

RELATÓRIO DO PRODUTO Nº 1 DO CONTRATO
2015/000139 —BRA/11/001: CENÁRIOS FUTUROS DA
MUDANÇA NO CLIMA E SEUS IMPACTOS SOBRE A
BIODIVERSIDADE BRASILEIRA

Priscila Lemes de Azevedo Silva

RESPOSTAS DA BIODIVERSIDADE AOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Introdução

As taxas atuais de perda de biodiversidade têm desafiado os cientistas a desenvolver modelos preditivos capazes de incorporar processos ecológicos e evolutivos e que ajudem a delinear políticas de conservação de maneira que sejam facilmente assimiláveis pelos tomadores de decisão (Sutherland et al., 2006). A perda e a fragmentação de habitat para expansão agrícola, a sobre-exploração de espécies e recursos e a introdução de espécies exóticas têm sido os principais responsáveis pela crise da biodiversidade. Porém, pesquisas recentes têm sugerido que as mudanças climáticas podem se tornar a principal responsável pela perda e declínio das espécies nos próximos anos (Garcia et al., 2014a; Pacifici et al., 2015).

combinação entre tais ameaças pode alterar a magnitude e o padrão espacial da perda da biodiversidade (Sala et al., 2000; Jetz et al., 2007).

Segundo o Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas (IPCC 2007), as temperaturas médias globais têm aumentado desde a década de 70 e é muito provável que essa tendência continue no futuro. Análises de diversos modelos climáticos globais indicam um aumento entre 1,1 e 6,4°C até 2100 (IPCC 2007), além de mudanças nos padrões de vento, na precipitação e nas correntes oceânicas. Os impactos do aquecimento global na biodiversidade são notados em diferentes níveis – genético, espécies, comunidades e ecossistemas (Foden et al., 2013; Pacifici et al., 2015). Várias previsões dos prováveis impactos têm sido feitas, principalmente, para espécies e habitats em todo mundo, geralmente indicando que mais espécies serão ameaçadas de extinção e que seus habitats,

tolerância ao frio e ao calor, que refletem a história evolutiva e a origem climática (i.e. zona tropical ou temperada) de um táxon. Se a espécie possui tolerância fisiológica mais restrita, provavelmente, poderá ser extinta (Duarte et al., 2012). Assim, para avaliar as respostas das espécies diante das mudanças climáticas conceitos como vulnerabilidade têm sido utilizados (Foden et al., 2013). Segundo o IPCC (2013), a vulnerabilidade das espécies ou “a predisposição da espécie ser afetada pelas mudanças do clima” deve considerar a exposição, a sensibilidade e a capacidade adaptativa da espécie diante de cenários futuros.

No ano de 2009 foi instituída no Brasil a Política Nacional sobre a Mudança do Clima (PNMC), por meio da Lei nº 12.187/ 2009, que oficializou o compromisso voluntário do Brasil junto à Convenção-Quadro da ONU sobre Mudança do Clima de redução de emissões de gases de efeito estufa entre 36,1% e 38,9% das

frente às mudanças climáticas e aponta diretrizes para a implementação de medidas adaptativas para aumentar a resiliência de 11 setores e temas da sociedade, entre eles Biodiversidade e Ecossistemas. A estratégia de Biodiversidade e Ecossistemas terá duas abordagens: o diagnóstico do impacto da mudança do clima sobre a biodiversidade, e a exploração do papel da biodiversidade e ecossistemas na redução da vulnerabilidade de uma forma geral.

O presente relatório é uma revisão da literatura sobre as abordagens e as respostas da biodiversidade brasileira diante das mudanças climáticas.

Metodologia de pesquisa

Este estudo foi baseado em 59 estudos publicados entre 2003 e 2015 (com

sensitivity*, adaptability*, exposure*) abordagem considerada (mechanistic*, SDM*, correlative*, trait-based*, criteria*, niche models*) no território de interesse (Brazil*, Amazon*, Cerrado, Caatinga, Atlantic Forest, Pantanal, Pampa), além da sua respectiva tradução para a língua portuguesa. Os estudos diferiram amplamente no grupo taxonômico, sendo as plantas o grupo taxonômico mais frequentemente considerado seguido por invertebrados e aves (n=30 estudos). Não há registro de nenhum estudo para ambientes marinhos ou de água doce. Também, mais de 36% são desenvolvidos em escala continental, enquanto que o bioma com maior destaque é o Cerrado, com 29% dos estudos (Figura 1). Não há nenhum estudo específico para os biomas Pampa e Pantanal.

