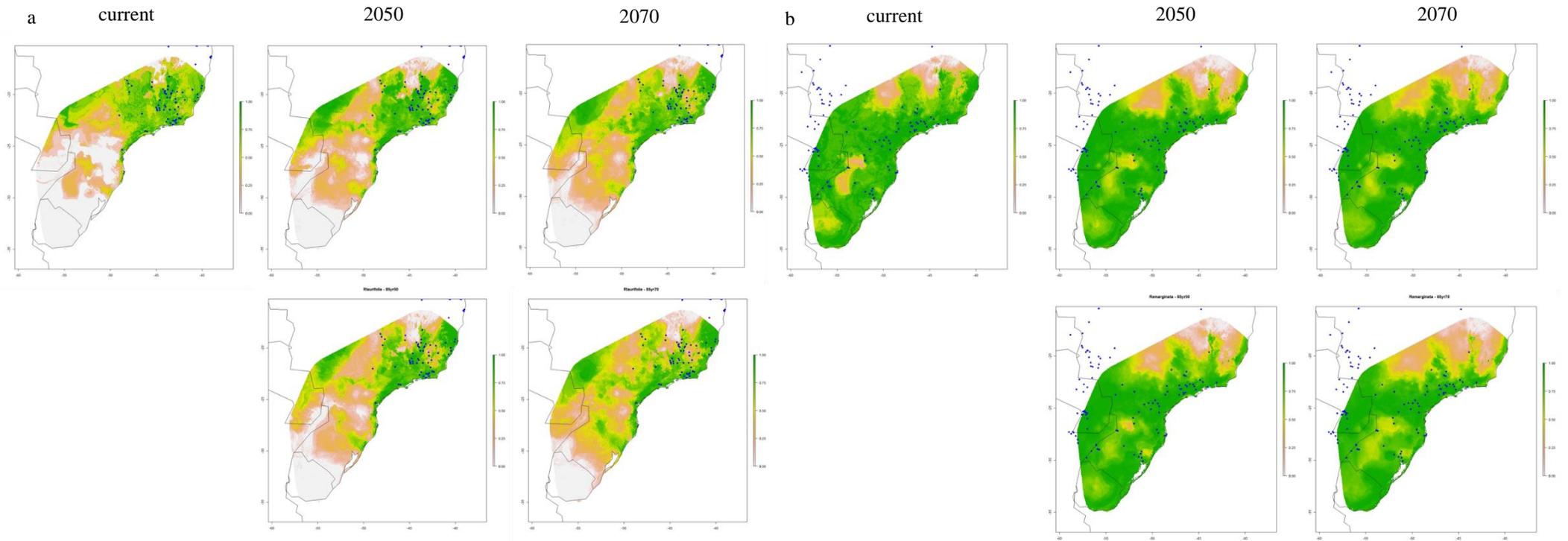


Figura S3. Mapas de distribuição potencial das espécies de plantas hospedeiras de *Arcas ducalis* com pontos de ocorrência: a) *Rollinia laurifolia*, b) *Rollinia emarginata* preditos pelos Modelos de nicho ecológico (ENMs) derivada de Modelos de Circulação Geral Atmosphere-Ocean acoplados (AOGCM). Primeira linha representa cenário RCP4.5 (moderado), segunda linha representa cenário RCP8.5 (severo).

