

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**LAGARTOS DA TRANSIÇÃO CERRADO- AMAZÔNIA: DINÂMICA
DE COMUNIDADES E RISCO DE EXTINÇÕES INDUZIDAS POR
MUDANÇAS CLIMÁTICAS LOCAIS**

UNEMAT

LEANDRO BRAGA GODINHO

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - Campus de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli

UNIVERSITATE OMNIUM

Nova Xavantina-MT
Março, 2019

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**LAGARTOS DA TRANSIÇÃO CERRADO- AMAZÔNIA: DINÂMICA DE
COMUNIDADES E RISCO DE EXTINÇÕES INDUZIDAS POR MUDANÇAS
CLIMÁTICAS LOCAIS**

LEANDRO BRAGA GODINHO

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - Campus de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli

Nova Xavantina-MT
Março, 2019

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education)

LAGARTOS DA TRANSIÇÃO CERRADO- AMAZÔNIA: DINÂMICA DE
COMUNIDADES LOCAIS E RISCO DE EXTINÇÕES INDUZIDAS POR
MUDANÇAS CLIMÁTICAS


LEANDRO BRAGA GODINHO

TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO
TÍTULO DE "DOUTOR".


APROVADA EM 29 DE MARÇO DE 2019, PELA BANCA EXAMINADORA:




GUARINO RINALDI COLLI
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA (UNB)
ORIENTADOR



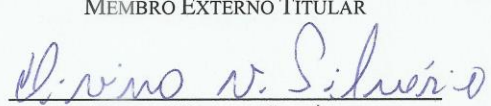
EDDIE LENZA DE OLIVEIRA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO (UNEMAT)
MEMBRO TITULAR



VICTOR MENDES LIPINSKI
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO (UNEMAT)
MEMBRO INTERNO TITULAR



RICARDO RODRIGUES DA SILVEIRA FILHO
UNIVERSIDADE DO ESTADO DO MATO GROSSO (UNEMAT)
MEMBRO EXTERNO TITULAR



DIVINO VICENTE SILVÉRIO
INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA (IPAM)
MEMBRO EXTERNO TITULAR

CIP – CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO

G5851 GODINHO, Leandro Braga.

Lagartos da transição Cerrado-Amazônia: dinâmica de comunidades e risco de extinções induzidas por Mudanças Climáticas locais / Leandro Braga Godinho. – Nova Xavantina, 2020.

132 f. ; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim).

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação *Stricto Sensu* (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2020.

Orientador: Dr. Guarino Rinaldi Colli.

1. Cerrado. 2. Ecofisiologia. 3. Estrutura de Comunidades. 4. Microclima. 5. Mudanças Climáticas. I. Colli, guarino Rinaldi, Dr. II. Título. III. Título: dinâmica de comunidades e risco de extinções induzidas por Mudanças Climáticas locais.

CDU 504(213.54)

Dedico esta tese à minha querida mãe, Eliane de Fátima Passos Godinho, por ser a maior incentivadora dos meus estudos, e por sempre estar presente nos meus momentos mais difíceis.

“Conto ao senhor é o que eu sei e o senhor não sabe; mas principal quero contar é o que eu não sei se sei; e que pode ser que o senhor saiba. [...] Não acerto no contar, porque estou remexendo o vivido longe alto, com pouco caroço, querendo esquentar, derrear, de feito, meu coração naquelas lembranças. Ou quero enfiar a ideia, achar o rumozinho forte das coisas, caminho do que houve e do que não houve. Às vezes não é fácil.”
(Grande Sertão Veredas)

“Ao apresentar no meio social terei desembaraço e desenvoltura. Terei força, terei determinação e exercerei domínio sobre mim mesmo”. (Meu pai, Luiz Pereira Godinho)

AGRADECIMENTOS

DOUTORADO, não acontece do dia para a noite, e muito menos sem a ajuda de inúmeras pessoas. Muitos certamente não se dão conta do quanto contribuíram/contribuem com nossas ideias, perguntas e projetos em uma simples pausa para o café. Eu, particularmente, só tenho a agradecer a todas as pessoas que estiveram presentes (fisicamente ou virtualmente) e contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional dos últimos quatro anos. Essa é mais uma etapa dessa jornada, vamos em frente....

ORIENTADORES

Guarino Rinaldi Colli

Por me ensinar que ciência se faz com seriedade, curiosidade, perseverança e, o mais importante, empolgação. Por incentivar e me ajudar a superar as minhas limitações. A sua dedicação pela Ecologia e pelo que faz, é algo que realmente motiva, a dar sempre o melhor de nós. Não tenho dúvidas que o final deste ciclo não deixará apenas aprendizados acadêmicos, mas uma vivência incrível que me acompanhará para a vida. Obrigado pela convivência e todo o aprendizado.

Barry Sinervo (DOUTORADO SANDUÍCHE)

O meu muito obrigado por abrir as portas do seu Laboratório na Universidade da Califórnia em Santa Cruz (UCSC) para realizar meu estágio. Eu aprendi muito em muito pouco tempo, esta foi sem dúvida a maior experiência acadêmica que tive até o momento. Obrigado por cada minuto de aprendizado. Espero que essa parceria se perpetue também no futuro.

AOS MEMBROS DA BANCA

O meu muito obrigado por aceitarem contribuir com a melhoria desta tese. As considerações de vocês farão com que a qualidade final do trabalho aqui apresentado seja muito superior do que a presente versão.

PROFESSORES PPGEC NOVA XAVANTINA

Agradeço as todos os professores que contribuíram para uma formação acadêmica mais completa. Aprendi muito com vocês!!

EQUIPE PROJETO BACABA E CHUNB

Projeto Bacaba, aos amigos Júlio, Naiane, Bruno Araújo, Tainá e Arthur, obrigado pelos bons momentos juntos durante todos esses anos. Pela ajuda nas coletas de campo, estes não seriam as mesmas sem está grande equipe

CHUNB, meu muito obrigado ao “time”, os amigos Pedro Campelo, Victor, Helga, Carol, Heitor, Guth, João Pantoja, Tarcísio, Fabrícus, Débora, Gabriel Caputo, Cecília, Ananda, André Jacaré, Santinho por toda ajuda nas coletadas de dados ao longo desses anos e pelos bons momentos durante as expedições.

AMIGOS E COLEGAS

Ao meu amigo Júlio Miguel, “cabra bom”, “cabra simples”, sempre disposto a ajudar, obrigado por todos os momentos bons durante esses anos em Noxa Xavantina. Ao longo desses anos, sem dúvida, não considero você mais um amigo, mas sim um Irmão. Obrigado!!

Ao Pedro Campelo, transcrevo a você o mesmo sentimento de gratidão dito ao Júlio. Obrigado!!

Ao Bruno Araújo, pela amizade e confiança, sou muito grato por ter participado da sua formação!! Sei que vai longe, meu irmão!!

Ao Victor Cavalcante, pela parceria nos “papers”, pelos inúmeros conselhos, ajuda nas análises e discussões herpetológicas durante o início, meio e fim do doutorado. Obrigado!!

Ao casal Fabrícus e Marina, pelos grandes momentos, inúmeros conselhos e discussões ecológicas durante o início, meio e fim do doutorado.

Barry LABs friends, em especial ao Gabriel Caetano, por toda ajuda concedida em Santa Cruz, Califórnia. Além disso, sou grato pelos inúmeros conselhos, ajuda nas análises e discussões herpetológicas durante o meu período de doutorado sanduíche. Obrigado!

Ao amigo professor Fabian e sua família, por ter me acolhido em sua casa em Santa Cruz, em um momento de precisão, e por todos os momentos bons durante a estadia, além dos inúmeros conselhos.

Santa Cruz friends, agradeço a Diane e Monika por terem me recebido tão bem em sua casa, aprendi muito com vocês, principalmente o inglês. Meu muito obrigado!!!

A todos os amigos da UNEMAT, são muitos, minha eterna gratidão por todos os bons momentos vividos em Nova Xavantina!

FAMÍLIA

Ao meu pai Luiz Godinho (In Memoriam), que mesmo em outro plano sei que sempre estará ao meu lado.

À minha vó Conceição (In Memoriam), por todo carinho e amor dedicado a mim durante a minha infância.

Ao meu irmão Léo e aos meus sobrinhos Luiz Victor e Sofia, por fazer parte de minha família, pela confiança, amor e amizade, conte sempre comigo.

De forma muito especial agradeço ao casal, tia Débora e Aureliano, por toda ajuda incondicional, puxões de orelhas, conselhos não só acadêmicos, mas também pessoais durante todo meu trajeto acadêmico.

À minha namorada Luana, pelo enorme carinho e todos os bons momentos vividos, por me ajudar quando precisei. Por conceder e confiar a mim, o dom de ser PAI. Ô, minha princesinha Giovanna está a caminho, e meu coração pulsa mais forte, é amor que não se mede, é mais vontade, é mais combustível para chegar até aqui, e lutar por um futuro mais próspero. Amo vocês!! Com muito carinho e amor!!

Ao meu vô Braga pela alegria e pelo exemplo simples de viver a vida.

De todos aqui que mencionei diretamente ou indiretamente, sem dúvida que, não somente dedico esta tese, mas agradecerei eternamente à minha mãe **Eliane**, dizendo que este sonho não é só meu, obrigado pela sua dedicação e amor por mim. Te amo mãe!!

UNIVERSIDADES

À Universidade do Estado Mato Grosso, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela oportunidade, para realização deste Curso. De forma muito especial, quero agradecer a Professora Tereza Cristina, e atualmente, a professora Elaine Dutra, por disponibilizarem o Laboratório de Mamíferos para nosso grupo de pesquisa. Também, agradeço a todos os funcionários da UNEMAT, em especial aos secretários da PPGEC, Eder e Ivor.

À Universidade de Brasília, em especial à CHUNB, pelo espaço, apoio logístico e tecnológico durante a realização da minha pesquisa.

À Universidade de Santa Cruz na Califórnia, pelo espaço, apoio logístico e tecnológico durante a realização do estágio de pesquisa.

AGÊNCIAS DE FOMENTO

Quero destacar aqui a importância das agências de fomento na construção de uma ciência de ponta no país. A formação de bons cientistas necessita de investimento, espero retribuir tudo que aprendi via financiamento público durante os últimos 11 anos. Obviamente esta pesquisa não teria sido realizada sem o apoio através de bolsas de estudos, concedidas pelo Governo Federal via CAPES- Demanda Social e CAPES- PDSE, e os suportes financeiros à projetos de pesquisas do Governo Federal via CAPES- PROCAD e CNPQ, do Governo do Distrito Federal via FAPDF, e por agências internacionais via United States Agency for International Development (USAID) e Partnerships for Enhanced Engagement in Research (PEER).

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO GERAL.....	4
CAPÍTULO 1- MODELO CORRELATIVO VERSUS MECANICISTA: PREVENDO O RISCO DE EXTINÇÃO LOCAL IMPULSIONADO PELAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS PARA UM LAGARTO NEOTROPICAL	7
1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3. RESULTADOS	19
4. DISCUSSÃO	25
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27
6. APÊNDICES	33
CAPÍTULO 2- VULNERABILIDADE DE UM LAGARTO NEOTROPICAL ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS INTENSIFICADA PELO DESMATAMENTO	49
1. INTRODUÇÃO	51
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	53
3. RESULTADOS	60
4. DISCUSSÃO	69
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
6. APÊNDICES	77
CAPÍTULO 3 - FLUTUAÇÕES AMBIENTAIS IMPULSIONAM A MUDANÇA ESPAÇO-TEMPORAL NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E FILOGENÉTICA DE UMA COMUNIDADE DE LAGARTOS	87
1. INTRODUÇÃO	90
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	95
3. RESULTADOS	104
4. DISCUSSÃO	110
5. REFERÊNCIAS	115
6. APÊNDICES	123

RESUMO

As mudanças climáticas têm ocorrido nas diferentes escalas espaciais e têm afetado os organismos em todos os biomas e ecossistemas. Os lagartos são vulneráveis ao aquecimento global, devido a suas funções fisiológicas comportamentais, tais como, locomoção, forrageio, crescimento e reprodução são fortemente influenciados pela temperatura ambiental. Desta forma, o conhecimento sobre a resposta termal e fisiológica dos ectotérmicos às alterações climáticas é um passo importante para acessar a vulnerabilidade destes organismos. Além disso, entender a dinâmica de comunidade locais, é essencial para prever como as mudanças ambientais induzidas pelo homem afetarão as comunidades naturais. Nesta tese, nós comparamos os modelos correlativos e os modelos mecanicistas baseado na ecofisiologia (desempenho locomotor e horas de atividade), visando escolher o modelo com melhor desempenho preditivo, para estimar o risco de extinção do lagarto *Norops brasiliensis* e *Colobosaura modesta* nos biomas brasileiros. Além disso, nós testamos os efeitos do desmatamento sobre adequabilidade climática presente e futura para *ambas as espécies*. Por fim, nós utilizamos uma combinação de diversidade funcional, filogenética e taxonômica para investigar como as flutuações microclimáticas impulsionam as mudanças espaços-temporais na dinâmica e estrutura de uma comunidade de lagartos ao longo de um gradiente ambiental no Cerrado do Brasil central.

Palavras-chave: cerrado, diversidade, ecofisiologia, microclima, vulnerabilidade

ABSTRACT

The climate had affected organisms in all biomes and ecosystems. Lizards are vulnerable to global warming, because, the foraging, growth and reproduction are strongly influenced by the environmental temperature. In this way, knowledge about the thermal and physiological responses of ectotherms to climate change is important to assess the species vulnerability. Furthermore, understand the local community is essential to predict how human-induced environmental changes will affect natural communities. In this thesis, we compared correlative and mechanistic models based on ecophysiology (locomotor performance and hours of activity), aiming to select the model with the better predictive performance for estimation of the extinction risk of the lizards *Norops brasiliensis* and *Colobosaura modesta* in Brazilian biomes. Besides, we tested the land-use effects on present and future climate suitability for both species. Finally, we used a combination of functional, phylogenetic, and taxonomic diversity to investigate how microclimatic fluctuations drive spatiotemporal changes in the structure and dynamics of a lizard community along an environmental gradient in central Brazil.

Keywords: cerrado, diversity, ecophysiology, microclimate, vulnerability

1. INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas têm ocorrido nas diferentes escalas espaciais (IPCC, 2014) e têm afetado os organismos em todos os biomas e ecossistemas (BELLARD, 2012; SINERVO; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ; MILES; HEULIN *et al.*, 2010), com efeitos que podem reduzir a diversidade genética de populações devido a seleção direcional e rápida migração, possivelmente afetando a resiliência e funcionamento dos ecossistemas (BOTKIN; SAXE; ARAÚJO; BETTS *et al.*, 2007; MEYERS; BULL, 2002). Em outras palavras, em um dado tempo e dispersão suficiente, as espécies podem migrar para ambientes mais favoráveis, ajustando-se aos novos ambientes por plasticidade comportamental, fisiológica e adaptação (CHEVIN; LANDE; MACE, 2010; SINERVO; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ; MILES; HEULIN *et al.*, 2010). Pelo contrário, a incapacidade de algumas espécies de se ajustar ou adaptar às novas condições climáticas podem levá-las ao colapso demográfico e a extinção (SINERVO; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ; MILES; HEULIN *et al.*, 2010).

Animais ectotérmicos, como os lagartos, são vulneráveis ao aquecimento global, devido a suas funções fisiológicas comportamentais, tais como, locomoção, forrageio, crescimento e reprodução são fortemente influenciadas pela temperatura ambiental (DEUTSCH; TEWKSBURY; HUEY; SHELDON *et al.*, 2008; HUEY; DEUTSCH; TEWKSBURY; VITT *et al.*, 2009; HUEY; KEARNEY; KROCKENBERGER; HOLTUM *et al.*, 2012). Desta forma, o conhecimento sobre a resposta termal e fisiológica dos ectotérmicos às alterações climáticas é um passo importante para acessar a vulnerabilidade destes organismos (DILLON; WANG; HUEY, 2010; GUNDERSON; LEAL, 2012; HUEY; DEUTSCH; TEWKSBURY; VITT *et al.*, 2009; SUNDAY; BATES; KEARNEY; COLWELL *et al.*, 2014) e prever o risco de extinção. Independentemente da escala espacial, estudos mostram que os lagartos das regiões tropicais apresentam características biológicas que os tornam mais vulneráveis ao aquecimento climático do que as espécies das regiões temperadas (DEUTSCH; TEWKSBURY; HUEY; SHELDON *et al.*, 2008; HUEY; KEARNEY; KROCKENBERGER; HOLTUM *et al.*, 2012; PONTES-DA-SILVA; MAGNUSSON; SINERVO; CAETANO *et al.*, 2018; SINERVO; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ; MILES; HEULIN *et al.*, 2010). Assim, espera-se que as mudanças climáticas nessas regiões produzam profundas consequências globais e locais, uma vez que, essas concentram altos níveis de biodiversidade e produtividade primária (DILLON; WANG; HUEY, 2010).

Declínios locais na biodiversidade de populações de lagartos devido aos aumentos de temperaturas globais e distúrbios nos nichos termais foram relatados por SINERVO; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ; MILES; HEULIN *et al.* (2010), com base em cálculos de horas de restrições (número total de horas diárias em que as temperaturas ambientais acima ou abaixo dos limites críticos restringem a atividade do lagarto). Esses autores, utilizando de modelos de risco de extinção em escala global para prever futuros cenários de mudanças climáticas, estimaram que, em 2080, cerca de 39% das populações locais e 20% das espécies de lagartos podem se tornar extintas em todo o mundo. Dentre as áreas com alto risco de extinções na América do Sul, estão os biomas Cerrado, Floresta Amazônica e a transição entre os dois biomas.

A transição Cerrado-Amazônia é uma extensa zona de tensão ecológica na América do Sul, formado por um mosaico de florestas e savanas tropicais (ACKERLY, 1989). Essa região coincide com a região de grande pressão antrópica, conhecida como “arco do desmatamento”, devido à expansão da fronteira agrícola para o estabelecimento de plantações de monoculturas e fazendas de gado (MARQUES; MARIMON-JUNIOR; MARIMON; MATRICARDI *et al.*, 2019). A conversão de vegetação nativa na região tem causado mudanças ambientais em grande escala, tais como, alterações no fluxo de carbono e biomassa (NOGUEIRA; FEARNSIDE; NELSON; FRANÇA, 2007), aumento das emissões de gases do efeito estufa (FEARNSIDE, 2009), aumentos na temperatura, e mudanças nos padrões de precipitação com uma intensificação da estação seca e do déficit hídrico (COSTA; PIRES, 2010). No entanto, existe pouca informação sobre como as espécies de vertebrados se distribuem nesta paisagem, ainda, a falta de conservação desta área parece ofuscar a identificação de processos ecológicos que estariam ocorrendo na transição (MARQUES; MARIMON-JUNIOR; MARIMON; MATRICARDI *et al.*, 2019).

Diante dos distúrbios antropogênicos atuais (HOEKSTRA; BOUCHER; RICKETTS; ROBERTS, 2005), estudar e entender a dinâmica de comunidade locais, são essenciais, para prever como as mudanças ambientais induzidas pelo homem afetarão as comunidades naturais. Estas informações são também úteis para a conservação biológica, manejo e atividades de restauração. Nas duas últimas décadas, tornou-se cada vez mais claro que uma avaliação dos fatores que governam a dinâmica de uma comunidade requer não apenas a consideração de padrões de diversidade, mas, também de diversidade funcional e filogenética. As análises com informações funcionais e filogenéticas das espécies, permitem determinar, por exemplo, quando as características funcionais são

conservadas filogeneticamente, se filtros ambientais agem sobre as comunidades, promovendo a co-ocorrência de espécies intimamente relacionadas adaptadas a uma determinada condição ambiental {Webb, 2002 #692}. Por outro lado, as interações competitivas devem produzir uma superdispersão filogenética, e é frequentemente assumido que selecionam espécies funcionalmente diferentes (ALVAREZ-YEPIZ; BURQUEZ; MARTINEZ-YRIZAR; TEECE *et al.*, 2017; KRAFT; CORNWELL; WEBB; ACKERLY, 2007). Em contraste, quando todas as espécies têm taxas de nascimento, morte, dispersão e especiação semelhantes (HUBBELL, 2001), processos neutros (estocásticos) produzem comunidades locais que são formadas aleatoriamente (CAVENDER; KOZAK; FINE; KEMBEL, 2009; VAMOSI; HEARD; VAMOSI; WEBB, 2009). Portanto, investigar e comparar as variações na diversidade funcional e filogenética ao longo do tempo e do espaço podem melhorar a nossa compreensão e capacidade de prever a dinâmica de comunidade, pois reflete a extensão em que as comunidades são dominadas por processos determinísticos ou estocásticos (LAMANNA; BLONDER; VIOLLE; KRAFT *et al.*, 2014; PURSCHKE; SCHMID; SYKES; POSCHLOD *et al.*, 2013).

Considerando o que foi exposto acima, esta tese está dividida em três capítulos, na forma de artigos para publicação em Revistas Internacionais. No primeiro capítulo, nós comparamos os modelos correlativos e os modelos mecanicistas baseado na ecofisiologia (desempenho locomotor e horas de atividade), visando escolher o modelo com melhor desempenho preditivo, para estimar o risco de extinção do lagarto *Norops brasiliensis* nos biomas brasileiros. Este artigo encontra-se em fase final de preparação e pretende submetê-lo ao periódico *Ecology Letters*. No segundo capítulo, nós testamos os efeitos do desmatamento sobre adequabilidade climática presente e futura para *Colobosaura modesta*. Assim, como no capítulo 1, nós utilizamos o modelo de distribuição de espécie com melhor desempenho preditivo, para estimar o risco de extinção (perda de adequabilidade climática) em cenários de uso da terra recentes (remanescentes atuais dos biomas brasileiros) e previstos para 2050 (CÂMARA; RAMOS; SOTERRONI; CARTAXO *et al.*, 2015). Este capítulo, também está em fase final de preparação e será submetido no periódico *Biological Conservation*. No terceiro e último capítulo, nós utilizamos uma combinação de diversidade funcional, filogenética e taxonômica para investigarmos como as flutuações microclimáticas impulsionam as mudanças espaços-temporais na dinâmica e estrutura de uma comunidade de lagartos ao

longo de um gradiente ambiental no Cerrado do Brasil central. Este capítulo será submetido no periódico *Oecologia*.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERLY, D. D., Thomas, W.W., Ferreira, C.A.C., Pirani, J.R. The forest-cerrado transition zone in southern Amazonia: results of the 1985 projeto flora amazônica expedition to Mato Grosso. **Brittonia**, 41, p. 113-128, 1989.
- ALVAREZ-YEPIZ, J. C.; BURQUEZ, A.; MARTINEZ-YRIZAR, A.; TEECE, M. *et al.* Resource partitioning by evergreen and deciduous species in a tropical dry forest. **Oecologia**, 183, n. 2, p. 607-618, Feb 2017.
- BELLARD, C. B., C;Leadley, P; Thuiller and Courchamp, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, 15, p. 365-377, 2012.
- BOTKIN, D. B.; SAXE, H.; ARAÚJO, M. B.; BETTS, R. a. *et al.* Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. 57, p. 227-236, 2007.
- CÂMARA, G.; RAMOS, R.; SOTERRONI, A.; CARTAXO, R. *et al.* **Modelling Land Use Change in Brazil: 2000–2050**. INPE,IPEA, IIASA, UNEP-WCMC. São José dos Campos, Brasília, Laxenburg, Cambridge. 2015.
- CAVENDER, J. B.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, 12, n. 7, p. 693-715, Jul 2009.
- CHEVIN, L.-M.; LANDE, R.; MACE, G. M. Adaptation, Plasticity, and Extinction in a Changing Environment: Towards a Predictive Theory. **PLoS Biology**, 8, p. e1000357, 2010.
- COSTA, M. H.; PIRES, G. F. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. **International Journal of Climatology**, 30, p. 1970-1979, 2010.

- DEUTSCH, C. A.; TEWKSBURY, J. J.; HUEY, R. B.; SHELDON, K. S. *et al.* Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 105, n. 18, p. 6668-6672, May 2008.
- DILLON, M. E.; WANG, G.; HUEY, R. B. Global metabolic impacts of recent climate warming. **Nature**, 467, p. 704-706, 2010.
- FEARNSIDE, P. M., Righi, C.A., Graça, P.M.L.A. Keizer, E.W.H., Cerri, C.C., Nogueira, E.M. & R.I. Barbosa. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia. **Forest Ecology and Management**, 258, p. 1968-1978, 2009.
- GUNDERSON, A. R.; LEAL, M. Geographic variation in vulnerability to climate warming in a tropical Caribbean lizard. **Functional Ecology**, 26, p. 783-793, 2012.
- HOEKSTRA, J. M.; BOUCHER, T. M.; RICKETTS, T. H.; ROBERTS, C. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, 8, n. 1, p. 23-29, 2005.
- HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 2001.
- HUEY, R. B.; DEUTSCH, C. a.; TEWKSBURY, J. J.; VITT, L. J. *et al.* Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 276, p. 1939-1948, 2009.
- HUEY, R. B.; KEARNEY, M. R.; KROCKENBERGER, a.; HOLTUM, J. a. M. *et al.* Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 367, p. 1665-1679, 2012.
- IPCC. Climate Change Impacts, Adaptation, and Vulnerability Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. 2014.
- KRAFT, N. J. B.; CORNWELL, W. K.; WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D. Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. **The American Naturalist**, 170, p. 271-283, 2007.
- LAMANNA, C.; BLONDER, B.; VIOLLE, C.; KRAFT, N. J. B. *et al.* Functional trait space and the latitudinal diversity gradient. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 111, n. 38, p. 13745-13750, Sep 2014.

- MARQUES, E. Q.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S.; MATRICARDI, E. A. T. *et al.* Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, 2019.
- MEYERS, L. A.; BULL, J. J. Fighting change with change: Adaptive variation in an uncertain world. **Trends in Ecology and Evolution**, 17, p. 551-557, 2002.
- NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B. W.; FRANÇA, M. B. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 248, p. 119-135, 2007.
- PONTES-DA-SILVA, E.; MAGNUSSON, W. E.; SINERVO, B.; CAETANO, G. H. *et al.* Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. **J Therm Biol**, 73, p. 50-60, Apr 2018.
- PURSCHKE, O.; SCHMID, B. C.; SYKES, M. T.; POSCHLOD, P. *et al.* Contrasting changes in taxonomic, phylogenetic and functional diversity during a long-term succession: insights into assembly processes. **Journal of Ecology**, 101, n. 4, p. 857-866, 2013.
- SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. *et al.* Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science** 328, p. 894-899, 2010.
- SUNDAY, J. M.; BATES, A. E.; KEARNEY, M. R.; COLWELL, R. K. *et al.* Thermal-safety margins and the necessity of thermoregulatory behavior across latitude and elevation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 111, p. 5610-5615, 2014.
- VAMOSI, S. M.; HEARD, S. B.; VAMOSI, J. C.; WEBB, C. O. Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. **Mol Ecol**, 18, n. 4, p. 572-592, Feb 2009.

Capítulo 1- Modelo correlativo versus mecanicista: prevendo o risco de extinção local impulsionado pelas mudanças climáticas para um lagarto neotropical

A ser submetido para publicação no periódico: Ecology Letters

Leandro B. Godinho¹, Júlio M. Alvarenga¹, Vitor H. G. L. Cavalcante^{3,4}, Bruno Araújo de Souza¹, Gabriel H. O. Caetano², Pedro Henrique Campelo⁴, Barry R. Sinervo², Guarino R. Colli⁴

¹Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus Nova Xavantina, Avenida Expedição Roncador Xingu, Nova Xavantina, MT 78690, Brazil

²University of California Santa Cruz, 1156 High Street, Santa Cruz, CA 95064, USA

³Instituto Federal do Piauí, 94 Rua Álvaro Mendes, Teresina, PI 64000, Brazil

⁴Universidade de Brasília, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, Brasília, DF 70910, Brazil

RESUMO

Previsões acuradas dos impactos das mudanças climáticas sobre as espécies são fundamentais para avaliar os riscos de extinção das espécies e estabelecer estratégias efetivas para manejo e conservação da biodiversidade. No presente trabalho, nós comparamos os modelos correlativos e mecanicistas baseados em dois aspectos da ecofisiologia do lagarto *Norops brasiliensis* (desempenho locomotor e horas de atividades), visando escolher o modelo com melhor desempenho preditivo do risco de extinção da espécie. Os modelos mecanicistas apresentaram maior acurácia preditiva do que o modelo correlativo e o desempenho locomotor apresentou maior acurácia do que as horas de atividade. O modelo de desempenho locomotor estimou uma perda de área de adequabilidade climática para *N. brasiliensis* nos cenários de desmatamentos (*business as usual*- BAU e, de acordo com o Código Florestal Brasileiro- FC), de 57.6 % e 51.25% para 2050 e de 68.7 % e 57.3% para 2070 no território brasileiro. Enquanto, somente para o Cerrado, principalmente para 2070, ano para o qual modelamos, a média de risco de extinção foi de 78% para BAU, e 71.9 % para FC. Nossos resultados mostram que modelos que incorporam informações ecofisiológicas fornecem previsões mais acuradas

do que os modelos que consideram apenas o clima. Isso porque, características fisiológicas expressam a sensibilidade das espécies à temperatura do ambiente. Por fim, nossos resultados mostram que a sinergia entre mudanças climáticas e perda de habitat aumentam ainda mais as estimativas dos riscos de extinção das espécies.

Palavras chaves: acurácia, biodiversidade, desmatamento, desempenho, ecofisiologia.

ABSTRACT

Accurate forecasts of the impacts of climate change on species are essential to assess extinction risks and to establish effective strategies for the management and conservation of biodiversity. In the present study, we compared correlative (SDM) and mechanistic models based on two ecophysiology aspects of the lizard *Norops brasiliensis* (locomotor performance and hours of activity), aiming to choose the model with the best predictive performance of the species' extinction risk. Mechanistic models show greater predictive accuracy than the correlative model, and the locomotor performance showed greater accuracy than hours of activity. The locomotor performance model estimated a loss of area of climatic suitability for *N. brasiliensis*, under deforestation scenarios (business as usual – BAU and Brazilian Forest Code - FC), of 57.6% and 51.25% for 2050 and 68.7% and 57.3% for 2070 in Brazilian territory, respectively. While, for the Cerrado biome, mainly for 2070, the year for which we modeled, the mean extinction risk was 78% for BAU, and 71.9% for FC. Our results show that models that incorporate ecophysiological information provide more accurate predictions than models that consider only the climate. Because, physiological characteristics express the species sensitivity to environmental temperature variations. Finally, our results show that the synergy between climate change and habitat loss further increases estimates of the extinction risk species.

Keywords: accuracy, biodiversity, deforestation, performance, ecophysiology.

1. INTRODUÇÃO

Mudanças climáticas são reconhecidas como umas das principais promotoras da perda da biodiversidade global (Bellard 2012) nas diferentes escalas espaciais (Pereira *et al.* 2010; IPCC 2014). Essas mudanças diminuem a diversidade genética das populações, devido à seleção direcional e migração rápida, afetando a resiliência e funcionamento dos ecossistemas (Meyers & Bull 2002; Botkin *et al.* 2007). Em outras palavras, em um dado tempo e dispersão suficiente, as espécies podem migrar para ambientes térmicos favoráveis, ajustando-se pela plasticidade comportamental e fisiológica (Chevin *et al.* 2010); (Sinervo *et al.* 2010). Por outro lado, aquelas espécies incapazes de se ajustar ou adaptar às novas condições podem passar por colapso demográfico e serem levadas à extinção (Sinervo *et al.* 2010).

Nas últimas décadas, diferentes abordagens têm sido usadas para prever os impactos das mudanças climáticas sobre adequabilidade de ocorrência das espécies. Essas abordagens são divididas em duas classes de modelos de distribuição de espécies (SDM): correlativo e mecanicistas (Dormann *et al.* 2012). O modelo correlativo usa a correlação entre a distribuição ou abundâncias das espécies e as variáveis ambientais vigentes (por exemplo, temperatura e precipitação), para fazer projeções de mudanças climáticas atuais, passadas e futuras, e para prever habitats climaticamente adequados para as espécies (Elith & Leathwick 2009). Desta forma, mapas das projeções de regiões climaticamente adequadas são criados, onde a área total projetada é comparada com as áreas atuais de ocorrência para estimar a vulnerabilidade das espécies. Diante desses cenários, as espécies cujas áreas de adequabilidade climática decrescem no futuro são consideradas em maior risco de extinção (Thomas *et al.* 2004; Warren *et al.* 2013).

Os modelos mecanicistas explicitamente integram os processos fundamentais que agem sobre a sobrevivência e reprodução das espécies (e.g.: demografia, interações bióticas, dispersão e fisiologia) para prever a vulnerabilidade das espécies frente às mudanças climáticas (Urban *et al.* 2016). Os modelos mecanicistas simulam processos preditivos, que possuem parâmetros biologicamente significativos, para representar o nicho fundamental de uma espécie (Kearney & Porter 2009). A distribuição futura é então prevista, onde, as regiões que prejudicam o desempenho fisiológico da espécie, a ponto de comprometer a sobrevivência, crescimento e reprodução são excluídas da distribuição final (Kearney & Porter 2009).

As vantagens dos modelos correlativos estão relacionadas à sua simplicidade e flexibilidade na obtenção dos dados, e por serem facilmente aplicados para uma ampla gama de táxons em várias escalas espaciais (Elith & Leathwick 2009). Em virtude disso, geralmente são considerados para fornecerem uma aproximação útil das áreas adequadas, e têm sido amplamente aplicados em planos/esforços de conservação da biodiversidade (Araujo & Peterson 2012; Porfirio *et al.* 2014). Como qualquer modelo, os modelos correlativos baseiam-se em suposições e apresentam limitações. Dentre as quais está o fato de ignorarem os mecanismos biológicos que moldam a ocorrência das espécies e as incertezas que eles acarretam (Perretti *et al.* 2013; Schindler & Hilborn 2015). Tais incertezas incluem as projeções climáticas (também aplicado ao mecanicista) — como os modelos gerais de circulação são construídos — diferenças algorítmicas em métodos e modelos, seleção de preditores dos modelos, e se as suposições feitas sobre a biologia de uma espécie são apropriadas (Pearson *et al.* 2006; Wiens *et al.* 2009). Em contraponto, alguns autores advogam que os modelos mecanicistas tendem a ser mais realistas e menos propensos ao viés do que os correlativos, pois, incorporam mecanismos importantes (ex. demografia e fisiologia) que potencialmente restringem a distribuição das espécies frente às mudanças climáticas (Kearney & Porter 2009; Evans *et al.* 2015; Urban *et al.* 2016). No entanto, esses modelos requerem dados de alta qualidade, que geralmente são caros e de disponibilidade limitada (Kearney & Porter 2009; Leroux *et al.* 2013; Connolly *et al.* 2017).

Considerando o risco de extinção, estudos mostram que os répteis tropicais são mais vulneráveis às mudanças climáticas do que os répteis das regiões temperadas, por exibirem menor variabilidade nas suas amplitudes de tolerâncias térmicas (Deutsch *et al.* 2008; Sinervo *et al.* 2010; Huey *et al.* 2012). Isso porque nos trópicos as espécies são adaptadas a climas relativamente estáveis e os impactos das mudanças climáticas podem ser severos (Deutsch *et al.* 2008; Huey *et al.* 2009). Como muitas espécies mantêm suas temperaturas corporais próximas aos seus limites de tolerância, mesmo pequenos aumentos nas temperaturas ambientais podem diminuir o desempenho fisiológico (Huey *et al.* 2009; Huey *et al.* 2012). Declínios locais de répteis neotropicais em decorrência das mudanças climáticas já têm sido relatados em diversos estudos (Sinervo *et al.* 2010; Kubisch *et al.* 2016; Pontes-da-Silva *et al.* 2018). Sinervo *et al.* (2010) com base em modelos de riscos de extinções de espécies impulsionados pelas mudanças climáticas no futuro, estimaram para 2070, que 39% das populações locais e 20% das espécies de lagartos podem se tornar extintas em todo o mundo. Dentre as áreas, estão os biomas

Cerrado, Floresta Amazônica e a transição entre eles (Sinervo *et al.* 2010). No entanto, esses modelos têm como premissa, o risco de extinção a nível de família, e não em níveis específicos, por isso, carecem de maior refinamento e validação com dados de campo obtidos em diferentes regiões. Por exemplo, Pontes-da-Silva *et al.* (2018) estimaram um alto risco de extinção, com uma média de 70% em 2070, para o lagarto *Kentropyx calcarata* (Spix 1825; Squamata: Teiidae) na Amazônia e na transição com o Cerrado.

Aqui, nós estimamos o risco de extinção mediado pelas mudanças climáticas para o lagarto *Norops brasiliensis* (Squamata, Dactyloidae; Figura 1). A espécie apresenta ampla distribuição ao longo do Cerrado, na transição Cerrado e Amazônia, também ocorrendo de forma relictual em áreas da Caatinga, Nordeste do Brasil. A espécie apresenta temperaturas corporais relativamente baixas, e são associados a ambientes florestais (Vitt *et al.* 2008; Mesquita 2015). Dadas essas características, nós predizemos que *N. brasiliensis* seja sensível às alterações climáticas. Também, no presente trabalho, nós comparamos a acurácia de ambos os modelos, correlativo (distribuição de espécies) e mecanicistas (dois aspectos da ecofisiologia: desempenho locomotor e horas de atividades), visando escolher o modelo com melhor desempenho preditivo do risco de extinção da espécie. Por incrementar dados fisiológicos aos modelos, nós esperamos que os modelos mecanicistas apresentem maior acurácia preditiva do que o modelo correlativo, e, portanto, melhorem as previsões de áreas de adequabilidade climática.



Figura 1. *Norops brasiliensis* fotografado em Pium, Tocantins, Brasil por Guarino R. Colli.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Dados climáticos e de ocorrência

2.1.1. *Dados climáticos*

Nós extraímos as variáveis climáticas e altitude do banco de dados WorldClim 1.4 (www.worldclim.org; (Hijmans *et al.* 2005)) na resolução espacial de 2,5 minutos (X km) usando o pacote RASTER (Hijmans 2016) no programa R (R Core Team 2018). Nós utilizamos as temperaturas máximas e mínimas, precipitação e 19 variáveis bioclimáticas (derivadas da temperatura e precipitação) para o presente (1960-1990) e para os anos 2050 e 2070. Para prever futuras áreas favoráveis para *Norops brasiliensis*, nós obtivemos camadas climáticas análogas usando projeções de modelos climáticos globais (GCMs; do inglês, “General Circulation Model”) para 2050 e 2070 baseados no Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados, Fase 5 (CMIP5; (Taylor *et al.* 2012). Especificamente, nós utilizamos os dados de doze GCMs (Apêndice 1: Tabela S1) e três vias de concentração representativas (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 8.5; do inglês “Representative Concentration Pathway”). RCPs são projeções de concentração de gases do efeito estufa, mensurados através da concentração equivalente de CO₂ atmosférico (e demais agentes), em partes-por-milhão por volume. Nós cortamos todas camadas do *WorldClim* para os limites da América do Sul, entre 10°e -40° latitude.

Para identificar problemas de colinearidade nos preditores ambientais, nós selecionamos 1.000 pontos aleatórios da área de estudo, usando uma máscara (BIO1) para excluir regiões sem dados e extrair valores de variáveis ambientais para o presente (1960-1990) em cada ponto, usando o DISMO pacote (Hijmans *et al.*, 2017). Em seguida, nós aplicamos uma análise de fator de inflação de variância (VIF) usando a função *vifstep* no pacote USDM (Naimi *et al.* 2014), com um limiar de 10 (Zuur 2010). As seguintes variáveis foram retidas: altitude (alt), faixa de temperatura média mensal (BIO 2), isotermalidade (BIO 3), temperatura média do trimestre mais chuvoso (BIO 8), temperatura média do trimestre mais seco (BIO 9), precipitação do mês mais chuvoso (BIO 13), precipitação do mês mais seco (BIO 14), sazonalidade da precipitação (BIO 15), precipitação no trimestre mais quente, (BIO 18) e precipitação no trimestre mais frio (BIO 19).

2.1.2. *Dados de ocorrência*

Nós criamos os modelos de distribuição e mapas preditivos usando as 73 localidades conhecidas para *Norops brasiliensis* a partir de dados disponíveis em coleções científicas e na literatura (Apêndice 1: Tabela S1). Em seguida nós aplicamos um filtro ambiental com a função *envSample* (Varela 2014), para reduzir possível viés amostral no conjunto de dados que poderia afetar as predições do modelo. Para isto, nós utilizamos as variáveis ambientais com menores VIFs (BIO2, BIO15, BIO18, BIO19), com uma resolução (tamanho da célula) igual a 20, ou seja, com resolução 20 vezes menor que a extensão dos preditores climáticos (Varela 2014). Este procedimento reteve 60 pontos de ocorrência, que foram usadas nas análises.

2.3. **Dados ecofisiológicos**

2.3.1. *Obtenção dos dados*

Nós obtivemos os dados ecofisiológicos das populações de *N. brasiliensis* em expedições de amostragem de campo curtas em três localidades ao longo do bioma Cerrado: Gaúcha do Norte (12.9656 ° S, 53.5636 ° W, agosto de 2015) Mato Grosso, Pium (10.4428 ° S, 49.1799 ° W, setembro de 2014 a outubro de 2014) e Lagoa da Confusão (10.9201 ° S, 50.1833 ° W, setembro de 2016), ambas no estado do Tocantins. Em cada localidade, nós capturamos os indivíduos de *N. brasiliensis* usando conjuntos de armadilhas de interceptação e queda. Cada lagarto capturado foi conduzido em sacos de pano para o laboratório, onde, foram mantidos em caixas plásticas individuais com substrato de serapilheira, água e comida ad libitum. No dia seguinte à captura, nós submetemos o lagarto aos seguintes ensaios fisiológicos, com seus respectivos tamanhos de amostras (em parênteses): temperatura preferencial - T_{pref} (29), temperatura crítica mínima - CT_{min} (29), temperatura crítica máxima - CT_{max} (29) e sensibilidade térmica a velocidade de corrida (33). Os indivíduos coletados e as amostras de tecido foram depositados na coleção herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB).

2.3.2. *Temperatura preferencial (T_{pref})*

Nós estimamos a temperatura preferencial (T_{pref}) dos lagartos usando um gradiente térmico de MDF de 100 cm x 15 cm x 30 cm (MDF de média densidade), com um topo aberto e um substrato com 2 cm de profundidade de areia e vermiculita. Nós organizamos este gradiente em 8 pistas, na quais, colocamos cada lagarto. Para produzir um gradiente de temperatura variando entre 20 e 45 ° C, nós usamos um conjunto de

lâmpadas de cerâmica de um lado, simulando a luz do dia direta, e do outro lado, nós inserimos um pacote de gelo para simular um refúgio natural sombreado. O piso do gradiente foi feito de alumínio para melhor condutância de temperatura e as paredes foram feitas de madeira compensada para evitar escaladas. Cada animal foi introduzido no centro da pista, sendo, suas temperaturas corporais registradas a cada minuto durante 65 minutos usando um termopar isolado (5SC-TT-T-36-72, Omega Engineering) acoplado à região ventral e conectado a um registrador termopar de oito canais (em inglês “Eight Channel Thermocouple USB Data Acquisition Module”, TC-08, Omega Engineering). Para cada indivíduo, nós estimamos a média da T_{pref} (Sinervo *et al.* 2010 533) e os limites superior e inferior, como a temperatura voluntária máxima (VT_{max}) e temperatura voluntária mínima (VT_{min}), respectivamente (Kubisch *et al.* 2016 334).