A)

■ America Latina

B)

■ Plantas

modelos mecanísticos, correlativos ou híbridos, porém, o uso mais comum são os modelos correlativos de distribuição de espécies (Pacifci et al., 2015). Os modelos mecanísticos podem fornecer uma boa compreensão dos fatores que determinam os padrões de distribuição de espécies em grandes escalas espaciais (Deutsch et al., 2008; Hofmann & Todgham 2009), uma vez a distribuição geográfica é delimitada pelas restrições fisiológicas das espécies (Buckley et al., 2010). Os modelos mecanísticos, geralmente, utilizam dados provenientes de experimentos, por exemplo de tolerância termal (Cassemiro et al., 2012), porém, existe uma dificuldade em adequar os limites estabelecidos experimentalmente à realidade das espécies na natureza.

Os modelos correlativos utilizam os registros de ocorrência das espécies para derivar funções que relacionam a probabilidade de ocorrência da mesma considerando o clima ou até mesmo outros fatores, como topografia e uso da terra

(Peterson et al., 2011) e não há um consenso na literatura sobre o melhor algoritmo de modelagem preditiva ou a melhor forma de avaliá-los.

Os modelos correlativos variam de modelos bastante simples, por exemplo, o BIOCLIM que estabelece a variação de condições ambientais adequadas diretamente dos registros conhecidos da espécie, até algoritmos complexos baseados em inteligência artificial (por exemplo, algoritmos genéticos – GARP, máxima entropia – MaxEnt ou redes neurais), que buscam elucidar relações intrincadas entre a distribuição das espécies e o ambiente (Peterson et al., 2011). Se os métodos são baseados em diferentes princípios matemáticos e estatísticos, espera-se que os resultados também sejam diferentes (Elith et al., 2006; Diniz-Filho et al., 2009), dificultando a comparação entre um ou mais métodos de maneira definitiva.

mecanísticos, 50 correlativos, dos quais 23 utilizaram modelos únicos (principalmente, MaxEnt), outros 25 modelos consensuais e, ainda, dois estudos, os modelos híbridos. Os modelos climáticos mais utilizados foram CCCSMA, CSIRO e HadCM3, nos cenários A2 e B2 da 4ª avaliação do IPCC (2007), projetado, principalmente, para os anos de 2050 e 2080. Da última avaliação, 5ª avaliação (IPCC 2013), foram usados principalmente os modelos HadGEM-ES e GISS.

Mudanças na distribuição geográfica

Uma das respostas da biodiversidade diante das mudanças climáticas é a mudança na distribuição geográfica: a distribuição da espécie pode expandir, contrair, ou ainda permanecer inalterada (Garcia et al., 2014a). Para avaliar essa mudança no tamanho da distribuição, frequentemente são utilizados os modelos

com maior duração das estações mais secas e mudanças nos padrões de chuvas. Siqueira & Peterson (2003), mostraram que no ano de 2050 o Cerrado poderá ter uma redução de área em até 90%, considerando o cenário mais pessimista de emissão de gás carbônico na atmosfera. Espécies amplamente conhecidas como a “mangaba” (*Hancornia speciosa*) e a “arnica” (*Lychnophora ericoides*) poderão ter mais de 90% da distribuição atual reduzida no ano 2080 (Simon et al., 2013). Outra espécie importante do Cerrado, o “pequi” (*Caryocar brasiliensis*) os modelos predizem uma redução na distribuição geográfica, afetando a economia local de vários municípios (Nabout et al., 2011). Se houver uma diminuição das áreas climaticamente adequadas, muitas populações de “pequi” podem tornar-se extintas ou com uma forte redução da diversidade genética (Clevatti et al., 2011), enquanto que para o “baru” (*Dipteryx alata*) mesmo com mudanças na distribuição geográfica, a diversidade genética não deverá ser alterada (Diniz-Filho et al., 2012).

As mudanças climáticas podem ser ainda mais severas para algumas espécies. Mariposas poderão desaparecer da Mata Atlântica em 2080 (Ferro et al., 2014) com redução de 100% do clima adequado no futuro. Muitos vertebrados endêmicos da Caatinga também poderão ter a distribuição ainda mais restrita nos cenários futuros (Oliveira et al., 2012), onde as áreas de vegetação nativa exercerão um papel importante de refúgio climático. Nem todas as espécies, porém, responderão negativamente a tais mudanças (Warren et al., 2001), pelo contrário, algumas espécies podem aumentar a sua distribuição geográfica ou mesmo adaptar-se a novas condições climáticas (Garcia et al., 2014a). *Rhinella granulosa*, uma espécie de anfíbio de ocorrência conhecida principalmente na Caatinga (Oliveira & Cassemiro, 2012) tende a manter sua distribuição sob cenários de mudanças climáticas, provavelmente devido a fisiologia extremamente tolerante as altas temperaturas e por possuir adaptações para suportar clima

Invasão biológica

As invasões biológicas podem causar profundas mudanças na biodiversidade, diminuindo, ou até mesmo extinguindo, a diversidade de espécies nativas (Clavero & Garcia-Barthou 2005). Medidas preventivas para lidar com espécies invasoras devem ser, portanto, uma prioridade para a conservação da natureza sendo menos onerosas do que as medidas de erradicação (Pimentel et al., 2000). Nesse sentido, os modelos preditivos de distribuição das espécies podem ser úteis para prever a distribuição potencial de espécies invasoras (Jiménez-Valverde et al., 2011; Peterson et al., 2011). Os modelos são calibrados com dados da área nativa e são usados para identificar áreas adequadas para o estabelecimento das espécies invasoras em uma nova região (Peterson et al., 2011).