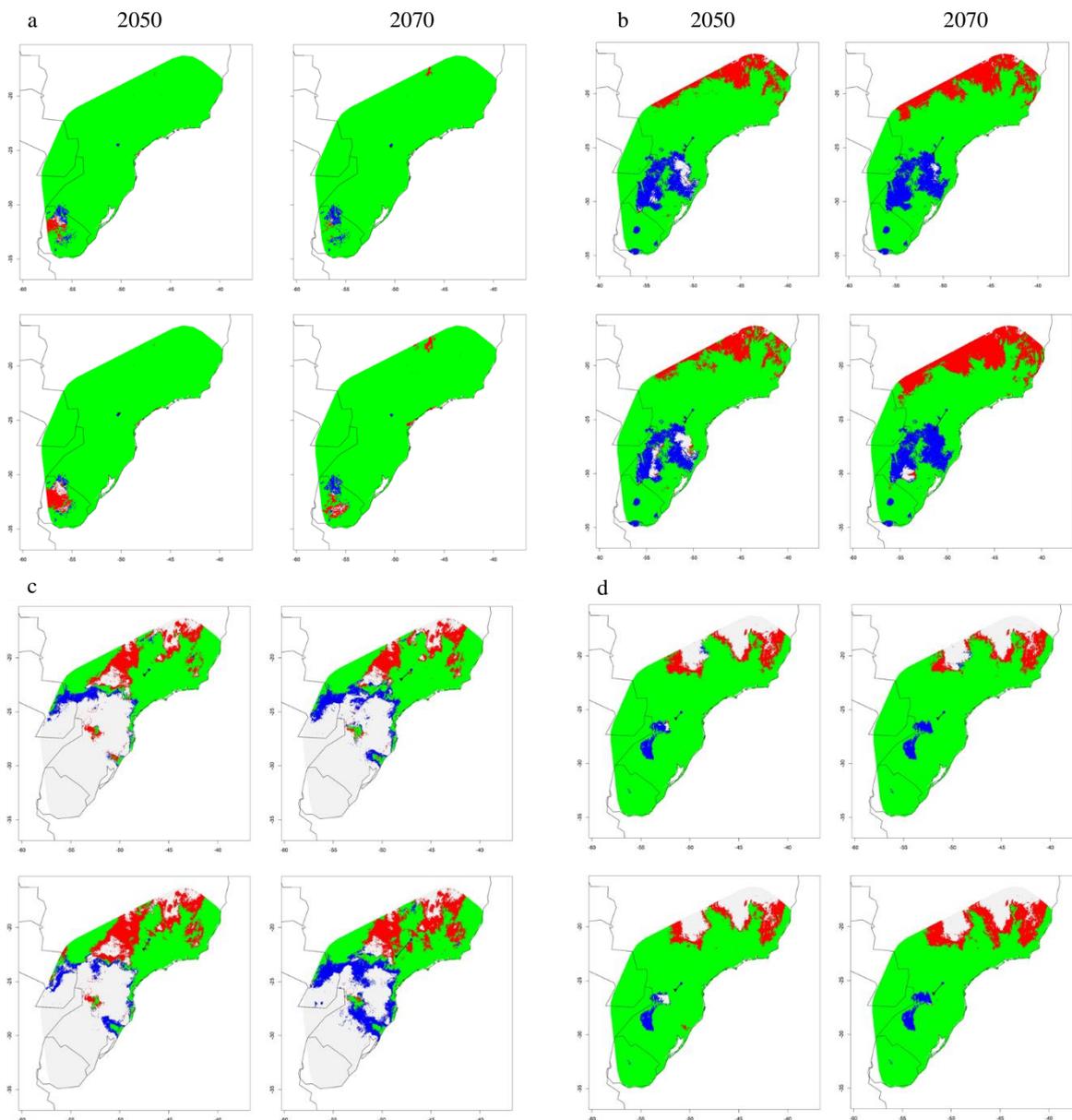


Figura S4. Mapas de mudança de área de extensão de ocorrência das espécies de borboletas no futuro. Primeira linha representa cenário RCP4.5, segunda linha apresenta cenário RCP8.5: a) *Pyrostegia venusta*, b) *Stizophyllum perforatum*, c) *Rollinia laurifolia*, d) *Rollinia emarginata* preditos pelos Modelos de Circulação Geral Atmosphere-Ocean acoplados (AOGCM). Cores indicam, verde: estabilidade hoje e futuro, azul: possibilidade de expansão, mas sem condições no presente, vermelho: retração no futuro e somente com condições de ocorrência no presente.