2.3.3. Sensibilidade térmica a velocidade de corrida

A velocidade de corrida (V_{cor}) é mensurada para avaliar o esforço de desempenho físico e para simular a condição natural de atividade, onde, a habilidade é essencial para escapar de predadores, capturar presas e se dispersar para novos habitats (Angilletta 2006). Nós estimulamos os lagartos (eg. toque na cauda) a correrem o mais rápido possível (Miles 2004) sobre uma pista de madeira retilínea (300 cm x 30 cm x 40 cm) em três condições de temperaturas corporais (20, 25 e 30°C), alcançadas e monitoradas expondo os animais a uma fonte de calor (lâmpada de 60 W) e frio (pacotes de gelo). Em seguida, nós mensuramos a temperatura corporal dos animais, antes da corrida, com um termômetro cloacal (em inglês “Omega Engineering, Inc., Stamford, CT, EUA”), com uma precisão de 0.2°C. Para registrar as corridas à 420 fps, nós usamos uma câmera digital de alta velocidade (Casio® EX-FH25 10.1MP) localizada a 1,5 m acima do centro da pista e suportada por um tripé de alumínio. Por fim, para obter a velocidade máxima de corrida em cada temperatura corporal (Logan *et al.* 2015 359), nós analisamos os vídeos com o programa Tracker® 4.80 (<https://physlets.org/tracker/>).

2.3.4. Tolerância termal

No dia seguinte aos procedimentos de T_{pref} e V_{cor} , nós estimamos a temperaturas críticas mínima (CT_{min}) e máxima (CT_{max}) dos indivíduos usando fontes de frio e calor. Para estimar o CT_{min} , nós colocamos cada lagarto em uma caixa de plástico sob e circundada por pacotes de gel para reduzir a temperatura corporal, enquanto para o CT_{max} nós usamos uma fonte de calor (lâmpada incandescente de 60 W) para aumentar lentamente a temperatura corporal. Nos dois testes, nós monitoramos cuidadosamente a

resposta comportamental e verificamos a cada minuto, sua capacidade de retornar à posição correta quando colocada em decúbito dorsal (ventre para cima). Quando esses perdiam a capacidade de voltar a posição original, imediatamente, nós mensuramos a temperatura corporal do lagarto com um termômetro cloacal (T-6000, Miller & Weber), com precisão de 0,2 ° C. Após a realização do teste CT_{max} , os animais foram resfriados colocando-os na água, e nenhum outro experimento foi realizado. Os dados CT_{max} e CT_{min} foram agrupados aos dados de velocidade, atribuindo-se um valor de zero, ou seja, temperaturas que os animais não conseguem se mover. O intervalo entre os experimentos foi de 1 hora.

2.4. Temperaturas operacionais ambientais

Nós registramos em cada um dos locais as temperaturas operativas ambientais (T_e) em uma periodicidade de 10 min, utilizando coletores de dados automáticos (HOBO ® U23 Pro v2 2 x external temperature data logger-U23-003) com sensores conectados a modelos de PVC, equivalentes ao tamanho e a cor da espécie estudada. Nós distribuimos os modelos próximos as armadilhas, em microhabitats possivelmente utilizados por *Norops brasiliensis*, tais como árvores, serapilheira na sombra, ou serapilheira exposta à luz solar (Mesquita 2015). Isso, nos permite delinear um perfil microclimático para cada local, estimar as horas de atividade e de restrição para cada dia amostrado e, então, relacionar com as variáveis macroclimáticas. Ainda, nós também mensuramos ao mesmo tempo a temperatura do ar (T_a), usando coletores de dados automáticos desconectados dos modelos (HOBO® U23 Pro v2 Relative Temperature / Humidity Data Logger) dispostos próximos a cada armadilha, no ambiente a 50 cm do solo.

2.5. Produzindo os modelos correlativo e mecanicistas

2.5.1. Modelo correlativo

Usando os registros de ocorrência de *N. brasiliensis* como variável resposta e os dados ambientais (variáveis climáticas e bioclimáticas) como variáveis preditivas, nós produzimos os modelos correlativos de distribuição de espécies (SDM) com o pacote BIOMOD2 {Thuiller, 2019 # 6}. Como, os nossos dados consistem apenas em registros de presença, nós geramos pontos de pseudo-ausências usando um plano de fundo (em inglês “background”), amostrados ao longo de toda área de estudo, isto porque, a maioria dos modelos estatísticos aqui implementados exigem dados binários (variáveis respostas). Em seguida, nós ajustamos os modelos usando três algoritmos de aprendizado de máquina

(GBM- *Generalized Boosting Model*, CTA- *Classification Tree Analysis* e RF- *Random Forest*) gerados tanto com os pontos de pseudo-ausência, quanto com os registros de distribuição da espécie, e sete algoritmos de regressão (Generalized Linear Modeling – GLM, Generalized Additive Model – GAM, Artificial Neural Network – ANN, Surface Range Envelop – SRE, Flexible Discriminant Analysis – FDA, Multiple Adaptive Regression Splines – MARS and Maximum Entropy – MAXENT. Phillips and MAXENT.Tsuruoka) (Beaumont et al., 2016, Qiao et al., 2015), com 10.000 pontos de pseudo-ausência (Barbet-Massin *et al.* 2012).

Para ambos os modelos, nós produzimos dez repetições dos dados de pseudo-ausência por selecionar aleatoriamente pontos fora do modelo de envelope de intervalo de superfície (quantil de 0,025) com base nos dados de presença de *Norops brasiliensis*. Nós utilizamos 75% dos dados de presença para ajustar os modelos e 25% para avaliar a acurácia, repetindo esse processo 10 vezes. Em seguida, para avaliar a acurácia do modelo, nós usamos a estatística de TSS (*True Skill Statistics*) (Allouche *et al.* 2006; Qiao *et al.* 2015). Essa métrica tem mostrado ser simples e intuitiva para discernir a precisão das previsões dos modelos (Allouche *et al.* 2006). TSS varia de -1 a +1, onde valores negativos e próximos a zero não são melhores do que as previsões aleatórias e, valores próximos a + 1 representam as distribuições previstas em perfeita concordância com as ocorrências conhecidas da espécie. Os valores aceitáveis de TSS para a distribuição das espécies modeladas são iguais ou superiores a 0,5, enquanto, as distribuições com previsões, variando entre razoável para excelente, alcançam valores mínimos de TSS de 0,7.

2.5.2. Modelos mecanicistas (ecofisiológicos)

Modelo de desempenho térmico (TPC)

Nós estimamos as curvas de desempenho térmico (TPC) (Huey & Stevenson, 1979) para *Norops brasiliensis* usando modelos aditivos misto generalizado (GAMM, Wood, 2017). Neste, a velocidade máxima de corrida ($V_{cor_{max}}$) é a variável resposta, a temperatura corporal (T_b) e o comprimento do corpo (covariável) os efeitos fixos e os indivíduos (identificação do lagarto) o efeito aleatório. Em seguida, para criar uma função de previsão vetorizada do modelo, nós adicionamos ao GAMM, a função *fit_curves* do pacote MAPINGUARI (Caetano et al. 2017). Em seguida, usamos esse modelo para produzir rasters de desempenho térmico a partir de preditores ambientais relacionados

apenas à temperatura (temperatura mínima, média e máxima; BIO1 – BIO11) com o pacote MAPINGUARI (ver Caetano et al., 2017).

Hora de atividade (H_{at})

Nós calculamos as horas de atividades para *N. brasiliensis* considerando as horas diárias em que os modelos de temperaturas (HOBOS) registram temperaturas operativas ambientais (T_e) dos microhabitats utilizados pela espécie, maiores do que o VT_{mim} ($VT_{min} < T_e$) e menores do que VT_{max} ($T_e < VT_{max}$). Assim, nós construímos um modelo não linear baseado na função logística para relacionar as H_{at} (variável resposta) à temperatura do ar no ambiente (T_{env}). Em seguida, usando o mesmo procedimento empregado no modelo de desempenho (TPC), nós extrapolamos espacialmente as previsões do modelo logístico de H_{at} para as variáveis climáticas e bioclimáticas relacionados as temperaturas ambientais (temperatura mínima, média e máxima; BIO1-BIO11).

2.5.3. Construindo os modelos

Os rasters criados (TPC e H_{at} , respectivamente) foram salvos separadamente e submetidos à análise de VIFs como descrito seção 2.1, para excluir variáveis colineares, retendo as seguintes variáveis: desempenho locomotor, tpc_tmax, tpc_BIO2, tpc_BIO3, tpc_BIO5, tpc_BIO6, tpc_BIO8 e tpc_BIO9; horas de atividades rasters, ha_BIO2, ha_BIO3, ha_BIO4, ha_BIO8 e ha_BIO9. Para produzir nossos modelos de distribuição mecanicista de espécies com base em dados ecofisiológicos, nós usamos as mesmas etapas descritas na seção 2.5.1 (Modelos correlativos), usando os registros de ocorrência de *Norops brasiliensis* como variável resposta e os rasters de TPCs e H_{at} como variáveis preditoras.

2.6. Avaliação e comparação dos modelos

Nós obtivemos valores de TSS para cada combinação de três modelos (correlativo, desempenho locomotor e horas de atividade), onze algoritmos (GBM, CTA, RF, GLM, GAM, ANN, SRE, FDA, MARS, MAXENT.Phillips e MAXENT.Tsuruoka), dez repetições de dados de pseudo-ausência e dez execuções de particionamento aleatório dos dados de ocorrência da espécie em conjuntos de dados de treinamento (75%) e teste (25%), usando o pacote BIOMOD2 (Thuiller et al., 2019). Para comparar a acurácia dos modelos, nós usamos um modelo misto linear generalizado (GLMM) com o pacote LMER4 (Bates et al., 2015), sendo os valores TSS como variável resposta e os algoritmos, replicação de dados de pseudo-ausência como fatores aleatórios aninhados. Em seguida,

nós aplicamos as melhores previsões lineares imparciais (BLUP) para comparar os efeitos das três estratégias de modelagem sobre precisão do modelo (Henderson, 1975, Liu et al., 2008).

2.7. Predições e projeções dos modelos

Nós construímos previsões de conjuntos (em inglês “*ensemble predictions*”) por selecionar os modelos correlativos e mecanicistas com valor de TSS $\geq 0,8$ e ponderar a contribuição de cada modelo ao conjunto pela pontuação do TSS, usando o pacote BIOMOD2 (Thuiller et al., 2019), para reduzir as fontes de incerteza associadas aos modelos (Buisson et al. 2010). Em seguida, nós combinamos os dados originais da ocorrência de *N. brasiliensis* e as previsões dos modelos, para calcular o limiar ideal e para transformar as previsões de cada modelo em um raster de presença-ausência, através da soma máxima da sensibilidade do teste mais o método da especificidade (maxSSS, Liu et al., 2016) usando o pacote PRESENCEABSENCE (Freeman & Moisen, 2008). Esses dados foram utilizados em consequentes métricas de avaliação das projeções (matriz de confusão, sensibilidade e especificidade). Assim, para determinar a área total de adequabilidade ambiental de *N. brasiliensis* para os cenários presente e futuro, nós extraímos os números de células de presença da superfície binária e multiplicamos pelo tamanho da área. Nós avaliamos um possível aumento ou redução da adequabilidade ambiental para *N. brasiliensis* através de 72 cenários diferentes (12 GCMs x 3 RCPs x 2050 e 2070), calculando a diferença entre as projeções presentes e futuras para cada modelo.

2.8. Uso da terra: bioma Cerrado

Para determinar como o desmatamento afeta as áreas de adequabilidade ambiental de *N. brasiliensis*, primeiramente, nós consideramos a extensão original do Cerrado e os remanescentes de seus habitats naturais. Para as projeções futuras, nós consideramos três cenários para o ano de 2050: (1) nenhum desmatamento (extensão original do Cerrado), (2) se o Código Florestal Brasileiro- CFB (Soares-Filho et al., 2014) for colocado em prática e (3) “*business as usual*- BAU”, ou seja, sem o Código Florestal. Nós obtivemos os dois últimos cenários no GLOBIOM-Brasil, uma adaptação do modelo econômico global (GLOBIOM) para projetar o uso da terra e a produção agrícola no Brasil até 2050 (Câmara et al., 2015).

3. RESULTADOS

3.1. Parâmetros ecofisiológicos

Norops brasiliensis apresenta média de temperatura preferida (T_{pref}) de 31,25° C, temperatura crítica máxima (CT_{max}) e temperatura crítica mínima (CT_{min}) de 40,13° C e 15,51 ° C, respectivamente, e faixa de tolerância térmica (Amp_{tol}) de 24,59° C (Tabela 1). A temperatura de desempenho ideal, ou seja, 32° C, os indivíduos de *N. brasiliensis* atingem a velocidade máxima de 11,9 cm / s (Apêndice 2: Figura S1).

Tabela 1. Fisiologia termal (temperaturas preferidas - T_{pref} , temperatura crítica mínima – CT_{min} , temperatura crítica máxima- CT_{max} e amplitude de tolerância térmica - Amp_{tol}) de *Norops brasiliensis*. Nós apresentamos os tamanhos da amostra (N), a média (MD), o desvio padrão (DVP), valor mínimo (MIN), valor máximo (MAX), amplitude (AMP) e o erro padrão (EP) para cada parâmetro mensurado.

Parâmetros	N	MD	DVP	MIN	MAX	AMP	EP
CT_{min} (C°)	29	15.51	1.91	10.2	19	8.8	0.36
CT_{max} (C°)	29	40.13	1.83	36.1	43.2	7.1	0.33
Amp_{tol} (C°)	29	24.59	2.23	17.8	28	10.2	0.41
T_{pref} (C°)	29	31.25	4.17	20.48	38.9	18.42	0.10

3.2. Comparação dos modelos

Nosso modelo de GLMM mostra que os modelos baseados em parâmetros ecofisiológicos (mecanicistas) foram significativamente mais precisos (valores mais altos de TSS) do que o correlativo (Figura 2). Sendo, a curva de desempenho térmica (TPC) com a melhor acurácia para as previsões (Figura 2).

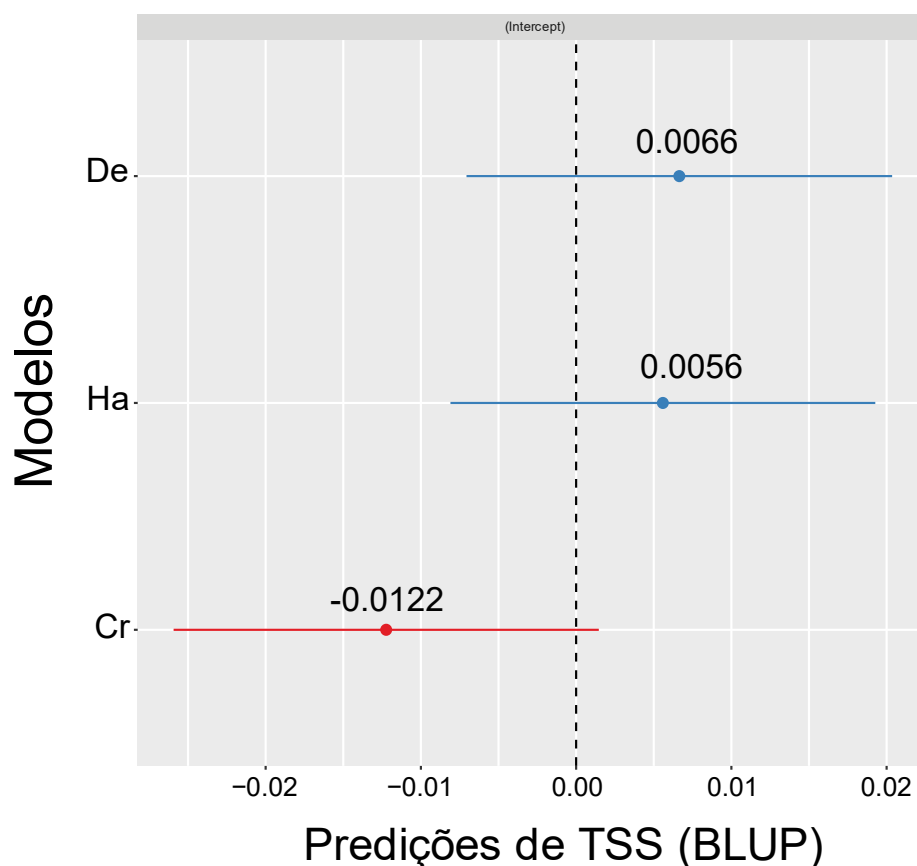


Figura 2. Comparação do desempenho preditivo entre modelos mecanicistas e correlativo usando True Skill Statistics- TSS. Cr = modelo correlativo, TPC = modelo mecanicista de desempenho locomotor, H_{at} = modelo mecanicista de horas de atividades. BLUP= Melhor predição linear imparcial. $F= 9.3468$, $p<0,001$.

3.3. Adequabilidade climática

De acordo com cenário climático atual, o modelo de TPC estimou uma área de adequabilidade climática de ocorrência para *Norops brasiliensis* nos limites dos biomas brasileiros de aproximadamente 4728.806 km² (Figura 3). Em relação aos cenários futuros, as 72 projeções de adequabilidade climática de ocorrência para *Norops brasiliensis* sem considerar o desmatamento (ND) resultou em média, 8% (379.14 km²) de perda de área para 2050 e 18% para 2070 (Apêndice 1: Tabelas S2-3, Apêndice 2: Figuras S2-5). No entanto, essas previsões variaram entre os GCMs, com alguns estimando ganhos de área (ie. CCSM4 para 2050 e 2070) e outros perdas (Apêndice 1: Tabela S2). Inserindo os cenários de desmatamento nas condições futuras, considerando

o Código Florestal Brasileiro- CFB e sem considerar o Código Florestal (“*business as usual*”- BAU), nós encontramos uma maior e mais significativa redução da na área de adequabilidade climática para *N. brasiliensis* (Figura 4, $P < 0.001$). Para 2050, *Norops brasiliensis* apresenta em média, uma perda de área de 57.6 % no cenário BAU (variando entre 40.5 – 68.3 %) e 51.25 % no CFB (31.8- 64.9 %), já, para 2070, a redução de área foi muito maior quando comparada a previsão para 2050, sendo de 57.3% em CFB (36.02 - 78.6%) e 68.7 % em BAU (45.2 – 80.6 %) respectivamente (Figura 4). Com relação aos RCPs (vias de concentração representativas), sob uma previsão mais otimista (RCP 2,6), a maior redução de área de adequabilidade climática (risco de extinção) para *N. brasiliensis* foi de 55,0% (2050 - BAU, Apêndice 1: Tabela S2), para a predição intermediária (RCP 4,5), cerca de 62,5% (2070 - BAU, Apêndice 1: Tabela S3). Já, para a modelagem mais pessimista (RCP 8,5), a adequabilidade climática alcançou 72% de redução (2070 - BAU, Apêndice 1: Tabela S3).

3.4. Bioma Cerrado: uso da terra

Dentro dos limites do bioma Cerrado, onde registramos o maior número de ocorrências para *Norops brasiliensis*, a área de adequabilidade climática para a espécie é de 1864,80 km². No entanto, quando considerado apenas os remanescentes de Cerrado em 2010, a extensão da área é de 971.3 km², correspondendo a uma redução de 52% na adequabilidade climática. Para as projeções futuras, nós encontramos um forte efeito do desmatamento sobre área adequabilidade climática de *N. brasiliensis* ao longo do bioma Cerrado (Figura 5, $P < 0.01$). No cenário ND (sem desmatamento) a redução foi de 12% para 2050 e de 18% para 2070 (Apêndice 1: Tabelas S4-5). Já, nos cenários com desmatamento, nós encontramos um aumento na perda de adequabilidade climática para *Norops brasiliensis*, principalmente para 2070, ano para o qual modelamos uma redução média de 59.13% (1102.842 Km²) para RE, 78% (1453.739 km²) para BAU, e 71.9 % (1340.13 km²) para CFB (Apêndice1: Tabela S5, Figura 5).

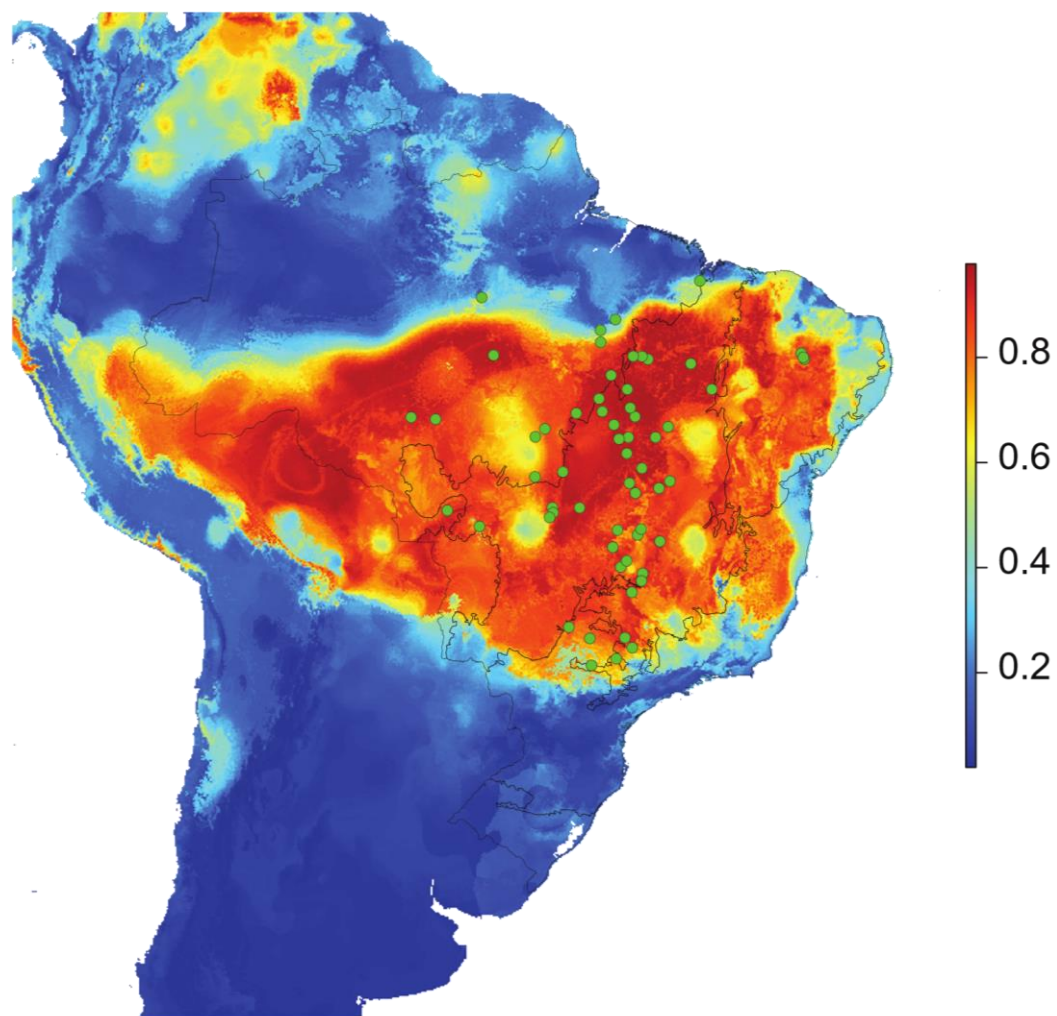


Figura 3. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* para o presente. As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *N. brasiliensis* ao longo dos biomas brasileiros.

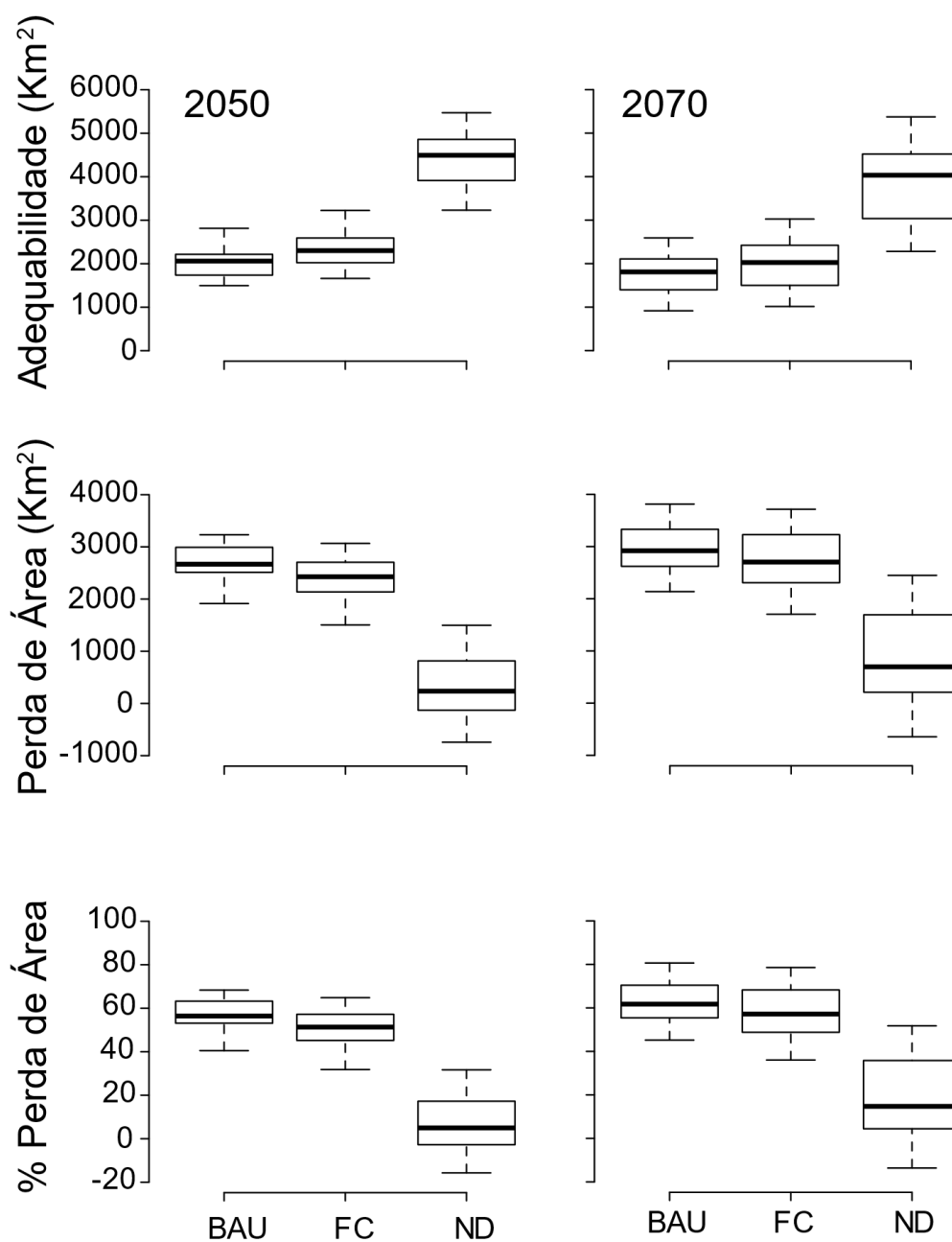


Figura 4. Efeitos do desmatamento sobre as áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* nos biomas brasileiros projetadas para 2050 e 2070. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REMCER- Remanescentes atuais de Cerrado, CFB- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais.

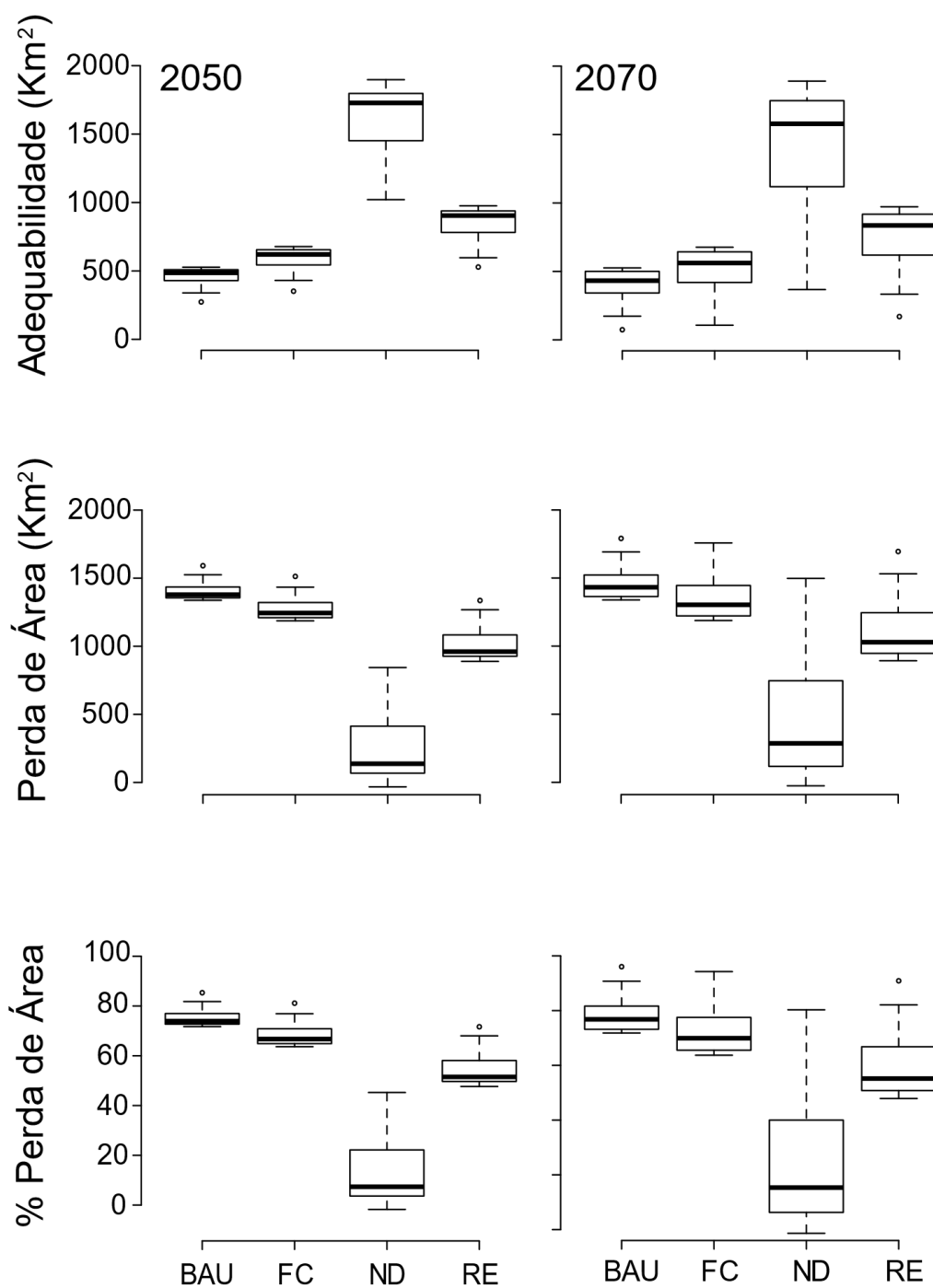


Figura 5. Efeitos do desmatamento sobre as áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* no bioma Cerrado para os anos de 2050 e 2070. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REMCER- Remanescentes atuais de Cerrado, CFB- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usual.

4. DISCUSSÃO

4.1. *Comparação dos modelos*

Nós mostramos que os modelos mecanicistas que incorporam dados ecofisiológicos (horas de atividades e curva de desempenho térmico- TPC) apresentaram melhor acurácia preditiva do que os modelos correlativos. Estudos prévios indicam que modelos mais acurados tendem a diminuir as incertezas nas previsões e aumentar o realismo dos modelos (Fordham *et al.* 2018). Nossos resultados, também suportam a visão de que, os modelos que incorporam informações fisiológicas tendem a ser mais complexos, e provavelmente fornecem previsões de áreas de adequação climáticas mais precisas do que os modelos estruturalmente mais simples, que só respondem pela variação no clima (Evans *et al.* 2015; Urban *et al.* 2016). Em outras palavras, superam algumas das limitações do modelo correlativo, por integrar respostas demográficas e fisiológicas, para, que as mudanças de escala emergem da interação de processos abióticos e bióticos relevantes (Singer *et al.* 2016).

Modelos de riscos de extinção para outras espécies de lagartos que utilizaram informações fisiológicas revelaram resultados promissores nas previsões das respostas das espécies às mudanças climáticas (Sinervo *et al.* 2010; Kubisch *et al.* 2016; Pontes-da-Silva *et al.* 2018). Isso porque algumas características fisiológicas, como as curvas de desempenho (TPCs), expressam a sensibilidade das espécies à temperatura do ambiente, revelando várias propriedades térmicas importantes dos organismos ectotérmicos. Dessa forma, incluir tais mecanismos nos modelos podem fornecer informações importantes, sobre a persistência de populações de lagartos frente às mudanças ambientais (Urban *et al.* 2016), e, portanto, o uso e refinamento desses parâmetros podem ser um bom caminho para obtenção de modelos cada vez mais realistas.

4.2. *Risco de extinção*

Com base no desempenho locomotor, modelo com maior acurácia preditiva, nós estimamos o risco de extinção mediado pelas mudanças climáticas para o lagarto *Norops brasiliensis* nos biomas brasileiros, inferido a partir da perda de adequabilidade de 10 % para 2050 e 18% para 2070 quando não incluímos os cenários de desmatamento. No entanto, ao estimar as projeções considerando o uso da terra, o risco de extinção aumentou para mais de 50 % em 2050 e 2070. Pontes-da-Silva *et al.* (2018) utilizando de variáveis

de mudanças de habitat adicionadas ao modelo ecofisiológico, estimaram um risco extinção para *Kentropyx calcarata* de 53.7% para 2050 e 79.4% para 2070. Esses resultados dão suporte à visão que a sinergia entre mudanças climáticas e o uso da terra aumentam ainda mais os risco de extinção das espécies. Isso porque, ao utilizarmos as superfícies do uso da terra com o padrão de desmatamento para o presente e futuro nos modelos, possivelmente, acrescentaram mais realismo às projeções e reduziram os erros de comissão (predições falso-positivas) (Fordham *et al.* 2018).

Estudos relacionados à ecologia de *Norops brasiliensis* relatam uma dependência desses lagartos à habitats florestados (Vitt *et al.* 2008; Mesquita 2015), e sugerem, que a perda desses ambientes pode causar sérios danos para conservação e manutenção da espécie. Nossas predições para o presente, considerando os remanescentes de Cerrado, estimam uma redução de 52% na área de adequabilidade climática para *N. brasiliensis*. Além disso, as nossas estimativas para o futuro apontam para um aumento do risco de extinção na maioria das regiões, onde *N. brasiliensis* ocorre, principalmente, com a redução de áreas climaticamente favoráveis ao longo de todo bioma Cerrado, especificamente na porção leste, na transição entre o Cerrado e a Amazônia. Este resultado corrobora com os estudos de Sinervo *et al.* (2010) e Pontes *et al.* (2018), que estimaram um alto risco de extinção de lagartos nessa região. Isto, pode estar relacionado às intensas mudanças antrópicas na transição Cerrado-Amazônia, resultando em uma perda de 50% de suas áreas nativas para a agricultura, e conseqüentemente, um colapso iminente da biodiversidade (Marques *et al.* 2019).

Norops brasiliensis apresenta médias de temperaturas corporais ($31.62 \pm 2.52^{\circ}\text{C}$) relativamente baixas (Mesquita 2015). Em nosso estudo, nós encontramos um valor similar para T_{pref} e para a temperatura ótima de desempenho (T_o), o que provavelmente reflete um conservadorismo nas seleções das temperaturas corporais. Essas características podem conferir à espécie uma alta sensibilidade às alterações das temperaturas ambientais (aumentos e decréscimos), elevando o risco de extinção. Uma vez que, aumentos bruscos na temperatura podem reduzir o número de horas ativas diárias, nas quais os lagartos apresentam frequência de temperatura ótima de operação, limitando suas atividades vitais (Sinervo *et al.* 2010; Logan *et al.* 2013). No entanto, nós encontramos uma alta variância nos limites críticos térmicos, o que pode indicar um potencial adaptativo às mudanças climáticas (Logan *et al.* 2014). Pontes-da-Silva *et al.* (2018) encontraram uma alta variabilidade na tolerância termal nos indivíduos de *Kentropyx calcarata*, espécie associada a ambientes florestais, e sugerem que tais características podem favorecer

indivíduos com maior tolerância a mudanças de temperatura sob um cenário de aquecimento global.

4.3. Desafios dos modelos

Um grande desafio sobre a incorporação de dados ecofisiológicos nos modelos de distribuição de espécies, diz respeito a dificuldade de obtenção desses dados. Porém, nossos resultados indicam que, com apenas uma amostragem em 3 localidades foi o suficiente para produzir um modelo com melhor acurácia preditiva. Indicando um direcionamento promissor na criação de modelos mais realistas, sobre as respostas das espécies frente às mudanças climáticas. No entanto, nós não descartamos o uso dos modelos correlativos, uma vez que, com as mudanças climáticas e o uso da terra em curso, há uma urgência na obtenção de resultados sobre as respostas das espécies às alterações ambientais, para delinear ações de conservação da biodiversidade. Além disso, devido ao bom custo-benefício, os modelos correlativos podem ser úteis para sugerir mecanismos importantes no desenvolvimento de modelos mecanicistas e para organismos ainda não estudados.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Allouche, O., Tsoar, 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.
2. Angilletta, M.J. (2006). Estimating and comparing thermal performance curves. *Journal of Thermal Biology*, 31, 541-545.
3. Araujo, M.B. & Peterson, A.T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93, 1527-1539.
4. Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C.H. & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods Ecol Evol*, 3, 327-338.
5. Bellard, C.B., C;Leadley, P; Thuiller and Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365-377.

6. Botkin, D.B., Saxe, H., Araújo, M.B., Betts, R.a., Bradshaw, R.H.W., Cedhagen, T. *et al.* (2007). Forecasting the Effects of Global Warming on Biodiversity. *57*, 227-236.
7. Chevin, L.-M., Lande, R. & Mace, G.M. (2010). Adaptation, Plasticity, and Extinction in a Changing Environment: Towards a Predictive Theory. *PLoS Biology*, *8*, e1000357.
8. Connolly, S.R., Keith, S.A., Colwell, R.K. & Rahbek, C. (2017). Process, Mechanism, and Modeling in Macroecology. *Trends Ecol Evol*, *32*, 835-844.
9. Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. *et al.* (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *105*, 6668-6672.
10. Dormann, C.F., Schymanski, S.J., Cabral, J., Chuine, I., Graham, C., Hartig, F. *et al.* (2012). Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, *39*, 2119-2131.
11. Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *40*, 677-697.
12. Evans, T.G., Diamond, S.E. & Kelly, M.W. (2015). Mechanistic species distribution modelling as a link between physiology and conservation. *Conserv Physiol*, *3*, cov056.
13. Fordham, D.A., Bertelsmeier, C., Brook, B.W., Early, R., Neto, D., Brown, S.C. *et al.* (2018). How complex should models be? Comparing correlative and mechanistic range dynamics models. *Glob. Change Biol.*, *24*, 1357-1370.
14. Hijmans, R.J. (2016). Introduction to the 'raster' package.
15. Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*, 1965-1978.

16. Huey, R.B., Deutsch, C.a., Tewksbury, J.J., Vitt, L.J., Hertz, P.E., Alvarez Pérez, H.J. *et al.* (2009). Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276, 1939-1948.
17. Huey, R.B., Kearney, M.R., Krockenberger, a., Holtum, J.a.M., Jess, M. & Williams, S.E. (2012). Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367, 1665-1679.
18. IPCC (2014). Climate Change Impacts, Adaptation, and Vulnerability Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: *Cambridge University Press, Cambridge*.
19. Kearney, M. & Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, 12, 334-350.
20. Kubisch, E.L., Corbalán, V., Ibargüengoytía, N.R. & Sinervo, B. (2016). Local extinction risk by global warming of three species of lizards from Patagonia. *Canadian Journal of Zoology*, 59, 49-59.
21. Leroux, S.J., Larrivéé, M., Boucher-Lalonde, V., Hurford, A., Zuloaga, J., Kerr, J.T. *et al.* (2013). Mechanistic models for the spatial spread of species under climate change. *Ecological Applications*, 23, 815-828.
22. Logan, M.L., Cox, R.M. & Calsbeek, R. (2014). Natural selection on thermal performance in a novel thermal environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1-5.
23. Logan, M.L., Fernandez, S.G. & Calsbeek, R. (2015). Abiotic constraints on the activity of tropical lizards. *Functional Ecology*, 29, 694-700.
24. Logan, M.L., Huynh, R.K., Precious, R.A. & Calsbeek, R.G. (2013). The impact of climate change measured at relevant spatial scales: New hope for tropical lizards. *Glob. Change Biol.*, 19, 3093-3102.

25. Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H., Marimon, B.S., Matricardi, E.A.T., Mews, H.A. & Colli, G.R. (2019). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*.
26. Mesquita, D.O., Costa, G.C., Figueredo, A.S., França, F.G.R., Garda, A.A., Soares, A.H.B., Tavares-Bastos, L., Vasconcellos, M.M., Vieira, G.H.C., Vitt, L.J., Werneck, F.P., Wiederhecker, H. C. and Colli, G.R. (2015). The autecology of *Anolis brasiliensis* (Squamata, Dactyloidae) in a Neotropical Savanna. *Herpetological Journal*, 25, 233–244.
27. Meyers, L.A. & Bull, J.J. (2002). Fighting change with change: Adaptive variation in an uncertain world. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 551-557.
28. Miles, D.B. (2004). The race goes to the swift: fitness consequences of variation in sprint performance in juvenile lizards. *Evolutionary Ecology Research*, 6, 63-75.
29. Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K. & Toxopeus, A.G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37, 191-203.
30. Pearson, R.G., Thuiller, W., Araujo, M.B., Martinez-Meyer, E., Brotons, L., McClean, C. *et al.* (2006). Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography*, 33, 1704-1711.
31. Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarres, J.F. *et al.* (2010). Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330, 1496-1501.
32. Perretti, C.T., Munch, S.B. & Sugihara, G. (2013). Model-free forecasting outperforms the correct mechanistic model for simulated and experimental data. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, 5253-5257.
33. Pontes-da-Silva, E., Magnusson, W.E., Sinervo, B., Caetano, G.H., Miles, D.B., Colli, G.R. *et al.* (2018). Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. *J Therm Biol*, 73, 50-60.