Outra espécie invasora, conhecida pelo potencial invasor é a rã-touro americana (*Lithobates catesbeianus*) que é endêmica do leste da América do Norte e já foi introduzida em mais de 40 países (GISD 2015), inclusive no Brasil. Alguns estudos mostraram que as regiões sul e sudeste do Brasil são especialmente favoráveis para o estabelecimento da espécie (Ficetola et al., 2007; Giovanelli et al., 2008) e, ainda, ressaltaram a importância de estudos sobre invasão da espécie na Mata Atlântica, devido à grande diversidade de anfíbios. Nori et al. (2011), modelaram a distribuição de rã-touro na América do Sul de acordo com o clima atual e projetaram a distribuição potencial da espécie nos anos de 2050 e 2080. Nori et al., (2011) e Loyola et al., (2012) avaliaram o impacto da invasão de rã-touro americana dentro de áreas protegidas e apontaram que, com as mudanças climáticas, as áreas protegidas, principalmente da Mata Atlântica, podem tornar-se climaticamente adequadas para a invasão desta espécie (Nori et al., 2011).

constituídos por complexos de espécies (Costa & Lorenzo 2009). Triatomíneos são capazes de responder rapidamente às mudanças ambientais devido ao curto ciclo de vida e, especialmente, as altas temperaturas podem acelerar o desenvolvimento embrionário desses insetos (Rabinovich 1972). Costa et al. (2014) sugerem que *Triatoma brasiliensis brasiliensis* é o membro com maior potencial em ocupar novas áreas, muito embora, a distribuição do complexo parece ser relativamente estável.

Outra doença tropical de extrema importância é a malária, a doença é causada por duas espécies de protozoários, *Plasmodium vivax* (Grassi & Feletti 1890) e *P. falciparum* (Welch 1897), podendo ser transmitido aos seres humanos por mosquitos do gênero *Anopheles* (WHO 2014; Alimi et al., 2015; Laporta et al., 2015). Os padrões de transmissão de doenças tropicais, no entanto, são propensos a mudar diante das mudanças climáticas globais. A perigosa combinação de altas

principalmente, devido a mudança na distribuição geográfica das espécies, afetando também a interação polinizador-planta (Giannini et al., 2012; Giannini et al., 2013). Mesmo as espécies de regiões áridas ou semi-áridas, adaptadas às altas temperaturas e baixa pluviosidade, podem apresentar mudanças na distribuição geográfica (Giannini et al., 2012).

As mudanças na distribuição geográfica de polinizadores podem resultar em um potencial déficit de polinização em alguns sistemas naturais e, até mesmo, em áreas agrícolas (Giannini et al. 2012). Plantações de café do interior dos estados de Minas Gerais e São Paulo, por exemplo, podem ser afetadas, uma vez que se beneficiam desses serviços ecossistêmicos (De Marco & Coelho 2004). O estudo de Giannini et al. (2015) demonstrou que, provavelmente, haverá redução e deslocamento de habitat climaticamente adequado para a espécie no futuro, favorecendo as áreas agriculturáveis mais ao sul.

alterado como resultado das mudanças climáticas (Grossi et al., 2013).

Conclusões

Esta revisão da literatura sobre as respostas da biodiversidade brasileira diante das mudanças climáticas sugere que, em geral, a abordagem dos modelos correlativos pela maior disponibilidade dos dados de registros das espécies. Apesar dos modelos mecanísticos oferecerem informações sobre as limitações fisiológicas das espécies, esses dados são mais laboriosos e, em geral, são provenientes de experimentos, principalmente no que diz respeito da tolerância termal. Não há registros na literatura sobre a resposta biológica das espécies em ambientes marinhos ou de água doce, ficando restrito a poucos grupos taxonômicos de ambiente terrestre. Os modelos preditivos, no entanto, são boas ferramentas para avaliar a probabilidade de extinção das espécies no futuro,

al., 2014). Ainda, as áreas protegidas podem estar sujeitas às espécies invasoras, principalmente na Mata Atlântica (Nori et al., 2011; Loyola et al., 2012).