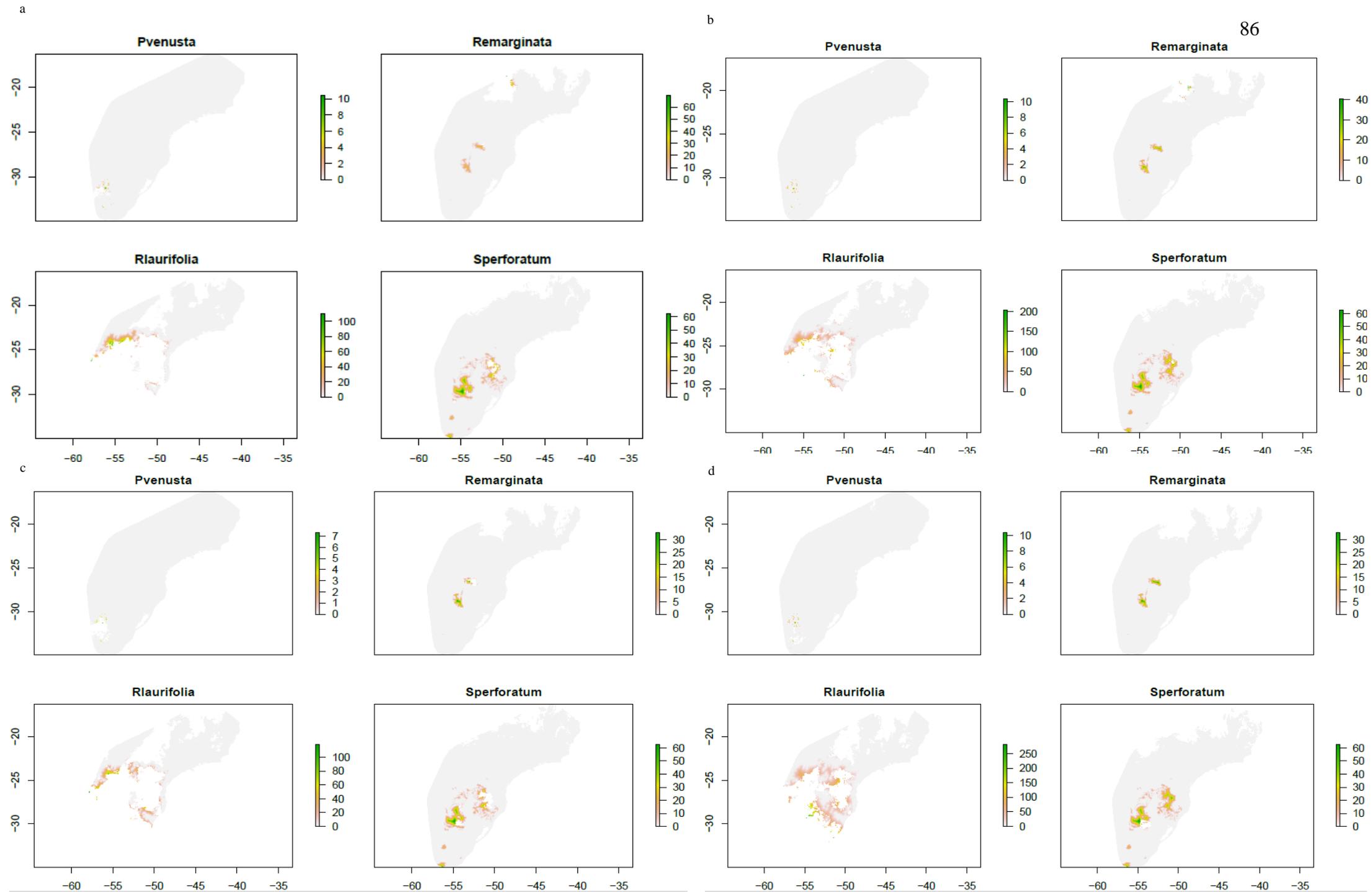


Figura S5. Mapas de desafio de colonização das espécies de plantas hospedeiras: a) RCP45 2050, b) RCP45 2070, c) RCP85 2050, d) RCP85 2070. Legenda indica distância (graus decimais).