34. Porfirio, L.L., Harris, R.M., Lefroy, E.C., Hugh, S., Gould, S.F., Lee, G. *et al.* (2014). Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS One*, 9, e113749.
35. Qiao, H., Soberón, J., Peterson, A.T. & Kriticos, D. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 1126-1136.
36. R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
37. Schindler, D.E. & Hilborn, R. (2015). Prediction, precaution, and policy under global change. *Science*, 347, 953-954.
38. Sinervo, B., Méndez-de-la-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M. *et al.* (2010). Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328, 894-899.
39. Singer, A., Johst, K., Banitz, T., Fowler, M.S., Groeneveld, J., Gutierrez, A.G. *et al.* (2016). Community dynamics under environmental change: How can next generation mechanistic models improve projections of species distributions? *Ecological Modelling*, 326, 63-74.
40. Taylor, P., Williams, K.J., Belbin, L., Austin, M.P., Janet, L., Ferrier, S. *et al.* (2012). International Journal of Geographical Which environmental variables should I use in my biodiversity model ? , 37-41.
41. Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C. *et al.* (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.
42. Urban, M.C., Bocedi, G., Hendry, A.P., Mihoub, J.B., Pe'er, G., Singer, A. *et al.* (2016). Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science*, 353.

43. Varela, S., Anderson, R.P., García-Valdés, R. and Fernández-González, F. (2014). Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37, 1084–1091.
44. Vitt, L.J., Shepard, D.B., Vieira, G.H.C., Caldwell, J.P., Colli, G.R. & Mesquita, D.O. (2008). Ecology of *Anolis Nitens Brasiliensis* in Cerrado Woodlands of Cantão. *Copeia*, 2008, 144-153.
45. Warren, R., VanDerWal, J., Price, J., Welbergen, J.A., Atkinson, I., Ramirez-Villegas, J. *et al.* (2013). Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nat. Clim. Chang.*, 3, 678-682.
46. Wiens, J.A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C.A. & Snyder, M.A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 19729-19736.
47. Zuur, A.F., Ieno, E. N. and Elphick, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3-14.

6. APÊNDICES

Material suplementar 1

Tabela S1. Dados de ocorrência de *Norops brasiliensis* coletados ao longo dos biomas brasileiros.

País	Estado	Município	Latitude	Longitude	Fonte
Brasil	Ceará	Barbalha	-7.333880	-39.411601	Delfim, 2012
Brasil	Ceará	Crato	-7.250000	-39.466667	Ribeiro et al. 2012
Brasil	Distrito Federal	Brasília	-15.775970	-47.797790	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Aruanã	-14.716770	-50.959000	Delfim, 2012
Brasil	Goiás	Caldas Novas	-17.663991	-48.842935	Santos et al., 2014
Brasil	Goiás	Catalão	-17.977960	-47.718590	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Colinas do Sul	-13.990340	-48.092160	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Goiás	Goiânia	-16.678600	-49.253900	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Goiás	Luziânia	-16.554050	-48.021760	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Minaçu	-13.495750	-48.397400	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Niquelândia	-14.473889	-48.459722	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Nova Roma	-13.741900	-46.880300	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Petrolina de Goiás	-16.095000	-49.338100	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Pirenópolis	-15.825960	-49.011040	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Porangatu	-13.440800	-49.148600	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Santa Cruz de Goiás	-17.354722	-48.538889	Santos et al., 2014
Brasil	Goiás	São Domingos	-13.398300	-46.318300	Nogueira, 2006
Brasil	Goiás	Silvânia	-16.658889	-48.608056	Ávila, 2011
Brasil	Goiás	Três Ranchos	-18.353900	-47.782500	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Goiás	Valparaíso de Goiás	-16.065800	-47.978600	Nogueira, 2006
Brasil	Maranhão	Arari	-3.516680	-44.766682	Delfim, 2012
Brasil	Maranhão	Carolina	-7.345120	-47.444200	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Mato Grosso	Aripuanã	-10.225833	-59.611667	Nogueira, 2006
Brasil	Mato Grosso	Barra do Garças	-15.200000	-52.500000	Nogueira, 2006
Brasil	Mato Grosso	Gaúcha do Norte	-13.183333	-53.250000	Nogueira, 2006
Brasil	Mato Grosso	Juruena	-10.318100	-58.358900	Nogueira, 2006

Brasil	Mato Grosso	Porto Alegre do Norte	-10.876900	-51.632500	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Mato Grosso	Querência	-12.470000	-52.370000	Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília - CHUNB
Brasil	Mato Grosso	Ribeirão Cascalheira	-12.940000	-51.820000	Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília - CHUNB
Brasil	Mato Grosso	São Félix do Araguaia	-11.200000	-53.233330	Nogueira, 2006
Brasil	Mato Grosso	São José do Xingu	-10.804400	-52.744200	Nogueira, 2006
Brasil	Mato Grosso	Tangará da Serra	-14.850000	-57.750000	Nogueira, 2006
Brasil	Mato Grosso	Várzea Grande	-15.645000	-56.097800	Delfim, 2012
Brasil	Mato Grosso	Vila Rica	-10.019444	-51.125000	Nogueira, 2006
Brasil	Minas Gerais	Uberlândia	-18.918600	-48.277200	Nogueira, 2006
Brasil	Minas Gerais	Unaí	-16.385311	-46.831812	Nogueira, 2006
Brasil	Pará	Canaã dos Carajás	-6.496900	-49.878300	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Pará	Conceição do Araguaia	-8.142528	-49.339083	Delfim, 2012
Brasil	Pará	Itaituba	-4.276100	-55.983300	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Pará	Marabá	-5.368600	-49.117800	Prudente et al., 2013; Nascimento et al., 1987
Brasil	Pará	Novo Progresso	-7.147800	-55.381100	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Pará	Parauapebas	-5.900000	-49.883333	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Piauí	Cristino Castro	-8.833333	-44.166667	Dal Vechio et al., 2013
Brasil	Piauí	Ribeiro Gonçalves	-7.558300	-45.242200	Delfim, 2012
Brasil	São Paulo	Araçatuba	-21.208900	-50.432800	Nogueira, 2006
Brasil	São Paulo	Araraquara	-21.666700	-48.250000	Nogueira, 2006
Brasil	São Paulo	Assis	-22.550000	-50.350000	Araujo e Almeida-Santos, 2011
Brasil	São Paulo	Bauru	-22.216667	-49.070000	Araujo e Almeida-Santos, 2011
Brasil	São Paulo	Itapura	-20.646100	-51.508900	Nogueira, 2006
Brasil	São Paulo	Vista Alegre do Alto	-21.170600	-48.629200	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Aliança do Tocantins	-11.306100	-48.935800	Delfim, 2012
Brasil	Tocantins	Almas	-11.214077	-47.060079	Recoder et al., 2011
Brasil	Tocantins	Araguaína	-7.191100	-48.207200	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Babaçulândia	-7.200000	-47.750000	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Caseara	-9.304083	-49.959417	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Cristalândia	-10.600300	-49.193100	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Ipueiras	-11.216667	-48.450000	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Lajeado	-9.750833	-48.357778	Nogueira, 2006

Brasil	Tocantins	Mateiros	-10.702240	-46.412780	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Palmas	-10.189140	-48.108530	Delfim, 2012
Brasil	Tocantins	Paraná	-12.753090	-47.759060	Nogueira, 2006

Brasil	Tocantins	Peixe	-12.016667	-48.533333	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Pium	-9.945911	-49.791880	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Tocantins	Porto Alegre do Tocantins	-11.608600	-47.048600	D'Angionella et al., 2011
Brasil	Tocantins	Porto Nacional	-10.548531	-48.483969	Delfim, 2012
Brasil	Tocantins	Sandolândia	-12.537200	-49.925000	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	São Salvador do Tocantins	-12.747189	-48.233755	Nogueira, 2006
Brasil	Tocantins	Tupirama	-8.834200	-48.510300	Nogueira, 2006

Tabela S2. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* projetadas para 2050, em relação à área atual de adequação climática (4728.806 km²), baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			BAU			BFC		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	2.6	4524.41	204.39	4.32	1910.41	2818.39	59.60	2278.10	2450.70	51.82
BCC-CSM1-1 (BC)	4.5	4109.31	619.50	13.10	1722.50	3006.31	63.57	2012.25	2716.56	57.45
BCC-CSM1-1 (BC)	8.5	3804.62	924.18	19.54	1496.20	3232.61	68.36	1704.76	3024.05	63.95
CCSM4 (CC)	2.6	5105.97	-377.16	-7.98	2245.02	2483.79	52.52	2640.36	2088.45	44.16
CCSM4 (CC)	4.5	5139.96	-411.16	-8.69	2304.62	2424.19	51.26	2670.80	2058.00	43.52
CCSM4 (CC)	8.5	4706.16	22.64	0.48	2228.11	2500.70	52.88	2528.90	2199.91	46.52
CNRM-CM5 (CN)	2.6	4867.79	-138.98	-2.94	2221.82	2506.98	53.02	2639.11	2089.69	44.19
CNRM-CM5 (CN)	4.5	4862.22	-133.42	-2.82	2204.67	2524.14	53.38	2587.41	2141.39	45.28
CNRM-CM5 (CN)	8.5	4715.38	13.43	0.28	2088.42	2640.39	55.84	2442.59	2286.22	48.35
GISS-E2-R (GS)	2.6	4921.77	-192.96	-4.08	2234.41	2494.40	52.75	2609.64	2119.16	44.81
GISS-E2-R (GS)	4.5	4665.27	63.54	1.34	2155.03	2573.78	54.43	2519.50	2209.30	46.72
GISS-E2-R (GS)	8.5	4253.59	475.22	10.05	1987.17	2741.64	57.98	2281.70	2447.11	51.75
HadGEM2-AO (HD)	2.6	4891.53	-162.72	-3.44	2262.98	2465.83	52.14	2615.89	2112.91	44.68
HadGEM2-AO (HD)	4.5	4040.17	688.64	14.56	1923.60	2805.20	59.32	2186.49	2542.31	53.76
HadGEM2-AO (HD)	8.5	3437.21	1291.60	27.31	1651.32	3077.49	65.08	1862.26	2866.55	60.62
IPSL-CM5A-LR (IP)	2.6	4350.49	378.32	8.00	2055.41	2673.39	56.53	2424.74	2304.06	48.72
IPSL-CM5A-LR (IP)	4.5	3957.64	771.16	16.31	1819.76	2909.05	61.52	2165.25	2563.56	54.21

IPSL-CM5A-LR (IP)	8.5	3498.10	1230.71	26.03	1627.58	3101.22	65.58	1956.22	2772.59	58.63
MIROC-ESM-CHEM (MI)	2.6	4035.34	693.46	14.66	1913.19	2815.62	59.54	2102.00	2626.80	55.55
MIROC-ESM-CHEM (MI)	4.5	4030.08	698.73	14.78	1976.65	2752.16	58.20	2165.84	2562.96	54.20
MIROC-ESM-CHEM (MI)	8.5	3231.20	1497.61	31.67	1565.10	3163.71	66.90	1661.92	3066.89	64.86
MIROC-ESM (MR)	2.6	3508.39	1220.42	25.81	1752.45	2976.36	62.94	1878.87	2849.93	60.27
MIROC-ESM (MR)	4.5	3868.76	860.05	18.19	1812.79	2916.02	61.66	1969.10	2759.71	58.36
MIROC-ESM (MR)	8.5	3490.79	1238.02	26.18	1647.01	3081.79	65.17	1769.32	2959.48	62.58
MIROC5 (MC)	2.6	4615.10	113.71	2.40	2186.18	2542.62	53.77	2416.07	2312.74	48.91
MIROC5 (MC)	4.5	4551.00	177.81	3.76	2072.13	2656.68	56.18	2304.45	2424.35	51.27
MIROC5 (MC)	8.5	4506.61	222.20	4.70	2077.71	2651.09	56.06	2297.67	2431.14	51.41
MPI-ESM-LR (MP)	2.6	4479.69	249.12	5.27	2065.06	2663.74	56.33	2418.56	2310.24	48.85
MPI-ESM-LR (MP)	4.5	4197.71	531.10	11.23	1720.86	3007.94	63.61	2090.58	2638.23	55.79
MPI-ESM-LR (MP)	8.5	3764.02	964.79	20.40	1587.12	3141.68	66.44	1878.18	2850.63	60.28
MRI-CGCM3 (MG)	2.6	4521.56	207.24	4.38	2121.76	2607.05	55.13	2468.10	2260.71	47.81
MRI-CGCM3 (MG)	4.5	4855.64	-126.84	-2.68	2210.55	2518.25	53.25	2596.09	2132.71	45.10
MRI-CGCM3 (MG)	8.5	3455.67	1273.13	26.92	1710.48	3018.33	63.83	2034.07	2694.73	56.99
NorESM1-M (NO)	2.6	5219.32	-490.51	-10.37	2445.04	2283.77	48.29	2876.51	1852.30	39.17
NorESM1-M (NO)	4.5	5471.29	-742.48	-15.70	2814.25	1914.55	40.49	3224.39	1504.42	31.81
NorESM1-M (NO)	8.5	4934.20	-205.40	-4.34	2347.73	2381.07	50.35	2718.38	2010.42	42.51
MÉDIA		4349.67	379.1408	8.02	2004.59	2724.22	57.61	2305.45	2423.36	51.25
DESVIO PADRÃO		585.51	585.5133	12.38	289.51	289.51	6.12	354.22	354.22	7.49

Tabela S3. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* projetadas para 2070, em relação à área atual de adequação climática (4728.806 km²), baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			BAU			BFC		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	2.6	4426.05	302.76	6.40	1990.45	2738.35	57.91	2390.36	2338.45	49.45
BCC-CSM1-1 (BC)	4.5	3993.76	735.04	15.54	1743.00	2985.80	63.14	2012.10	2716.71	57.45
BCC-CSM1-1 (BC)	8.5	2378.04	2350.76	49.71	915.26	3813.55	80.65	1013.90	3714.91	78.56
CCSM4 (CC)	2.6	5264.95	-536.15	-11.34	2385.26	2343.55	49.56	2813.74	1915.06	40.50
CCSM4 (CC)	4.5	5111.32	-382.52	-8.09	2301.83	2426.98	51.32	2642.56	2086.25	44.12
CCSM4 (CC)	8.5	3879.96	848.85	17.95	1667.35	3061.46	64.74	1821.44	2907.37	61.48
CNRM-CM5 (CN)	2.6	4883.59	-154.78	-3.27	2163.22	2565.59	54.25	2544.06	2184.75	46.20
CNRM-CM5 (CN)	4.5	4332.81	396.00	8.37	2082.20	2646.61	55.97	2401.85	2326.95	49.21
CNRM-CM5 (CN)	8.5	4117.96	610.85	12.92	1732.28	2996.53	63.37	2017.05	2711.76	57.35
GISS-E2-R (GS)	2.6	4883.52	-154.71	-3.27	2116.35	2612.45	55.25	2500.05	2228.76	47.13
GISS-E2-R (GS)	4.5	4542.60	186.21	3.94	2086.73	2642.07	55.87	2416.28	2312.53	48.90
GISS-E2-R (GS)	8.5	3783.40	945.41	19.99	1683.36	3045.44	64.40	1916.42	2812.38	59.47
HadGEM2-AO (HD)	2.6	4634.12	94.68	2.00	2207.04	2521.77	53.33	2541.56	2187.25	46.25
HadGEM2-AO (HD)	4.5	3147.21	1581.60	33.45	1540.54	3188.27	67.42	1718.58	3010.23	63.66
HadGEM2-AO (HD)	8.5	2643.64	2085.17	44.10	1154.07	3574.73	75.59	1276.00	3452.80	73.02
IPSL-CM5A-LR (IP)	2.6	4307.03	421.78	8.92	2054.33	2674.48	56.56	2427.69	2301.11	48.66
IPSL-CM5A-LR (IP)	4.5	3790.76	938.04	19.84	1673.25	3055.56	64.62	1987.82	2740.99	57.96

IPSL-CM5A-LR (IP)	8.5	2348.26	2380.54	50.34	1084.88	3643.92	77.06	1267.07	3461.73	73.21
MIROC-ESM-CHEM (MI)	2.6	3627.40	1101.40	23.29	1857.84	2870.96	60.71	2033.66	2695.14	56.99
MIROC-ESM-CHEM (MI)	4.5	2924.72	1804.09	38.15	1400.11	3328.69	70.39	1492.77	3236.03	68.43
MIROC-ESM-CHEM (MI)	8.5	2402.32	2326.48	49.20	1033.16	3695.64	78.15	1087.21	3641.59	77.01
MIROC-ESM (MR)	2.6	3955.71	773.10	16.35	2112.61	2616.19	55.32	2300.28	2428.53	51.36
MIROC-ESM (MR)	4.5	2702.52	2026.29	42.85	1301.76	3427.05	72.47	1412.84	3315.96	70.12
MIROC-ESM (MR)	8.5	2490.07	2238.74	47.34	1167.41	3561.39	75.31	1256.04	3472.76	73.44
MIROC5 (MC)	2.6	4533.96	194.85	4.12	2102.63	2626.18	55.54	2323.01	2405.80	50.88
MIROC5 (MC)	4.5	4225.90	502.91	10.64	1775.37	2953.44	62.46	1965.70	2763.11	58.43
MIROC5 (MC)	8.5	3447.24	1281.57	27.10	1395.87	3332.93	70.48	1506.76	3222.05	68.14
MPI-ESM-LR (MP)	2.6	4284.38	444.42	9.40	1843.03	2885.78	61.03	2212.95	2515.86	53.20
MPI-ESM-LR (MP)	4.5	3950.39	778.42	16.46	1671.29	3057.51	64.66	1981.17	2747.64	58.10
MPI-ESM-LR (MP)	8.5	2779.39	1949.42	41.22	1109.60	3619.21	76.54	1262.11	3466.70	73.31
MRI-CGCM3 (MG)	2.6	4505.54	223.27	4.72	2154.28	2574.53	54.44	2467.28	2261.53	47.82
MRI-CGCM3 (MG)	4.5	4159.11	569.69	12.05	1951.19	2777.62	58.74	2280.36	2448.44	51.78
MRI-CGCM3 (MG)	8.5	2281.15	2447.65	51.76	1198.00	3530.80	74.67	1388.55	3340.26	70.64
NorESM1-M (NO)	2.6	5373.29	-644.48	-13.63	2591.41	2137.39	45.20	3025.15	1703.66	36.03
NorESM1-M (NO)	4.5	5078.44	-349.63	-7.39	2347.29	2381.52	50.36	2723.19	2005.61	42.41
NorESM1-M (NO)	8.5	4071.88	656.93	13.89	1930.28	2798.53	59.18	2172.95	2555.85	54.05
MÉDIA		3868.40	860.41	18.20	1764.57	2964.24	62.68	2016.68	2712.13	57.35
DESVIO PADRÃO		913.68	913.68	19.32	439.00	439.00	9.28	535.07	535.07	11.32

Tabela S4. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* projetadas para 2050, em relação à área atual de adequação climática (1864.80 km²) para o bioma Cerrado, baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REMCER- Remanescentes atuais de Cerrado, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			REMCER			BFC			BAU		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	2.6	1867.04	-2.23	-0.12	968.63	896.18	48.06	667.09	1197.72	64.23	517.28	1347.54	72.26
BCC-CSM1-1 (BC)	4.5	1769.97	94.85	5.09	932.74	932.07	49.98	642.35	1222.46	65.55	499.02	1365.79	73.24
BCC-CSM1-1 (BC)	8.5	1694.12	170.69	9.15	901.94	962.88	51.63	612.27	1252.55	67.17	479.86	1384.95	74.27
CCSM4 (CC)	2.6	1897.43	-32.62	-1.75	975.97	888.84	47.66	677.89	1186.92	63.65	527.34	1337.47	71.72
CCSM4 (CC)	4.5	1879.33	-14.52	-0.78	968.41	896.41	48.07	669.68	1195.13	64.09	521.61	1343.20	72.03
CCSM4 (CC)	8.5	1715.07	149.74	8.03	893.18	971.63	52.10	622.00	1242.81	66.65	485.84	1378.97	73.95
CNRM-CM5 (CN)	2.6	1847.97	16.84	0.90	964.86	899.95	48.26	665.17	1199.64	64.33	514.14	1350.68	72.43
CNRM-CM5 (CN)	4.5	1837.31	27.50	1.47	953.04	911.77	48.89	673.42	1191.39	63.89	523.70	1341.11	71.92
CNRM-CM5 (CN)	8.5	1838.89	25.93	1.39	949.32	915.50	49.09	665.80	1199.02	64.30	518.41	1346.41	72.20
GISS-E2-R (GS)	2.6	1799.64	65.17	3.49	923.26	941.55	50.49	628.73	1236.09	66.28	484.94	1379.87	74.00
GISS-E2-R (GS)	4.5	1746.56	118.26	6.34	906.66	958.15	51.38	611.05	1253.76	67.23	465.92	1398.89	75.02
GISS-E2-R (GS)	8.5	1571.86	292.95	15.71	789.95	1074.86	57.64	512.34	1352.48	72.53	385.08	1479.73	79.35
HadGEM2-AO (HD)	2.6	1675.23	189.58	10.17	853.47	1011.34	54.23	550.42	1314.39	70.48	429.48	1435.33	76.97
HadGEM2-AO (HD)	4.5	1388.16	476.65	25.56	749.02	1115.80	59.83	539.96	1324.85	71.04	429.42	1435.39	76.97
HadGEM2-AO (HD)	8.5	1020.90	843.91	45.25	528.54	1336.28	71.66	351.78	1513.03	81.14	273.38	1591.44	85.34

IPSL-CM5A-LR (IP)	2.6	1740.05	124.76	6.69	932.07	932.74	50.02	657.43	1207.39	64.75	509.16	1355.65	72.70
IPSL-CM5A-LR (IP)	4.5	1624.98	239.84	12.86	901.60	963.22	51.65	626.63	1238.18	66.40	486.42	1378.39	73.92
IPSL-CM5A-LR (IP)	8.5	1482.27	382.54	20.51	844.31	1020.50	54.72	586.58	1278.24	68.55	452.47	1412.34	75.74
MIROC-ESM-CHEM (MI)	2.6	1401.53	463.28	24.84	746.11	1118.70	59.99	503.22	1361.59	73.01	407.82	1456.99	78.13
MIROC-ESM-CHEM (MI)	4.5	1420.71	444.10	23.81	747.87	1116.94	59.90	501.74	1363.07	73.09	396.09	1468.72	78.76
MIROC-ESM-CHEM (MI)	8.5	1251.77	613.04	32.87	670.01	1194.80	64.07	447.62	1417.19	76.00	361.28	1503.53	80.63
MIROC-ESM (MR)	2.6	1256.97	607.85	32.60	723.42	1141.39	61.21	492.81	1372.01	73.57	400.12	1464.70	78.54
MIROC-ESM (MR)	4.5	1414.21	450.60	24.16	772.95	1091.86	58.55	547.21	1317.60	70.66	440.33	1424.48	76.39
MIROC-ESM (MR)	8.5	1320.78	544.03	29.17	692.80	1172.02	62.85	457.08	1407.74	75.49	367.93	1496.88	80.27
MIROC5 (MC)	2.6	1753.11	111.70	5.99	915.94	948.88	50.88	619.21	1245.60	66.79	489.55	1375.26	73.75
MIROC5 (MC)	4.5	1774.42	90.39	4.85	916.33	948.48	50.86	613.82	1251.00	67.08	488.94	1375.87	73.78
MIROC5 (MC)	8.5	1718.43	146.38	7.85	877.91	986.91	52.92	587.76	1277.06	68.48	469.40	1395.42	74.83
MPI-ESM-LR (MP)	2.6	1780.03	84.78	4.55	945.94	918.87	49.27	654.93	1209.88	64.88	508.81	1356.01	72.72
MPI-ESM-LR (MP)	4.5	1780.72	84.10	4.51	935.71	929.10	49.82	654.64	1210.18	64.90	506.23	1358.59	72.85
MPI-ESM-LR (MP)	8.5	1603.20	261.61	14.03	861.08	1003.73	53.82	576.48	1288.34	69.09	444.99	1419.82	76.14
MRI-CGCM3 (MG)	2.6	1628.45	236.36	12.67	883.96	980.85	52.60	632.85	1231.97	66.06	496.68	1368.13	73.37
MRI-CGCM3 (MG)	4.5	1736.83	127.98	6.86	923.35	941.46	50.49	642.42	1222.40	65.55	500.60	1364.21	73.16
MRI-CGCM3 (MG)	8.5	1042.42	822.39	44.10	596.57	1268.25	68.01	430.74	1434.08	76.90	339.51	1525.31	81.79
NorESM1-M (NO)	2.6	1847.31	17.51	0.94	954.80	910.01	48.80	664.99	1199.83	64.34	517.14	1347.68	72.27
NorESM1-M (NO)	4.5	1794.20	70.61	3.79	931.09	933.72	50.07	651.12	1213.69	65.08	507.11	1357.70	72.81
NorESM1-M (NO)	8.5	1806.76	58.06	3.11	940.95	923.87	49.54	652.14	1212.67	65.03	509.41	1355.40	72.68
MEAN		1631.35	233.46	12.52	860.38	1004.43	53.86	591.43	1273.39	68.28	462.65	1402.16	75.19
SD		235.33	235.33	12.62	112.56	112.56	6.04	81.93	81.93	4.39	61.29	61.29	3.29

Tabela S5. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* projetadas para 2070, em relação à área atual de adequação climática (1864.80 km²) para o bioma Cerrado, baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REMCER- Remanescentes atuais de Cerrado, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			REMCER			BFC			BAU		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	2.6	1775.87	88.94	4.77	946.06	918.76	49.27	657.41	1207.40	64.75	508.51	1356.30	72.73
BCC-CSM1-1 (BC)	4.5	1682.79	182.03	9.76	908.43	956.38	51.29	630.18	1234.63	66.21	492.30	1372.52	73.60
BCC-CSM1-1 (BC)	8.5	1025.83	838.98	44.99	610.22	1254.59	67.28	432.92	1431.90	76.79	343.92	1520.89	81.56
CCSM4 (CC)	2.6	1890.47	-25.66	-1.38	972.09	892.72	47.87	676.86	1187.95	63.70	525.59	1339.22	71.82
CCSM4 (CC)	4.5	1865.01	-0.20	-0.01	952.87	911.94	48.90	656.89	1207.92	64.77	513.41	1351.41	72.47
CCSM4 (CC)	8.5	1522.01	342.80	18.38	764.14	1100.67	59.02	495.47	1369.34	73.43	394.50	1470.32	78.85
CNRM-CM5 (CN)	2.6	1845.35	19.46	1.04	957.06	907.75	48.68	670.46	1194.35	64.05	521.03	1343.79	72.06
CNRM-CM5 (CN)	4.5	1638.27	226.54	12.15	886.94	977.87	52.44	641.93	1222.88	65.58	503.58	1361.24	73.00
CNRM-CM5 (CN)	8.5	1732.19	132.62	7.11	908.07	956.74	51.30	641.39	1223.42	65.61	499.59	1365.22	73.21
GISS-E2-R (GS)	2.6	1842.82	21.99	1.18	936.70	928.11	49.77	643.93	1220.88	65.47	496.85	1367.96	73.36
GISS-E2-R (GS)	4.5	1700.41	164.40	8.82	870.18	994.64	53.34	576.96	1287.85	69.06	436.45	1428.36	76.60
GISS-E2-R (GS)	8.5	1385.19	479.63	25.72	662.14	1202.67	64.49	411.13	1453.68	77.95	295.42	1569.39	84.16
HadGEM2-AO (HD)	2.6	1582.64	282.17	15.13	823.70	1041.11	55.83	537.82	1326.99	71.16	423.15	1441.66	77.31
HadGEM2-AO (HD)	4.5	1035.35	829.46	44.48	596.94	1267.88	67.99	427.39	1437.42	77.08	354.40	1510.41	81.00
HadGEM2-AO (HD)	8.5	720.90	1143.91	61.34	333.66	1531.15	82.11	232.13	1632.69	87.55	172.87	1691.94	90.73
IPSL-CM5A-LR (IP)	2.6	1684.24	180.57	9.68	925.05	939.76	50.39	647.28	1217.54	65.29	501.42	1363.40	73.11

IPSL-CM5A-LR (IP)	4.5	1603.17	261.64	14.03	877.25	987.57	52.96	609.30	1255.51	67.33	473.74	1391.07	74.60
IPSL-CM5A-LR (IP)	8.5	982.31	882.51	47.32	573.05	1291.76	69.27	402.97	1461.84	78.39	308.36	1556.45	83.46
MIROC-ESM-CHEM (MI)	2.6	1248.04	616.77	33.07	710.25	1154.57	61.91	487.33	1377.48	73.87	393.10	1471.72	78.92
MIROC-ESM-CHEM (MI)	4.5	917.57	947.24	50.80	484.39	1380.42	74.02	340.43	1524.38	81.74	274.69	1590.12	85.27
MIROC-ESM-CHEM (MI)	8.5	795.20	1069.61	57.36	443.60	1421.21	76.21	322.59	1542.22	82.70	254.32	1610.49	86.36
MIROC-ESM (MR)	2.6	1316.79	548.02	29.39	730.38	1134.43	60.83	515.01	1349.81	72.38	414.93	1449.89	77.75
MIROC-ESM (MR)	4.5	900.73	964.08	51.70	532.10	1332.71	71.47	410.14	1454.68	78.01	340.63	1524.18	81.73
MIROC-ESM (MR)	8.5	934.25	930.57	49.90	542.60	1322.21	70.90	396.23	1468.59	78.75	322.20	1542.61	82.72
MIROC5 (MC)	2.6	1763.44	101.37	5.44	910.75	954.07	51.16	610.15	1254.66	67.28	485.58	1379.23	73.96
MIROC5 (MC)	4.5	1730.85	133.97	7.18	886.40	978.41	52.47	588.41	1276.41	68.45	471.17	1393.65	74.73
MIROC5 (MC)	8.5	1476.38	388.44	20.83	719.29	1145.52	61.43	456.77	1408.05	75.51	367.12	1497.69	80.31
MPI-ESM-LR (MP)	2.6	1785.88	78.94	4.23	952.70	912.11	48.91	660.74	1204.07	64.57	511.71	1353.10	72.56
MPI-ESM-LR (MP)	4.5	1608.40	256.41	13.75	860.77	1004.04	53.84	605.74	1259.07	67.52	473.53	1391.29	74.61
MPI-ESM-LR (MP)	8.5	1202.84	661.97	35.50	628.40	1236.41	66.30	384.92	1479.89	79.36	296.92	1567.90	84.08
MRI-CGCM3 (MG)	2.6	1575.15	289.66	15.53	848.10	1016.71	54.52	592.37	1272.45	68.23	468.49	1396.32	74.88
MRI-CGCM3 (MG)	4.5	1475.39	389.42	20.88	781.60	1083.21	58.09	539.82	1325.00	71.05	416.27	1448.54	77.68
MRI-CGCM3 (MG)	8.5	367.52	1497.29	80.29	169.97	1694.84	90.89	106.99	1757.82	94.26	73.83	1790.99	96.04
NorESM1-M (NO)	2.6	1845.22	19.59	1.05	963.29	901.53	48.34	670.00	1194.82	64.07	522.94	1341.87	71.96
NorESM1-M (NO)	4.5	1840.53	24.28	1.30	949.83	914.98	49.07	662.89	1201.92	64.45	517.71	1347.10	72.24
NorESM1-M (NO)	8.5	1530.15	334.66	17.95	811.96	1052.85	56.46	545.61	1319.21	70.74	428.43	1436.39	77.03
MEAN		1439.70	425.11	22.80	761.97	1102.84	59.14	524.68	1340.13	71.86	411.07	1453.74	77.96
SD		394.14	394.14	21.14	199.95	199.95	10.72	138.95	138.95	7.45	108.61	108.61	5.82

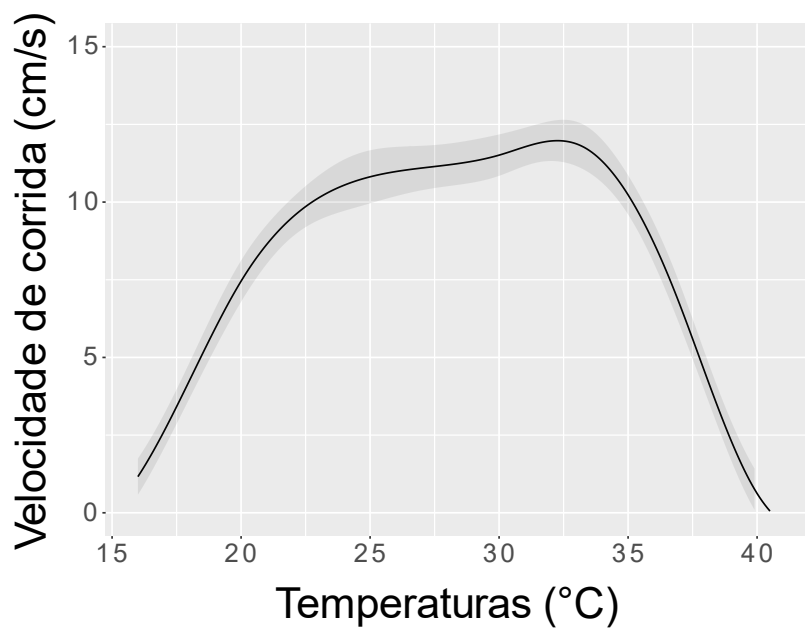
Material suplementar 2

Figura S1. Curva de desempenho térmico mostrando os efeitos da temperatura corporal (°C) sobre a velocidade de desempenho locomotor (cm/s – centímetros /segundos) de *Norops brasiliensis*.

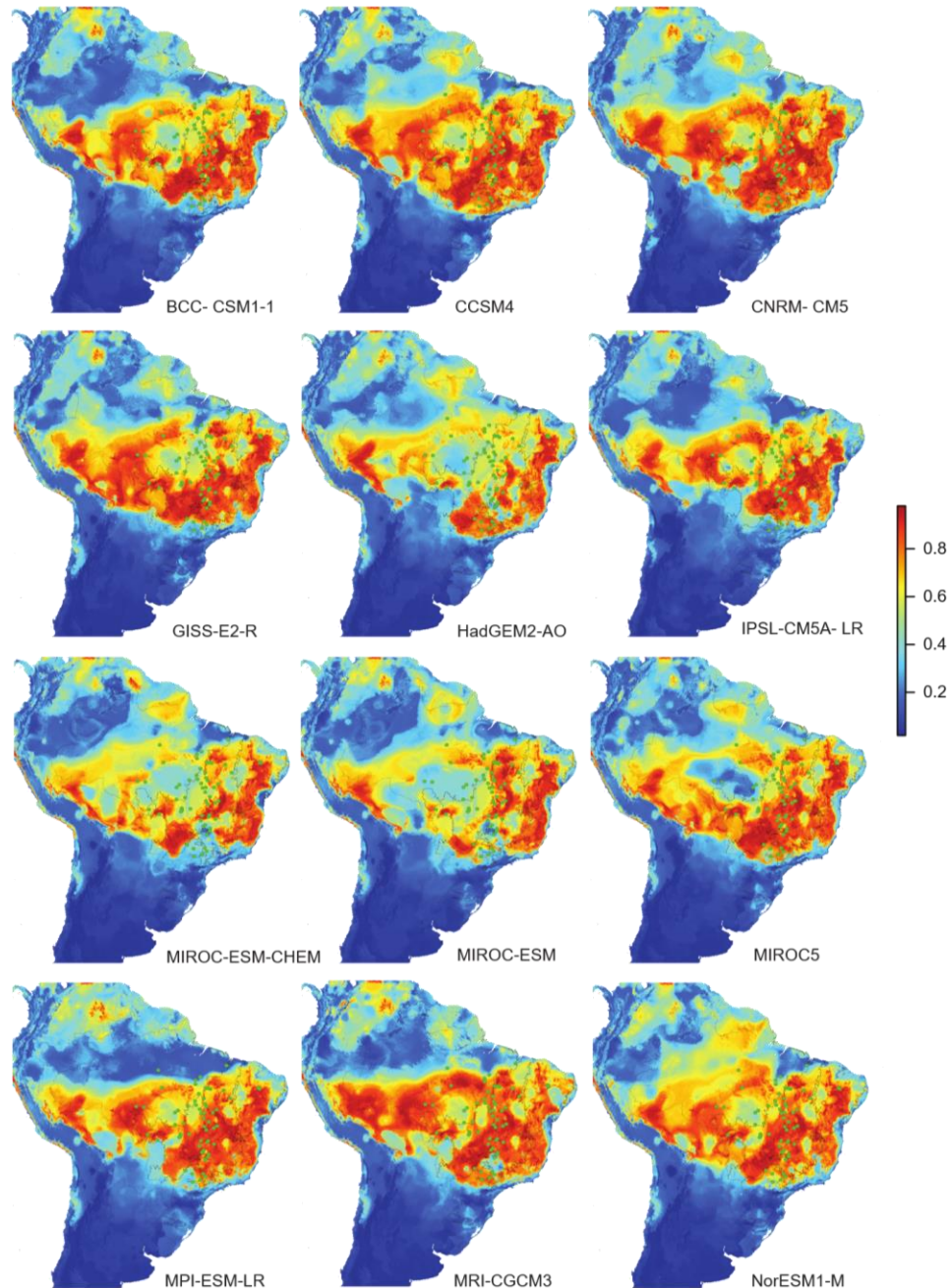


Figura S2. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* para 2050 nas vias de concentração representativas, RCPs 4.5. Os valores são calculados para 12 diferentes modelos de circulação global (GCMs). As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *N. brasiliensis* ao longo dos biomas brasileiros.

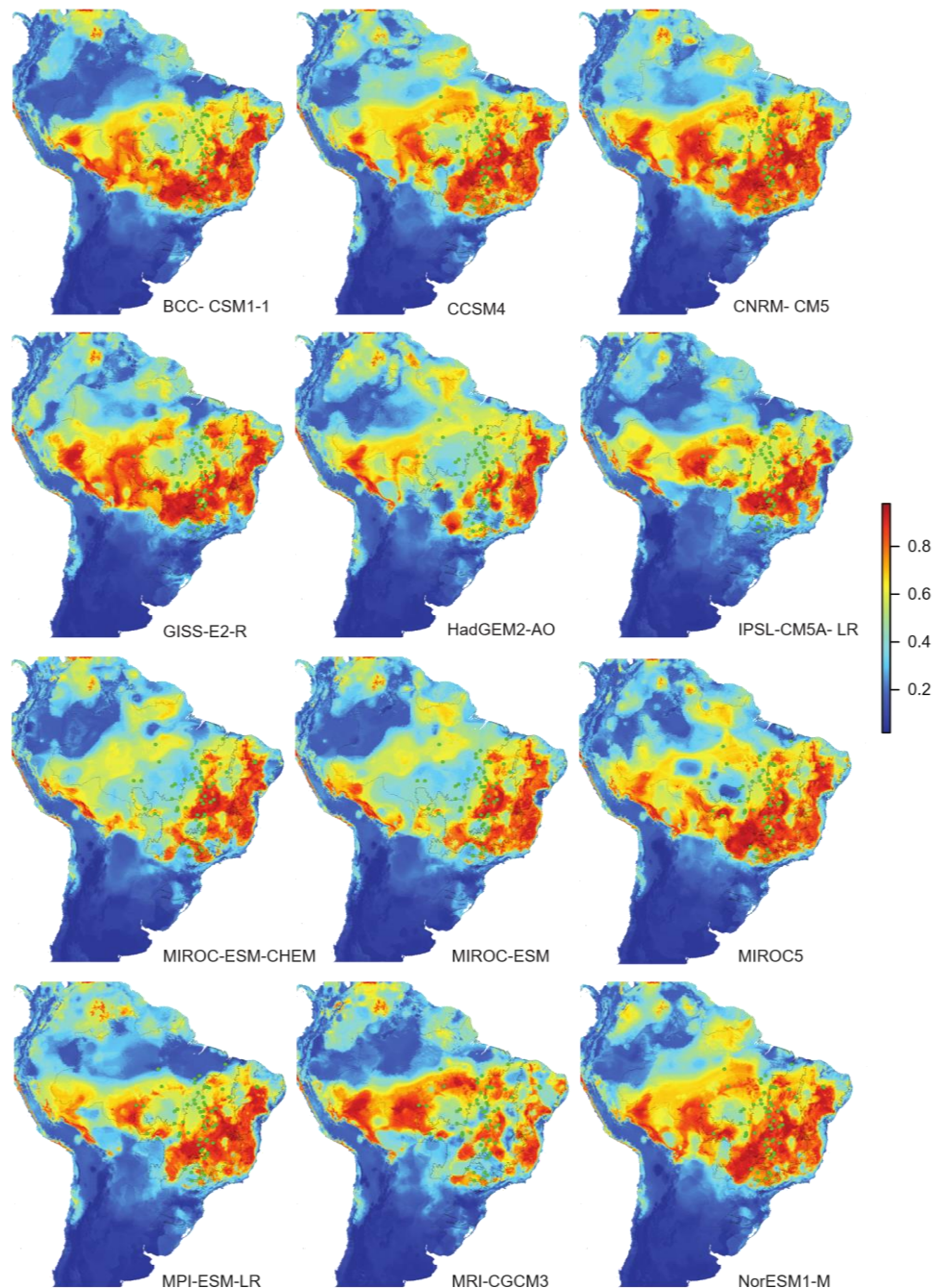


Figura S3. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* para 2050 nas vias de concentração representativas, RCPs 8.5. Os valores são calculados para 12 diferentes modelos de circulação global (GCMs). As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *N. brasiliensis* ao longo dos biomas brasileiros.