As doenças emergentes são uma temática importante, e evidencia a necessidade de antecipar as possíveis mudanças na distribuição geográfica dos vetores a fim de reduzir o risco de transmissão de doenças tropicais (Costa et al., 2014; Alimi et al., 2015; Laporta et al., 2015). A mudança na distribuição de polinizadores pode trazer prejuízos aos sistemas naturais e agriculturáveis (Giannini et al., 2012;2013;2015), afetando também as interações inseto-planta. Finalmente, as plantações de eucalipto também poderão ser afetadas devido às mudanças no clima, deslocando a área climaticamente adequada para o plantio.

COLOMBO, A.F. & JOLY, C.A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology* 70: 697-708, 2010.

COSTA, J & LORENZO, M. Biology, diversity and strategies for the monitoring and control of triatomines – Chagas disease vectors. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 1: 46-51, 2009.

COSTA, J et al. Distributional potential of the *Triatoma brasiliensis* species complex at present and under scenarios of future climate conditions. *Parasites & Vectors* 7: 238, 2014.

GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE. *Lithobates catesbeianus*. Disponível em www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=80&fr=1&sts=&lang=EN (Acessado em 12 de novembro de 2015).

DE MARCO, P. JR. & COELHO, F.M. Services performed by the ecosystem: Forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* 13: 1245-1255, 2004.

DEUTSCH, C.A. et al. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude Thermal Safety margin, *Proceedings of the National Academy Science* 105: 6668-6672, 2008.

DINIZ-FILHO, J.A.F. et al. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32: 897-906, 2009.

DINIZ-FILHO, J.A.F. et al. Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). *Insect Conservation and Diversity* 3: 213-221, 2010.

FERRO, V.G. et al. The reduced effectiveness of protected areas under climate change threatens Atlantic Forest tiger moths. *PLoS ONE* 9: e107792, 2014.

FICETOLA, G.F. et al. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species — the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 13: 476-485, 2007.

FODEN, W.B. et al. Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS ONE* 8: e65427, 2013.

GARCIA, R.A. et al. Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Global Change Biology* 18: 1253-1269, 2012.

GARCIA, R.A. et al. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science* 344: 1247579, 2014a.

GARCIA, L.G. et al. Modelagem da aptidão climática do *Eucalyptus grandis* frente aos cenários de mudanças climáticas no Brasil. *Scientia Florestalis* 42, 503-511, 2014b.

GIANINNI, T.C. et al. Pollination services at risk: bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. *Ecological Modelling* 244: 127-131, 2012.

GIANINNI, T.C. et al. Identifying the areas to preserve passion fruit pollination service in Brazilian Tropical Savannas under climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 171: 39-46, 2013.

GIANINNI, T.C. et al. Safeguarding Ecosystem Services: A Methodological Framework to Buffer the Joint Effect of Habitat Configuration and Climate Change. *PLoS ONE* 10: e0129225, 2015.

LEMES, P & LOYOLA, R.D. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. PLoS ONE 8: e54323, 2013

LEMES, P. et al. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. Biodiversity and conservation 23: 357-368, 2014.

LENOIR, J et al. Local temperatures inferred from plant communities suggest strong spatial buffering of climate warming across Northern Europe. Global Change Biology 19: 1470-1481, 2013.

LOYOLA, R.D. et al. Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. PLoS ONE: e46257, 2012.

LOYOLA, R.D. et al. A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. Biodiversity and Conservation 22: 483-495, 2013.

MALHI, Y. et al. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. Proceedings of the National Academy of Sciences 106: 20610-20615, 2009.

MARINI, M.A. et al. Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna. Conservation Biology 23: 1558-1567, 2009.

MARTINS, A.C. et al. Species conservation under future climate change: the case of *Bombus bellicosus*, a potentially threatened South American bumblebee species. Journal of Insect Conservation 19: 33-43, 2014.

MILES, L. et al. The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia. Global Ecology and Biogeography 13: 553-565, 2004.

PHILLIPS, O. L., et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323: 1344-1347, 2009.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1-20, 2000.

RABINOVICH, J.E. Vital statistics of Triatominae (Hemiptera: Reduviidae) under laboratory conditions in *Triatoma infestans* Klug. *Journal of Medical Entomology* 9: 351-70, 1972.

RODRIGUES P.M.S. et al. Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. *Brazilian Journal of Biology* 75: 679-684.

SALA, O.E. et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774, 2000.

SILVA, D.P. et al. Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of Insect Conservation* 19: 901-910, 2015.

SIMON, L. et al. Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in Cerrado. *Revista Árvore* 37: 267-274, 2013.

SIQUEIRA, M.F. & PETERSON, A.T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica* 3: 1-14, 2003.

SUTHERLAND, W.J. et al. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. *Journal of Applied Ecology* 43: 617-627, 2006.

WARREN, M.S. et al. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65-69, 2001.