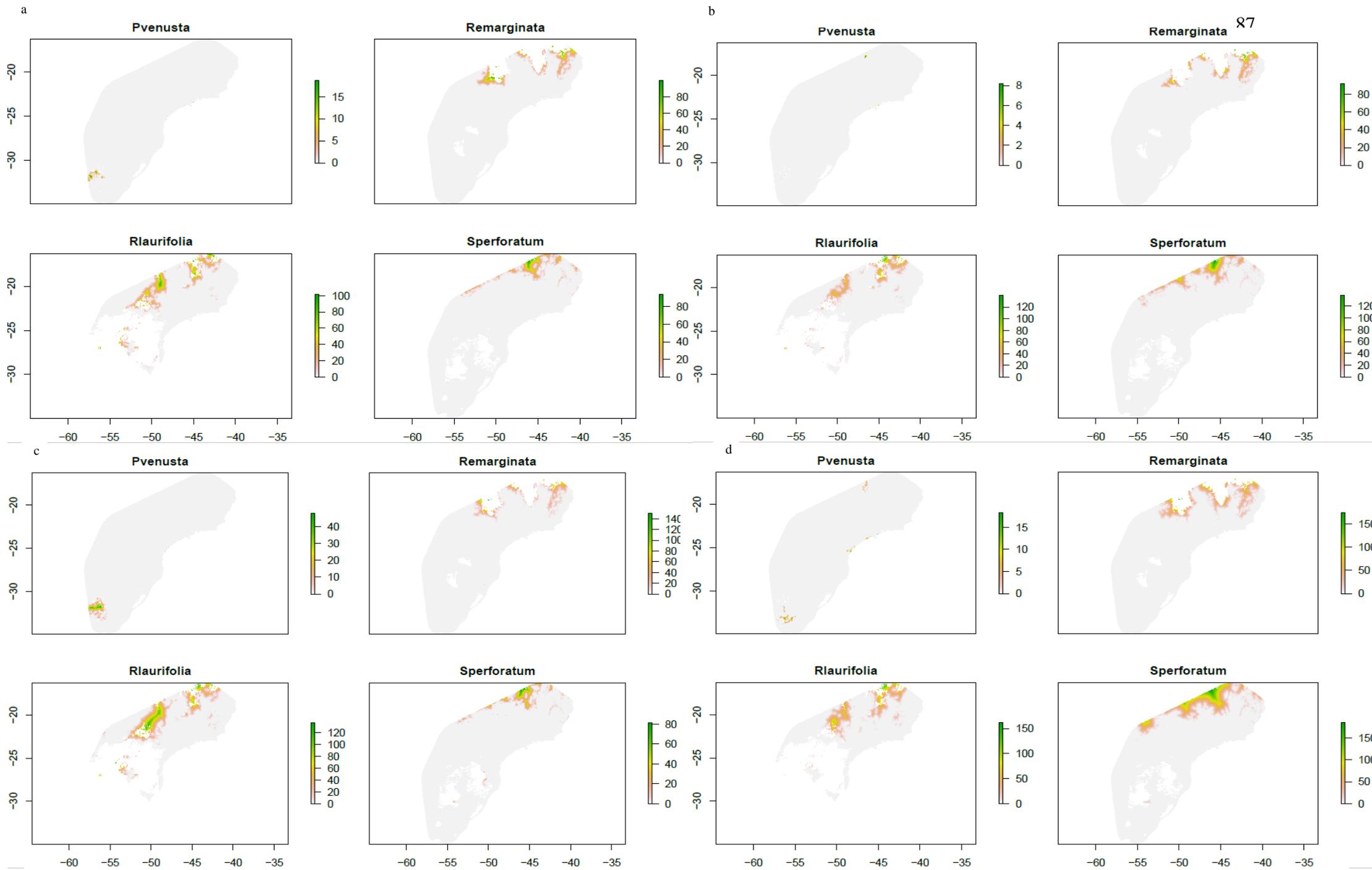


Figura S6. Mapas de risco de extinção das espécies de plantas hospedeiras: a) RCP45 2050, b) RCP45 2070, c) RCP85 2050, d) RCP85 2070. Legenda indica distância (graus decimais).

## RESULTADOS GERAIS E CONCLUSÕES FINAIS

- Observou-se deslocamento de distribuição das espécies direcionado ao sul nas previsões futuras, mais acentuado no cenário mais pessimista em relação ao intermediário.
- Todas as áreas de interação diminuíram quanto mais pessimista o cenário ( $p < 0.0001$ ) quando comparadas individualmente e também, quando comparadas conjuntamente ( $p < 0.0001$ ).
- Os resultados sugerem maior impacto das mudanças climáticas sobre a espécie de borboleta especialista do que a espécie generalista.
- Mesmo *B. polystictus* apresentando um maior número de plantas-hospederias que *P. ascanius* tem previsão de perda de cerca de 50% de sua extensão de ocorrência no cenário intermediário e 85% no mais pessimista.
- *C. bertha* poderá ter seu status de conservação alterado para para ameaçada (conforme critérios da IUCN).
- *C. bertha* terá uma redução drástica de aproximadamente 85% de sua extensão e em torno de 60% para *A. ducalis* no cenário mais severo.
- Houve uma redução de mais de 80% da interação entre *C. bertha* e suas hospederias do cenário atual até o cenário mais severo. Para as interações entre *A. ducalis* e suas hospedeiras, houve uma redução de, aproximadamente, 50%
- Espécies de borboletas tenderão a migrar em direção ao sul.
- Espécies de borboletas possuem boa representatividade em UC's, mas mudará no cenário mais severo. Suas hospedeiras não apresentam o mesmo padrão.