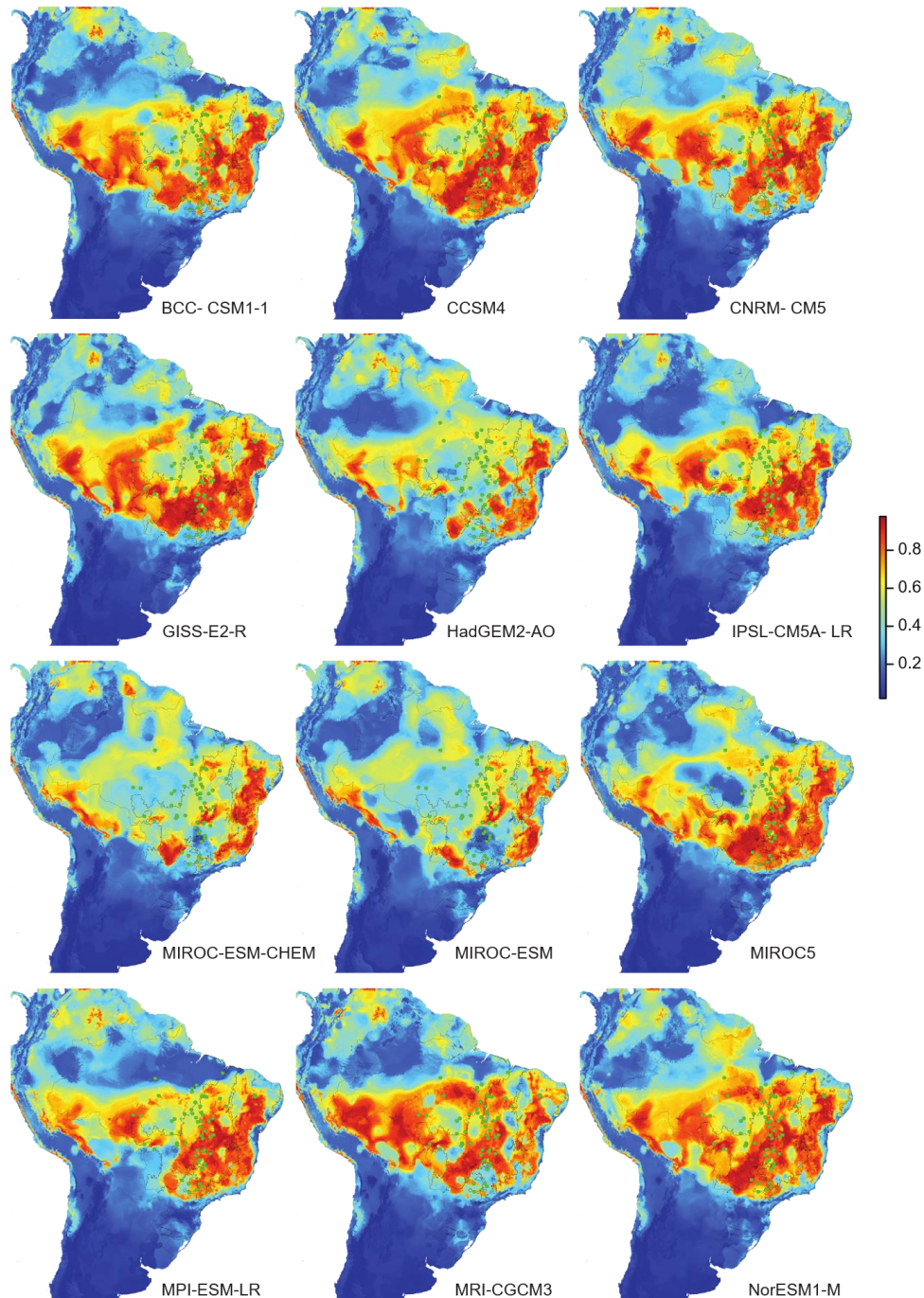


Figura S4. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* para 2070 nas vias de concentração representativas, RCPs 4.5. Os valores são calculados para 12 diferentes modelos de circulação global (GCMs). As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *N. brasiliensis* ao longo dos biomas brasileiros.

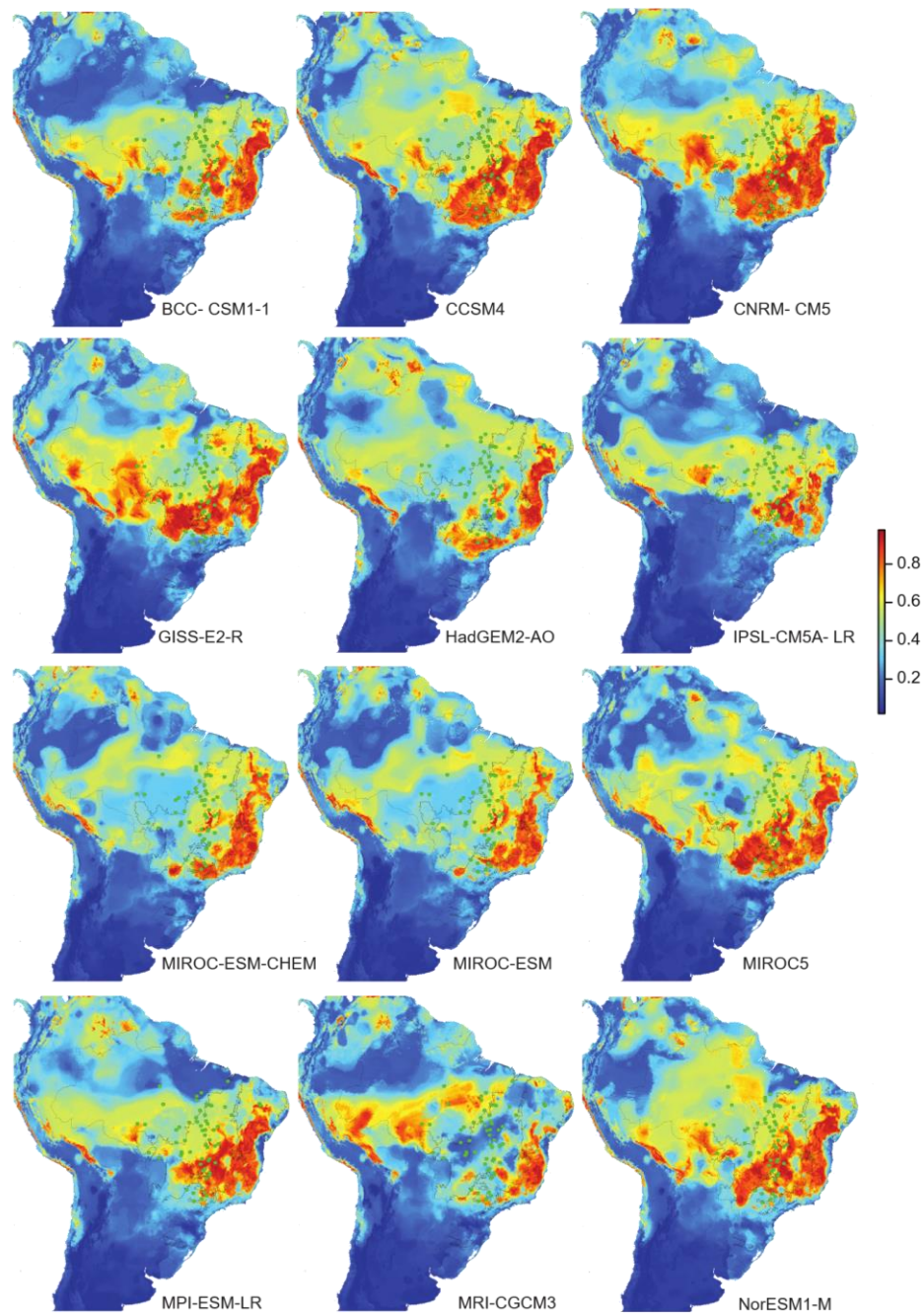


Figura S5. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Norops brasiliensis* para 2070 nas vias de concentração representativas, RCPs 8.5. Os valores são calculados para 12 diferentes modelos de circulação global (GCMs). As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *N. brasiliensis* ao longo dos biomas brasileiros.

Capítulo 2 - Vulnerabilidade de um lagarto neotropical às mudanças climáticas intensificada pelo desmatamento

A ser submetido para publicação no periódico: Biological Conservation

Leandro B. Godinho¹, Vitor H. G. L. Cavalcante^{3,4}, Bruno Araújo de Souza¹, Gabriel H. O. Caetano², Júlio M. Alvarenga¹, Naiane Arantes Silva¹, Pedro Henrique Campelo⁴, Barry R. Sinervo², Guarino R. Colli⁴

¹Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus Nova Xavantina, Avenida Expedição Roncador Xingu, Nova Xavantina, MT 78690, Brazil

²University of California Santa Cruz, 1156 High Street, Santa Cruz, CA 95064, USA

³Instituto Federal do Piauí, 94 Rua Álvaro Mendes, Teresina, PI 64000, Brazil

⁴Universidade de Brasília, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, Brasília, DF 70910, Brazil

RESUMO

As mudanças climáticas e no uso da terra são considerados uns dos principais promotores da atual crise da biodiversidade mundial. Mediante a isto, entender as respostas das espécies às mudanças ambientais decorrentes das ações antrópicas, são fundamentais para o desenvolvimento de estratégias de conservação da biodiversidade. Aqui, nós avaliamos qual o modelo (mecanicista vs. correlativo), tem o melhor desempenho preditivo, e estimamos o risco de extinção mediado pelas mudanças climáticas para o lagarto *Colobosaura modesta*. Os modelos mecanicistas apresentaram maior acurácia preditiva do que o modelo correlativo, sendo, o modelo horas de atividades (H_{at}) o mais acurado. Este modelo estimou, sem considerar os cenários de uso da terra, um aumento na área de adequabilidade climática para *Colobosaura modesta*. No entanto, sob cenários de uso da terra, o modelo estimou uma redução na área de adequabilidade climática de 44% para o ano de 2050 e 41% para 2070 em todo território brasileiro, enquanto, somente para o bioma Cerrado, de 61% para os anos 2050 e 2070. Nossos resultados mostram que avaliações do risco de extinção para *Colobosaura*

modesta às mudanças climáticas só se tornam mais precisas, se incluirmos nos modelos preditivos os aspectos ecofisiológicos das espécies e considerarmos os cenários atuais e futuros de uso da terra.

Palavras-chave: biomas, cerrado, conservação, ecofisiologia, uso da terra.

ABSTRACT

Climate change and land use are considered the main drivers of the current global biodiversity crisis. Therefore, understanding species' responses to environmental changes resulting from anthropic actions, are essentials for the development of biodiversity conservation strategies. Here, we evaluated which model (mechanistic vs. correlative) had the best predictive performance and estimated the risk of extinction mediated by climate change for lizard *Colobosaura modesta*. Mechanistic models show greater predictive accuracy than the correlative model, being, activity hours (H_{at}) the model more accurate. This model estimated, without considering land-use scenarios, an increase of area of climatic suitability for *C. modesta*. However, under land-use scenarios, the model estimated a reduction in climatic suitability of 44% for the year 2050 and 41% for 2070 throughout Brazilian biomes, whereas, only to Cerrado biome, a loss of 61% for the years of 2050 and 2070. Our results show that assessments of the extinction risks of *Colobosaura modesta* to climate changes only become more accurate, if we include in the predictive models, the ecophysiological aspects of the species and consider the current scenario of land use.

Keywords: biomes, cerrado, conservation, ecophysiology, land-use

1. INTRODUÇÃO

Grandes esforços e recursos têm sido investidos na conservação da biodiversidade, mas, a maioria dos estudos que avaliam mudanças temporais na biodiversidade sugerem um declínio contínuo em face das crescentes pressões humanas. Por exemplo, as mudanças climáticas e o uso da terra já resultaram em consequências negativas para a biodiversidade, e têm sido apontados como os principais promotores da atual crise. Prévios estudos, já estimaram elevados níveis de perda de biodiversidade como resultado do uso da terra (Newbold et al. 2015). Não obstante, modelos dos efeitos das mudanças climáticas futuras sobre a biodiversidade, estimaram que muitas espécies perderão uma proporção substancial de sua distribuição, ou mesmo se tornarão extintas globalmente (Bellard 2012; Pacifi et al. 2015; Sinervo et al. 2010). Por isso, a importância de abordar questões de conservação, como mudanças climáticas e perda de habitat, é um passo para criar estratégias de preservação dos ecossistemas em escala local e global.

Diversos vetores das mudanças ambientais em larga escala estão operando simultaneamente. Evidências atuais já indicam que as mudanças climáticas projetadas para distintos cenários de desmatamento aumentarão a perda de habitats adequados para biodiversidade (Mantyka-Pringle et al. 2015). Por exemplo, Mantyka-Pringle et al. (2012) encontraram que em regiões, onde há um aumento considerável da temperatura e um decréscimo na precipitação, os efeitos negativos da perda de habitat sobre a diversidade das espécies serão mais intensos. A perda de diversidade como consequência das mudanças ambientais pode ocorrer por dois caminhos. Primeiro, a perda e a fragmentação do habitat podem aumentar a suscetibilidade das espécies às mudanças climáticas, por limitar a sua capacidade de dispersão para condições climáticas adequadas (Thomas et al. 2004). Segundo, as mudanças climáticas podem diminuir os tamanhos das populações, aumentando a vulnerabilidade à destruição do habitat, devido a incapacidade de adaptação das espécies em tempo suficiente para se ajustarem às novas condições ambientais. Por isso, há uma necessidade crescente, principalmente nas últimas duas décadas, do desenvolvimento de modelos preditivos mais robustos e que permitam prever com mais exatidão as respostas das espécies às mudanças ambientais e responder questões relacionadas à conservação da biodiversidade.

Modelos correlativos de distribuição de espécies (SDM) descrevem os nichos ambientais adequados para as espécies através de correlações entre fatores climáticos e dados de distribuição (Elith e Leathwick 2009). No entanto, os SDMs correlativos são limitados, pelo de fato de ignorarem os mecanismos ecofisiológicos que determinam a ocorrência das espécies (Kearney e Porter 2009; Urban et al. 2016). Por outro lado, SDMs mecanicistas podem superar as limitações dos SDMs correlativos, por incorporar, por exemplo, dados fisiológicos, representar as inter-relações entre fisiologia, microclima, comportamento e distribuição do organismo (Kearney e Porter 2009).

Nesse sentido, as mudanças climáticas têm exercido fortes impactos globais sobre populações de animais (Bellard 2012), principalmente dos répteis que são ecotérmicos e por isso possuem relação íntima e de dependência com as condições climáticas que os cercam. Por exemplo, estudos recentes indicam que 20% dos répteis do mundo estão ameaçadas (Bohm et al. 2013), porque, são particularmente sensíveis às mudanças ambientais e devido à sua baixa dispersão e restrições na termorregulação (Huey et al. 2009; Kearney et al. 2009). Independentemente da escala espacial analisada, estudos sugerem que os répteis tropicais são mais vulneráveis às mudanças ambientais do que as espécies das regiões temperadas, porque as amplitudes de tolerância termais das espécies tropicais são mais curtas (Deutsch et al. 2008; Huey et al. 2012). Assim, espera-se que as mudanças climáticas nessas regiões produzam profundas consequências globais e locais, uma vez que, essas concentram altos níveis de biodiversidade (Dillon et al. 2010).

Na região neotropical, declínios locais na biodiversidade de populações de lagartos pelas alterações ambientais já têm sido relatados em estudos recentes (Kubisch et al. 2016; Pontes-da-Silva et al. 2018; Sinervo et al. 2010). Sinervo et al. (2010), utilizando modelos de riscos de extinção em escala global para cenários futuros de mudanças climáticas, estimaram que, em 2080, 39% das populações locais e 20% das espécies de lagartos podem ser extintas em todo o mundo. Essas previsões são especialmente alarmantes para áreas de grande importância para biodiversidade na região neotropical, por exemplo, a Floresta Amazônica, o Bioma Cerrado e o ecótono entre eles. Kubisch et al. (2016) com base em um modelo ecofisiológico aplicado para três espécies de lagartos na Patagônia, estimaram que 20% das populações de *Homonota darwini*, 15% de *Liolaemus pictus* e 26.5% de *Liolaemus elongatus* podem ser extintas em 2080.

Empregando abordagem similar, Pontes-da-Silva et al. (2018) estimaram um alto risco de extinção para o lagarto *Kentropyx calcarata* (Spix 1825; Squamata: Teiidae) na região Amazônia e no ecótono com o Cerrado, com média de perda de adequabilidade climática de mais de 70% para 2070. Desta forma, realizar e intensificar estudos que estimam as respostas das espécies às mudanças ambientais (clima e o uso da terra) são necessários, para: (i) avaliar os potenciais impactos dessas alterações e, (ii) nortear as decisões de gestão e estratégias de conservação para mitigar os impactos negativos.

Aqui, nós estimamos o risco de extinção mediado pelas mudanças climáticas e considerando as mudanças no uso da terra para o lagarto *Colobosaura modesta* (Squamata, Gmnophthalmidae) nos biomas brasileiros. *Colobosaura modesta* (Figura 1) é um lagarto semi-fossorial que vive sob a serapilheira, sua distribuição está amplamente associada a habitats florestais do Cerrado, mas com ocorrência marginal na Amazônia, Floresta Atlântica e brejos de altitude nordestinos. Dada a sua distribuição e seu alto grau de conservadorismo de nicho na seleção de habitat (Mesquita et al. 2015), nós esperamos que o risco de extinção de *Colobosaura modesta* mediado pelas mudanças climáticas seja intensificado pelo desmatamento. Desta forma, visando escolher o melhor modelo para predições de risco de extinção, nós comparamos a acurácia do SDM correlativo (distribuição de espécies) como mecanicista (desempenho locomotor- TPC e horas de atividades- Hat). Por incorporar características fisiológicas aos modelos, nós predizemos que SDM mecanicistas devem apresentar melhor desempenho preditivo do que o SDM correlativo.



Figura 1. *Colobosaura modesta* no Parque do Bacaca em Nova Xavantina, estado do Mato Grosso, Brasil. Foto: Leandro B. Godinho

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Variáveis climáticas

Nós usamos 19 variáveis bioclimáticas e dados de altitude disponíveis no banco de dados do WorldClim 1.4 (www.worldclim.org, (Hijmans et al. 2005) na resolução espacial de 2,5 minutos, para prever as áreas favoráveis para *Colobosaura modesta* nas condições climáticas atuais. Para o futuro, nós consideramos as mesmas variáveis obtidas acima, a partir de 12 modelos climáticos globais (GCMs- BCC-CSM1-1, CCSM4, CNRMCM5, GISS-E2-R, HadGEM2-AO, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, MIROC-ESM, MIROC5, MPI-ESM-LR, MRICGCM3, NorESM1-M) para 2050 e 2070 baseados no Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados, Fase 5- CPMI5 (Taylor et al. 2012). Nós consideramos as três vias representativas de concentração de gás carbono (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 8.5). RCPs são cenários de mitigação em projeções de crescimento da população humana futura e aumento da emissão de gases de efeito estufa a partir de diferentes perspectivas sobre a globalização. Nós limitamos as superfícies climáticas e bioclimáticas, para, aproximadamente, os limites do Brasil (80 ° W – 30° W e 30° S – 0° S) utilizando a função *crop* do pacote *maptools*. Sobre o conjunto de variáveis ambientais, nós aplicamos

um fator de inflação de variância (VIF) usando a função *vifstep* no pacote USDM (Naimi et al. 2014), com um limiar de 10 (Zuur 2010) para identificar variáveis com problemas de colinearidade. Desta forma, as seguintes variáveis foram retidas: altitude (alt), faixa de temperatura média mensal (BIO 2), isothermalidade (BIO 3), temperatura média do trimestre mais chuvoso (BIO 8), temperatura média do trimestre mais seco (BIO 9), precipitação do mês mais chuvoso (BIO 13), precipitação do mês mais seco (BIO 14), sazonalidade da precipitação (BIO 15), precipitação no trimestre mais quente, (BIO 18) e precipitação no trimestre mais frio (BIO 19).

2.2. Dados de ocorrência

Para os modelos de distribuição nós usamos as 28 localidades de ocorrência de *Colobosaura modesta* a partir de dados obtidos de coleções científicas e da literatura (Apêndice 1: Tabela S1). Nós eliminamos os registros duplicados e aplicamos um filtro ambiental para reduzir o viés amostral, implementado com a função ENVSAMPLE (Varela et al. 2014) e após esses procedimentos foram mantidas 27 localidades. As quatro variáveis com menores VIFs foram empregadas como filtro ambiental na função ENVSAMPLE (BIO2, BIO15, BIO18, BIO19), com uma resolução (tamanho da célula) igual a 20, ou seja, com resolução 20 vezes menor que a extensão dos preditores climáticos (Varela et al. 2014).

2.3. Parâmetros ecofisiológicos

Nós obtivemos os dados ecofisiológicos das populações de *Colobosaura modesta* de 2015 a 2018 em duas localidades do bioma Cerrado: Nova Xavantina (14,6644 ° S, 52,3585 ° W, n = 60 spp.), estado do Mato Grosso e Lagoa da Confusão (10, 9201° S, 50,1833 ° W, n = 8), estado do Tocantins. Em cada local de amostragem, nós capturamos os indivíduos de *C. modesta* usando conjuntos de armadilhas de queda. Cada lagarto capturado foi conduzido em sacos de pano para o laboratório, onde, foram mantidos em caixas plásticas individuais com substrato de serapilheira e fornecidos com água ad libitum. No outro dia, nós realizamos os testes e liberamos os lagartos no mesmo local de captura, se esses foram capturados nos locais de monitoramento (e.g. Nova Xavantina). Os lagartos capturados em expedição de campo (e.g. Lagoa da Confusão), foram sacrificados após o experimento e depositados na coleção herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB). Os seguintes experimentos ecofisiológicos foram realizados, com seus respectivos tamanhos de amostras ou número de

indivíduos: Temperatura preferida- T_{pref} (47), Temperatura crítica mínima - CT_{min} (44), Temperatura crítica máxima - CT_{max} (45) e sensibilidade do desempenho térmico (41).

Nós estimamos a temperatura preferencial (T_{pref}) dos lagartos usando um gradiente térmico (1 m x 0,2 m x 0,4 m). Nós dividimos o gradiente em 8 pistas nas quais colocamos cada indivíduo. De um lado do gradiente, nós utilizamos um conjunto de lâmpadas de cerâmica para manter a temperatura do substrato em 45 °C, simulando a luz diurna direta. No lado oposto, nós utilizamos gel térmico reutilizável para manter uma temperatura aproximada de 20 °C, simulando um microambiente natural sombreado. O piso do gradiente era feito de alumínio, para melhor condutância de temperatura e as paredes eram feitas de compensado para evitar escaladas e eventuais fugas. Os animais foram introduzidos em cada pista e com livre acesso s temperaturas preferidas por uma hora. As temperaturas corporais foram registradas a cada 1 minuto usando um termopar acoplado à sua barriga e conectado a um registrador de 8 canais (Omega TC-08). Nós estimamos a média do T_{pref} (Sinervo et al. 2010), e como os quartis superiores e inferiores das temperaturas registradas, as temperaturas voluntárias máxima (VT_{max}) e mínima (VT_{min}) (Kubisch et al. 2016).

Nós estimulamos os lagartos (eg. toque na cauda) a correrem o mais rápido possível (Miles 2004) sobre uma pista de madeira retilínea (300 cm x 30 cm x 40 cm) para avaliar a sensibilidade térmica a velocidade de corrida (V_{cor}). Nós testamos a velocidade de corrida de cada indivíduo em temperatura ambiente (entre 25 °C a 27°C), fria (entre 19°C a 23°C) e quente (entre 30°C a 35°C). Essas temperaturas foram alcançadas, expondo os animais a uma fonte de calor (lâmpada de 60 W) ou ao frio (pacotes de gelo). Nós medimos a temperatura corporal com um termômetro cloacal (em inglês “Omega Engineering, Inc., Stamford, CT, EUA”), com uma precisão de 0.2°C. Nós gravamos as corridas à 420 fps usando uma câmera digital de alta velocidade (Casio® EX-FH25 10.1MP) e analisamos os vídeos utilizando o software Tracker® para obter a velocidade máxima de corrida a cada temperatura corporal (Logan et al., 2015).

Para investigar a tolerância termal, nós estimamos a temperatura máxima (CT_{max}) e mínima (CT_{min}) dos indivíduos *C. modesta* usando fontes de frio e calor. Para estimar o CT_{min} , nós colocamos cada lagarto em uma caixa de plástico sob e circundada por pacotes de gel para reduzir a temperatura corporal, enquanto para o CT_{max} nós usamos uma fonte de calor (lâmpada incandescente de 60 W) para aumentar lentamente a temperatura corporal.

Nós monitoramos cuidadosamente a resposta comportamental e verificamos a cada minuto, sua capacidade de retornar à posição correta quando colocada em decúbito dorsal (ventre para cima). Quando esses perdiam a capacidade de voltar a posição original, imediatamente, nós mensuramos a temperatura corporal do lagarto com um termômetro cloacal (T-6000, Miller & Weber), com precisão de 0,2 ° C. Após a realização do teste CT_{max} , os animais foram resfriados colocando-os na água, e nenhum outro experimento foi realizado. Os dados CT_{max} e CT_{min} foram agrupados aos dados de velocidade, atribuindo-se um valor de zero, ou seja, temperaturas que os animais não conseguem se mover. O intervalo entre os experimentos foi de 1 hora.

2.4. Temperaturas operativas ambientais (T_e) e Temperatura do ar (T_a)

Em cada uma das três localidades de coleta, nós registramos a temperaturas operativas ambientais (T_e) a cada 10 min com coletores de dados automáticos (HOBO ® U23 Pro v2 2 x data logger de temperatura externa-U23-003) com sensores conectados a modelos de PVC (6 cm), equivalentes ao tamanho da espécie estudada. Os modelos foram colocados próximos as armadilhas de queda, descritas acima, em microhábitat geralmente utilizados por *Colobosaura modesta*, como, serapilheira em área fechada (sombra) e área aberta (exposta ao sol). Isso, nos permite traçar um perfil microclimático para cada local, estimar as horas de atividade e horas de restrição à atividade para cada dia amostrado em cada local e, então, relacionar essa quantidade a variáveis macroclimáticas, conforme detalhado abaixo. Em seguida nós também mesuramos ao mesmo tempo a temperatura do ar (T_a), usando registradores de dados de temperatura e umidade relativa desconectados dos modelos (HOBO® U23 Pro v2) dispostos próximos a cada armadilha de queda e a uma altura de 50 cm do solo.

2.5. Geração dos Modelos Preditivos

Modelo correlativo (Cr)

Nós construímos os modelos de distribuição de espécies (SDM) com o pacote BIOMOD2 (Thuiller et al. 2016). Nós geramos pontos de pseudo-ausências usando um plano de fundo (em inglês “background”), amostrados ao longo de toda área de estudo, isto porque, a maioria dos modelos estatísticos aqui implementados exigem dados binários (variáveis

respostas). Nós ajustamos os modelos usando três algoritmos de aprendizado de máquina (GBM- *Generalized Boosting Model*, CTA- *Classification Tree Analysis* e RF- *Random Forest*) gerados tanto com os pontos de pseudo-ausência, quanto com os registros de distribuição da espécie, e sete algoritmos de regressão (Generalized Linear Modeling – GLM, Generalized Additive Model – GAM, Artificial Neural Network – ANN, Surface Range Envelop – SRE, Flexible Discriminant Analysis – FDA, Multiple Adaptive Regression Splines – MARS and Maximum Entropy – MAXENT.Phillips and MAXENT.Tsuruoka) (Beaumont et al., 2016, Qiao et al., 2015), com 10.000 pontos de pseudo-ausência (Barbet-Massin *et al.* 2012).

Nós produzimos dez repetições dos dados de pseudo-ausência por selecionar aleatoriamente pontos fora do modelo de envelope de intervalo de superfície (quantil de 0,025) com base nos dados de presença de *Colobosaura modesta*. Nós utilizamos 75% dos dados de presença para ajustar os modelos e 25% para avaliar a acurácia, repetindo esse processo 10 vezes. Para avaliar a acurácia do modelo, nós usamos a estatística de TSS (*True Skill Statistics*) (Allouche *et al.* 2006; Qiao *et al.* 2015). Os valores aceitáveis de TSS para a distribuição das espécies modeladas são iguais ou superiores a 0,5, enquanto, as distribuições com previsões, variando entre razoável para excelente, alcançam valores mínimos de TSS de 0,7.

Modelos mecanicistas ecofisiológicos

Para gerar modelos mecanicistas baseados no desempenho locomotor, nós estimamos as curvas térmicas de desempenho (TPC' s) dos indivíduos utilizando modelos mistos aditivos generalizados (GAMM), com uma função "Gamm" no pacote MGCV (Wood 2006). Nós usamos a velocidade máxima de corrida como resposta e a temperatura corporal (suavizada) e o tamanho do corpo como fatores fixos, e o indivíduo como fator aleatório. Para calcular a curva de desempenho locomotor, os valores médios de C_{Tmax} e C_{Tmin} dos indivíduos receberam um valor de desempenho de 0. Com intuito de criar uma função vetorizada para ser extrapolada para diferentes condições ambientais, nós adicionamos ao GAMM a função *fit_curves* do pacote MAPINGUARI (Caetano et al. 2017). Essa função permite ajustar os modelos e compará-los, e assim obter um vetor que retorna as previsões dos modelos, dadas as variáveis necessárias. Usando a função *transfor_raster* do pacote

MAPINGUARI, nós extrapolamos espacialmente o modelo de desempenho para as variáveis climáticas e bioclimáticas apenas relacionadas à temperatura (temperatura mínima, média e máxima; BIO1 – BIO11).

Para gerar modelos mecanicistas baseados nas horas de atividades dos indivíduos primeiramente nós calculamos as horas diárias em que os modelos de temperaturas (HOBOS) registram a Temperatura operativa ambiental (T_e) dos microhabitats maiores do que o VT_{min} ($VT_{min} < T_e$) e menores do que VT_{max} ($T_e < VT_{max}$). Nós construímos um modelo não linear baseado na função logística para relacionar as H_{at} (variável resposta) à temperatura do ar no ambiente (T_{env}). Assim, nós extrapolamos espacialmente as previsões do modelo logístico de HA para as variáveis climáticas e bioclimáticas relacionados as temperaturas ambientais (temperatura mínima, média e máxima; BIO1-BIO11).

Nós aplicamos um análise de inflação de variância (VIF) sobre os rasters das variáveis climáticas derivadas para os modelos de desempenho (D_{es}) e horas de atividade (H_a) e as seguintes variáveis foram mantidas: TPC – TPC_tmax, TPC_bio2, TPC_bio3, TPC_bio5, TPC_bio6, TPC_bio8 e TPC_bio9; H_{at} – H_{at_bio2} , H_{at_bio3} , H_{at_bio4} , H_{at_bio8} e H_{at_bio9} . Para evitar vieses ao compararmos os modelos, nós conduzimos os mesmos procedimentos (eg. distribuição, filtragem e modelagem) usados no modelo correlativo para produzir o SDM para os modelos TPC e H_{at} .

2.6. Previsões e projeções dos modelos

Nós construímos previsões de conjuntos (em inglês “*ensemble predictions*”) por selecionar os modelos correlativos e mecanicistas com valor de TSS $\geq 0,8$ e ponderar a contribuição de cada modelo ao conjunto pela pontuação do TSS, usando o pacote BIOMOD2 (Thuiller et al., 2019), para reduzir as fontes de incerteza associadas aos modelos (Buisson et al. 2010). Nós realizamos as projeções integrando as previsões de conjuntos às variáveis ambientais selecionadas para cada modelo correspondente (Cr , TPC e H_{at}). Em seguida, nós combinamos os dados originais e as previsões em uma única tabela para transformar em valores de presença e ausência usando o pacote PRESENCEABSENCE (Freeman and Moisen 2008), e assim, calcular o limite ideal através do método maxSSS (Liu et al. 2016). Nós transformamos as superfícies das projeções futuras e atuais para um sistema binário, estabelecendo células de ausência e presença. Nós obtivemos o limiar ideal com o pacote

BIOMOD2, que corresponde a um corte nos valores dos métodos de avaliação em cada célula. Desta forma, unidades maiores do que limiar, nós consideramos como pontos de presença, enquanto, menores valores como pontos de ausência. Para determinar a área total de adequabilidade ambiental de *C. modesta* para os cenários presente e futuro, nós extraímos os números de células de presença da superfície binária e multiplicamos pelo tamanho da área. Nós avaliamos um possível aumento ou redução da adequabilidade ambiental para *C. modesta* através de 72 cenários diferentes (12 GCMs x 3 RCPs x 2050 e 2070), calculando a diferença entre as projeções presentes e futuras para cada modelo.

2.7. Uso da terra: cenários com e sem efeito do desmatamento

Nós aplicamos as projeções às superfícies do uso da terra, criadas a partir de *shapefiles* de remanescentes atuais dos biomas brasileiros, extraídos do banco de dados do MAPBIOMAS (mapbiomas.org), e de cenários de desmatamento (Código Florestal Brasileiro-CFB e *business as usual*- BAU) previstos para 2050 (Câmara et al. 2015) extraídos do GLOBIOM (globiom.org/). Para determinar como o desmatamento afeta adequabilidade de área de *C. modesta* no presente e no futuro, nós comparamos e consideramos as seguintes condições de cálculos de área de adequabilidade de ocorrência: **Presente** – 1) área total da espécie considerando os biomas brasileiros, 2) área os limites do bioma Cerrado (maior distribuição da espécie), e 3) remanescentes do Cerrado; **Futuro** – 1) área para um cenário sem desmatamento (ND), território brasileiro e somente para o bioma Cerrado; remanescentes do bioma Cerrado (REM) e, 3) cenários de desmatamento (BFC e BAU) para 2050 e 2070.

2.8. Análises estatísticas

Comparando os modelos

Para avaliar qual o modelo apresenta melhor desempenho preditivo, nós realizamos modelos lineares de efeitos mistos aninhados (LME) com o pacote LMER4. Para isto, nós utilizamos os valores da estatística TSS como variável resposta, modelos (Cr, Des e Ha) como fatores fixos, os algoritimos e o grupo funcional (PA) como fatores aleatórios. TSS é uma medida dependente de limiar com base na sensibilidade (Se) e especificidade (Sp), ou seja, a probabilidade do modelo prevê corretamente as presenças e ausências verdadeiras, respectivamente (Allouche et al. 2006). O modelo com maiores valores TSS foi utilizado as

produzir as projeções e inferir os cálculos de adequabilidade climática para *Colobosaura modesta*.

Efeitos do desmatamento

Para testar os efeitos do desmatamento sobre a adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta*, nós conduzimos uma anova hierárquica utilizando a função *lme* do pacote NMLE. Para isso, nós consideramos os valores de adequabilidade climática (AC km²), perda de adequabilidade (PAC Km²) e proporção de perda de adequabilidade (% PAC) como variáveis respostas, o cenários de desmatamento (ex. ND, BAU) como fatores fixos, e os modelos climáticos globais (GCM), os anos (2050, 2070) e as vias representativas de Co₂ (RCP) como fatores aleatórios. Nós também realizamos múltiplas comparações *a posteriori* (*Tukey contrasts*) das médias entre os cenários de desmatamento usando a função *glht* do pacote MULTCOMP (Hothorn et al. 2017), para identificar diferenças pareadas.

3. RESULTADOS

3.1 Parâmetros ecofisiológicos

Característica termais

As médias de temperatura preferida (T_{pref}), temperatura crítica mínima (CT_{min}), temperatura crítica máxima (CT_{max}) e amplitude de tolerância termal (Amp_{tol}) de *Colobosaura modesta* mensuradas em laboratório foram ca. 27.5 ± 5.3 °C, $14,5 \pm 2,9$ °C, $38 \pm 1,9$ °C e $23,6 \pm 5.3$ °C, respectivamente (Tabela 1).

Curva de desempenho termal

A temperatura corporal afetou significativamente o desempenho locomotor de *C. modesta* ($R^2 = 0,55$, $F(1, 17) = 2,43$, $P < 0, 5$), apresentando menor desempenho em temperaturas mais altas e baixas (Apêndice 2- Figura S1). Nós detectamos um efeito não significativo ($P > 0, 5$) do CRC sobre o desempenho locomotor. *Colobosaura modesta* apresenta temperatura ótima de desempenho de $28,9$ (C °), ou seja, quando atinge o máximo de desempenho locomotor ($9,02$ cm/s). O desempenho locomotor de *Colobosaura modesta* revelou que as temperaturas que permitem a espécie atingir 80% ou mais de seu máximo (faixa B80) variaram entre $22,5$ °C a $32,8$ °C.

Tabela 1. Fisiologia termal (temperaturas preferidas - T_{pref} , temperatura crítica mínima – CT_{min} , temperatura crítica máxima – CT_{max} e amplitude de tolerância térmica – Amp_{tol}) de *Colobosaura modesta*. Nós apresentamos os tamanhos da amostra (N), a média (MD), o desvio padrão (DVP), valor mínimo (MIN), valor máximo (MAX), amplitude (AMP) e o erro padrão (EP) para cada parâmetro mensurado.

Parâmetros	N	MD	DVP	MIN	MAX	AMP	EP
CT_{min} (C°)	45	14.5	2.9	7.5	20.4	12.9	0.4
CT_{max} (C°)	44	38	1.9	33.1	41.8	8.7	0.3
Amp_{tol} (C°)	44	23.6	3.4	14.4	31	16.6	0.5
T_{pref} (C°)	44	27.5	5.3	11.9	40.3	28.4	0.1

3.2. Comparação do desempenho preditivos dos modelos

Os modelos mecanicistas, baseado no desempenho locomotor – TPC e nas horas de atividades – H_{at} apresentaram maiores valores de TSS do que o modelo correlativo (Figura 2), indicando uma maior acurácia dos modelos ecofisiológicos. Entre os modelos mecanicistas, H_{at} apresentou melhor desempenho preditivo do que TPC (Figura 2).

3.3. Efeito do desmatamento sobre a adequabilidade climática

Considerando os biomas brasileiros, o nosso melhor modelo (mecanicista baseado em H_{at}) estimou uma área de adequabilidade climática de ocorrência no presente de aproximadamente 4959.177 Km² (Figura 3). Para os limites do Bioma Cerrado, aquele de maior ocorrência de *C. modesta*, foi estimado uma área de 1887.852 Km², no entanto, quando consideramos os efeitos dos remanescentes de área nativa, houve uma redução de 50 % nessa área. As 72 projeções de adequabilidade climática de ocorrência futura para *Colobosaura modesta* indicaram um moderado aumento de área com adequabilidade (Figuras 4 e 5).

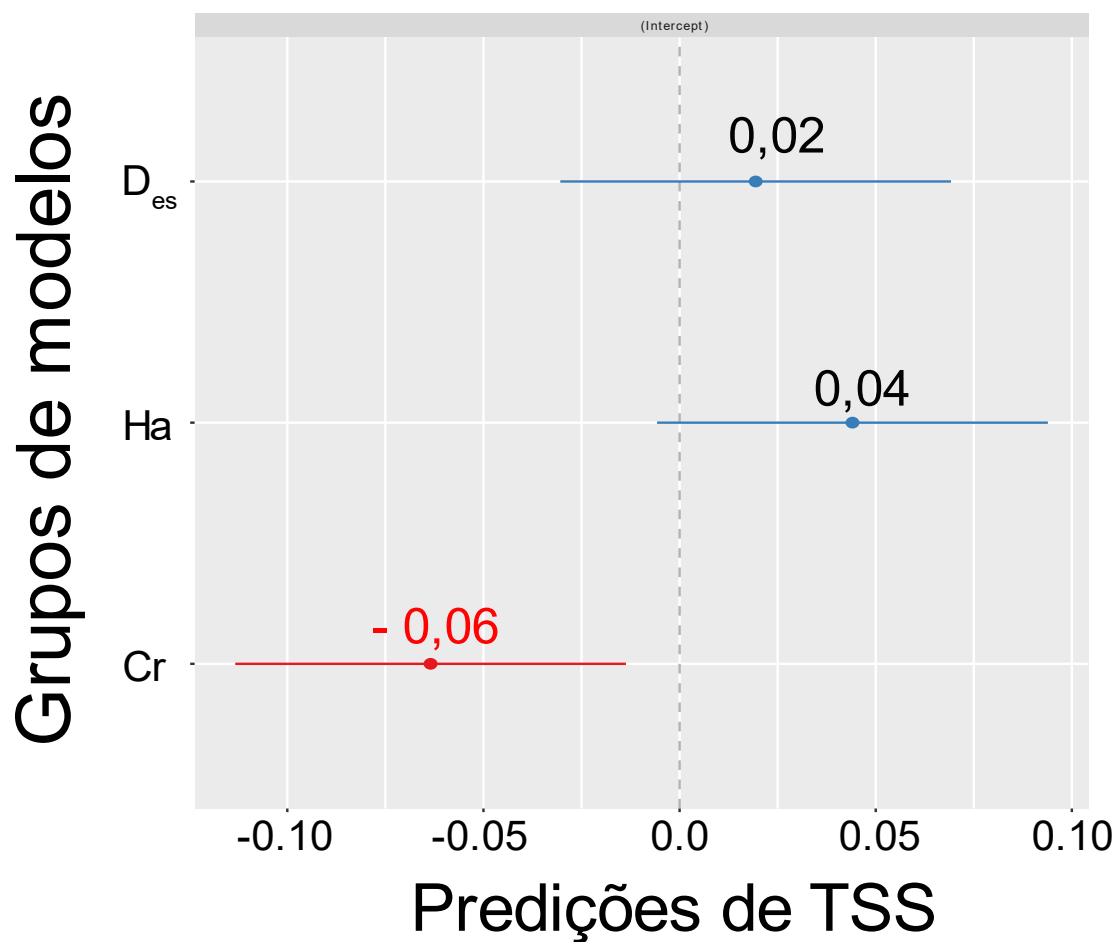


Figura 2. Comparação do desempenho preditivo entre modelos mecanicistas e correlativo usando True Skill Statistics- TSS para *Colobosaura modesta*. Cr = modelo correlativo, Des = modelo de desempenho locomotor, Ha = modelo de horas de atividades. BLUP= Melhor predição linear imparcial. $F= 9.3468$, $p < 0,001$.

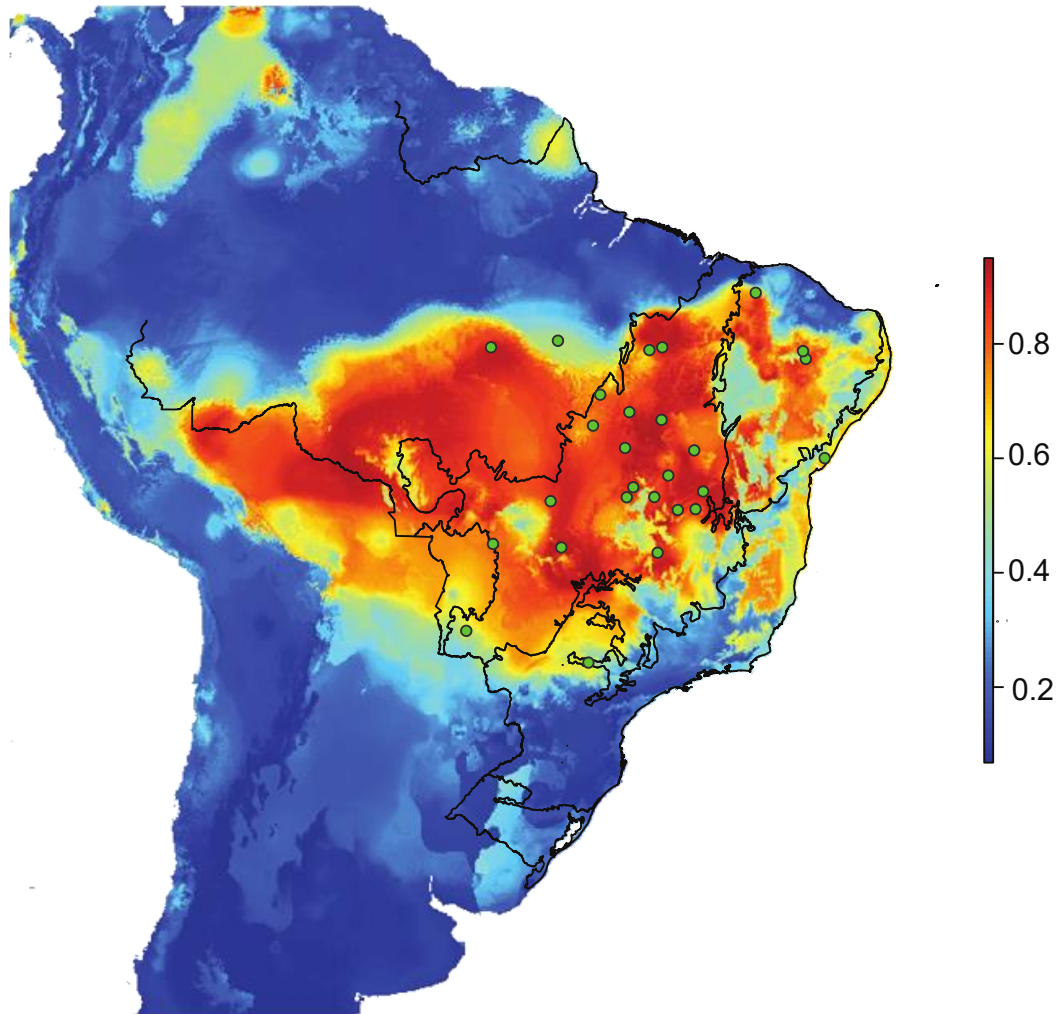


Figura 3. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* para o presente. As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *C. modesta* ao longo dos biomas brasileiros.

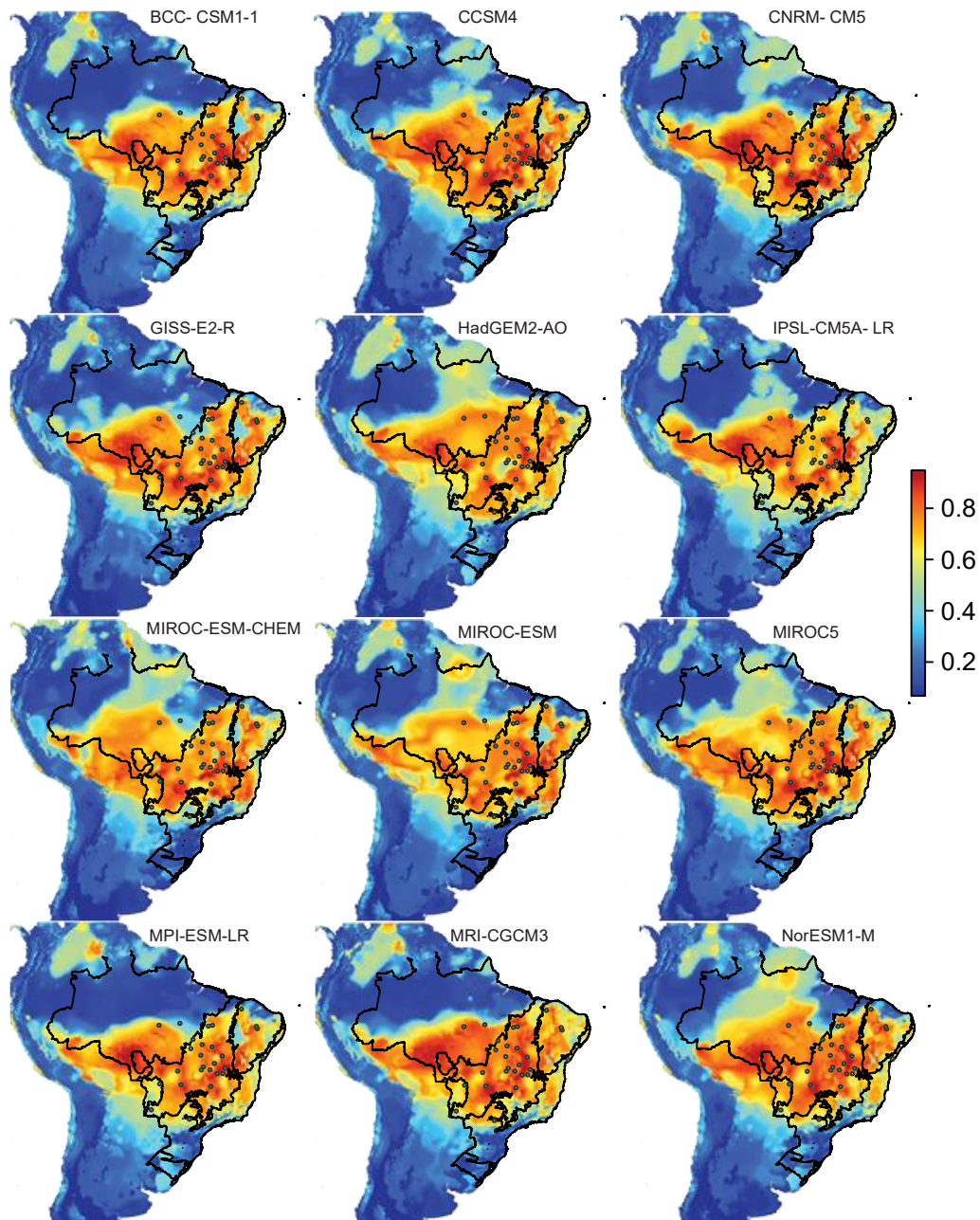


Figura 4. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* para 2050 nas vias de concentração representativas, RCPs 4.5. Os valores são calculados para 12 diferentes modelos de circulação global (GCMs). As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas). Os pontos verdes referem-se aos registros atuais de ocorrência de *C. modesta* ao longo dos biomas brasileiros.

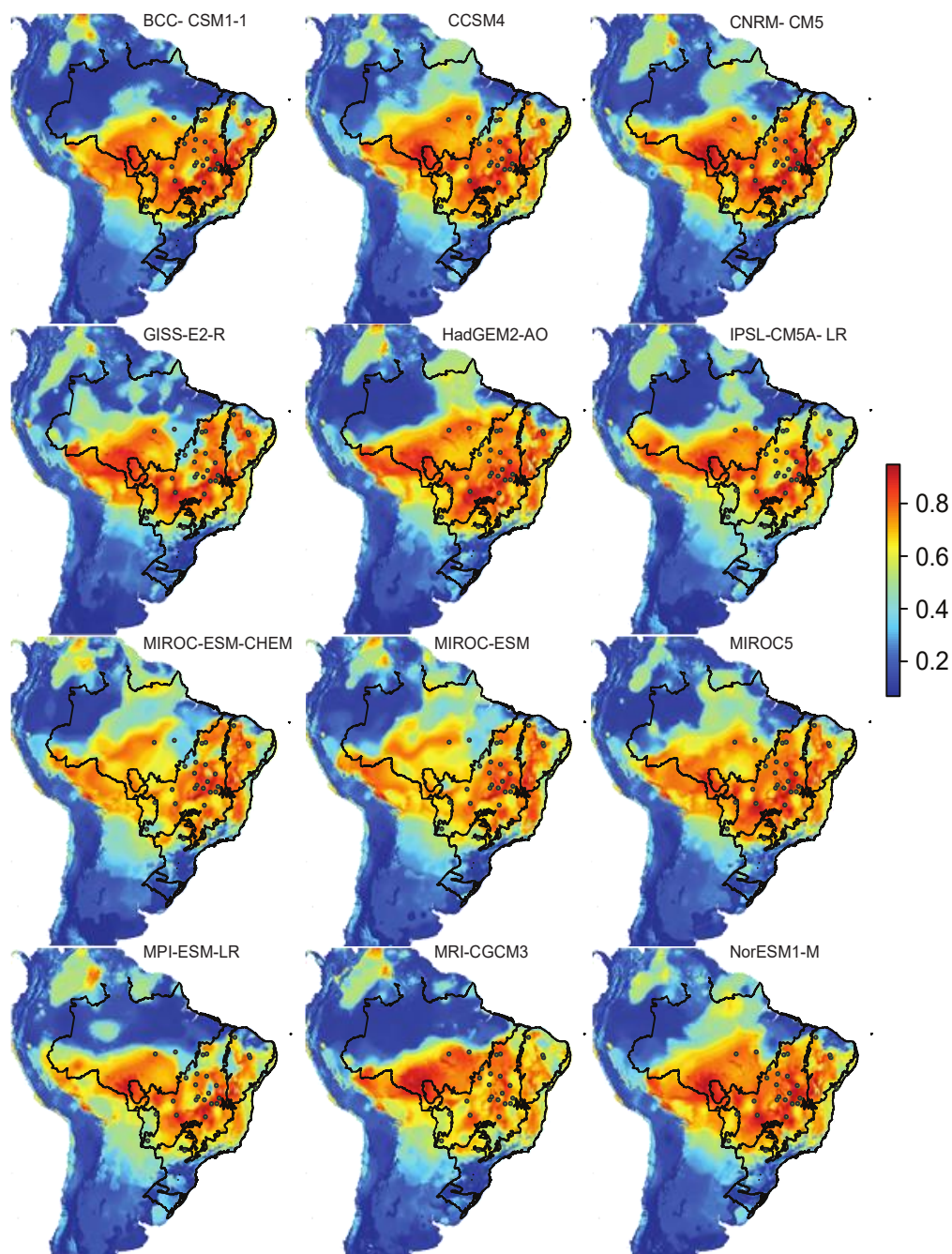


Figura 5. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* para 2050 nas vias de concentração representativas, RCPs 8.5. Os valores são calculados para 12 diferentes modelos de circulação global (GCMs). As escalas de cores indicam um gradiente de áreas favoráveis para a ocorrência da espécie, variando de vermelho (0.8 - áreas adequadas) a azul (0 - áreas inadequadas).

Em geral, sem considerarmos o desmatamento (ND), houve, em média, um aumento de 18% da adequabilidade climática para 2050 e 22% para 2070 (Apêndice 1: Tabelas S2 e S3). No entanto, quando nós estimamos as projeções sob os cenários de desmatamento, nós encontramos uma redução significativa da adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* ($P < 0.001$, Figuras 6 e 7). Ao longo dos biomas brasileiros, a média de perda de áreas adequadas (risco de extinção) no cenário de desmatamento BAU foi de 48,50% para 2050 e 45,5% para 2070, já, no cenário CFB foram de 39,3% para 2050 e 36,6% para 2070 (Apêndice 1: Tabelas S2 e S3).

Quando projetamos as predições para os cenários de desmatamento nos limites do Bioma Cerrado, a média do risco de extinção de *C. modesta* para 2050 foi de 43% para REM, 63,7% para CFB e 71,8 % para BAU, enquanto, para o ano de 2070, no cenário REM foi de 47,43%, 63,82% para CFP e 71,94% para BAU (Apêndice 1: Tabelas 4 e 5). Em relação aos RCPs, sob uma previsão mais otimista (RCP 2.6), a maior média do risco de extinção de *Colobosaura modesta* foi de 71.85% (ambos 2050- 2070 - BAU), na predição intermediária (RCP 4.5) foi de 71,84 % (2050 - BAU). Já, em um cenário mais pessimista (RCP 8.5), a maior média do risco de extinção foi de 72,15% (2070- BAU).

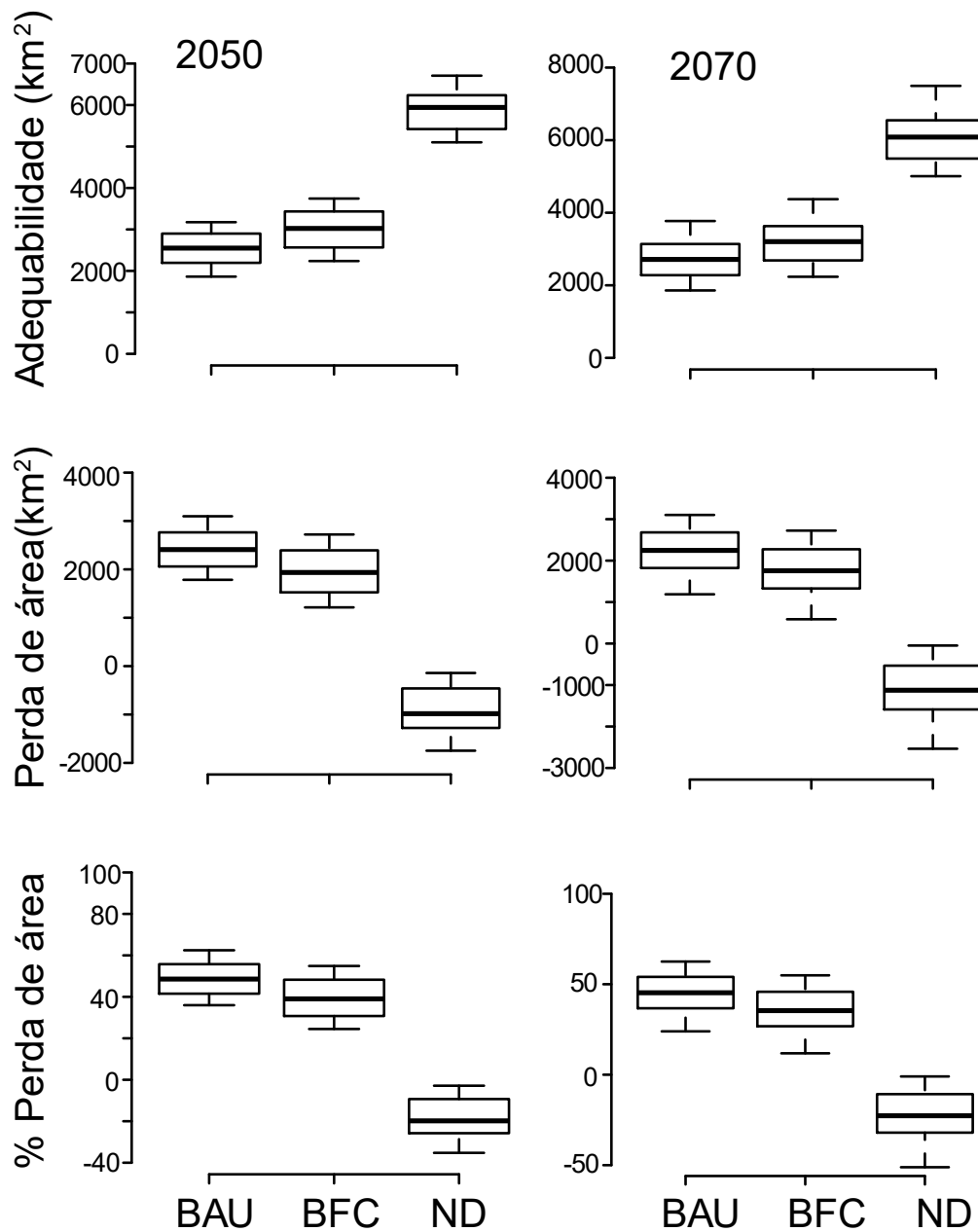


Figura 6. Efeitos do desmatamento sobre as áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* nos biomas brasileiros projetadas para 2050 e 2070. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REMCER- Remanescentes atuais de Cerrado, CFB- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais.

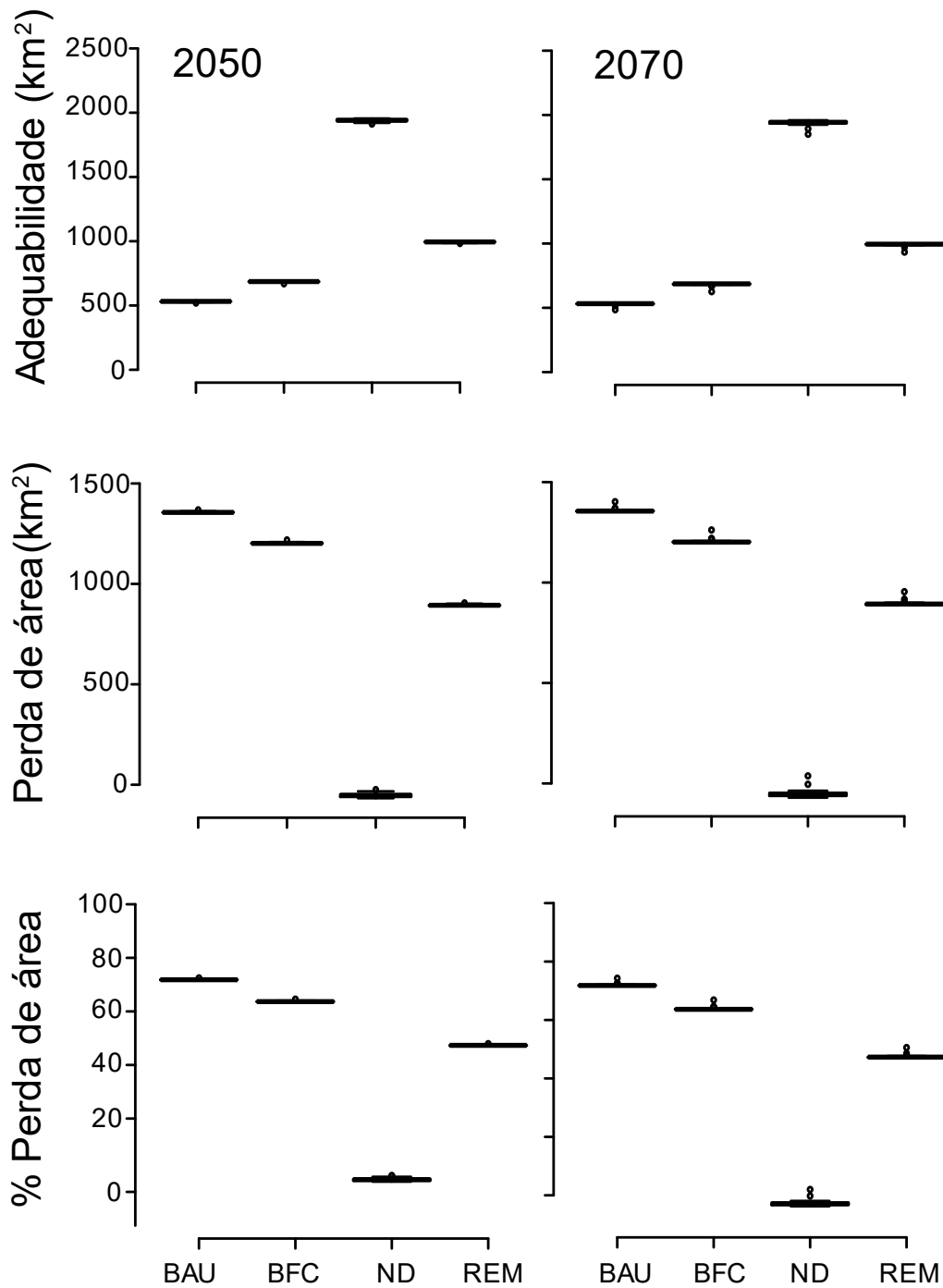


Figura 7. Efeitos do desmatamento sobre as áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* no bioma Cerrado para os anos de 2050 e 2070. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REMCER- Remanescentes atuais de Cerrado, CFB- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais.

4. DISCUSSÃO

Os dois modelos mecanicistas baseados em parâmetros ecofisiológicos (H_{at} e TPC) apresentaram melhor desempenho preditivo do que o modelo correlativo. Isto está de acordo com prévios estudos, que defendem que modelos que contém informações ecofisiológicas melhoram a acurácia das predições, por diminuir as incertezas, ou seja, fazem projeções que mais se aproximam dos valores reais. (Evans et al. 2015; Urban et al. 2016). Além disso, modelos mecanicistas podem revelar os processos biológicos implícitos (relações bióticas) que não são revelados apenas pelos processos correlativos que avaliam apenas as associações atuais entre os ambientes e distribuições de espécies (Singer et al. 2016).

Nossas projeções para o futuro baseadas no melhor modelo (mecanicista baseado na H_{at}), mas sem considerar as mudanças no uso da terra, estimaram um aumento de adequabilidade de área de ocorrência de *Colobosaura modesta* em relação a área estimada para o presente. Estudos prévios, mostraram que as mudanças climáticas podem ter tanto efeitos positivos quanto negativos, seja podem aumentar ou diminuir a disponibilidade de ambientes térmicos adequados, desta forma, expandindo ou retraindo a distribuição (Bezeng et al. 2018; Yuan et al. 2018). Nosso modelo, aponta para uma persistência da espécie frente as mudanças ambientais, uma vez que, a maior parte das áreas de adequabilidade climáticas prevista no presente foram mantidas nas previsões futuras.

Em respostas as mudanças climáticas, as espécies podem agir de duas formas, adaptando-se às novas condições por alterar seu padrão de atividade (Kearney et al., 2009; Logan et al., 2013), ou, modificando sua distribuição (Thomas et al., 2006; Thomas, 2010). Os lagartos em repostas ao aquecimento, podem modificar suas horas de atividades, para períodos onde as temperaturas são baixas (Logan et al. 2013). No caso de *Colobosaura modesta*, nós encontramos que a espécie mantém suas atividades nos períodos da manhã e no final da tarde (Apêndice 2: Figura S2), ou seja, quando as temperaturas operativas (T_e) estão acima de VT_{min} e abaixo de VT_{max} . Essas características são essenciais para *C. modesta* manter suas temperaturas corporais abaixo das temperaturas ambientais, e evitar o superaquecimento.

Embora as mudanças climáticas seja provavelmente uns dos fatores mais importantes nas mudanças da adequabilidade climática de *Colobosaura modesta*, o ambiente também continuará a mudar de forma não diretamente ligadas a temperaturas do ar mais altas.

Estimativas recentes apontam para um aumento do desmatamento em todos os biomas brasileiro. Por exemplo, a Mata Atlântica já perdeu cerca de 88% da sua cobertura vegetal, para Amazônia são projetadas um aumento de perda de área de 29%, enquanto para outro hotspot brasileiro de biodiversidade, o bioma Cerrado, estimam uma perda de 52% de sua vegetação nativa (Crouzeilles et al. 2017). Esse avanço do desmatamento reflete sobre nossas previsões, uma vez que ao considerarmos as áreas nativas já convertidas em nossos modelos, há uma diminuição da adequabilidade climática, sugerindo um efeito sinérgico entre mudança climática e desmatamento. A saber, a inclusão do desmatamento no modelo elevou o risco de extinção de *C. modesta*, em cerca de 44% em 2050 e de 41% em 2070 ao longo dos biomas brasileiros, e de 61% para 2050 e 2070 no bioma Cerrado.

Nossos resultados suportam os estudos que indicam que a interação entre o uso da terra e as mudanças climáticas promovem fortes efeitos negativos sobre a biodiversidade (Mantyka-Pringle et al. 2012; Mantyka-Pringle et al. 2015). Isso porque o desmatamento pode acarretar mudanças significativas no clima regional, como aumentos na temperatura (Nobre et al. 2016), conseqüentemente, provocando alterações nas temperaturas operativas (T_e) do microhabitats. *Colobosaura modesta* é ativo nos períodos com temperaturas mais amenas (manhã e final da tarde), além disso, apresenta baixa temperatura preferencial (T_{pref}) e temperatura ótima de desempenho (T_o). Isto indica, que qualquer alteração na T_e acima dos limites de T_{pref} e T_o reduz suas horas diárias para realizar suas atividades vitais, aumentando a sensibilidade às alterações nas temperaturas ambientais e, conseqüentemente, o risco de extinção. Além disso, a perda e a fragmentação do habitat podem prejudicar seriamente o movimento da espécie e sua capacidade de lidar com as mudanças climáticas por meio do rastreamento de condições climáticas adequadas (Thomas et al. 2004).

Ainda, as mudanças climáticas e o uso da terra podem intensificar os eventos extremos, como, secas e incêndios (Peixoto et al. 2018; Silverio et al. 2013), aumentando ainda mais os riscos de extinção. Os indivíduos de *Colobosaura modesta* vivem na serapilheira em ambientes florestais, ou seja, depende de ambientes com baixa variação de temperatura. Os eventos de seca, podem aumentar as amplitudes térmicas ambientais diárias, devido à maior insolação, para acima da tolerância termal da espécie, ocasionando redução na sua atividade. Também, secas prolongadas podem aumentar os incêndios, ocasionando maior mortalidade

de plantas florestais (Silverio et al. 2013). Isto pode resultar em aumento das temperaturas a nível de solo, devido a maior exposição à radiação solar, conseqüentemente, reduzindo o nicho térmico de *C. modesta* e seu desempenho fisiológico, necessário para realizar suas atividades.

Nossos resultados têm implicações práticas para as agências de conservação, uma vez que, as estimativas dos nossos modelos mostram que a persistência de *Colobosaura modesta*, depende da preservação dos ambientes florestais. Além disso, nós encontramos que os efeitos mais graves das mudanças climáticas estão sobre uma perspectiva de cenários de uso da terra. Isso indica, que a capacidade da espécie para alcançar novas áreas climaticamente adequadas será dificultada pela perda e fragmentação do habitat. Portanto, previsões da vulnerabilidade das espécies aos impactos antrópicos relacionados às mudanças climáticas e ao uso da terra, são insumos críticos para o desenvolvimento de políticas públicas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allouche, O., Tsoar, 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.
- Bellard, C.B., C;Leadley, P; Thuiller and Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters* 15, 365-377.
- Bezeng, B.S., Tesfamichael, S.G., Dayananda, B., Handling editor: Yi-Ming, L., 2018. Predicting the effect of climate change on a range-restricted lizard in southeastern Australia. *Curr Zool* 64, 165-171.
- Bohm, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G., Hoffmann, M., Livingstone, S.R., Ram, M., Rhodin, A.G.J., Stuart, S.N., van Dijk, P.P., Young, B.E., Afuang, L.E., Aghasyan, A., Garcia, A., Aguilar, C., Ajtic, R., Akarsu, F., Alencar, L.R.V., Allison, A., Ananjeva, N., Anderson, S., Andren, C., Ariano-Sanchez, D., Arredondo, J.C., Auliya, M., Austin, C.C., Avci, A., Baker, P.J., Barreto-Lima, A.F., Barrio-Amoros, C.L., Basu, D., Bates, M.F., Batistella, A., Bauer, A., Bennett, D., Bohme, W., Broadley, D., Brown, R., Burgess, J., Captain, A., Carreira, S., Castaneda, M.D., Castro, F.,

Catenazzi, A., Cedeno-Vazquez, J.R., Chapple, D.G., Cheylan, M., Cisneros-Heredia, D.F., Cogalniceanu, D., Cogger, H., Corti, C., Costa, G.C., Couper, P.J., Courtney, T., Crnobrnja-Isailovic, J., Crochet, P.A., Crother, B., Cruz, F., Daltry, J.C., Daniels, R.I.R., Das, I., de Silva, A., Diesmos, A.C., Dirksen, L., Doan, T.M., Dodd, C.K., Doody, J.S., Dorcas, M.E., de Barros, J.D., Egan, V.T., El Mouden, E., Embert, D., Espinoza, R.E., Fallabrino, A., Feng, X., Feng, Z.J., Fitzgerald, L., Flores-Villela, O., Franca, F.G.R., Frost, D., Gadsden, H., Gamble, T., Ganesh, S.R., Garcia, M.A., Garcia-Perez, J.E., Gatus, J., Gaulke, M., Geniez, P., Georges, A., Gerlach, J., Goldberg, S., Gonzalez, J.C.T., Gower, D.J., Grant, T., Greenbaum, E., Grieco, C., Guo, P., Hamilton, A.M., Hare, K., Hedges, S.B., Heideman, N., Hilton-Taylor, C., Hitchmough, R., Hollingsworth, B., Hutchinson, M., Ineich, I., Iverson, J., Jaksic, F.M., Jenkins, R., Joger, U., Jose, R., Kaska, Y., Kaya, U., Keogh, J.S., Kohler, G., Kuchling, G., Kumlutas, Y., Kwet, A., La Marca, E., Lamar, W., Lane, A., Lardner, B., Latta, C., Latta, G., Lau, M., Lavin, P., Lawson, D., LeBreton, M., Lehr, E., Limpus, D., Lipczynski, N., Lobo, A.S., Lopez-Luna, M.A., Luiselli, L., Lukoschek, V., Lundberg, M., Lymberakis, P., Macey, R., Magnusson, W.E., Mahler, D.L., Malhotra, A., Mariaux, J., Maritz, B., Marques, O.A.V., Marquez, R., Martins, M., Masterson, G., Mateo, J.A., Mathew, R., Mathews, N., Mayer, G., McCranie, J.R., Measey, G.J., Mendoza-Quijano, F., Menegon, M., Metrailler, S., Milton, D.A., Montgomery, C., Morato, S.A.A., Mott, T., Munoz-Alonso, A., Murphy, J., Nguyen, T.Q., Nilson, G., Nogueira, C., Nunez, H., Orlov, N., Ota, H., Ottenwalder, J., Papenfuss, T., Pasachnik, S., Passos, P., Pauwels, O.S.G., Perez-Buitrago, N., Perez-Mellado, V., Pianka, E.R., Pleguezuelos, J., Pollock, C., Ponce-Campos, P., Powell, R., Pupin, F., Diaz, G.E.Q., Radder, R., Ramer, J., Rasmussen, A.R., Raxworthy, C., Reynolds, R., Richman, N., Rico, E.L., Riservato, E., Rivas, G., da Rocha, P.L.B., Rodel, M.O., Schettino, L.R., Roosenburg, W.M., Ross, J.P., Sadek, R., Sanders, K., Santos-Barrera, G., Schleich, H.H., Schmidt, B.R., Schmitz, A., Sharifi, M., Shea, G., Shi, H.T., Shine, R., Sindaco, R., Slimani, T., Somaweera, R., Spawls, S., Stafford, P., Stuebing, R., Sweet, S., Sy, E., Temple, H.J., Tognelli, M.F., Tolley, K., Tolson, P.J., Tuniyev, B., Tuniyev, S., Uzum, N., van Buurt, G., Van Sluys, M., Velasco, A., Vences, M., Vesely, M., Vinke, S., Vinke, T., Vogel, G., Vogrin, M., Vogt, R.C., Wearn, O.R., Werner, Y.L., Whiting, M.J., Wiewandt, T., Wilkinson, J., Wilson, B., Wren, S., Zamin, T., Zhou, K., Zug, G., 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157, 372-385.

- Buisson, L., Thuiller, W., Casajus, N., Lek, S., Grenouillet, G., 2010. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology* 16, 1145-1157.
- Caetano, G.H., Santos, J.C., Sinervo, B., 2017. *Mapinguari: Tools for process-based biogeographical analysis*.
- Câmara, G., Ramos, R., Soterroni, A., Cartaxo, R., Andrade, P., Buurman, M., Affonso, A., Espíndola, G., 2015. *Modelling Land Use Change in Brazil: 2000–2050*. INPE, IPEA, IIASA, UNEP-WCMC, São José dos Campos, Brasília, Laxenburg, Cambridge.
- Crouzeilles, R., Feltran-Barbieri, R., Ferreira, M.S., Strassburg, B.B.N., 2017. Hard times for the Brazilian environment. *Nat Ecol Evol* 1, 1213.
- Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C., Martin, P.R., 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 6668-6672.
- Dillon, M.E., Wang, G., Huey, R.B., 2010. Global metabolic impacts of recent climate warming. *Nature* 467, 704-706.
- Elith, J., Leathwick, J.R., 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 677-697.
- Evans, T.G., Diamond, S.E., Kelly, M.W., 2015. Mechanistic species distribution modelling as a link between physiology and conservation. *Conserv Physiol* 3, cov056.
- Freeman, E.A., Moisen, G., 2008. PresenceAbsence: An R Package for Presence-Absence Model Analysis. *Journal of Statistical Software* 23, 1-31.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965-1978.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., Heiberger, R.M., Schuetzenmeister, A., Scheibe, S., 2017. *Package multcomp: Simultaneous Inference in General Parametric Models*
- Huey, R.B., Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Vitt, L.J., Hertz, P.E., Alvarez Pérez, H.J., Garland, T., 2009. Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276, 1939-1948.

- Huey, R.B., Kearney, M.R., Krockenberger, a., Holtum, J.a.M., Jess, M., Williams, S.E., 2012. Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367, 1665-1679.
- Kearney, M., Porter, W., 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology letters* 12, 334-350.
- Kearney, M., Shine, R., Porter, W.P., 2009. The potential for behavioral thermoregulation to buffer "cold-blooded" animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, 3835-3840.
- Kubisch, E.L., Corbalán, V., Ibarguengoytía, N.R., Sinervo, B., 2016. Local extinction risk by global warming of three species of lizards from Patagonia. *Canadian Journal of Zoology* 59, 49-59.
- Liu, C., Newell, G., White, M., 2016. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. *Ecology and Evolution* 6, 337-348.
- Logan, M.L., Huynh, R.K., Precious, R.A., Calsbeek, R.G., 2013. The impact of climate change measured at relevant spatial scales: New hope for tropical lizards. *Global Change Biology* 19, 3093-3102.
- Mantyka-Pringle, C.S., Martin, T.G., Rhodes, J.R., 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology* 18, 1239-1252.
- Mantyka-Pringle, C.S., Visconti, P., Di Marco, M., Martin, T.G., Rondinini, C., Rhodes, J.R., 2015. Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change. *Biological Conservation* 187, 103-111.
- Mesquita, D.O., Colli, G.R., Pantoja, D.L., Shepard, D.B., C. Vieira, G.H., Vitt, L.J., 2015. Juxtaposition and disturbance: disentangling the determinants of lizard community structure. *Biotropica*, n/a-n/a.
- Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography* 37, 191-203.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Borger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Diaz, S., Echeverria-Londono, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhousseini, T., Ingram,

- D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45.
- Nobre, C.A., Sampaio, G., Borma, L.S., Castilla-Rubio, J.C., Silva, J.S., Cardoso, M., 2016. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proc Natl Acad Sci U S A* 113, 10759-10768.
- Pacifici, M., Foden, W.B., Visconti, P., Watson, J.E.M., Butchart, S.H.M., Kovacs, K.M., Scheffers, B.R., Hole, D.G., Martin, T.G., Akçakaya, H.R., Corlett, R.T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J.A., Hoffmann, A.A., Midgley, G.F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R.G., Williams, S.E., Willis, S.G., Young, B., Rondinini, C., 2015. Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change* 5, 215-224.
- Peixoto, K.d.S., Marimon-Junior, B.H., Cavalheiro, K.A., Silva, N.A., das Neves, E.C., Freitag, R., Mews, H.A., Valadão, M.B.X., Marimon, e.B.S., 2018. Assessing the effects of rainfall reduction on litterfall and the litter layer in phytophysionomies of the Amazonia–Cerrado transition. *Brazilian Journal of Botany* 41, 589-600.
- Pontes-da-Silva, E., Magnusson, W.E., Sinervo, B., Caetano, G.H., Miles, D.B., Colli, G.R., Diele-Viegas, L.M., Fenker, J., Santos, J.C., Werneck, F.P., 2018. Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. *J Therm Biol* 73, 50-60.
- Qiao, H., Soberón, J., Peterson, A.T., Kriticos, D., 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 1126-1136.
- Silverio, D.V., Brando, P.M., Balch, J.K., Putz, F.E., Nepstad, D.C., Oliveira-Santos, C., Bustamante, M.M., 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 368, 20120427.
- Sinervo, B., Méndez-de-la-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., Lara-Resendiz, R., Martínez-Méndez, N., Calderón-Espinosa, M.L., Meza-Lázaro, R.N., Gadsden, H., Avila, L.J., Morando, M., De la Riva, I.J., Victoriano Sepulveda, P., Rocha, C.F.D., Ibarguengoytía, N., Aguilar Puntriano, C., Massot, M., Lepetz, V., Oksanen,

- T.a., Chapple, D.G., Bauer, A.M., Branch, W.R., Clobert, J., Sites, J.W., 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328, 894-899.
- Singer, A., Johst, K., Banitz, T., Fowler, M.S., Groeneveld, J., Gutierrez, A.G., Hartig, F., Krug, R.M., Liess, M., Matlack, G., Meyer, K.M., Pe'er, G., Radchuk, V., Voinopol-Sassu, A.J., Travis, J.M.J., 2016. Community dynamics under environmental change: How can next generation mechanistic models improve projections of species distributions? *Ecological Modelling* 326, 63-74.
- Taylor, P., Williams, K.J., Belbin, L., Austin, M.P., Janet, L., Ferrier, S., Williams, K.J., Belbin, L., Austin, M.P., Stein, J.L., 2012. International Journal of Geographical Which environmental variables should I use in my biodiversity model ?, 37-41.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., Breiner, F., 2016. biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling. R package version 3.3-7.
- Urban, M.C., Bocedi, G., Hendry, A.P., Mihoub, J.B., Pe'er, G., Singer, A., Bridle, J.R., Crozier, L.G., De Meester, L., Godsoe, W., Gonzalez, A., Hellmann, J.J., Holt, R.D., Huth, A., Johst, K., Krug, C.B., Leadley, P.W., Palmer, S.C., Pantel, J.H., Schmitz, A., Zollner, P.A., Travis, J.M., 2016. Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science* 353.
- Varela, S., Anderson, R.P., Garcia-Valdes, R., Fernandez-Gonzalez, F., 2014. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37, 1084-1091.
- Wood, S.N., 2006. Generalized additive models: an introduction with R. *Journal of Statistical Software* 16.
- Yuan, F.L., Freedman, A.H., Chirio, L., LeBreton, M., Bonebrake, T.C., 2018. Ecophysiological variation across a forest-ecotone gradient produces divergent climate change vulnerability within species. *Ecography* 41, 1627-1637.
- Zuur, A.F., Leno, E. N. and Elphick, C.S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 3-14.

6.APÊNDICES

Material suplementar 1

Tabela S2. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* projetadas para 2050, em relação à área atual de adequação climática (4959.177 km²), baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual

GCM	RCP	ND			BAU			BFC		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	26	5125.52	-166.35	-3.35	1952.98	3006.20	60.62	2316.52	2642.66	53.29
BCC-CSM1-1 (BC)	45	5100.96	-141.78	-2.86	1902.27	3056.91	61.64	2247.15	2712.03	54.69
BCC-CSM1-1 (BC)	85	5212.61	-253.44	-5.11	2030.66	2928.51	59.05	2412.15	2547.03	51.36
CCSM4 (CC)	26	5270.95	-311.77	-6.29	2103.65	2855.53	57.58	2471.96	2487.22	50.15
CCSM4 (CC)	45	5777.21	-818.03	-16.50	2467.52	2491.65	50.24	2916.31	2042.86	41.19
CCSM4 (CC)	85	6235.68	-1276.50	-25.74	2887.84	2071.33	41.77	3383.17	1576.00	31.78
CNRM-CM5 (CN)	26	5475.83	-516.65	-10.42	2276.83	2682.35	54.09	2701.44	2257.73	45.53
CNRM-CM5 (CN)	45	5895.09	-935.91	-18.87	2591.16	2368.02	47.75	3053.12	1906.05	38.43
CNRM-CM5 (CN)	85	6090.81	-1131.63	-22.82	2699.55	2259.63	45.56	3204.55	1754.63	35.38
GISS-E2-R (GS)	26	5299.20	-340.02	-6.86	2150.34	2808.83	56.64	2524.20	2434.98	49.10
GISS-E2-R (GS)	45	5446.39	-487.22	-9.82	2289.01	2670.17	53.84	2676.13	2283.05	46.04
GISS-E2-R (GS)	85	6077.14	-1117.96	-22.54	2894.77	2064.41	41.63	3290.56	1668.62	33.65
HadGEM2-AO (HD)	26	6108.59	-1149.42	-23.18	2697.94	2261.24	45.60	3221.88	1737.29	35.03
HadGEM2-AO (HD)	45	6398.25	-1439.07	-29.02	2878.80	2080.37	41.95	3450.38	1508.80	30.42
HadGEM2-AO (HD)	85	6501.59	-1542.41	-31.10	2922.11	2037.07	41.08	3490.91	1468.27	29.61

IPSL-CM5A-LR (IP)	26	5555.66	-596.48	-12.03	2303.99	2655.18	53.54	2746.96	2212.22	44.61
IPSL-CM5A-LR (IP)	45	5704.84	-745.66	-15.04	2368.76	2590.42	52.23	2852.89	2106.28	42.47
IPSL-CM5A-LR (IP)	85	5989.09	-1029.92	-20.77	2509.42	2449.75	49.40	2994.48	1964.70	39.62
MIROC-ESM-CHEM (MI)	26	6447.08	-1487.91	-30.00	2991.17	1968.01	39.68	3539.80	1419.37	28.62
MIROC-ESM-CHEM (MI)	45	6233.59	-1274.42	-25.70	2916.23	2042.95	41.20	3418.11	1541.07	31.08
MIROC-ESM-CHEM (MI)	85	6612.03	-1652.85	-33.33	3174.96	1784.22	35.98	3708.10	1251.08	25.23
MIROC-ESM (MR)	26	6238.09	-1278.91	-25.79	2904.59	2054.59	41.43	3469.66	1489.52	30.04
MIROC-ESM (MR)	45	6058.76	-1099.58	-22.17	2770.91	2188.27	44.13	3291.97	1667.21	33.62
MIROC-ESM (MR)	85	6707.52	-1748.34	-35.25	3170.21	1788.96	36.07	3744.63	1214.54	24.49
MIROC5 (MC)	26	6137.63	-1178.45	-23.76	2844.22	2114.96	42.65	3335.28	1623.90	32.75
MIROC5 (MC)	45	6400.39	-1441.22	-29.06	2987.89	1971.28	39.75	3493.70	1465.48	29.55
MIROC5 (MC)	85	6455.64	-1496.46	-30.18	3018.75	1940.43	39.13	3524.54	1434.64	28.93
MPI-ESM-LR (MP)	26	5286.21	-327.03	-6.59	2141.69	2817.49	56.81	2524.25	2434.92	49.10
MPI-ESM-LR (MP)	45	5106.36	-147.18	-2.97	1861.95	3097.23	62.45	2238.08	2721.10	54.87
MPI-ESM-LR (MP)	85	5425.76	-466.58	-9.41	2217.31	2741.86	55.29	2600.95	2358.23	47.55
MRI-CGCM3 (MG)	26	5200.04	-240.86	-4.86	2104.82	2854.36	57.56	2456.84	2502.34	50.46
MRI-CGCM3 (MG)	45	5457.78	-498.60	-10.05	2225.48	2733.69	55.12	2595.15	2364.02	47.67
MRI-CGCM3 (MG)	85	5414.85	-455.67	-9.19	2171.74	2787.43	56.21	2537.22	2421.96	48.84
NorESM1-M (NO)	26	5682.89	-723.71	-14.59	2477.43	2481.75	50.04	2900.26	2058.92	41.52
NorESM1-M (NO)	45	6337.99	-1378.81	-27.80	3053.84	1905.34	38.42	3552.80	1406.38	28.36
NorESM1-M (NO)	85	6208.99	-1249.81	-25.20	2862.07	2097.11	42.29	3357.43	1601.75	32.30
MÉDIA		5852.14	-892.96	-18.01	2550.63	2408.54	48.57	3006.76	1952.41	39.37
DESVIO PADRÃO		495.58	495.58	9.99	396.60	396.60	8.00	462.31	462.31	9.32
MÁXIMO		6707.52	-141.78	-2.86	3174.96	3097.23	62.45	3744.63	2721.10	54.87
MÍNIMO		5100.96	-1748.34	-35.25	1861.95	1784.22	35.98	2238.08	1214.54	24.49