Neste estudo, podemos estimar efeitos de mudanças climáticas que não seriam evidenciados caso as interações entre espécies não tivessem sido incluídas. Observamos, ainda, importantes diferenças dos impactos em espécie com extensão de ocorrência ampla e polífaga em contraste com espécie com extensão de ocorrência restrita e monófaga. Verificamos o alto risco de *Parides ascanius*, espécie com hábitos restritos, desaparecer em menos de 100 anos caso medidas não forem adotadas de maneira urgente.

Normalmente estudos têm considerado espécies raras com hábitos restritos como indicadoras de ambientes perturbados e catástrofes ambientais. Porém, através dos resultados encontrados, além de aclamar que medidas conservacionistas sejam tomadas de forma imediata, sugerem que estudos também considerem espécies com hábitos amplos, como é o caso de *B. polystictus*. Resultados deste manuscrito indicam que esta espécie pode se tornar ameaçada em um curto espaço de tempo. Este cenário encontrado torna-se muito preocupante quando se considera que esta espécie possui várias hospedeiras e uma ampla distribuição. Os efeitos das mudanças

climáticas avançam de maneira tão rápida e, até mesmo, de maneira inesperada que até mesmo espécies que não se esperaria encontrar serão afetadas (veja os resultados do capítulo I).

Constatamos, também, que o status de conservação de *C. bertha* poderá mudar para um status de ameaça e poderá ter sua extensão de ocorrência bastante reduzida. De maneira semelhante, *A. ducalis*, terá sua extensão de ocorrência bastante reduzida ao longo do tempo e ambas as espécies serão altamente prejudicadas pela redução de interação com suas hospedeiras. Embora os resultados encontrados, em Unidades de Conservação, para as espécies de borboletas sejam menos preocupantes (com exceção do último cenário projetado), as plantas hospedeiras apresentaram resultado oposto (veja os resultados do capítulo II). Estes resultados mostram que não é suficiente a situação ser adequada para determinadas espécies quando estas mesmas dependem de outras, como é o caso de insetos herbívoros. Sem alimento na fase imatura, como é o caso das plantas, as espécies de borboletas podem desaparecer.

É plausível supor que as espécies tenderão a ocupar áreas mais ao sul, diante dos avanços das mudanças climáticas. Áreas mais quentes expandirão (atualmente em baixas latitudes) e irão sobrepor áreas que hoje possuem temperaturas mais baixas. Entretanto, estas espécies ocuparão áreas mais ao sul incompatíveis com seus habitats e requerimentos atuais.

Considerando que o presente estudo só foi possível através de registros das espécies e informações acerca da biologia das espécies, chamamos atenção para estes dados do levantamento obtido. Há escassez de informações sobre a biologia e os requerimentos de habitat de espécies, sobretudo para insetos. Para lepidoptera a situação é bastante deficitária, sendo que há diferentes estágios até a fase adulta e, para muitas espécies, desconhece-se até o que o imaturo consome. Para a obtenção destas informações há demanda de bastante tempo de observação (sobretudo em campo) e pessoal especializado. Atualmente, este tipo de levantamento é menos valorizado, principalmente pela demanda de tempo necessário, pois pesquisadores são estimulados a obtenção de alta produção em periódicos com curto espaço de tempo.

Portanto, levando em consideração o avanço em que os ecossistemas naturais estão se perdendo, juntamente com políticas públicas que negligenciam, cada vez mais, resultados de anos de pesquisas científicas e profissionais altamente qualificados, será catastrófico. É reconhecido que as universidades públicas garantem o ensino de maior qualidade do país e são os estabelecimentos que mais produzem pesquisa, com o auxílio de órgãos de fomento. A manutenção destes lugares juntamente com verbas prioritárias a nível governamental são essenciais para que o país siga tendo pesquisa de qualidade.

Segundo as projeções encontradas no presente estudo, os efeitos das mudanças climáticas, tema central desta tese, avançam catastroficamente. Os efeitos já são perceptíveis e os danos serão reversíveis não apenas aos ecossistemas naturais e às espécies associadas, mas à nossa espécie. Os resultados evidenciados através de espécies de insetos indicadoras, como foi o caso do presente estudo, só mostram o quanto irá modificar e prejudicar, a todas as formas de vida na terra a curto e a longo prazo. Sendo assim, o que pretendemos deixar como legado às futuras gerações? Como será nosso planeta daqui a poucos anos? Os avançados resultados científicos já respondem a estas perguntas.