Tabela S3. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* projetadas para 2070, em relação à área atual de adequação climática (4959.177 km²), baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			BAU			BFC		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	26	5060.54	-101.36	-2.04	2357.78	2601.40	52.46	1993.29	2965.88	59.81
BCC-CSM1-1 (BC)	45	5468.73	-509.55	-10.27	2703.72	2255.45	45.48	2288.64	2670.53	53.85
BCC-CSM1-1 (BC)	85	5253.14	-293.96	-5.93	2387.53	2571.65	51.86	2010.76	2948.42	59.45
CCSM4 (CC)	26	5433.20	-474.02	-9.56	2667.04	2292.14	46.22	2267.58	2691.60	54.28
CCSM4 (CC)	45	6089.39	-1130.22	-22.79	3138.89	1820.28	36.71	2670.76	2288.41	46.15
CCSM4 (CC)	85	6951.15	-1991.97	-40.17	3955.79	1003.39	20.23	3419.90	1539.27	31.04
CNRM-CM5 (CN)	26	5451.03	-491.85	-9.92	2634.46	2324.72	46.88	2239.92	2719.26	54.83
CNRM-CM5 (CN)	45	6140.74	-1181.57	-23.83	3232.70	1726.48	34.81	2744.82	2214.36	44.65
CNRM-CM5 (CN)	85	6902.63	-1943.46	-39.19	3880.52	1078.65	21.75	3332.67	1626.51	32.80
GISS-E2-R (GS)	26	5137.81	-178.64	-3.60	2383.44	2575.74	51.94	2012.81	2946.37	59.41
GISS-E2-R (GS)	45	5901.80	-942.62	-19.01	3068.51	1890.67	38.12	2660.71	2298.47	46.35
GISS-E2-R (GS)	85	6536.43	-1577.25	-31.80	3632.36	1326.82	26.75	3197.90	1761.28	35.52
HadGEM2-AO (HD)	26	6074.05	-1114.88	-22.48	3161.18	1798.00	36.26	2644.80	2314.37	46.67
HadGEM2-AO (HD)	45	6378.72	-1419.54	-28.62	3344.84	1614.33	32.55	2786.33	2172.85	43.81
HadGEM2-AO (HD)	85	7495.79	-2536.62	-51.15	4372.90	586.27	11.82	3771.05	1188.12	23.96
IPSL-CM5A-LR (IP)	26	5562.05	-602.87	-12.16	2731.84	2227.34	44.91	2303.04	2656.14	53.56
IPSL-CM5A-LR (IP)	45	5800.25	-841.07	-16.96	2907.13	2052.05	41.38	2416.30	2542.88	51.28
IPSL-CM5A-LR (IP)	85	6258.25	-1299.08	-26.20	3200.82	1758.35	35.46	2684.31	2274.87	45.87
MIROC-ESM-CHEM (MI)	26	6229.56	-1270.38	-25.62	3462.56	1496.62	30.18	2929.26	2029.92	40.93

MIROC-ESM-CHEM (MI)	45	6558.43	-1599.25	-32.25	3629.83	1329.34	26.81	3082.44	1876.74	37.84
MIROC-ESM-CHEM (MI)	85	6786.84	-1827.66	-36.85	3707.85	1251.33	25.23	3209.69	1749.48	35.28
MIROC-ESM (MR)	26	6436.11	-1476.94	-29.78	3624.98	1334.20	26.90	3119.17	1840.01	37.10
MIROC-ESM (MR)	45	6634.14	-1674.96	-33.78	3707.38	1251.80	25.24	3163.19	1795.98	36.22
MIROC-ESM (MR)	85	6916.20	-1957.03	-39.46	3833.99	1125.19	22.69	3286.33	1672.85	33.73
MIROC5 (MC)	26	6025.63	-1066.45	-21.50	3209.26	1749.91	35.29	2717.48	2241.70	45.20
MIROC5 (MC)	45	6329.91	-1370.73	-27.64	3403.53	1555.64	31.37	2892.72	2066.45	41.67
MIROC5 (MC)	85	6774.59	-1815.41	-36.61	3800.98	1158.19	23.35	3271.53	1687.65	34.03
MPI-ESM-LR (MP)	26	5006.97	-47.80	-0.96	2234.97	2724.21	54.93	1857.85	3101.33	62.54
MPI-ESM-LR (MP)	45	5341.07	-381.89	-7.70	2446.39	2512.78	50.67	2060.68	2898.49	58.45
MPI-ESM-LR (MP)	85	6010.66	-1051.49	-21.20	3112.58	1846.60	37.24	2720.99	2238.18	45.13
MRI-CGCM3 (MG)	26	5319.90	-360.72	-7.27	2533.63	2425.55	48.91	2169.94	2789.24	56.24
MRI-CGCM3 (MG)	45	5515.05	-555.87	-11.21	2616.85	2342.33	47.23	2249.70	2709.47	54.64
MRI-CGCM3 (MG)	85	5851.25	-892.07	-17.99	2912.92	2046.26	41.26	2472.75	2486.43	50.14
NorESM1-M (NO)	26	6136.68	-1177.50	-23.74	3339.89	1619.28	32.65	2875.45	2083.72	42.02
NorESM1-M (NO)	45	6080.17	-1120.99	-22.60	3205.54	1753.64	35.36	2707.79	2251.39	45.40
NorESM1-M (NO)	85	6643.97	-1684.79	-33.97	3661.64	1297.54	26.16	3156.14	1803.03	36.36
MÉDIA		6069.24	-1110.07	-22.38	3172.40	1786.78	36.03	2705.24	2253.94	45.45
DESVIO PADRÃO		617.61	617.61	12.45	538.94	538.94	36.03	478.98	478.98	9.66
MÁXIMO		7495.79	-47.80	-0.96	4372.90	2724.21	54.93	3771.05	3101.33	62.54
MÍNIMO		5006.97	-2536.62	-51.15	2234.97	586.27	11.82	1857.85	1188.12	23.96

Tabela S4. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* no bioma Cerrado projetadas para 2050, em relação à área atual de adequação climática (1887.852 km²), baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REM- Remanescentes atuais, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			REM			BAU			BFC		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	26	1933.87	-46.02	-2.44	993.18	894.67	47.39	529.84	1358.01	71.93	683.21	1204.64	63.81
BCC-CSM1-1 (BC)	45	1948.65	-60.80	-3.22	996.69	891.16	47.20	532.91	1354.94	71.77	687.11	1200.74	63.60
BCC-CSM1-1 (BC)	85	1945.62	-57.77	-3.06	996.96	890.89	47.19	530.80	1357.05	71.88	684.80	1203.05	63.73
CCSM4 (CC)	26	1937.80	-49.95	-2.65	993.50	894.35	47.37	530.33	1357.52	71.91	684.49	1203.36	63.74
CCSM4 (CC)	45	1945.18	-57.32	-3.04	995.68	892.17	47.26	532.28	1355.57	71.80	686.48	1201.37	63.64
CCSM4 (CC)	85	1936.03	-48.18	-2.55	993.38	894.47	47.38	528.26	1359.60	72.02	682.15	1205.70	63.87
CNRM-CM5 (CN)	26	1938.66	-50.81	-2.69	992.74	895.11	47.41	531.79	1356.06	71.83	685.98	1201.87	63.66
CNRM-CM5 (CN)	45	1944.50	-56.64	-3.00	995.83	892.02	47.25	531.85	1356.00	71.83	686.05	1201.80	63.66
CNRM-CM5 (CN)	85	1947.14	-59.28	-3.14	996.53	891.32	47.21	532.79	1355.07	71.78	686.98	1200.87	63.61
GISS-E2-R (GS)	26	1940.61	-52.75	-2.79	994.11	893.74	47.34	531.22	1356.63	71.86	685.40	1202.46	63.69
GISS-E2-R (GS)	45	1934.85	-47.00	-2.49	992.79	895.06	47.41	527.96	1359.90	72.03	682.15	1205.70	63.87
GISS-E2-R (GS)	85	1920.80	-32.94	-1.75	989.38	898.47	47.59	526.30	1361.55	72.12	680.50	1207.36	63.95
HadGEM2-AO (HD)	26	1953.02	-65.17	-3.45	997.53	890.32	47.16	534.21	1353.64	71.70	688.38	1199.47	63.54
HadGEM2-AO (HD)	45	1952.13	-64.27	-3.40	997.05	890.80	47.19	534.33	1353.52	71.70	688.52	1199.33	63.53
HadGEM2-AO (HD)	85	1955.02	-67.17	-3.56	998.32	889.53	47.12	534.57	1353.28	71.68	688.77	1199.09	63.52
IPSL-CM5A-LR (IP)	26	1943.97	-56.11	-2.97	994.53	893.32	47.32	532.57	1355.28	71.79	686.74	1201.11	63.62
IPSL-CM5A-LR (IP)	45	1950.72	-62.86	-3.33	996.98	890.87	47.19	532.86	1354.99	71.77	687.10	1200.75	63.60
IPSL-CM5A-LR (IP)	85	1952.59	-64.74	-3.43	998.00	889.85	47.14	532.84	1355.01	71.78	687.03	1200.82	63.61
MIROC-ESM-CHEM (MI)	26	1951.67	-63.81	-3.38	998.37	889.48	47.12	534.29	1353.56	71.70	688.07	1199.78	63.55
MIROC-ESM-CHEM (MI)	45	1939.56	-51.71	-2.74	996.09	891.76	47.24	530.05	1357.80	71.92	684.23	1203.63	63.76

MIROC-ESM-CHEM (MI)	85	1938.83	-50.98	-2.70	989.22	898.63	47.60	528.70	1359.15	71.99	681.91	1205.94	63.88
MIROC-ESM (MR)	26	1914.28	-26.42	-1.40	991.56	896.29	47.48	530.94	1356.92	71.88	682.64	1205.21	63.84
MIROC-ESM (MR)	45	1930.35	-42.50	-2.25	995.76	892.09	47.25	532.10	1355.75	71.81	686.25	1201.60	63.65
MIROC-ESM (MR)	85	1951.71	-63.86	-3.38	998.00	889.86	47.14	533.45	1354.40	71.74	687.64	1200.21	63.58
MIROC5 (MC)	26	1939.71	-51.86	-2.75	992.57	895.28	47.42	532.47	1355.38	71.80	686.64	1201.21	63.63
MIROC5 (MC)	45	1948.29	-60.44	-3.20	996.31	891.54	47.23	534.01	1353.84	71.71	688.20	1199.65	63.55
MIROC5 (MC)	85	1952.46	-64.61	-3.42	997.41	890.44	47.17	533.87	1353.98	71.72	688.07	1199.79	63.55
MPI-ESM-LR (MP)	26	1937.72	-49.87	-2.64	992.72	895.13	47.42	530.58	1357.27	71.90	684.39	1203.46	63.75
MPI-ESM-LR (MP)	45	1940.73	-52.88	-2.80	995.09	892.76	47.29	530.25	1357.60	71.91	683.87	1203.98	63.78
MPI-ESM-LR (MP)	85	1912.42	-24.57	-1.30	982.79	905.07	47.94	519.33	1368.52	72.49	669.14	1218.72	64.56
MRI-CGCM3 (MG)	26	1921.88	-34.03	-1.80	986.67	901.18	47.74	531.30	1356.55	71.86	685.35	1202.50	63.70
MRI-CGCM3 (MG)	45	1940.03	-52.18	-2.76	993.15	894.70	47.39	533.26	1354.59	71.75	687.39	1200.46	63.59
MRI-CGCM3 (MG)	85	1942.43	-54.58	-2.89	992.94	894.92	47.40	533.85	1354.00	71.72	688.05	1199.80	63.55
NorESM1-M (NO)	26	1924.47	-36.62	-1.94	987.69	900.16	47.68	528.15	1359.71	72.02	679.79	1208.06	63.99
NorESM1-M (NO)	45	1926.98	-39.13	-2.07	986.61	901.24	47.74	527.29	1360.56	72.07	680.79	1207.06	63.94
NorESM1-M (NO)	85	1940.78	-52.92	-2.80	994.24	893.61	47.33	532.46	1355.39	71.80	686.31	1201.54	63.65
MÉDIA		1939.87	-52.02	-2.76	993.90	893.95	47.35	531.22	1356.63	71.86	685.02	1202.84	63.71
DESVIO PADRÃO		11.03	11.03	0.58	3.74	3.74	0.20	2.98	2.98	0.16	3.68	3.68	0.19
MÁXIMO		1955.02	-24.57	-1.30	998.37	905.07	47.94	534.57	1368.52	72.49	688.77	1218.72	64.56
MÍNIMO		1912.42	-67.17	-3.56	982.79	889.48	47.12	519.33	1353.28	71.68	669.14	1199.09	63.52

Tabela S5. Áreas de adequabilidade climática de ocorrência de *Colobosaura modesta* no bioma Cerrado projetadas para 2070, em relação à área atual de adequação climática (1887.852 km²), baseado nos diferentes modelos de circulação global (GCMs), vias de concentração representativas (RCPs) e cenários de desmatamento. **Cenários de desmatamento:** ND- nenhum desmatamento, REM- Remanescentes atuais, BFC- Código Florestal Brasileiro, BAU- business as usuais. AC- área total de adequação climática (x 1000 Km²); PAC- perda total da área de adequabilidade climática (x 1000 Km²); % PAC - percentual de área adequabilidade climática perdida em relação à área atual.

GCM	RCP	ND			REM			BAU			BFC		
		AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC	AC	PAC	%PAC
BCC-CSM1-1 (BC)	26	1924.35	-36.50	-1.93	988.10	899.75	47.66	682.18	1205.67	63.86	528.09	1359.77	72.03
BCC-CSM1-1 (BC)	45	1942.93	-55.08	-2.92	994.93	892.92	47.30	684.03	1203.83	63.77	529.68	1358.17	71.94
BCC-CSM1-1 (BC)	85	1940.21	-52.36	-2.77	994.28	893.57	47.33	682.20	1205.65	63.86	528.79	1359.06	71.99
CCSM4 (CC)	26	1936.29	-48.44	-2.57	992.44	895.41	47.43	686.21	1201.64	63.65	532.09	1355.76	71.81
CCSM4 (CC)	45	1948.65	-60.80	-3.22	997.21	890.64	47.18	686.97	1200.88	63.61	532.78	1355.08	71.78
CCSM4 (CC)	85	1930.82	-42.96	-2.28	988.09	899.76	47.66	673.85	1214.00	64.31	521.46	1366.39	72.38
CNRM-CM5 (CN)	26	1941.75	-53.89	-2.85	994.68	893.18	47.31	686.45	1201.40	63.64	532.28	1355.57	71.81
CNRM-CM5 (CN)	45	1946.07	-58.22	-3.08	995.70	892.15	47.26	687.01	1200.85	63.61	532.81	1355.04	71.78
CNRM-CM5 (CN)	85	1955.05	-67.20	-3.56	998.86	888.99	47.09	688.35	1199.50	63.54	534.15	1353.70	71.71
GISS-E2-R (GS)	26	1939.93	-52.07	-2.76	993.58	894.27	47.37	685.23	1202.62	63.70	531.04	1356.82	71.87
GISS-E2-R (GS)	45	1937.56	-49.71	-2.63	993.49	894.36	47.37	681.72	1206.13	63.89	527.52	1360.33	72.06
GISS-E2-R (GS)	85	1892.18	-4.33	-0.23	970.76	917.09	48.58	668.47	1219.38	64.59	517.87	1369.98	72.57
HadGEM2-AO (HD)	26	1951.24	-63.39	-3.36	997.17	890.68	47.18	688.37	1199.49	63.54	534.17	1353.68	71.70
HadGEM2-AO (HD)	45	1954.69	-66.84	-3.54	998.12	889.74	47.13	688.56	1199.29	63.53	534.37	1353.48	71.69
HadGEM2-AO (HD)	85	1958.68	-70.83	-3.75	999.89	887.96	47.04	688.79	1199.07	63.51	534.59	1353.26	71.68
IPSL-CM5A-LR (IP)	26	1943.23	-55.38	-2.93	994.79	893.06	47.31	685.87	1201.98	63.67	531.63	1356.22	71.84
IPSL-CM5A-LR (IP)	45	1947.96	-60.11	-3.18	997.32	890.53	47.17	686.18	1201.67	63.65	532.07	1355.78	71.82
IPSL-CM5A-LR (IP)	85	1953.48	-65.63	-3.48	999.50	888.35	47.06	686.49	1201.36	63.64	532.38	1355.47	71.80
MIROC-ESM-CHEM (MI)	26	1932.12	-44.27	-2.35	993.96	893.89	47.35	682.71	1205.14	63.84	531.11	1356.74	71.87
MIROC-ESM-CHEM (MI)	45	1945.85	-58.00	-3.07	998.08	889.77	47.13	686.21	1201.64	63.65	532.01	1355.84	71.82

MIROC-ESM-CHEM (MI)	85	1948.74	-60.89	-3.23	998.18	889.67	47.13	686.64	1201.21	63.63	532.45	1355.41	71.80
MIROC-ESM (MR)	26	1924.85	-37.00	-1.96	993.54	894.31	47.37	684.48	1203.37	63.74	530.72	1357.13	71.89
MIROC-ESM (MR)	45	1942.26	-54.41	-2.88	997.16	890.70	47.18	686.38	1201.47	63.64	532.20	1355.65	71.81
MIROC-ESM (MR)	85	1956.50	-68.65	-3.64	998.81	889.04	47.09	688.79	1199.07	63.51	534.59	1353.26	71.68
MIROC5 (MC)	26	1945.67	-57.81	-3.06	994.45	893.41	47.32	687.74	1200.11	63.57	533.57	1354.29	71.74
MIROC5 (MC)	45	1953.91	-66.06	-3.50	998.30	889.55	47.12	688.52	1199.33	63.53	534.33	1353.52	71.70
MIROC5 (MC)	85	1953.77	-65.92	-3.49	998.16	889.69	47.13	687.54	1200.31	63.58	533.83	1354.02	71.72
MPI-ESM-LR (MP)	26	1935.99	-48.14	-2.55	992.67	895.18	47.42	683.74	1204.11	63.78	529.88	1357.97	71.93
MPI-ESM-LR (MP)	45	1939.20	-51.35	-2.72	995.47	892.38	47.27	681.28	1206.57	63.91	527.85	1360.00	72.04
MPI-ESM-LR (MP)	85	1850.45	37.41	1.98	933.48	954.37	50.55	626.10	1261.75	66.84	485.50	1402.35	74.28
MRI-CGCM3 (MG)	26	1934.15	-46.29	-2.45	989.90	897.95	47.56	686.92	1200.93	63.61	532.85	1355.00	71.77
MRI-CGCM3 (MG)	45	1938.55	-50.69	-2.69	990.70	897.15	47.52	687.24	1200.61	63.60	533.04	1354.81	71.76
MRI-CGCM3 (MG)	85	1953.82	-65.97	-3.49	997.66	890.19	47.15	688.64	1199.21	63.52	534.45	1353.40	71.69
NorESM1-M (NO)	26	1929.65	-41.79	-2.21	990.45	897.40	47.54	683.88	1203.98	63.77	529.82	1358.03	71.94
NorESM1-M (NO)	45	1948.69	-60.84	-3.22	995.62	892.23	47.26	687.78	1200.07	63.57	533.59	1354.26	71.74
NorESM1-M (NO)	85	1927.22	-39.36	-2.09	983.35	904.51	47.91	669.62	1218.23	64.53	518.98	1368.87	72.51
MÉDIA		1939.07	-51.22	-2.71	992.47	895.38	47.43	683.09	1204.76	63.82	529.68	1358.17	71.94
DESVIO PADRÃO		19.72	19.72	1.04	11.48	11.48	0.61	10.91	10.91	0.58	8.59	8.59	0.45
MÁXIMO		1958.68	37.41	1.98	999.89	954.37	50.55	688.79	1261.75	66.84	534.59	1402.35	74.28
MÍNIMO		1850.45	-70.83	-3.75	933.48	887.96	47.04	626.10	1199.07	63.51	485.50	1353.26	71.68

Material suplementar 2

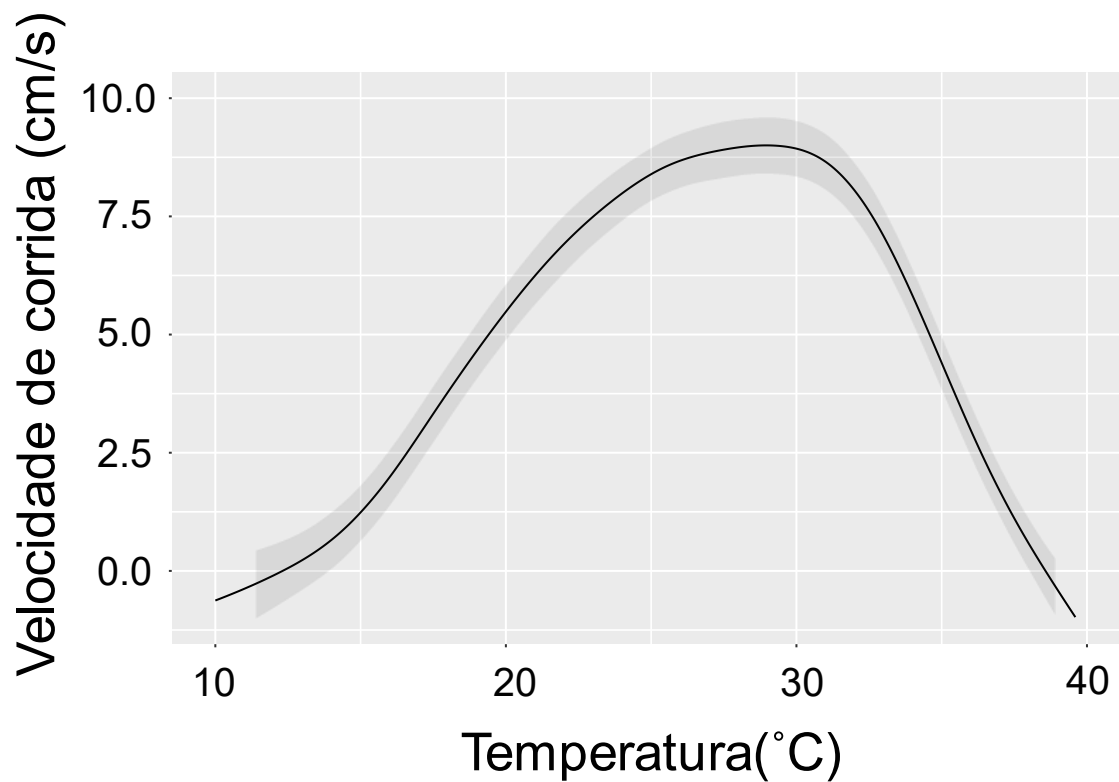


Fig.S1. Curva de desempenho térmico mostrando os efeitos da temperatura corporal (°C) sobre a velocidade de desempenho locomotor (cm/s – centímetros /segundos) de *Colobosaura modesta*.

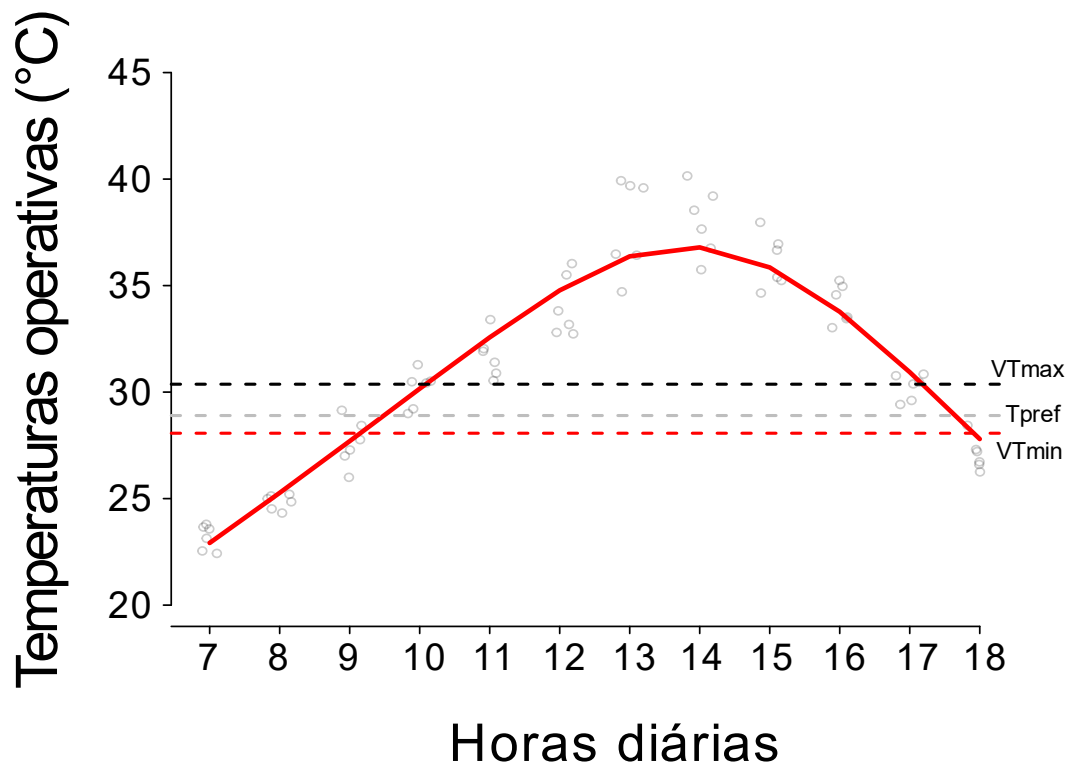


Fig.S2. Temperaturas operativas ambientais (T_e) ao longo do dia dos microhabitats utilizados por *Colobosaura modesta*. Linhas pontilhadas: preta, temperatura voluntária máxima- V_{Tmax} ; cinza, temperatura preferida- T_{pref} ; vermelha, temperatura voluntária mínima- V_{Tmin} .

Capítulo 3- Flutuações ambientais impulsionam a mudança espaço-temporal na diversidade taxonômica, funcional e filogenética de uma comunidade de lagartos

A ser submetido para publicação no periódico: Oecologia)

Leandro Braga Godinho^{1*}, Bruno Araújo de Souza³, Júlio Miguel Alvarenga¹, Pedro Henrique Campelo⁴, Guarino Rinaldi Colli⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina, MT, Brasil

³Universidade do Estado do Mato Grosso, Curso de Ciências Biológicas, Nova Xavantina, MT, Brasil

⁴Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil

*Autor correspondente: lbgcarranca@gmail.com

Contribuições dos autores: LBG e GRC originalmente formularam a ideia; LBG escreveu o manuscrito com o apoio de GRC. LBG, PHC, JMAS e BAS conduziram o trabalho de campo e organizaram os dados; LBG realizou as análises estatísticas como apoio de GRC; GRC forneceu infraestrutura, planejamento, execução e financiamento para a coleta de dados. Todos os autores forneceram feedback crítico e ajudaram a moldar a pesquisa e o manuscrito.

RESUMO

A dinâmica da comunidade local de lagartos pode ser resultado de processos ecológicos, como a competição e os filtros ambientais atuando simultaneamente ou independentemente no tempo e no espaço. Neste estudo, nós investigamos como a estrutura da comunidade de lagartos varia através do tempo e do espaço em relação às flutuações microclimáticas ao longo de um gradiente floresta-savana no Cerrado do Brasil central. Os resultados da modelagem espaço-temporal revelaram que as flutuações microclimáticas têm forte influência sobre dinâmica da estrutura da comunidade de lagartos. A riqueza de espécies é menor no gradiente ambiental durante os períodos chuvosos, e não foi impulsionada pela disponibilidade de alimentos. A maior diversidade funcional e filogenética na estação chuvosa, sugere o papel das interações bióticas na montagem da comunidade de lagartos, enquanto, a filtragem ambiental impulsiona a montagem da comunidade durante a estação seca. Além disso, nós encontramos que a diversidade filogenética e funcional decresce com o aumento da riqueza de espécies, um indicativo de redundância funcional na comunidade de lagartos. Nossos achados revelaram a contribuição de diferentes processos ecológicos na variação espaço-temporal na comunidade, e sugerimos que estudos que não considerem os efeitos ambientais sazonais, podem ignorar os principais aspectos dos processos de montagens de comunidades.

Palavras chaves: dinâmica, filtro ambiental, redundância funcional, microclima

ABSTRACT

The dynamics of biological communities can be influenced by several ecological factors, such as competition and environmental filtering, acting simultaneously, or independently in time and space. We investigated how microclimate fluctuations affect the lizard community structure along a forest-savanna gradient in the Cerrado-Amazonia Transition of central Brazil zone. The spatiotemporal modeling revealed that microclimate fluctuations had a strong influence on community dynamics. Species richness was lower during wet periods and was not driven by food availability. Functional and phylogenetic diversity peaked in the wet season, suggesting an intensification of biotic interactions, whereas environmental filtering was more prominent during the dry season. Both phylogenetic and functional diversity

decreased with increasing species richness, an indication of functional redundancy in the community. Our findings reveal the contribution of different ecological processes on spatiotemporal community dynamics and suggested that seasonal environmental effects must be considered for a proper understanding of the main aspects of community assembly.

Keywords: dynamics, environmental filter, functional redundancy, microclimate

1. INTRODUÇÃO

Um grande desafio na ecologia é entender como e por que as comunidades biológicas variam ao longo do tempo e do espaço (Webb et al. 2002). A estrutura e a dinâmica da comunidade resultam da interação entre fatores regionais – tais como especiação, extinção e dispersão – e fatores locais – tais como as interações interespecíficas e filtros ambientais (Cavender et al. 2009; Emerson and Gillespie 2008; Webb et al. 2002). Diante dos distúrbios antropogênicos atuais (Hoekstra et al. 2005), avaliar a importância relativa desses fatores é crucial para entender o processo de formação da comunidade, para prever como as mudanças ambientais induzidas pelo homem afetarão as comunidades naturais e para informar a conservação biológica, manejo e atividades de restauração.

Nas duas últimas décadas, tornou-se cada vez mais claro que uma avaliação dos fatores que governam a estrutura e a dinâmica da comunidade requer não apenas a consideração de padrões de diversidade de espécies, mas também de diversidade funcional e filogenética. A comunidade filogenética prevê que, quando as características fenotípicas são conservadas filogeneticamente, a filtragem ambiental deve promover a co-ocorrência de espécies intimamente relacionadas adaptadas ou capazes de sobreviver em condições locais, resultando em agregação filogenética; por outro lado, as interações competitivas devem produzir uma superdispersão filogenética, e é frequentemente assumido que selecionam espécies funcionalmente diferentes (Alvarez-Yepiz et al. 2017; Kraft et al. 2007). Em contraste, quando todas as espécies têm taxas de nascimento, morte, dispersão e especiação semelhantes (Hubbell 2001), processos neutros (estocásticos) produzem comunidades locais que são formadas aleatoriamente (Cavender et al. 2009; Vamosi et al. 2009) com respeito às características das espécies. Portanto, comparar as variações na diversidade funcional e taxonômica ao longo do tempo e do espaço pode melhorar nossa compreensão e capacidade de prever a dinâmica da diversidade, pois reflete a extensão em que as assembleias são dominadas por processos determinísticos ou estocásticos (Lamanna et al. 2014; Purschke et al. 2013).

A dinâmica das comunidades locais representa uma mudança no equilíbrio entre fatores ambientais e padrões de abundância e composição de espécies (Cadotte et al. 2013; Mason et al. 2005; Morlon et al. 2014). Mudanças ambientais, como variações nas temperatura e precipitação, podem levar a significantes desvios na dinâmica da comunidade de répteis, seja

por meio de resposta demográfica (taxa de crescimento) ou por restrições fisiológicas (Paine et al. 2018), por exemplo, restringindo a atividade, a mobilidade e o tempo de forrageamento. A precipitação pode afetar diretamente a sobrevivência e a reprodução dos animais. Além disso, a precipitação pode ter efeitos indiretos sobre os índices de produtividade primária do ecossistema, como a melhora da qualidade de habitat, crescimento das plantas e abundâncias de muitos animais que são fonte de alimento para outros animais. No entanto, o grau em que a produtividade primária se traduz em uma alta diversidade de répteis, depende fortemente da capacidade destes, de obter os recursos disponíveis, sendo que, a precipitação pode modificar a força ou o sinal das interações entre as espécies (Holland and DeAngelis 2009). Deguines et al. (2017) encontram que, a precipitação teve fortes efeitos diretos não apenas na produtividade das plantas, mas também nos níveis tróficos superiores, modificando várias interações bióticas, bem como os efeitos das condições locais sobre a abundância de organismos.

A temperatura é um fator ambiental fundamental para as funções biológicas em todas as escalas organizacionais, mesmo pequenas mudanças, podem afetar os processos biológicos nas populações, com fortes consequências ecológicas. Os indivíduos respondem diretamente à temperatura ambiental, por exemplo, modulando suas taxas de atividade, e modificando suas taxas demográficas (Dell et al. 2011), com consequências para os padrões de abundância e ocupação. Estudos mostram que a temperatura afeta fortemente as características funcionais dos répteis, especialmente os lagartos, incluindo, tempo de desenvolvimento, condição corporal (Le Galliard et al. 2010; Sorci et al. 1996) e a tolerância fisiológica (Angilleta Jr. 2009; Huey et al. 2009). Mensurando tais características ao longo de um gradiente ambiental (ex. temperatura), nos permitem, i) estimar a sensibilidade da dinâmica da comunidade às alterações ambientais, e ii) melhor compreensão e previsão da resiliência das comunidades às mudanças ambientais (Paine et al. 2018).

As mudanças nas condições climáticas podem ocorrer localmente, resultando em mudanças estruturais nas populações de animais, sugerindo que flutuações no clima podem modificar a adequação do habitat e as condições microclimáticas (Deguines et al. 2017; Waldock et al. 2018). As variáveis microclimáticas são determinantes dos padrões ecológicos tanto das comunidades vegetais quanto de animais (Shirley 1929) e têm importantes consequências para a distribuição local e regional das espécies. Espécies podem explorar

variações em uma escala fina do clima, e cada componente do microclima apresenta respostas espaciais e temporais únicas nas mudanças dos elementos estruturais (Suggitt et al. 2011). Por exemplo, mudanças na umidade do solo, podem afetar inúmeras propriedades, tais como, produtividade e composição das plantas, capacidade de escavação ou desenvolvimento de invertebrados e lagartos (Deguines et al. 2017). Por outro lado, alterações nas temperaturas dos microhabitats produzem forte mudanças sobre as populações de lagartos (Logan et al. 2015). Por exemplo, os aumentos nas temperaturas são sugeridos para diminuir o tempo de atividade e aumentar o tempo gasto em refúgios térmicos, limitando suas oportunidades de forrageamento e restringindo outras funções, como crescimento e reprodução (Logan et al. 2015; Sinervo et al. 2010). Embora a existência de microclimas seja amplamente apreciada, assim como, a suas interações com os macroclimas (Kearney et al. 2014), os papéis que os microclimas desempenham na ecologia de pequenos organismos permanecem poucos estudados (Potter et al. 2013; Sunday et al. 2014).

Gradientes ambientais, tais como o observado ao longo do bioma Cerrado, apresentam uma grande oportunidade para estudar os padrões espaciais e temporais da comunidade de espécies, porque, compreendem uma variedade de condições ambientais. Primeiro, o bioma caracteriza-se por um rico mosaico de tipos de vegetação, incluindo áreas abertas e florestais (Eiten 1972; Oliveira 2002). Segundo, o Cerrado é um ambiente altamente sazonal, com duas estações bem definidas, uma seca e fria e outra úmida e quente. Estas características conferem um gradiente com várias condições ambientais e recursos, adequados ou não para a sobrevivência das espécies, onde, podem explorar ou serem selecionadas, de acordo com a sua ecologia e história de vida. Em adição, animais ectotérmicos, como os lagartos, são dependentes das condições ambientais, por exemplo, temperatura (Huey and Kingsolver 1993; Huey 1976; Huey 1991), principalmente para realizar a termorregulação e as atividades de forrageamento e reprodução (Adolph and Potter 1996; Andrews 1991; Mesquita et al. 2016a).

Portanto, na escala espacial, um gradiente ambiental entre ecossistemas abertos (savana) e fechados (floresta) no Cerrado, podem criar diferentes condições para termorregulação e permitir a coexistência ou exclusão competitiva de espécies. Desta forma, as espécies utilizam essas condições para manter as temperaturas corporais para otimizarem o desempenho (Blouin-demers and Weatherhead 2001; Huey 1991). Em outras palavras,

mais oportunidades para a termorregulação contribuem para o aumento da aptidão dos organismos (Fox 1978; Huey 1991; Smith and Ballinger 2001).

Ecossistemas abertos são mais termicamente heterogêneos do que as áreas florestais, por causa da maior disponibilidade de luz solar e, conseqüentemente, maiores oportunidades de termorregulação ao longo do gradiente (Adolph 1990; Baeckens et al. 2018; Moseley et al. 2003). Isto permite que várias espécies explorem diferentes nichos térmicos, reduzindo a sobreposição e permitindo a coexistência (Macarthur and Levins 1967; Pacala and Tilman 1994; Stubbs and Wilson 2004). Em contrapartida, as áreas florestais são habitats termicamente mais adequados para animais adaptados à menores exigências de luz (por exemplo, espécies noturnas e termoconformadoras). Assim, ao longo do gradiente ecológico, as comunidades em florestas devem apresentar uma redução na riqueza de espécies, diversidade funcional e filogenética, porque, as condições ambientais conduzem a seleção de espécies com tolerâncias térmicas semelhantes (Cavender et al. 2009; Kraft et al. 2007; Webb et al. 2002), por competição por maiores oportunidades de termorregulação (Cadotte and Tucker 2017; Kraft et al. 2015).

Na escala temporal, um ambiente sazonal, como o bioma do Cerrado, tende a influenciar fortemente as estratégias de história de vida das espécies, a estabilidade populacional, disponibilidade de alimentos e a qualidade do habitat (Colli 1991 ; Le Galliard et al. 2010; Mesquita et al. 2015) e, portanto, afetando a dinâmica da montagem de comunidades. Assim, as espécies podem explorar nichos temporais criados por flutuações ambientais, tornando-se mais agrupados e ou não em períodos de condições inadequadas ou adequadas (Martins et al. 2015). A previsibilidade climática pode ter forte influência sobre os recursos alimentares. Durante os períodos de chuvas, a qualidade do habitat e o crescimento das plantas podem melhorar, conseqüentemente, deve ocorrer um aumento na abundância de muitos animais que são fontes de alimentos para outros animais (Ujvari et al. 2015; White 2013), o oposto, ocorre durante os períodos secos. Desta forma, é esperado um aumento das interações bióticas na estação seca, ou seja, as espécies tendem a competir mais pelos recursos limitantes, e conseqüentemente, maior diversidade funcional e filogenética. Por outro lado, durante os períodos secos, as condições ambientais, como o aumento da insolação e da amplitude térmica, podem não ser adequadas para algumas espécies, neste caso, a filtragem ambiental deve ser força principal agindo na comunidade (Burbrink and

Myers 2015; Fitzgerald et al. 2017; Webb et al. 2002), selecionando somente espécies tolerantes à seca. Portanto, espera-se que durante os períodos de estação seca, tenha menor diversidade filogenética e funcional (Webb et al. 2002).

Comunidades herpetológicas estão geralmente no meio das cadeias alimentares, desempenhando funções ecológicas importantes. No entanto, eles são considerados entre os vertebrados terrestres mais ameaçados do mundo (Bohm et al. 2013). Isso está amplamente relacionado à sua natureza ectotérmica, que torna os anfíbios e répteis altamente vulneráveis às mudanças ambientais locais (Pacifi et al. 2015). Tais alterações, por exemplo, aumentos de temperatura e decréscimo na umidade, podem provocar mudanças significativas em toda a dinâmica da comunidade. Os lagartos são bons modelos para compreender como essas alterações ambientais afetam a dinâmica da estrutura da comunidade, pelas seguintes características: 1) são altamente dependentes da temperatura ambiental para termorregulação (Deutsch et al. 2008; Huey et al. 2009); 2) exibem diferentes histórias de vida (por exemplo, estratégias reprodutivas), fortes influências da sazonalidade e da condição ambiental local (Mesquita et al. 2016a; Mesquita et al. 2016b); 3) espécies altamente adaptadas a determinados microhabitats (Vitt et al. 2007); e 4) as espécies neotropicais são hipotetizadas para apresentar alto conservadorismo de nicho (Stephens and Wiens 2009; Wiens and Donoghue 2004). Desta forma, nós testamos como a estrutura da comunidade de lagartos varia através do tempo e do espaço em relação às flutuações microclimáticas. Devido a ecologia dos lagartos do bioma Cerrado é fortemente influenciada pela sazonalidade marcada pelo clima do bioma (principalmente precipitação) (Colli 1991). Nós acessamos a hipótese de que as flutuações ambientais promovem variações espaços-temporais na diversidade taxonômica, funcional e filogenética da comunidade de lagartos. Para isso, nós prevemos que a comunidade de lagartos: 1) deve ter maior riqueza de espécies no gradiente ambiental durante a estação chuvosa do que na seca, devido à maior disponibilidade de alimentos; 2) e menor diversidade funcional e filogenética no gradiente ambiental durante a estação seca.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Nós conduzimos o estudo de agosto de 2015 a agosto de 2017 no Parque Municipal do Bacaba (-14,707 °, -52,352 °), no município de Nova Xavantina, estado de Mato grosso, Brasil (Fig. 1). Com 492 ha, o parque está na porção oeste do bioma Cerrado, próximo ao seu contato com a Amazônia (Abad and Marimon 2008). O parque tem habitats florestais, como cerradão e matas de galerias, e habitats de savanas, como cerrado *sensu stricto* e rupestre (Marimon Junior and Haridasan 2005). O cerrado *sensu stricto* é caracterizado por árvores de 3 a 8 m de altura, abundante estrato de capim herbáceo e aspecto savânico, enquanto o cerradão é caracterizado por árvores de 8 a 12 m de altura, de características xeromórficas, copa fechada e aparência de floresta (Eiten 1972; Oliveira-Filho 2002; Ribeiro and Walter 2008). A sazonalidade nesta área é caracterizada por diferenças claras na precipitação e temperatura (Fig. 2), com uma estação seca de maio a setembro e uma estação chuvosa de outubro a abril (Nimer 1989).

Coleta dos dados

Nós amostramos os lagartos em um gradiente de savana-floresta, do cerrado *sensu stricto* para cerradão. Nós usamos vinte e cinco de interceptação e queda instaladas espaçadas uniformemente 30 m uma da outra ao longo de uma transeção linear de 720 m. Cada armadilha consiste de quatro baldes de 30 l, enterrados no chão em forma de Y, e interconectados por uma cerca-guia de chapa galvanizada com 6 m de comprimento e 50 cm de altura (Fig. 3A). Essas transeções de armadilhas (numeradas de 1 a 25 do cerrado *sensu stricto* para cerradão) consistem em um experimento de longo prazo para obtenção de dados demográficos de lagartos na região. Nós abrimos e vistoriamos as armadilhas por sete dias consecutivos a cada mês.

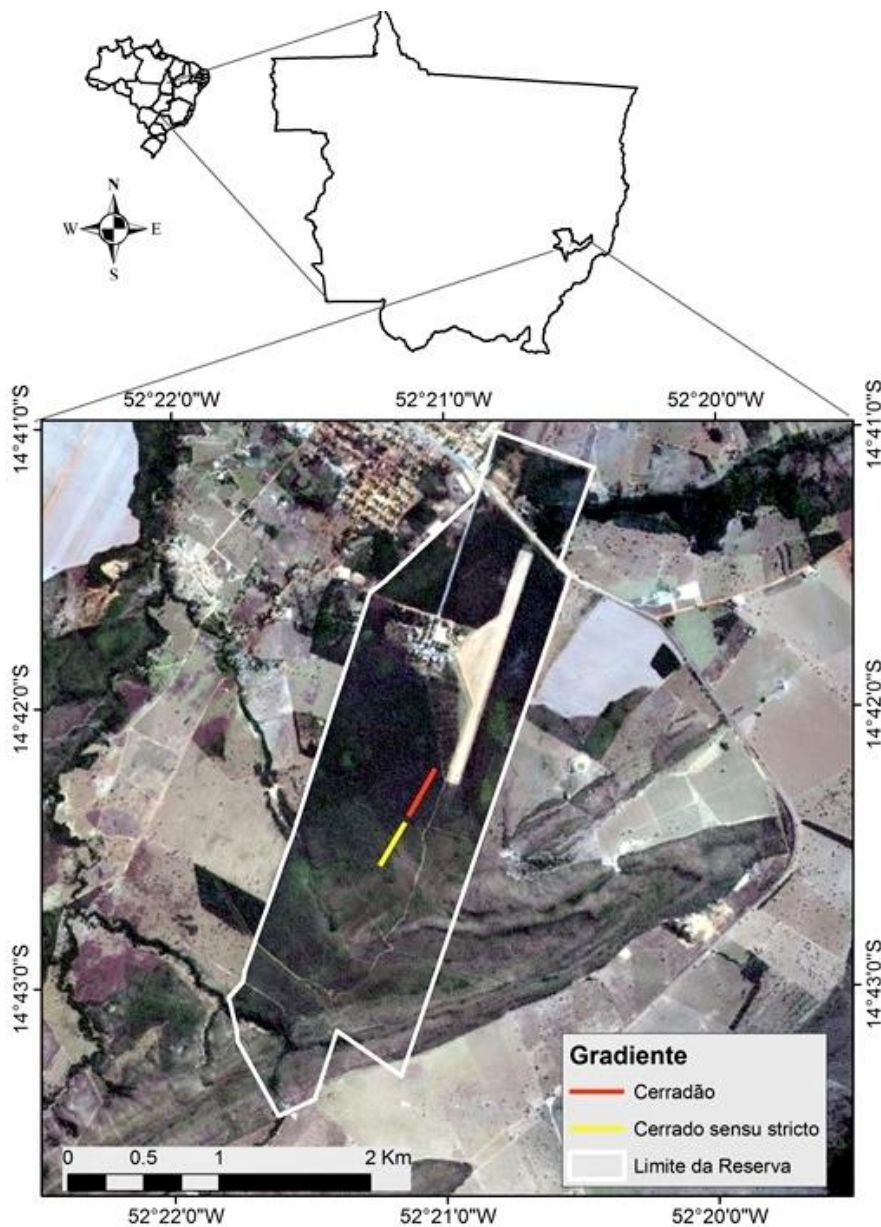


Fig. 1. Localização da área de estudo no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Ao longo de um gradiente de cerrado *sensu stricto* para o cerradão, foram instaladas 25 armadilhas de interceptação-e-queda com cercas-guia. Os números da matriz de armadilhas aumentam do cerrado *sensu stricto* para o cerradão.

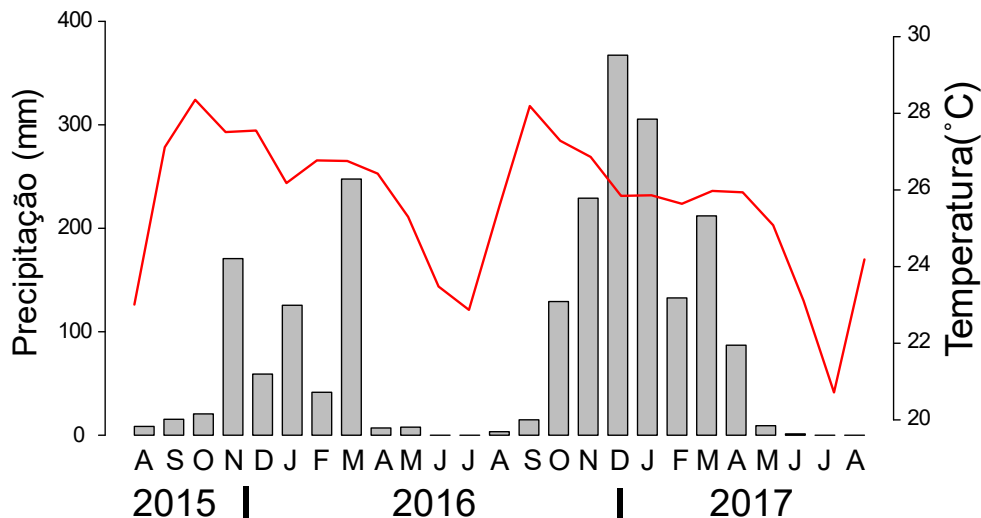


Fig.2. Mudanças anuais na precipitação e temperatura no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil, de agosto de 2015 a agosto de 2017. A precipitação total mensal é dada em barras cinza. As linhas vermelhas representam a temperatura média mensal. Os dados de precipitação e temperatura do ar foram fornecidos pela estação de Meteorológica de Nova Xavantina (INMET), Campus da Universidade do Estado do Mato Grosso, Nova Xavantina.

Variáveis microclimáticas

Para caracterizar a estrutura do ambiente, nós registramos a umidade do ar e a temperatura em cada conjunto de armadilhas, a cada 10 min durante todo o período de estudo, utilizando coletores automáticos de dados (*Onset Computer Corp - HOBO™*) instalados a 50 cm do solo (Fig. 3B). Para cada dia, hora e armadilha, nós calculamos as médias da temperatura e umidade do ar. Em seguida, nós estimamos os valores absolutos mensais (mínimo, máximo), médias e desvios padrão, retornando 14 parâmetros microclimáticos para cada armadilha e mês (25 armadilhas X 25 meses = 625 observações para cada parâmetro): (1) temperatura mínima absoluta (T_{min}), (2) umidade relativa mínima absoluta (H_{min}), (3) temperatura máxima absoluta (T_{max}), (4) umidade relativa máxima absoluta (H_{max}), (5) desvio padrão absoluto da temperatura (T_{sda}), (6) desvio padrão da umidade relativa absoluta (H_{sda}), (7) temperatura média (T_{md}), (8) umidade relativa média (H_{md}), (9) temperatura mínima (T_{min}), (10) umidade relativa mínima (H_{min}), (11) temperatura máxima

(T_{max}), (12) umidade relativa máxima (H_{max}), (13) desvio padrão da temperatura (T_{sd}) e (14) desvio padrão da umidade relativa (H_{sd}). Esses parâmetros representam importantes componentes da variabilidade microclimática e são altamente correlacionados com a estrutura da vegetação, sendo bons preditores da variação na estrutura da comunidade de animais (Alvarenga et al. 2017). Alguns registradores de dados não registraram variáveis de microclimas (armadilha 25, setembro e outubro de 2015), devido a problemas técnicos (2 em 625, cerca de 0.33% de dados faltantes). Dados faltantes reduzem o poder da análise estatística devido à perda de informações e de graus de liberdade. Dentre os diversos métodos disponíveis para estimar os valores faltantes (Quinn and Keough 2002; Tabachnick and Fidell 2012) a imputação múltipla é considerada o mais robusto, por requerer menos premissas acerca do padrão de falta de dados (Rubin 1996; Van Buuren et al. 2006) e, em alguns casos, introduzir menor viés nas análises do que a simples remoção dos dados faltantes (Penone et al. 2014). Nós estimamos os valores faltantes (0.33% do total) como a média de 100 imputações realizadas com o pacote *Amelia II* (Honaker et al. 2011) do programa R (R Core Team 2017). O pacote *Amelia II* faz imputações dos valores faltantes através de um algoritmo de EMB (“expectation-maximization with bootstrapping”), especialmente adequado para séries temporais (Honaker et al. 2011).

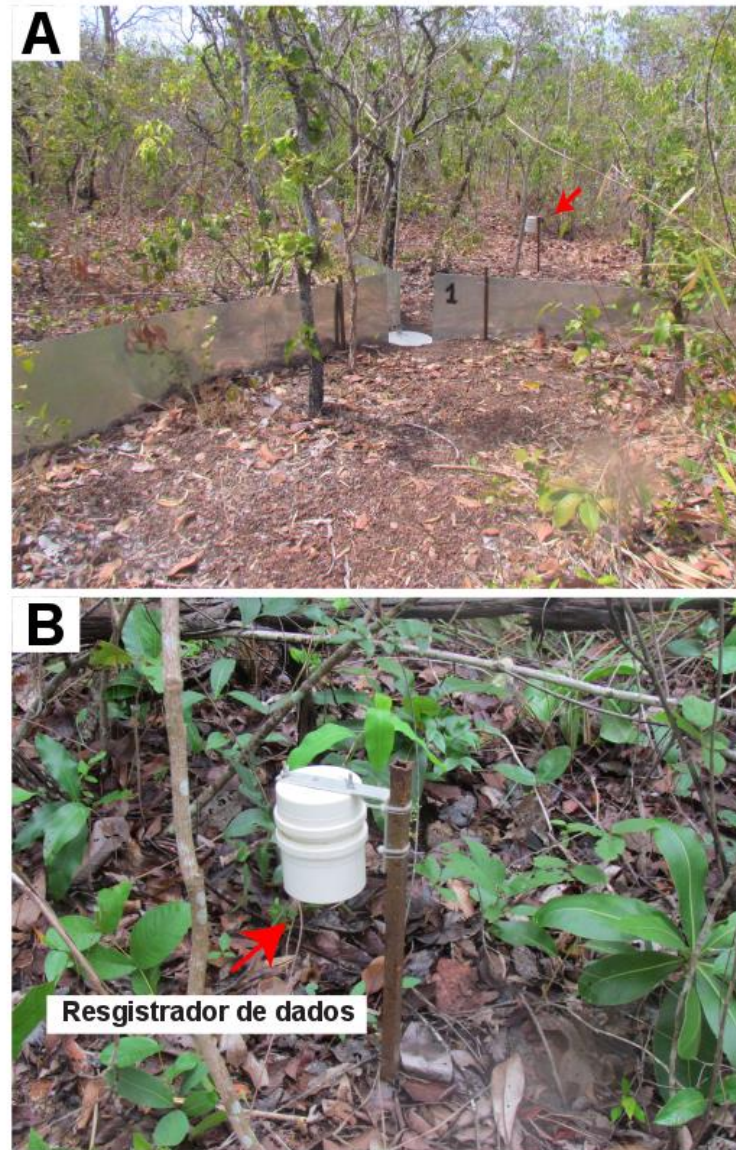


Fig. 3. Coletor de dados automáticos para gravar parâmetros do microclima (umidade relativa e temperatura) entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Árvore filogenética e atributos funcionais

Nós construímos uma árvore filogenética para as espécies incluídas neste estudo (Fig. 4), podando a filogenia mais recente, que inclui todos os répteis Squamatas do mundo (Tonini et al. 2016), utilizando a função *drop.tip* no pacote APE (Paradis et al. 2004). Nós calculamos

a distância filogenética utilizando a função cofenética para obter os comprimentos dos ramos. Em relação às características funcionais, nós caracterizamos cada espécie de acordo com sua morfologia e uso de recursos, utilizando as seguintes atributos funcionais: tamanho (comprimento rostro cloacal), habitat (vegetação aberta ou fechada), microhabitat (arborícola, serapilheira, fossorial, terrestre, saxícola, semi-arborícola, e semiaquático), comportamento de forrageamento (busca ativa, senta e espera, ou ambos), padrão de atividade (diurno ou noturno), estratégia de reprodução (ovípara ou vivíparas), estratégia de regulação da temperatura (termoconformador ou termorregulador), temperatura preferencial (T_{pref}), tolerância térmica (temperatura crítica máxima- C_{Tmax} e temperatura crítica mínima- C_{Tmin}) (Apêndice 1: Tabela S1). Com exceção ao tamanho, T_{pref} , C_{Tmax} e C_{Tmin} (mensurados para cada espécie no presente estudo).

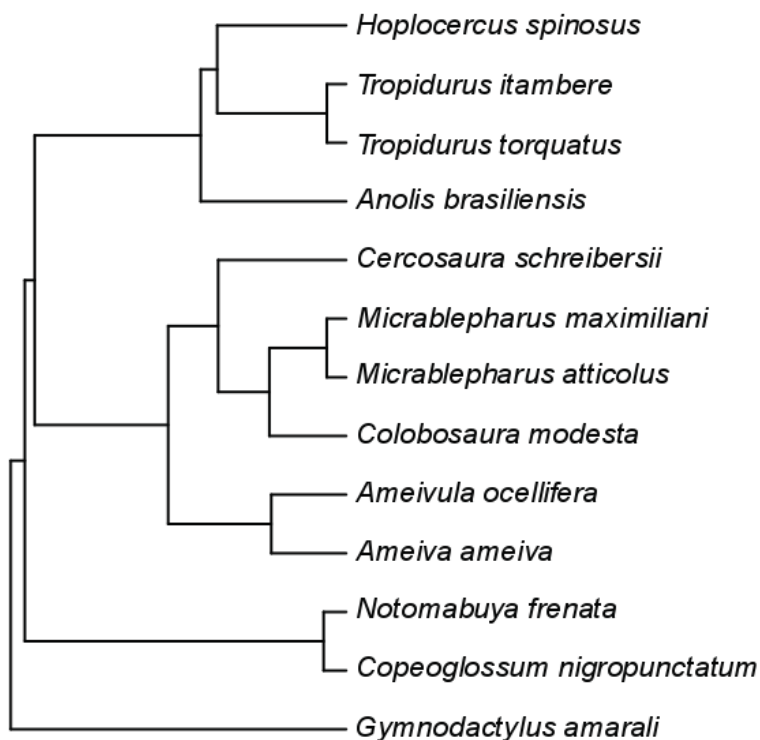


Fig. 4. Árvore filogenética podada de Tonini et al. 2016, relacionando as espécies de lagartos capturadas entre agosto de 2015 a agosto de 2017 em 25 armadilhas de interceptação-e-queda com cercas-guia, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Obtenção dos parâmetros ecofisiológicos (características termais)

Nós obtemos as características térmicas (T_{pref} , $C_{T_{\text{max}}}$ e $C_{T_{\text{min}}}$) para lagartos do Parque do Bacaba por meio de experimentos em laboratórios. Nós usamos essas características térmicas, pois, os lagartos são sensíveis às mudanças de temperatura, devido à sua conexão fisiológica direta com a temperatura ambiente (Deutsch et al. 2008), portanto, essas características são sugeridas para serem largamente conservadas (Araujo et al. 2013).

Temperatura preferencial (T_{pref}) — Nós estimamos a temperatura preferencial (T_{pref}) dos lagartos usando um gradiente térmico (1 m x 0,2 m x 0,4 m). Nós dividimos o gradiente em 8 pistas, onde colocamos cada indivíduo de cada espécie. De um lado do gradiente, nós utilizamos um conjunto de lâmpadas de cerâmica para manter a temperatura do substrato em 45 °C, simulando a luz diurna direta; no lado oposto, nós utilizamos gel térmico reutilizável para manter uma temperatura aproximada de 20 °C, o que simulou um microambiente natural sombreado. Nós medimos a T_{pref} dos lagartos a cada um minuto, durante 1 h, usando termopares ultrafinos (1 mm) aderidos ao ventre e conectados a um registrador automático de dados de oito canais (Omega TC-08). Para cada indivíduo, nós estimamos a média da T_{pref} .

Tolerância térmica: $C_{T_{\text{min}}}$ e $C_{T_{\text{max}}}$ — Nós estimamos a $C_{T_{\text{min}}}$ e $C_{T_{\text{max}}}$ utilizando fontes artificiais de frio e calor para manipular a temperatura corporal (T_b) para limites críticos. Nós observamos cada lagarto cuidadosamente e com um termômetro cloacal digital registramos a temperatura corporal em que o indivíduo não se move após o giro de barriga para cima (Clobert et al. 2000). Para estimar a $C_{T_{\text{min}}}$, colocamos os lagartos em um recipiente plástico dentro de uma caixa de isopor com gel térmico reciclável. Para estimar a $C_{T_{\text{max}}}$, os lagartos foram colocados em um recipiente plástico com uma lâmpada fluorescente suspensa.

Análise estatísticas

Diversidade filogenética e funcional

Utilizando uma matriz de capturas ao longo do espaço e do tempo (25 armadilhas X 25 meses = 625 observações), nós estimamos a diversidade filogenética (DF), para representar a relação entre o número de espécies (comunidade) e a distância filogenética (Faith 1992). A DF é determinada pela soma de todos os comprimentos de ramos das espécies dentro de uma comunidade através da filogenia (Faith 1992). Nós usamos o pacote PICANTE

(Kembel et al. 2010) no programa R (R Core Team, 2016) para calcular os valores de DF ao longo do tempo e do espaço.

Nós examinamos a diversidade funcional através do espaço (armadilhas) e tempo (meses) usando dados de presença- ausência, para compreender a dinâmica espaço- temporal da comunidade local em resposta às características funcionais. Nós usamos a dispersão funcional (FDis) como estimador da diversidade funcional (Laliberté and Legendre 2010). A FDis é calculada a partir da distância média de cada táxon para o centróide de todos os táxons na comunidade (Laliberté and Legendre 2010). Um local com apenas uma única espécie é dado um valor FDis igual a zero (Laliberté and Legendre 2010). A FDis tem a flexibilidade para lidar com os diferentes tipos de características, e trabalha com qualquer método de distância ou dissimilaridade (Laliberté and Legendre 2010). Neste, nós resumimos as características em uma análise de coordenadas principais (PCOA) com base em uma matriz de dissimilaridade (espécie x espécie) de *gower* (Laliberté and Legendre 2010). Os valores de FDis foram calculados utilizando o pacote FD (Laliberté and Legendre 2010).

Dinâmica da comunidade de lagarto

Para determinar o efeito do ambiente sobre a riqueza de espécies, os valores de PD e FDis ao longo do tempo e do espaço (25 armadilhas X 25 meses = 625 observações), nós combinamos estes dados com uma matriz de variáveis microclimáticas. Para identificar possíveis problemas de colinearidade, nós padronizamos as variáveis microclimáticas e em seguida aplicamos uma análise de fatores de inflação de variância (VIF) utilizando a função *vifcor* através do pacote USDM (Naimi 2015), com 0,8 de limiar (Dormann et al. 2013). Sobre essas variáveis, nós plotamos um correlograma para identificar as variáveis altamente auto correlacionadas com o pacote CORRPLOT (Apêndice 2: Fig. S2). Em seguida, nós aplicamos uma seleção de variáveis utilizando um algoritmo de aprendizagem de máquina flexível (“*Random forest- RF*”), como base em uma regressão intensiva, implementada no pacote VSURF (Genuer et al. 2018) para inferir a importância dos preditores (VI) de cada variável resposta (por exemplo PD) e reduzir os problemas de redundância (Genuer et al. 2018). Essas análises atuam em três etapas: 1) eliminar variáveis irrelevantes do conjunto de dados; 2) selecionar todas as variáveis relacionadas com a variável resposta, para fins de interpretação, e 3) refinar a seleção, eliminando a redundância no conjunto de variáveis

selecionadas pela segunda etapa, para previsão, ou seja, variáveis para o último modelo (Gennuer et al. 2018).

Para definir a matriz espacial, nós utilizamos as coordenadas entre cada armadilha, obtidas com um GPS Trimble GEO 7X (50 cm de precisão), e calculamos a correlação espacial com a covariância de Matérn. Nós utilizamos a distribuição *Gamma* para a distribuição prévia específica do parâmetro de decaimento espacial (ϕ), que determina a taxa de decaimento da correlação, como à medida que a distância entre dois locais aumenta. Para prever a variação espaço- temporal na riqueza, diversidade filogenética (PD) e dispersão funcional (FDis), nós implementamos uma modelagem bayesiana espaço- temporal utilizando o pacote SPTIMER (Bakar and Sahu 2015). A variação espaço- temporal residual é modelada por meio de três métodos de modelagem desenvolvidos recentemente, adequados para analisar os dados de monitoramento ambiental ao longo do tempo e espaço, utilizando Monte Carlo (MCMC) da cadeia de Markov (Bakar and Sahu 2015). Nós construímos este modelo utilizando a riqueza, PD e FDis como variáveis respostas, as variáveis microclimáticas resultantes dos procedimentos de seleção (VSURF) como efeitos fixos, e a dependência temporal e espacial como efeito aleatório, considerando-se, o modelo gaussiano independente (GP) e o modelo auto- regressivo (AR) (Sahu et al. 2007). Nós testamos os dois modelos usando a abordagem de amostragem Gibbs com a função spTGibbs (Bakar and Sahu 2015), executado para 15000 iterações com 5000 queimas. Nós avaliamos a qualidade e o desempenho de ambos os modelos, calculando os Critérios de escolha dos modelos preditivos (Gelfand and Ghosh 1998).

Sinal Filogenético

Para determinar se as características funcionais da comunidade de lagartos na estação chuvosa e seca exibem sinal filogenético, nós aplicamos a estatística de K Blomberg usando a função *phyloSignal* do pacote PHYLOSIGNAL (Keck et al. 2016). K de Blomberg é o índice útil para capturar o efeito da evolução da característica (Münkemüller et al. 2012) (et al., 2012). A significância de K (valor-p) foi calculada, comparando-se ao modelo nulo com 9999 repetições. Altos valores indicam que a correção filogenética diminui o erro e baixos valores, indicam que a correção aumenta o erro. Valores de K iguais a 1 significam estrutura filogenética esperada pelo movimento browniano, K maiores que 1 representam atributos

mais estruturados do que esperado pelo movimento browniano e K igual a 0 significa ausência de estrutura filogenética.

3. RESULTADOS

Composição de espécies

Nós registramos 947 indivíduos de 13 espécies, representando cinco famílias de lagartos (Fig. 5). Quatro espécies correspondem a 93% da amostragem total, sendo elas, *Ameiva ameiva* ($n = 472$), espécie amplamente distribuída na América do Sul, ocorrendo em vegetação aberta e áreas perturbadas, *Micrablepharus maximiliani* ($n = 469$), amplamente distribuída nos biomas Cerrado e Caatinga, *Micrablepharus atticolus* ($n = 311$) uma espécie amplamente distribuída no Cerrado, normalmente encontrada em serapilheira e dentro de cupinzeiros, e *Colobosaura modesta* ($n = 300$), uma espécie semi-fossorial que vive sob a serapilheira, sendo associada a habitats florestais ao longo do Cerrado, mas, com ocorrência marginal na Amazônia, Floresta Atlântica e Caatinga.

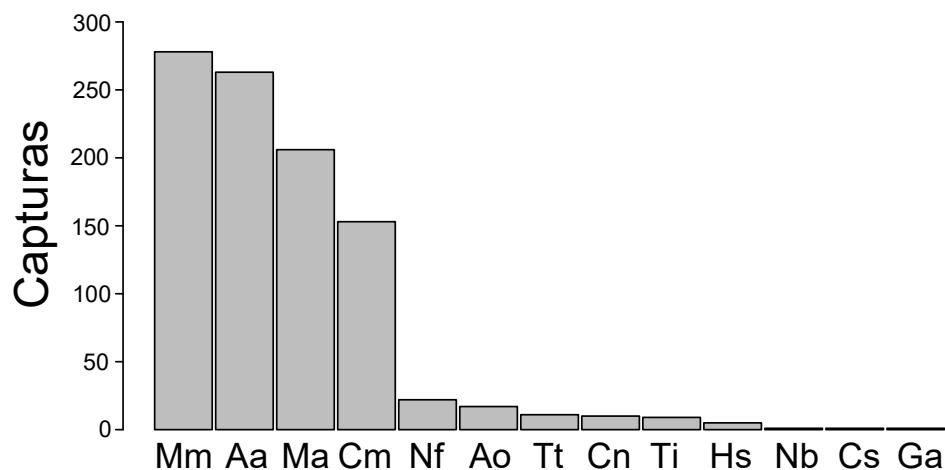


Fig.5. Distribuição relativa de abundância. Gráficos de barras das espécies de lagartos capturadas entre agosto de 2015 a agosto de 2017 em 25 armadilhas de interceptação-e-queda com cercas-guia, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.

Dinâmica da comunidade de lagartos

Com base na seleção de preditores com VSURF, três variáveis microclimáticas foram selecionadas como mais importantes para predições dos modelos de riqueza de espécies, diversidade filogenética e funcional (Fig. 6D, H e L). O modelo auto-regressivo (AR) apresenta melhor qualidade e habilidades preditivas de acordo com a comparação do PMCC (Tabelas 1 e 2). As estimativas de *traceplots* fornecem evidências de uma boa convergência do modelo para todos os parâmetros (Apêndice 2: Figs. S2 – 4).

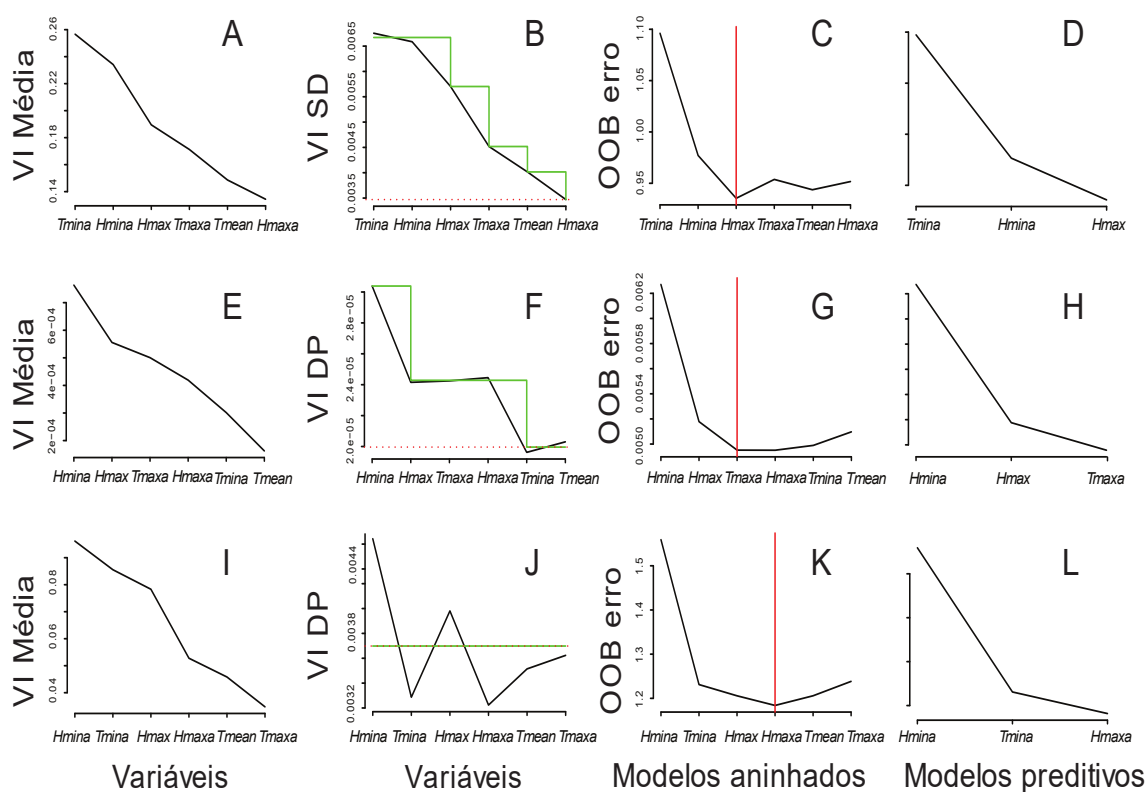


Fig. 6. Seleção de variável utilizando algoritmo de aprendizagem de máquina flexível baseado em intensiva regressão (“random forest- RF”) para selecionar a importância dos parâmetros microclimáticos para as predições do modelo espaço – temporal da riqueza de espécies, diversidade filogenética e funcional. A-D: Riqueza de espécie; E-H: Dispersão funcional (FDIs); e I-L: Diversidade filogenética (PD).

Nós encontramos evidências do efeito do microclima sobre a riqueza de espécies de lagartos, sendo a temperatura mínima absoluta (*Tmina*) o melhor preditor desta variação. *Tmina* foi relacionada negativamente com a riqueza de espécies de lagartos (> 95% de intervalo credível [IC] acima de zero; Tabela 2). A riqueza de espécies aumentou no tempo e no espaço em menores valores de *Tmina*, ou seja, durante a estação seca. A distribuição posterior do parâmetro AR (1) indicou um efeito significativo da autocorrelação temporal (Tabela 2). Por outro lado, nós encontramos baixa correlação espacial, pois o parâmetro de decaimento espacial $\phi = 3, 2$, enquanto, os componentes de variação espacial, são mais explicados pela variância espacial ($\sigma^2_n = 0,9128$) do que o efeito o erro puro (Tabela 2).

A diversidade filogenética (DF) da comunidade de lagartos foi relacionada positivamente com a umidade relativa mínima absoluta (*Hmina*, Tabela 2), enquanto, a dispersão funcional (FDis) foi positivamente relacionada com umidade relativa máxima (*Hmax*, Tabela 2). Adicionalmente, os valores de *Hmina* e *Hmax* aumentam durante a estação chuvosa (Apêndice 2: Fig. S5 B e C). Nós encontramos para PD, uma correlação temporal ($\rho = 0.1 \pm 0.3$) e baixa correlação espacial ($\phi = 6.6$), porém, maior variância espacial σ_s^2 (Tabela 2). Já, para a FDis, nós não encontramos uma correlação temporal significativa (ou seja, 95% de intervalo de confiança contendo zero) e, baixa correlação espacial ($\phi = 5,28$) e variância espacial suave ($\sigma_s^2 = 0. 230$), mas, significativamente maior do que a variação explicada pelo erro puro (Tabela 2).

Tabela 1. Sumário das estatísticas para o modelo de processo Gaussiano (GP) da modelagem Bayesiana espaço-temporal para a comunidade de lagartos ao longo do gradiente de floresta de savana no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Legenda: *Hmaxa*, umidade relativa máxima absoluta (%); *Hmina*, umidade relativa mínima absoluta (%); *Hmax*, umidade relativa máxima (%); *Tmaxa*, temperatura máxima absoluta (°C); *Tmina*, temperatura mínima absoluta (°C); σ_{ϵ}^2 , efeitos puro erro; σ_{η}^2 , efeito da variância espacial; ϕ , parâmetro de decaimento espacial; ρ , Parâmetro de correlação temporal; PMCC, Critérios de escolha do modelo preditivo. O número entre parênteses representa o intervalo de confiança de 25% a 95%.

Parâmetros	Processos Gaussiano (GP)		
	Diversidade filogenética	Diversidade filogenética	Riqueza de espécies
<i>Intercepto</i>	1.65 ± 0.071 (1.51: 1.79)	0.050 ± 0.023 (0.0049: 0.10)	0.050 ± 0.023 (0.0049: 0.10)
<i>Hmina</i>	0.14 ± 0.06 (0.012: 0.26)	-0.005 ± 0.008 (-0.021: 0.012)	-0.005 ± 0.008 (-0.021: 0.012)
<i>Hmaxa</i>	-0.077 ± 0.065 (-0.20: 0.055)	-	-
<i>Hmax</i>	-	0.017 ± 0.005 (0.007: 0.03)	0.017 ± 0.005 (0.007: 0.03)
<i>Tmaxa</i>	-	0.003 ± 0.008 (-0.013: 0.018)	0.003 ± 0.008 (-0.013: 0.018)
<i>Tmina</i>	-0.084 ± 0.062 (-0.21: 0.035)	-	-
σ_{ϵ}^2	0.008 ± 0.0005 (0.007: 0.009)	0.019 ± 0.0022 (0.015: 0.024)	0.019 ± 0.0022 (0.015: 0.024)
σ_{η}^2	1.22 ± 0.08 (1.07: 1.38)	0.030 ± 0.016 (0.013: 0.071)	0.030 ± 0.016 (0.013: 0.071)
ϕ	4.47 ± 1.89 (1.59: 8.85)	4.81 ± 2.10 (1.51: 9.54)	4.81 ± 2.10 (1.51: 9.54)
ρ	-	-	-
PMCC	947.6	16.7	16.7

Tabela 2. Sumário das estatísticas para o modelo de processo Gaussiano (GP) da modelagem Bayesiana espaço-temporal para a comunidade de lagartos ao longo do gradiente de floresta de savana no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Legenda: *Hmaxa*, umidade relativa máxima absoluta (%); *Hmina*, umidade relativa mínima absoluta (%); *Hmax*, umidade relativa máxima (%); *Tmaxa*, temperatura máxima absoluta (°C); *Tmina*, temperatura mínima absoluta (°C); σ_{ϵ}^2 , efeitos puro erro; σ_{η}^2 , efeito da variância espacial; ϕ , parâmetro de decaimento espacial; ρ , Parâmetro de correlação temporal; PMCC, Critérios de escolha do modelo preditivo. O número entre parênteses representa o intervalo de confiança de 25% a 95%.

Parâmetros	Modelo Auto regressivo (AR)		
	Diversidade filogenética	Diversidade filogenética	Riqueza de espécies
<i>Intercepto</i>	1.49 ± 0.083 (1.33: 1.65)	0.05 ± 0.018 (0.014: 0.087)	0.91 ± 0.083 (0.75: 1.075)
<i>Hmina</i>	0.13 ± 0.061 (0.010: 0.25)	-0.005: 0.008 (-0.021: 0.011)	0.060 ± 0.065 (-0.07: 0.19)
<i>Hmaxa</i>	-0.071 ± 0.059 (-0.18: 0.047)		
<i>Hmax</i>	-	0.017 ± 0.005 (0.007: 0.027)	0.097 ± 0.06 (-0.022: 0.22)
<i>Tmaxa</i>	-	0.0025 ± 0.008 (-0.013: 0.01807)	
<i>Tmina</i>	0.082 ± 0.06 (-0.20: 0.037)	-	-0.1103 ± 0.052 (-0.213: -0.008)
σ_{ϵ}^2	0.008 ± 0.0005 (0.007: 0.009)	0.018 ± 0.002 (0.015: 0.022)	0.008 ± 0.0005 (0.007: 0.009)
σ_{η}^2	1.17 ± 0.071 (1.036: 1.31)	0.022 ± 0.005 (0.015: 0.035)	0.91 ± 0.06 (0.81: 1.036)
ϕ	6.86 ± 2.39 (2.76: 11.93)	5.56 ± 1.38 (3.20: 8.61)	3.02 ± 1.29 (1.07: 5.95)
ρ	0.082 ± 0.028 (0.028: 0.14)	-0.030 ± 0.037 (-0.116: 0.032)	0.163 ± 0.039 (0.088: 0.24)
PMCC	855.3	15.85	725.8

Sinal filogenético

O sinal filogenético foi significativo para apenas quatro características, tanto na estação chuvosa, como na seca (Tabela 3), sendo mais forte para o uso do microhabitat serapilheira e estratégias reprodutivas. Desta forma, PD não é um substituto para a FD, já que a filogenia está relacionada apenas à diversidade de quatro características. Portanto, é importante considerar a PD, bem como FD, porque todas essas métricas são responsáveis por alguma variabilidade independente.

Tabela 3. Sinal filogenético das características funcionais da comunidade de lagarto ao longo de gradiente ambiental no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Características funcionais: Tamanho máximo do corpo (Max_size), Microhabitat terrestre (Micro_terr), Microhabitat saxícola (Micro_sax), Microhabitat semi arborícola (Micro_semarb), Microhabitat serapilheira (Micro_lit), Microhabitat fossorial (Micro_fos), Habitat florestado (Hab_flor), Habitat aberto (Hab_aber), Reprodução vivípara (Repr_viv), Reprodução ovípara (Repr_ovi). Valores em negritos indicam os resultados que foram significativos.

Características funcionais	Estação seca		Estação chuvosa	
	Valores de K	p	Valores de K	p
Max_size	0.386	0.213	0.440	0.110
Hab_flor	0.166	0.674	0.177	0.642
Hab_aber	0.406	0.458	0.422	0.458
Micro_terr	0.876	0.054	0.669	0.077
Micro_saxi	1.361	0.029	1.324	0.05
Micro_semiarb	0.304	0.167	0.301	0.185
Micro_fos	-	-	0.787	0.092
Micro_lit	1.120	0.019	1.770	0.004
Repr_ovi	2.312	0.018	2.851	0.019
Repr_viv	2.312	0.019	2.851	0.022

4. DISCUSSÃO

Padrões e processos gerais

Desvendar a influência da dinâmica de montagem de uma comunidade local no tempo e no espaço é um dos principais objetivos da ecologia. Neste estudo, nós utilizamos uma combinação de diversidade funcional, filogenética e taxonômica para verificar a variação espaço-temporal na dinâmica de uma comunidade de lagartos e, para identificar quais processos impulsionam as mudanças na comunidade. Nós encontramos quatro resultados principais: (1) as flutuações microclimáticas tiveram forte influência na dinâmica e estrutura da comunidade de lagartos; (2) a riqueza de espécies de lagartos é menor durante os períodos chuvosos; (3) a diversidade funcional e filogenética da comunidade de lagartos aumentaram durante os períodos chuvosos; e (4) a comunidade de lagartos apresenta um padrão oposto entre a riqueza de espécies e a diversidade funcional e filogenética. Isso ilustra as formas complexas pelas quais as mudanças ambientais podem afetar diferentes dimensões da biodiversidade. Nossos resultados revelaram as contribuições relativas de diferentes processos ecológicos atuando no tempo e espaço sobre a dinâmica da comunidade local de lagartos, incluindo competição e filtro ambiental (Cadotte and Tucker 2017). De acordo com o nosso conhecimento, este foi o primeiro estudo que invoca a dinâmica espaço-temporal da estrutura de comunidade de lagartos em uma área do bioma Cerrado, e como as mudanças temporais e espaciais nas condições microclimáticas afetam as diferentes facetas da biodiversidade.

Dinâmica da estrutura de comunidades

A comunidade de lagartos estudada apresenta menor riqueza em comparação a outros estudos realizados no bioma Cerrado (Mesquita et al. 2015; Vitt et al. 2007). Isso pode estar relacionado à proximidade da área de estudo com a transição Amazônia-Cerrado, onde a riqueza tende a ser menor que o centro do bioma (Costa et al. 2007). A zona de transição, em larga escala de tempo e espaço, parece ser uma área caracterizada pela instabilidade ecológica e evolutiva (Werneck et al. 2012), que pode ser desfavorável à colonização e estabelecimento de espécies (van der Maarel 1990). Por outro lado, pode gerar, para espécies, características que conferem maior desempenho em condições estressantes, e assim, mais capazes de

responder em tempo menor a mudanças ambientais (Hardie and Hutchings 2010; Killeen and Solórzano 2008).

A riqueza de espécies aumenta no tempo e no espaço em menores temperatura absoluta mínima, ou seja, durante a estação seca. Este resultado não correspondeu as nossas previsões, "maior riqueza de espécies durante o início da estação chuvosa, devido ao aumento da disponibilidade de recursos (alimentos)". A dieta de lagartos consiste em uma variedade de artrópodes e, em geral, a abundância de insetos é maior no início da estação chuvosa (Pinheiro et al. 2002). A maior riqueza durante a estação seca, sugere que a riqueza de lagartos não foi impulsionada pela disponibilidade de alimentos (Colli et al. 1997). Estudos anteriores sobre ciclos de armazenamento de gordura em alguns lagartos, verificaram que a massa corporal de lipídeos aumentaram durante a estação seca (Colli et al. 1997) indicando aumento na disponibilidade de alimento durante esse período. Assim, nós predizemos que a alta riqueza de espécies na estação seca, é devido, presumivelmente, por uma combinação de condições adequadas relacionadas à maior insolação total nesses períodos.

Nossos resultados, também sugerem para a influência da sazonalidade climática regional nas mudanças microclimáticas, conseqüentemente, nas variações temporais das capturas das espécies (Apêndice 2: Fig. S6). Por exemplo os lagartos heliotérmicos *Ameiva ameiva*, *Micrablepharus atticolus* e *M. maximiliani* são mais capturados durante o período de seca, reduzindo suas atividades no período mais chuvosos. Isto indica que as condições de maior insolação, menor temperatura, e conseqüente, aumento da amplitude térmica ambiental na estação seca, permitem condições mais adequadas para as atividades de forrageamento e reprodução. No entanto, *Ameiva ameiva* reproduz durante a estação chuvosa e o recrutamento ocorre no início da estação seca (abril), indicando um forte efeito da ontogenia na população, com maiores capturas de indivíduos jovens. Por outro lado, essas condições não são favoráveis para espécie *Colobosaura modesta*, com uma redução de sua atividade na estação seca (Fig. S6 B) e aumento na estação chuvosa, indicando que essa espécie prefere gradientes ambientais com menores variações nas amplitudes térmicas.

Em relação ao gradiente espacial, nós encontramos um aumento da riqueza de espécies no gradiente aberto, indicando que os habitats com maior incidência de luz solar são favoráveis para os lagartos, porque, cria locais de aquecimento e maiores oportunidades para termorregulação (Adolph 1990; Moseley et al. 2003). Padrão semelhante foi encontrado em

outros estudos no bioma Cerrado (Nogueira et al. 2009; Vitt et al. 2007), onde a maioria das espécies de lagartos tem preferência por ambientes quentes e abertos. Essas características permitem a coexistência de lagartos que exploram diferentes microhabitats (Vitt 1991), favorecendo os altos níveis de riqueza. Essas diferenças nas condições do gradiente ambiental (ex. menor cobertura vegetal para maior cobertura) promovem mudanças nas capturas das espécies, por exemplo nas espécies mais abundantes (Fig. S6 A). As espécies *A. ameiva*, *M. atticolus* e *M. maximiliani* aumentam suas atividades no gradiente de cerrado sensu stricto, reduzindo no sentido do cerradão. Isto reforça a condição térmica favorável do ambiente para as três espécies, que apresentam altas temperaturas preferidas e tolerância térmica, o que as permitem explorar ambientes com altas variações de temperaturas. Por outro lado, *Colobosaura modesta* aumenta sua atividade no gradiente cerradão e reduz no cerrado sensu stricto, sugerindo uma preferência da espécie por ambientes florestados e menos quente. Isso pode estar relacionado às suas médias de temperaturas preferidas relativamente baixas (27 °C) em comparação com as espécies *A. ameiva*, *M. atticolus* e *M. maximiliani*.

Nossos achados indicam que as flutuações microclimáticas, especialmente a umidade, impulsionam a variação espaço-temporal na estrutura das comunidades de lagartos. Nossos resultados corroboram com estudos que indicam que, variações em escala local, por exemplo, nas condições do solo, podem ter efeitos sobre a dinâmica da comunidade (Deguines et al. 2017). A diversidade filogenética aumentou em alta umidade relativa mínima absoluta, enquanto a diversidade funcional aumentou com aumento da umidade relativa máxima. Em ambos os casos, o aumento da umidade está relacionado com a estação chuvosa (Fig. S5 B-C), indicando um efeito da precipitação sobre a comunidade.

A menor diversidade funcional e filogenética durante a estação seca, sustentam a importância primordial da filtragem ambiental na influência da dinâmica da comunidade (Fitzgerald et al. 2017). O gradiente ambiental durante a estação seca está relacionado à diminuição de umidade, mas com maiores valores de insolação (Sousa et al. 2015). Isto cria um gradiente ambiental com alta variação de amplitude térmica, representando condições ambientais para o estabelecimento e persistência de alguns lagartos, ou seja, espécies com maiores tolerâncias térmicas. Em outras palavras, as condições desse período atuam como um filtro, que reduz as atividades de espécies que não toleram alta variação térmica (Webb et al. 2002).

Por outro lado, maiores valores de PD e FD no gradiente ambiental durante a estação chuvosa, pode ser resultado, de uma formação das comunidades de lagartos impulsionadas pelas interações bióticas (competição). Durante a estação chuvosa pode haver uma melhora da qualidade do habitat, devido ao aumento do crescimento da planta, conseqüentemente, torna o gradiente ambiental mais termicamente estável, sem muitas variações bruscas nas temperaturas. Além disso, durante a estação chuvosa, os períodos prolongados de chuvas ao longo do dia são relativamente comuns, provavelmente, deve haver uma possível redução na disponibilidade de luz solar direta, resultando em maior competição temporal e espacial pelas oportunidades de termorregulação.

No entanto, nós detectamos em ambos os períodos, um sinal filogenético significativo apenas em quatro características. Isso sugere que, a relação filogenética não reflete a similaridade em todas as características, indicando, que ambos processos, competição e filtro ambiental atuam sobre a comunidade em ambos períodos. Webb et al. (2002) postula que quando as características são conservadas, agrupamento filogenético reflete filtros ambientais, enquanto a competição promove a dispersão, um padrão oposto, ocorre quando as características não são conservadas.

Se as condições ambientais mudarem, as mudanças composicionais subseqüentes da comunidade de espécies podem afetar o FD e PD de maneira diferente do que afetaria a riqueza de espécies. Nossos resultados mostraram que as flutuações microclimáticas promoveram padrões opostos na dinâmica da estrutura de comunidade de lagartos. Nós verificamos que ambos, a diversidade filogenética e funcional, não foram congruentes com o padrão observado para a riqueza de espécies. Estes resultados sugerem uma redundância funcional substancial na presente comunidade de lagartos, com PD e FD não aumentando com o aumento da riqueza de espécies ao longo do tempo e espaço. Este padrão pode acarretar na comunidade uma maior sobreposição dos atributos funcionais da espécie (Luck et al. 2013), ou seja, mais espécies podem ocupar a mesma posição no espaço ecológico. Estudos com a dinâmica temporal de assembleias de lagartos do deserto observaram esse mesmo padrão, onde a diversidade funcional de lagartos não muda proporcionalmente com a riqueza de espécies (Leavitt and Schalk 2018). Adicionalmente, a redução da riqueza de espécies e a maior diversidade funcional durante os períodos chuvosos reforçam o papel das interações competitivas na montagem da comunidade.

Mudanças ao longo do tempo e espaço na dinâmica e estrutura da comunidade de lagartos que estudamos, reforçam a complexidade das respostas das espécies às mudanças ambientais. A redução das atividades de algumas espécies em determinado período (ex. seca), com maior amplitude térmica e menor umidade, podem gerar *insights*, sobre atuais efeitos das mudanças climáticas em curso. Por exemplo, fortes mudanças ambientais estão ocorrendo para a transição Cerrado- Amazônia, em decorrência do desmatamento, com a conversão de grandes áreas naturais em pastagens e plantios de soja (Marques et al. 2019). Além disso, nessa região, estimativas apontam para um aumento das temperaturas e dos eventos de secas. Desta forma, tais alterações, devem propiciar mudanças significativas na estrutura da comunidade lagartos, favorecendo espécies mais adaptadas a ambientes abertos e quentes, e reduzindo a riqueza de espécies de áreas florestadas, alterando a composição e resultando em perda de espécies.

Até onde temos conhecimento, este é o primeiro estudo que invoca a dinâmica espaço-temporal da estrutura de comunidade de lagartos em uma área do bioma Cerrado. Muitos estudos, ao utilizarem de características funcionais e filogenéticas, apenas inferem os processos estruturantes das comunidades, mas, poucos consideraram, como os potenciais mecanismos que agem sobre as comunidades variam temporariamente e espacialmente. Em nosso estudo, nós demonstramos que a estrutura funcional e filogenética da comunidade de lagartos varia no tempo e no espaço, e que a variação sazonal no microclima tem um forte efeito sobre a mesma. Nosso estudo, também revela que a variação espaço-temporal na comunidade é resultado de diferentes processos ecológicos atuando no tempo e no espaço. Esses achados sugerem que estudos que analisam somente padrões de estruturação da comunidade, sem considerar os efeitos das variações do clima e das condições ambientais locais, podem ignorar os principais aspectos do processo de montagem.

5. REFERÊNCIAS

- Abad JCS, Marimon BS (2008) Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In: Santos JE, Galbiati C (eds) Gestão e Educação Ambiental: Água, Biodiversidade e Cultura. RiMa, São Carlos, pp 23-56
- Adolph SC (1990) Influence of behavioral thermoregulation on microhabitat use by two *Sceloporus* lizards. *Ecology* 71:315-327
- Adolph SP, Potter WP (1996) Growth, seasonality, and lizard life histories: age and size at maturity *Oikos* 77:267-278
- Alvarenga JM, Vieira CR, Godinho LB, Campelo PH, Pitts JP, Colli GR (2017) Spatial-temporal dynamics of neotropical velvet ant (Hymenoptera: Mutillidae) communities along a forest-savanna gradient. *PLoS One* 12:e0187142. doi: 10.1371/journal.pone.0187142
- Alvarez-Yepiz JC, Burquez A, Martinez-Yrizar A, Teece M, Yopez EA, Dovciak M (2017) Resource partitioning by evergreen and deciduous species in a tropical dry forest. *Oecologia* 183:607-618. doi: 10.1007/s00442-016-3790-3
- Andrews RM (1991) Population stability of a tropical lizard *Ecology* 72:1204-1217
- Angilleta Jr. MJ (2009) Thermal acclimation
- Araujo MB, Ferri-Yanez F, Bozinovic F, Marquet PA, Valladares F, Chown SL (2013) Heat freezes niche evolution. *Ecol Lett* 16:1206-1219. doi: 10.1111/ele.12155
- Baeckens S, Martin J, Garcia-Roa R, Pafilis P, Huyghe K, Van Damme R (2018) Environmental conditions shape the chemical signal design of lizards. *Functional Ecology* 32:566-580. doi: 10.1111/1365-2435.12984
- Bakar KS, Sahu SK (2015) spTimer: Spatio-Temporal Bayesian Modeling Using R. *Journal of Statistical Software* 63:1-32
- Blouin-demers G, Weatherhead PJ (2001) Thermal ecology of black rat snakes (*Elaphe obsoleta*) in a thermally challenging environment. *Ecology* 82:3025-3043
- Bohm M et al. (2013) The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157:372-385. doi: 10.1016/j.biocon.2012.07.015
- Burbrink FT, Myers EA (2015) Both traits and phylogenetic history influence community structure in snakes over steep environmental gradients. *Ecography* 38:1036-1048. doi: 10.1111/ecog.01148

- Cadotte M, Albert CH, Walker SC (2013) The ecology of differences: assessing community assembly with trait and evolutionary distances. *Ecol Lett* 16:1234-1244. doi: 10.1111/ele.12161
- Cadotte MW, Tucker CM (2017) Should environmental filtering be abandoned? *Trends Ecol. Evol.* 32:429-437. doi: 10.1016/j.tree.2017.03.004
- Cavender JB, Kozak KH, Fine PV, Kembel SW (2009) The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters* 12:693-715. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x
- Colli GR (1991) Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* (Sauria, Teiidae) in the Cerrado of central Brazil. *Copeia* 1991:1002. doi: 10.2307/1446095
- Colli GR, Peres AK, Zatz MG (1997) Foraging mode and reproductive seasonality in tropical lizards. *Journal of Herpetology* 31. doi: 10.2307/1565600
- Deguines N, Brashares JS, Prugh LR (2017) Precipitation alters interactions in a grassland ecological community. *J Anim Ecol* 86:262-272. doi: 10.1111/1365-2656.12614
- Dell AI, Pawar S, Savage VM (2011) Systematic variation in the temperature dependence of physiological and ecological traits. *Proc Natl Acad Sci U S A* 108:10591-10596. doi: 10.1073/pnas.1015178108
- Deutsch CA et al. (2008) Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:6668-6672. doi: 10.1073/pnas.0709472105
- Dormann CF et al. (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27-46. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x
- Eiten G (1972) The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38:201-341
- Emerson BC, Gillespie RG (2008) Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. doi: 10.1016/j.tree.2008.07.005
- Faith DP (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61:1-10
- Fitzgerald DB, Winemiller KO, Pérez MHS, Sousa LM (2017) Seasonal changes in the assembly mechanisms structuring tropical fish communities. *Ecology* 98:21-31

- Fox SF (1978) Natural Selection on Behavioral Phenotypes of the Lizard *Uta Stansburiana*. *Ecology* 59:834-847
- Gelfand AE, Ghosh SK (1998) Model choice: A minimum posterior predictive loss approach. *Biometrika* 85:1-11. doi: 10.1093/biomet/85.1.1
- Genuer R, Poggi JM, Tuleau-Malot C (2018) Variable Selection Using Random Forests, 1.0.4 edn
- Hardie DC, Hutchings Ja (2010) Evolutionary ecology at the extremes of species' ranges. *Environmental Reviews* 18:1-20. doi: 10.1139/A09-014
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23-29. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x
- Holland JN, DeAngelis DL (2009) Consumer-resource theory predicts dynamic transitions between outcomes of interspecific interactions. *Ecol Lett* 12:1357-1366. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01390.x
- Honaker J, King G, Blackwell M (2011) Amelia II: A Program for Missing Data. *Journal of Statistical Software* 45:1-47
- Hubbell SP (2001) The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- Huey R, Kingsolver J (1993) Evolution of resistance to high temperature in ectotherms *American Naturalist*, vol. 142, pp S21-S46
- Huey RB (1976) Temperature , Physiology , and the Ecology of Reptiles.
- Huey RB (1991) Physiological Consequences of Habitat Selection. *The American Naturalist* 137:91-115
- Huey RB et al. (2009) Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276:1939-1948. doi: 10.1098/rspb.2008.1957
- Kearney MR et al. (2014) Microclimate modelling at macro scales: a test of a general microclimate model integrated with gridded continental-scale soil and weather data. *Methods in Ecology and Evolution* 5:273-286. doi: 10.1111/2041-210x.12148
- Keck F, Rimet F, Bouchez A, Franc A (2016) phylosignal: an R package to measure, test, and explore the phylogenetic signal. *Ecol Evol* 6:2774-2780. doi: 10.1002/ece3.2051

- Kembel SW et al. (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463-1464. doi: 10.1093/bioinformatics/btq166
- Killeen TJ, Solórzano LA (2008) Conservation strategies to mitigate impacts from climate change in Amazonia. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363:1881-1888. doi: 10.1098/rstb.2007.0018
- Kraft NJB, Adler PB, Godoy O, James EC, Fuller S, Levine JM (2015) Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29:592-599. doi: 10.1111/1365-2435.12345
- Kraft NJB, Cornwell WK, Webb CO, Ackerly DD (2007) Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *The American Naturalist* 170:271-283
- Laliberté E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305
- Lamanna C et al. (2014) Functional trait space and the latitudinal diversity gradient. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111:13745-13750. doi: 10.1073/pnas.1317722111
- Le Galliard JF, Marquis O, Massot M (2010) Cohort variation, climate effects and population dynamics in a short-lived lizard. *Journal of Animal Ecology* 79:1296-1307. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01732.x
- Leavitt DJ, Schalk CM (2018) Functional perspectives on the dynamics of desert lizard assemblages. *Journal of Arid Environments* 150:34-41. doi: 10.1016/j.jaridenv.2017.11.014
- Logan ML, Fernandez SG, Calsbeek R (2015) Abiotic constraints on the activity of tropical lizards. *Functional Ecology* 29:694-700. doi: 10.1111/1365-2435.12379
- Luck GW, Carter A, Smallbone L (2013) Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PLoS One* 8:e63671. doi: 10.1371/journal.pone.0063671
- MacArthur R, Levins R (1967) The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist* 101:377-385

- Marimon Junior BH, Haridasan M (2005) Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso , Brasil 1. 19:913-926
- Marques EQ, Marimon-Junior BH, Marimon BS, Matricardi EAT, Mews HA, Colli GR (2019) Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*. doi: 10.1007/s10531-019-01720-z
- Martins CA, Roque FO, Santos BA, Ferreira VL, Strussmann C, Tomas WM (2015) What shapes the phylogenetic structure of anuran communities in a seasonal environment? The influence of determinism at regional scale to stochasticity or antagonistic forces at local scale. *PLoS One* 10:e0130075. doi: 10.1371/journal.pone.0130075
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112-118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- Mesquita DO, Colli GR, Pantoja DL, Shepard DB, C. Vieira GH, Vitt LJ (2015) Juxtaposition and disturbance: disentangling the determinants of lizard community structure. *Biotropica*:n/a-n/a. doi: 10.1111/btp.12236
- Mesquita DO et al. (2016a) Life-history patterns of lizards of the world. *The american naturalist* 187:689-705. doi: 10.5061/dryad.55610
- Mesquita DO, Faria RG, Colli GR, Vitt LJ, Pianka ER (2016b) Lizard life-history strategies. *Austral Ecol.* 41:1-5. doi: 10.1111/aec.12276
- Morlon H, Kefi S, Martinez ND (2014) Effects of trophic similarity on community composition. *Ecol Lett* 17:1495-1506. doi: 10.1111/ele.12356
- Moseley KR, Castleberry SB, Schweitzer SH (2003) Effects of prescribed fire on herpetofauna in bottomland hardwood forests *Southeastern Naturalis* 2:475-486
- Münkemüller T et al. (2012) How to measure and test phylogenetic signal. *Methods in Ecology and Evolution* 3:743-756. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00196.x
- Naimi B (2015) usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. R package version 1.1-15.
- Nogueira C, Colli GR, Martins M (2009) Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecol.* 34:83-96. doi: 10.1111/j.1442-9993.2008.01887.x

- Oliveira-Filho AT, & Ratter, J. A. (2002) Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. *The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*:91-120
- Oliveira PSaM, R. (2002) *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural history of a Neotropical savanna*, New York
- Pacala SW, Tilman D (1994) Limiting Similarity in Mechanistic and Spatial Models of Plant Competition in Heterogenous Environments. *The American Naturalist* 143:222-257
- Pacifici M et al. (2015) Assessing species vulnerability to climate change. *Nat. Clim. Chang.* 5:215-224. doi: 10.1038/nclimate2448
- Paine CET, Deasey A, Duthie AB, Thompson K (2018) Towards the general mechanistic prediction of community dynamics. *Functional Ecology* 32:1681-1692. doi: 10.1111/1365-2435.13096
- Paradis E, Claude J, Strimmer K (2004) APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics* 20:289-290. doi: 10.1093/bioinformatics/btg412
- Penone C et al. (2014) Imputation of missing data in life-history trait datasets: which approach performs the best? *Methods in Ecology and Evolution* 5:961-970. doi: 10.1111/2041-210x.12232
- Pinheiro F, Diniz IR, Coelho D, Bandeira MPS (2002) Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. 132-136
- Potter KA, Arthur Woods H, Pincebourde S (2013) Microclimatic challenges in global change biology. *Glob Chang Biol* 19:2932-2939. doi: 10.1111/gcb.12257
- Purschke O et al. (2013) Contrasting changes in taxonomic, phylogenetic and functional diversity during a long-term succession: insights into assembly processes. *Journal of Ecology* 101:857-866. doi: 10.1111/1365-2745.12098
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge
- R Core Team (2017) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S.P S, S.P A, J.F R (eds) *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa, Brasília, pp 153–212
- Rubin DB (1996) Multiple imputation after 18+ years. *J Am Stat Assoc* 91:473-489

- Sahu SK, Gelfand AE, Holland DM (2007) High-resolution space-time ozone modeling for assessing trends. *J. Am. Stat. Assoc.* 102:1221-1234. doi: 10.1198/016214507000000031
- Shirley HL (1929) The Influence of light intensity and light quality upon the growth of plants. *American Journal of Botany* 16:354-390
- Sinervo B et al. (2010) Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328:894-899. doi: 10.1126/science.1184695
- Smith GR, Ballinger RE (2001) The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: A review. *Contemporary Herpetology* 3:1-13
- Sorci G, Clobert J, Belichon S (1996) Phenotypic plasticity of growth and survival in the common lizard *Lacerta vivipara*. *Journal of Animal Ecology* 65:781-790. doi: 10.2307/5676
- Sousa HC et al. (2015) Fire regimes and the demography of the lizard *Micrablepahrus atticolus* (Squamata, Gymnophthalmidae) in a biodiversity hotspot. *South American Journal of Herpetology* 10:143-156. doi: 10.2994/SAJH
- Stephens PR, Wiens JJ (2009) Bridging the gap between community ecology and historical biogeography: niche conservatism and community structure in emydid turtles. *Mol Ecol* 18:4664-4679. doi: 10.1111/j.1365-294X.2009.04378.x
- Stubbs WJ, Wilson JB (2004) Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology* 92:557-567. doi: 10.1111/j.0022-0477.2004.00898.x
- Suggitt AJ et al. (2011) Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos* 120:1-8. doi: 10.1111/j.1600-0706.2010.18270.x
- Sunday JM et al. (2014) Thermal-safety margins and the necessity of thermoregulatory behavior across latitude and elevation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111:5610-5615. doi: 10.1073/pnas.1316145111
- Tabachnick BG, Fidell LS (2012) *Using Multivariate Statistics*, 6th edn. Pearson, Upper Saddle River, NJ
- Tonini JFR, Beard KH, Ferreira RB, Jetz W, Pyron RA (2016) Fully-sampled phylogenies of squamates reveal evolutionary patterns in threat status. *Biological Conservation* 204:23-31. doi: 10.1016/j.biocon.2016.03.039

- Ujvari B, Fisher P, Rydell J, Wahlgren R, Wright B, Madsen T (2015) Population demography of frillneck lizards (*Chlamydosaurus kingii* , Gray 1825) in the wet-dry tropics of Australia. *Austral Ecol.* 40:60-66. doi: 10.1111/aec.12168
- Vamosi SM, Heard SB, Vamosi JC, Webb CO (2009) Emerging patterns in the comparative analysis of phylogenetic community structure. *Mol Ecol* 18:572-592. doi: 10.1111/j.1365-294X.2008.04001.x
- Van Buuren S, Brand JPL, Groothuis-Oudshoorn CGM, Rubin DB (2006) Fully conditional specification in multivariate imputation. *J Stat Comput Sim* 76:1049-1064. doi: 10.1080/10629360600810434
- van der Maarel E (1990) Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* 1:135-138. doi: 10.2307/3236065
- Vitt LJ (1991) Ecology and life history of the wide-foraging lizard *Kentropyx calcarata* (Teiidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 69:2791-2799
- Vitt LJ, Colli GR, Caldwell JP, Mesquita DO, Garda Aa, França FGR (2007) Detecting Variation in Microhabitat Use in Low-Diversity Lizard Assemblages across Small-Scale Habitat Gradients. *Journal of Herpetology* 41:654-663. doi: 10.1670/06-279.1
- Waldock C, Dornelas M, Bates AE (2018) Temperature-Driven Biodiversity Change: Disentangling Space and Time. *Bioscience* 68:873-884. doi: 10.1093/biosci/biy096
- Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:475-505. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448
- Werneck FP, Nogueira C, Colli GR, Sites JW, Costa GC (2012) Climatic stability in the Brazilian Cerrado: Implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography* 39:1695-1706. doi: 10.1111/j.1365-2699.2012.02715.x
- White TCR (2013) Experimental and observational evidence reveals that predators in natural environments do not regulate their prey: They are passengers, not drivers. *Acta Oecologica* 53:73-87. doi: 10.1016/j.actao.2013.09.007
- Wiens JJ, Donoghue MJ (2004) Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology and Evolution* 19:639-644. doi: 10.1016/j.tree.2004.09.011

6. APÊNDICES

Material suplementar 1

Flutuações ambientais impulsionam a mudança espaço-temporal na diversidade taxonômica, funcional e filogenética de uma comunidade de lagartos

Leandro Braga Godinho¹, Bruno Araújo de Souza¹, Júlio Miguel Alvarenga¹, Pedro Henrique Campelo⁴, Guarino Rinaldi Colli⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado do Mato Grosso, Nova Xavantina, MT, Brasil

⁴Programa de Pós-Graduação e Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil

Contribuições dos autores: LBG e GRC originalmente formularam a ideia; LBG escreveu o manuscrito com o apoio de GRC. LBG, PHC, JMAS e BAS conduziram o trabalho de campo e organizaram os dados; LBG realizou as análises estatísticas como apoio de GRC; GRC forneceu infraestrutura, planejamento, execução e financiamento para a coleta de dados. Todos os autores forneceram feedback crítico e ajudaram a moldar a pesquisa e o manuscrito.

Tabela S1. Matriz de características funcionais para cada espécie de lagarto coletado no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Código das características. *Max_tamanho*, tamanho máximo atingido; *Habitat_for*, habitat de floresta; *Habita_open*, habitat aberto; *Microhab_arb*, uso de microhabitat arbóreo; *Microhab_semiarb*, uso de microhabitat semi-arbóreo; *Microhab_fos*, uso de microhabitat fossorial; *Microhab_lit*, uso de microhabitat de serapilheira, *Microhab_terr*, uso de microhabitat terrestre; *Microhab_saxi*, uso de microhabitat saxícola; *Forag_act*, forrageador ativo; *Forag_sw*, forrageador senta e espera; *Forag_mix*, forrageador misto; *Activ_diur*, atividade diurna; *Activ_noc*, atividade noturna; Repr_ovi, reprodução ovípara; Repr_vivi, reprodução vivípara; *Regtemp_helio*: termorregulador; *Regtemp_conf*: termoconformador; *Tpref*, temperatura preferida; *Ctmin*, temperatura crítica mínima ; *Ctmax*, temperatura crítica máxima. Código das espécies: **Aa**, *Ameiva ameiva*; **Ao**, *Ameivulla ocellifera* **Cs**, *Cercosaura schreiberii*; **Cm**, *Colobosaura modesta*; **Co**, *Cnemidophorus ocellifer*; **Cn**, *Copeoglossum nigropunctatum*; **Ga**, *Gymnodactylus amarali*, **Hs**, *Hoplocercus spinosus*; **Ma**, *Micrablepharus atticolus*; **Mm**, *Micrablepharus maximiliani*; **Nb**, *Norops brasiliensis*, **Nf**, *Notomabuya frenata*; **Ti**, *Tropidurus itambere*, **Tt**, *Tropidurus torquatus*. NA: dados faltantes.

Categoria	Características funcionais	<i>Am</i>	<i>Ao</i>	<i>Ab</i>	<i>Cs</i>	<i>Cm</i>	<i>Cn</i>	<i>Ga</i>	<i>Hs</i>	<i>Mm</i>	<i>Ma</i>	<i>Nf</i>	<i>Ti</i>	<i>Tt</i>	
Mofológica	<i>Max_Size</i>	194	62	46	46	54	99	60	101	42	49	78	81	103	
Uso do habitat e microhabitat	<i>Habitat_for</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	
	<i>Habitat_open</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	<i>Microhab_terr</i>	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	
	<i>Microhab_saxi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	
	<i>Microhab_arb</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Microhab_semiarb</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	
	<i>Microhab_fos</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	<i>Microhab_lit</i>	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0
	<i>Regtemp_helio</i>	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1

Estratégia de regulação de temperatura	<i>Regtemp_conf</i>	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Estratégia de reprodução	<i>Repr_ovi</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1
	<i>Repr_vivi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Padrão de atividade	<i>Activ_noc</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
	<i>Activ_diur</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1
Comportamento de forrageamento	<i>Forag_act</i>	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0
	<i>Forag_sw</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
	<i>Forag_mix</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Características ecofisiológicas	<i>T_{pref}</i>	35.3	33.07	NA	29.4	28.1	32.5	30.1	32.8	34.3	33.9	32.5	29.9	36.0
	<i>C_{min}</i>	16.1	15.03	NA	15.7	15.2	13.3	14.6	17.4	15.7	16.3	13.2	14.0	15.7
	<i>C_{max}</i>	42.6	41.19	NA	37.4	39.6	39.6	37.3	35.5	40.6	40.9	41.2	38.8	39.9

Material suplementar 2

Flutuações ambientais impulsionam a mudança espaço-temporal na diversidade taxonômica, funcional e filogenética de uma comunidade de lagartos

Leandro Braga Godinho¹, Bruno Araújo de Souza¹, Júlio Miguel Alvarenga¹, Pedro Henrique Campelo⁴, Guarino Rinaldi Colli⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado do Mato Grosso, Nova Xavantina, MT, Brasil

⁴Programa de Pós-Graduação e Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil

Contribuições dos autores: LBG e GRC originalmente formularam a ideia; LBG escreveu o manuscrito com o apoio de GRC. LBG, PHC, JMAS e BAS conduziram o trabalho de campo e organizaram os dados; LBG realizou as análises estatísticas como apoio de GRC; GRC forneceu infraestrutura, planejamento, execução e financiamento para a coleta de dados. Todos os autores forneceram feedback crítico e ajudaram a moldar a pesquisa e o manuscrito.

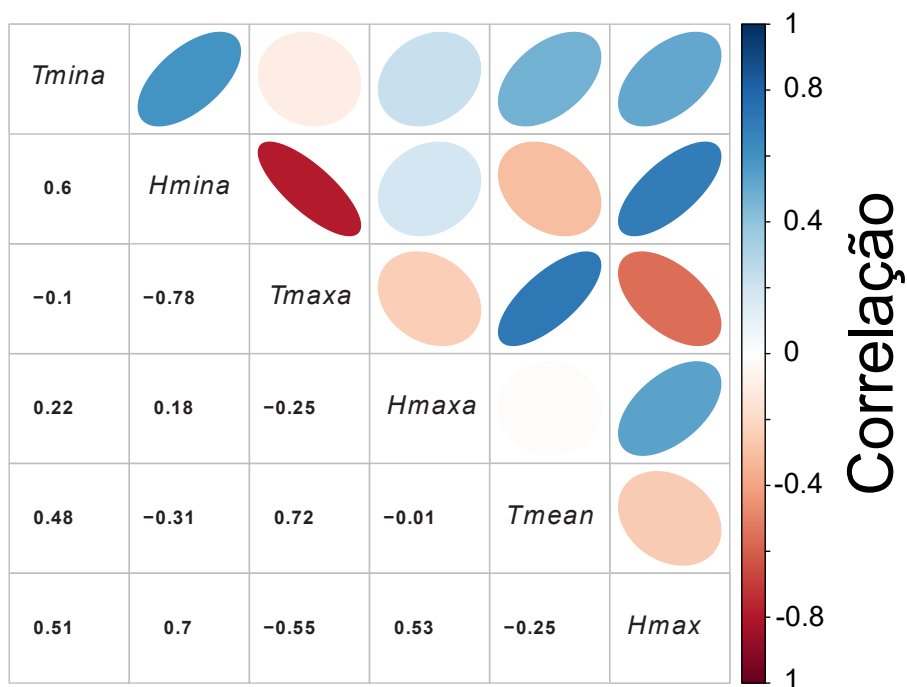


Fig. S1. Gráfico de autocorrelação dos preditores microclimáticos da comunidade de lagartos estudada entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Limiar de correlação de 0,8. Legendas: *Tmina*, temperatura mínima absoluta (° C); *Hmina*, umidade relativa mínima absoluta (%); *Tmaxa*, temperatura máxima absoluta (° C); *Hmaxa*, umidade relativa máxima absoluta (%); *Tmed*, temperatura média (° C); *Hmax*, umidade relativa máxima (%).

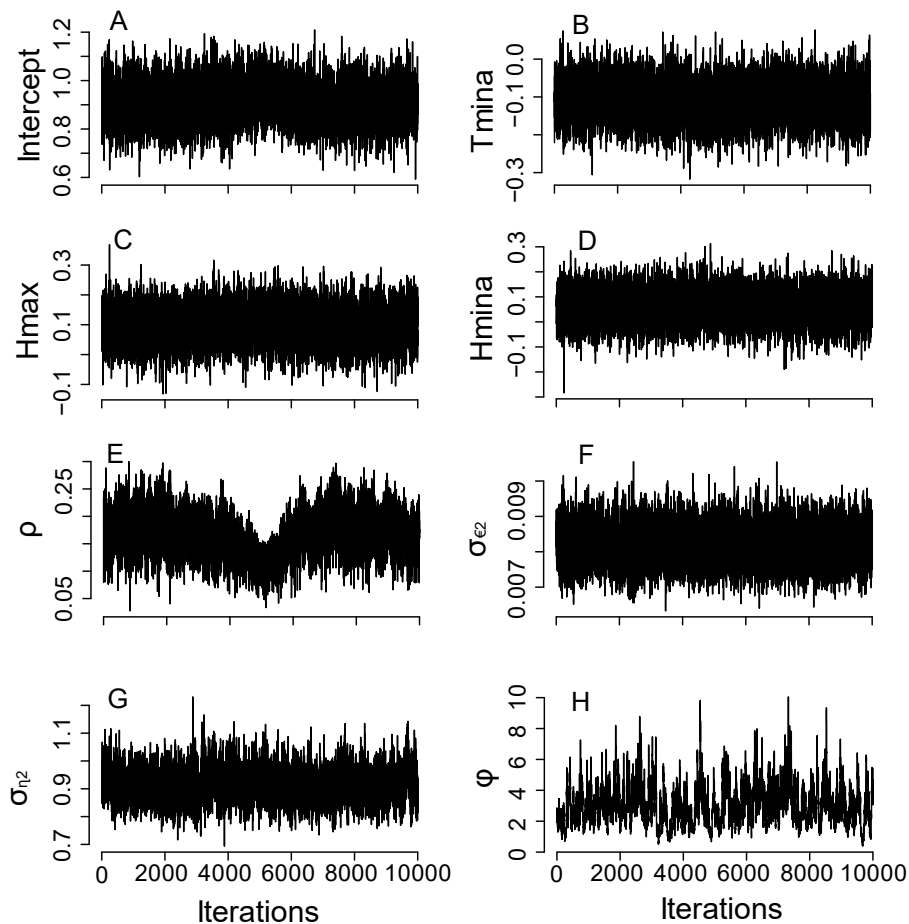


Fig. S2. Traces-plots dos parâmetros da modelagem bayesiana espaço-temporal para a riqueza de espécies (RE) de uma comunidade de lagartos, estudada entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Legenda: Tmina, temperatura mínima absoluta (°C); Hmax, umidade relativa máxima (%); Hmina, umidade relativa mínima absoluta (%); σ_{ϵ^2} , Efeito do erro; σ_{η^2} , variação espacial; ϕ , parâmetro de decaimento espacial; ρ , Parâmetro de correlação temporal .

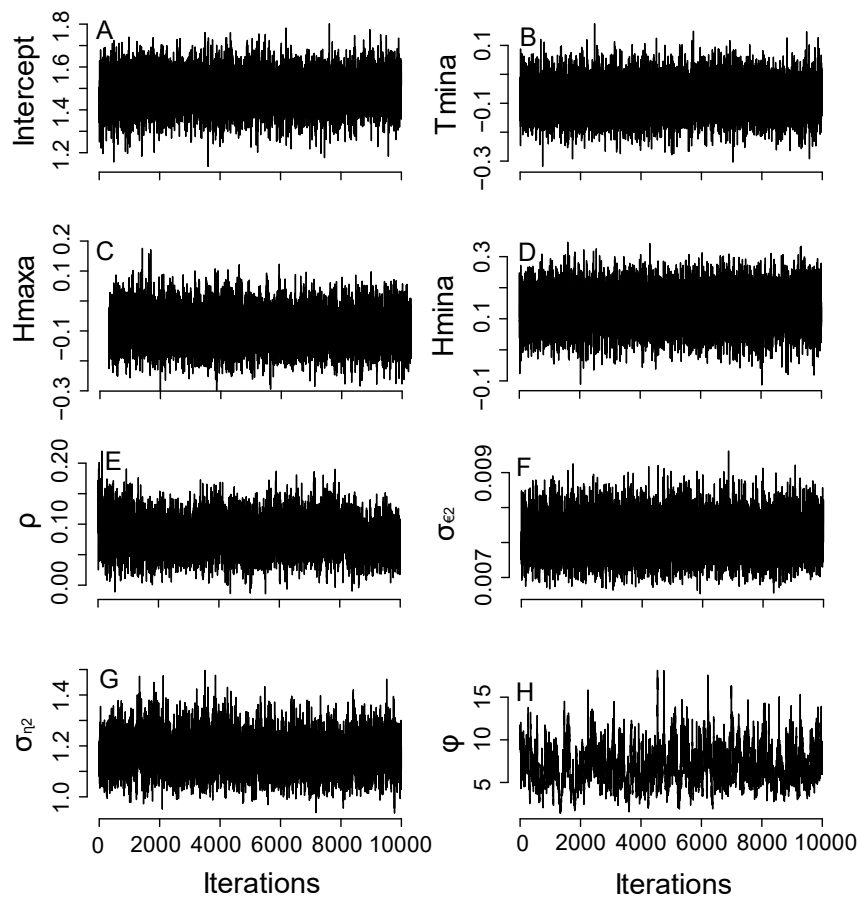


Fig. S3. Traces-plots dos parâmetros da modelagem bayesiana espaço-temporal para diversidade filogenética (PD) de uma comunidade de lagartos, estudada entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Legenda: T_{mina}, temperatura mínima absoluta (°C); H_{maxa}, umidade relativa máxima absoluta (%); H_{mina}, umidade relativa mínima absoluta (%); σ_{ϵ}^2 , Efeito do erro; σ_{η}^2 , variação espacial; ϕ , parâmetro de decaimento espacial; ρ , Parâmetro de correlação temporal.

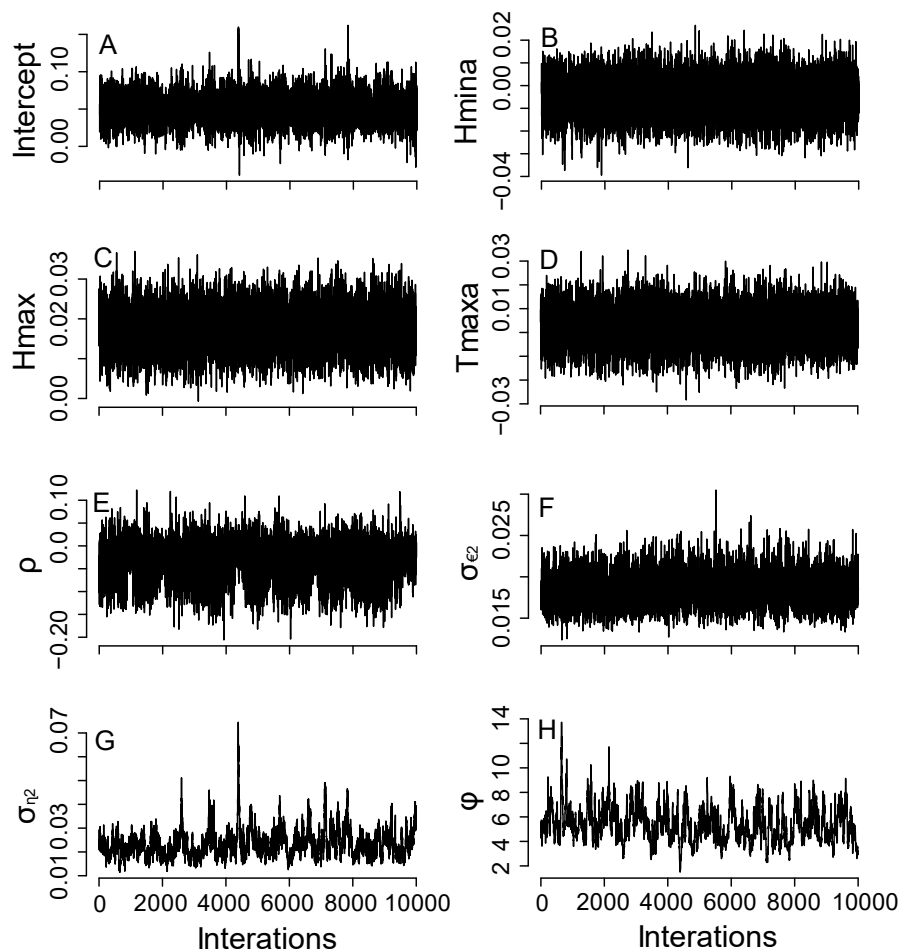


Fig. S4. Traces-plots dos parâmetros da modelagem bayesiana espaço-temporal para a diversidade funcional (FD) de uma comunidade de estudada entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Legenda: Hmina, umidade relativa mínima absoluta (%); Hmax, umidade relativa máxima; Tmaxa, temperatura máxima absoluta; σ_{ϵ}^2 , Efeito do erro; σ_{η}^2 , variação espacial; ϕ , parâmetro de decaimento espacial; ρ , Parâmetro de correlação temporal.

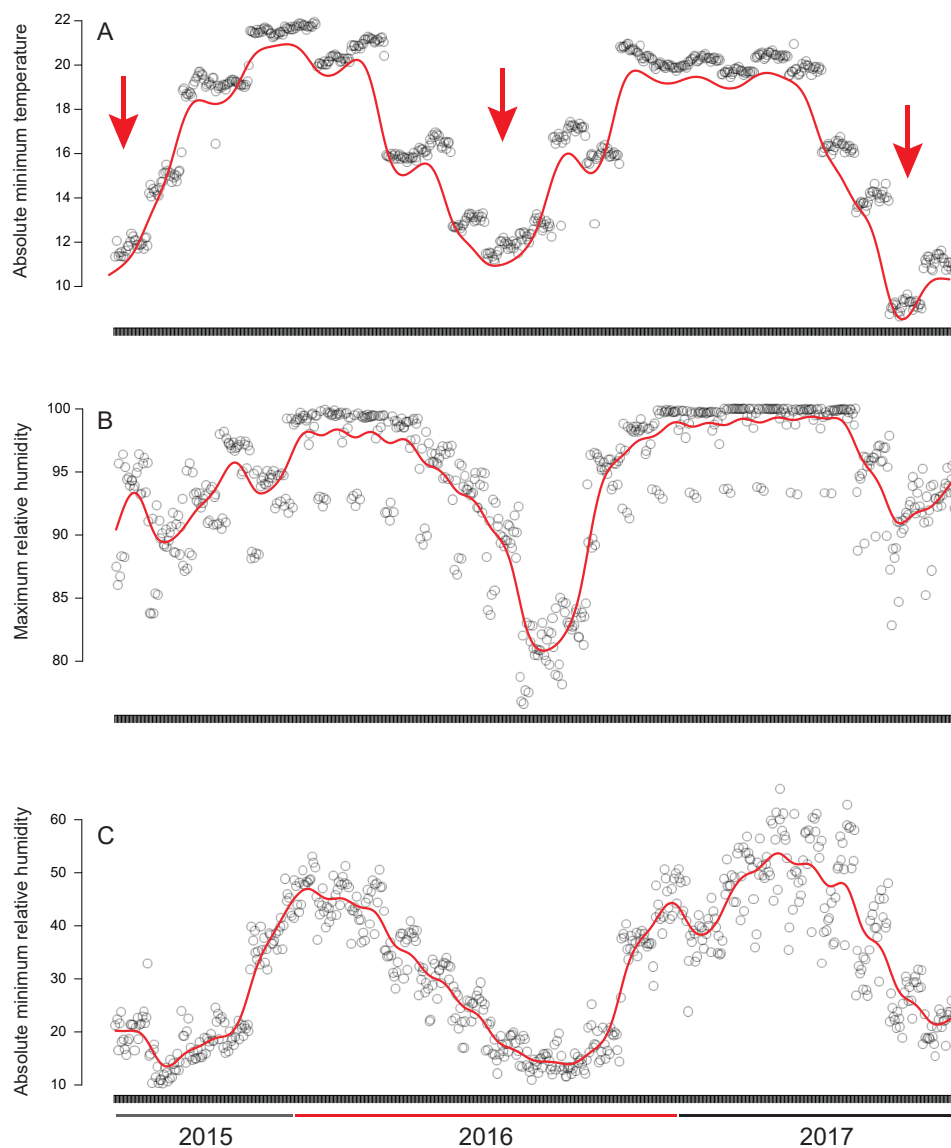


Fig. S5. Variação espaço-temporal dos melhores preditores microclimáticos da comunidade de lagartos, estudada entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. Setas vermelhas representam a estação seca.

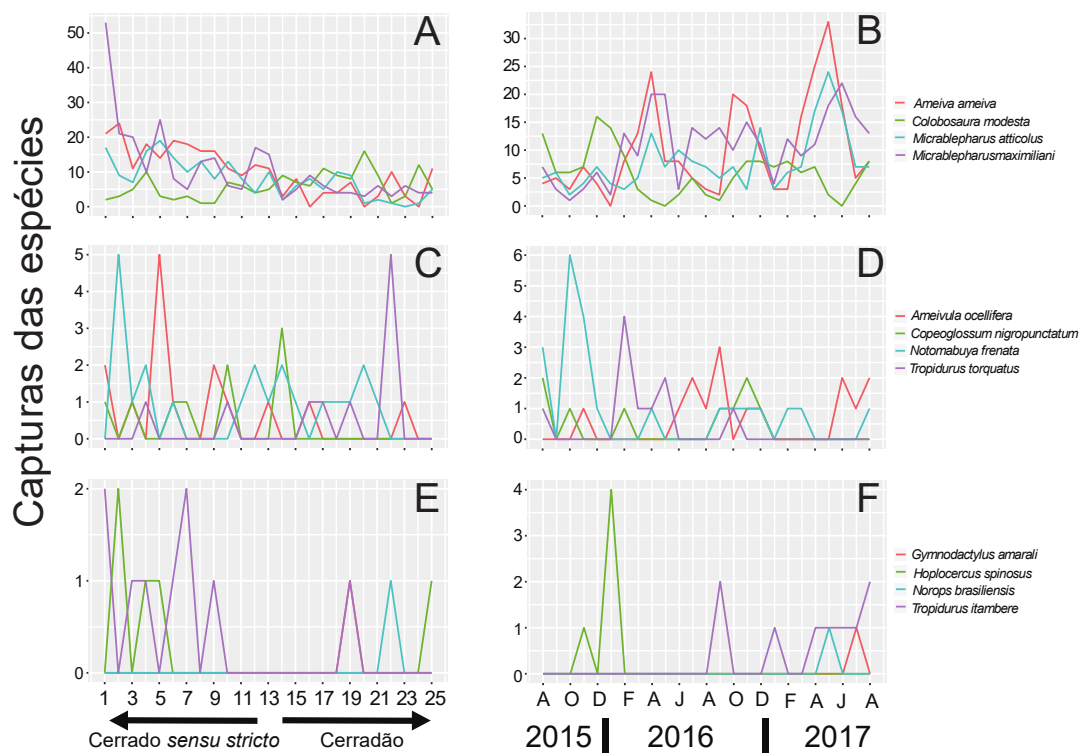


Fig. S6. Variação espaço-temporal das capturas das espécies de lagartos, estudadas entre agosto de 2015 a agosto de 2017, ao longo de um gradiente ambiental do cerrado *sensu stricto* para o cerradão, no Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil.