



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA



ÉRICA FONSECA EVANGELISTA

POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL

ILHÉUS - BAHIA

2015

ÉERICA FONSECA

POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Área de concentração: Zoologia Aplicada.

Orientadores: Prof. Dr. Dennis Rödder

Prof. Dr. Mirco Solé

ILHÉUS - BAHIA

2015

E92 Evangelista, Érica Fonseca
 Potencial invasor de serpentes exóticas no Brasil / Érica
Fonseca Evangelista. – Ilhéus, BA: Uesc, 2015.
 ix, 64 f.: il.

 Orientadores: Dennis Rödder, Mirco Solé.
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de
Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.
 Inclui referências.

 1. Cobra – Distribuição geográfica – Brasil. 2. Animais
exóticos. 3. Avaliação de riscos ambientais. 4. Extinção –
Biologia. 5. Animais – Comportamento. 6. Populações
animais – Fatores climáticos. 7. Biodiversidade. I. Título.

CDD 597.96

ÉRICA FONSECA

POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL

Ilhéus – BA, 27/03/2015

Banca Examinadora



Prof. Dr. Dennis Rödder
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
(Orientador)



Prof. Dr. Mirco Solé
Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC
(Orientador)



Prof. Dr. Antônio Jorge Suzart Argôlo
Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC



Prof. Dr. Márcio Borges Martins
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

AGRADECIMENTOS

Aos meus **pais e minha irmã** pelo incentivo e respeito à minha formação.

Ao **Dennis Rodder** e **Mirco Solé** por terem acreditado em mim e por todas as contribuições em minha formação.

Ao **Paulo de Marco** e aos **Pós-Graduandos da Universidade Federal de Goiás** pelos ensinamentos e contribuições tornando a execução desse projeto viável.

A **CAPES** por disponibilizar a bolsa de mestrado.

Aos componentes da banca examinadora **Antônio Argôlo** e **Márcio Martins**, pela avaliação e contribuições do trabalho.

Agradeço às contribuições de **Andrés Egeas-Serrano** e **Ana Schilling** realizadas na qualificação.

A **Ricardo Marques** por absolutamente tudo que fez por mim ao longo desses anos. Muitíssimo obrigada pelas infinitas revisões, traduções, contribuições e paciência.

Agradeço a **Marcelo Dias**, **Moacir Tinôco** e **Cécil Fazolato** pela troca de conhecimentos e contribuições importantes para o desenvolvimento deste trabalho.

A Universidade Estadual de Santa Cruz e o **corpo docente do PPG em Zoologia** por contribuírem na minha formação. **Professora Ana Schilling** obrigada por me apresentar ao R e me fazer entender e gostar de estatística.

Aos colegas da **Turma de Zoologia 2013.1** pela excelente convivência, discussões e risadas ao longo do curso. Em especial a **Letícia Vaz** e **Estela Baumhardt** pela amizade e incentivo em todos os momentos.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

1. Digrama Biótico- Abiótico- Mobilidade.....	8
2. Diagrama dos fatores que afetam a distribuição das espécies.....	25
3. Resultado da avaliação dos modelos.....	36
4. Pontos de ocorrência e distribuição potencial de <i>Lampropeltis getula</i>	39
5. Pontos de ocorrência e distribuição potencial de <i>Pantherophis guttatus</i>	41
6. Pontos de ocorrência e distribuição potencial <i>Lampropeltis triangulum</i>	42
7. Pontos de ocorrência e distribuição potencial <i>Python bivittatus</i>	44
8. Pontos de ocorrência e distribuição potencial <i>Python regius</i>	45
9. Modelo de consenso da distribuição potencial das espécies.....	46

LISTA DE TABELAS

1. Eixos do PCA utilizados nos procedimentos de modelagem para as Américas.....	29
2. Eixos do PCA utilizados nos procedimentos de modelagem para a Ásia.....	30
3. Eixos do PCA utilizados nos procedimentos de modelagem para a África.....	31
4. Valores e resultado do modelo PSEH.	37

LISTA DE ABREVIATURAS

ACP: Análise dos componentes principais

APA: Área de Proteção Ambiental

AUC: Area under the curve

BAM: Biótico-Abiótico-Mobilidade

BRT: Boosted Regression Tree

CBD: Convenção sobre diversidade biológica

GARP: Genetic Algorithm for Rule-set Production

GBIF: Global Biodiversity Information Facility

MATLAB: Matrix Laboratory

MAXENT: Máxima Entropia

PSEH: Probabilidade de Sucesso de Estabelecimento da Herpetofauna

ROC: Receiver Operating Characteristic

SIG: Sistema de Informações Geográfica

TSS: True Skilled Statistic

SUMÁRIO

RESUMO.....	x
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	5
OBJETIVOS.....	11
POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL.....	20
Abstract.....	20
Resumo.....	21
Introdução.....	22
Metodologia.....	27
Resultados e discussão.....	35
CONCLUSÃO.....	49
REFERÊNCIAS.....	50

POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL

RESUMO

A introdução de espécies exótica é hoje uma das principais causas da perda da biodiversidade a nível global. Os impactos causados por invasores foram responsáveis por inúmeros casos de extinção de espécies. Como o controle e a total erradicação desses organismos é difícil, a melhor forma de prevenir danos futuros é a identificação de invasores potenciais, através da avaliação de atributos específicos e por meio da correspondência climática. Através das informações climáticas, extraídas dos pontos de ocorrência da espécie, é possível gerar mapas que preveem a sua distribuição potencial. Ou seja, áreas tidas como adequadas, indicam um risco de invasão bem sucedida nesses locais. O objetivo desse trabalho é modelar a distribuição potencial de cinco espécies de serpentes exóticas para o Brasil, bem como avaliar seu potencial de invasão. Utilizamos a Máxima entropia para modelar a distribuição potencial de *Lampropeltis getula*, *Lampropeltis triangulum*, *Pantherophis guttatus*, *Python bivittatus* e *Python regius*. O cálculo da probabilidade de sucesso de estabelecimento e avaliação o potencial de invasão das espécies foi feito com base em dezesseis atributos. Áreas adequadas foram encontradas em sua maioria em regiões do Norte e Centro-Oeste do Brasil. Essas áreas são consideradas áreas de elevada riqueza biológica, principalmente o Cerrado e a Amazônia, onde a atenção deve ser intensificada. De acordo com os resultados obtidos, *P. regius*, *P. bivittatus* e *P.guttatus* foram identificadas como espécies com maior probabilidade de estabelecimento, levando em consideração o resultado dos modelos e a avaliação dos atributos específicos. Diante da impossibilidade de prever os impactos causados por essas espécies e tendo em vista os resultados obtidos, torna-se necessário a adoção de medidas preventivas no intuito de mitigar possíveis danos futuros.

Palavras-chave: Serpentes não-nativas. Distribuição potencial. Invasão potencial.

Avaliação de risco. Maxent

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nos últimos anos a preocupação com a conservação da biodiversidade tem sido tema recorrente na comunidade científica. A perda de habitat, as mudanças climáticas, a poluição do meio ambiente, o esgotamento de recursos ambientais e as invasões biológicas são algumas das principais causas da perda da diversidade no mundo (Baillie et al. 2010). Preocupados com a preservação da biodiversidade, representantes de 191 países, incluindo o Brasil, assinaram em 1992 durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, o texto da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Em seu artigo oitavo, a CDB dispõe sobre a conservação *in situ* e reconhece a necessidade de detectar de forma precoce, impedir a introdução, controlar e ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies.

Por definição, espécies exóticas podem ser entendidas como qualquer espécie proveniente de um ambiente ou de uma região diferente a qual se encontra (GISP 2005). A introdução desses organismos pode acontecer de maneira acidental, por meio de rotas de comércio, como por exemplo, a transferência de organismos por meio de contêineres de navio e plantas usadas para ornamentação (Kraus 2009; Lever 2003), ou intencional com a utilização de espécies na alimentação, produção comercial, controle de pragas e como *pets* (GISP 2005; Leão et al. 2011). O uso de animais em cativeiro é uma das principais causas de introduções no Brasil e tem sido responsável pela invasão de espécies em diversos países (Wilson e Porras 1983; Kraus e Cravalho 2001; Spinks et al. 2003; GISP 2005; Meshaka 2006, Harvey et al. 2008; Leão et al. 2011).

De acordo com Sax (2007), a bioinvasão pode contribuir para a compreensão de diversos processos evolutivos e ecológicos, como adaptação, especiação e isolamento reprodutivo. No entanto, os efeitos dessas invasões sobre as espécies nativas e o ambiente natural, na maioria das vezes, são deletérios (MMA 2009). No que diz respeito a herpetofauna, os impactos causados pela introdução desse grupo envolvem o aumento da competição por alimentos e outros recursos (Smith 2005), aumento da predação (Rodda et al. 1997; Engeman et al. 2011), disseminação de doenças (Daszak et al. 2003) e hibridização (Riley et al. 2003).

Em relação às serpentes, uma série de espécies foram introduzidas ao redor do mundo: *Python bivittatus* Kuhl, 1820, *Boiga irregularis* (Bechstein 1802), *Acrochordus javanicus* Hornstedt, 1787, *Boa constrictor* Linnaeus, 1758, *Lampropeltis getula* (Linnaeus, 1766), *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766), *Natrix maura* (Linnaeus, 1758), *Macroprotodon cucullatus* (Geoffroy-St-Hilaire, 1827), *Rhinechis scalaris* (Schinz, 1822), *Lycodon aulicus* (Linnaeus, 1758) e *Indotyphlops braminus* (Daudin, 1803) (Smith 1988; Fritts 1993; Rodda et al. 1997; Martínez-Morales e Cuarón 1999; Corti et al. 1999; Rodda et al. 2002; Quick 2005; Guicking 2006; Deso e Probst 2007; Rodda e Savidge 2007; Snow et al. 2007; Witmer et al. 2007; Pérez-Mellado et al. 2008; Fisher e Csurhes 2009; Gardner 2009; Afroosheh 2010; Lazcano et al. 2010; Reynolds e Niemille 2010; Engeman et al. 2011; Mateo et al. 2011; Prestridge et al. 2011; Pynia e Carretero 2011). Entretanto, os estudos dos seus impactos é pobremente documentado, os mais completos referem-se, principalmente, a invasão de *Python bivittatus* na Flórida (Meshaka et al. 2000) e *Boiga irregularis* em Guam (Rodda et al. 1997).

Python bivittatus é um *pet* muito popular na Flórida, fato que provavelmente deu origem a sua invasão no Parque Nacional dos Everglades (Engeman et al. 2011). Desde a década de 90 até os dias atuais, *P.bivittatus* se expandiu por grande parte dos Everglades, causando danos a biota nativa através da predação, principalmente, de aves e mamíferos (Dove et al. 2011, Holbrook e Chesnes 2011) e a competição com outras serpentes em busca de recursos (Harvey et al. 2008). Diferente da espécie anterior, a introdução de *B. irregularis* em Guam se deu através de navios da Marinha, pouco após a II Guerra Mundial. Os problemas ecológicos causados por esta espécie incluem a extinção de várias espécies de aves, mamíferos e lagartos da ilha (Rodda et al. 1997, Amand 2000) e alterações nos processos ecossistêmicos locais (Fritts e Rodda 1998). Além dos impactos ambientais, as invasões representam também um enorme prejuízo econômico aos países invadidos. Em Guam, *B.irregularis* já causou um prejuízo de mais de 3 milhões de dólares em produtividade por falhas elétricas causadas pelo contato com condutores elétricos (Fritts 2002). Conforme os organismos vão se estabelecendo, mais prejuízos e gastos serão gerados e menores serão as chances de erradicação (Leão et al. 2011). Portanto, a maneira mais eficaz e economicamente viável de lidar com esse problema é através da identificação precoce de invasores potenciais (Ziller et al. 2007).

A identificação de invasores potenciais inclui a avaliação de atributos ecológicos, morfológicos, fisiológicos e demográficos, como por exemplo, o tamanho do corpo, tipo de dieta, fecundidade, distribuição geográfica, entre outros (Bomford 2003; Fujisaki et al. 2010; van Wilgen e Richardson 2012). Segundo Bomford et al. (2005) o número de propágulos lançados em diferentes épocas e lugares é um fator determinante para estimar a probabilidade de sucesso de estabelecimento de espécies animais. Ainda segundo o autor supracitado, uma série de outros fatores também devem ser levados em consideração, principalmente: o grupo taxonômico ao qual a espécie pertence; o histórico de estabelecimento em outras regiões e, por fim, a correspondência de clima entre as áreas. Desse modo, a modelagem de nicho ecológico pode ser uma ferramenta útil para detecção de espécies com alto potencial invasor (Bomford et al. 2009).

A modelagem de nicho é utilizada para a previsão de áreas potenciais que possuam os atributos necessários ao nicho fundamental da espécie (Phillips et al. 2004). A base teórica desses modelos é a teoria de nicho, utilizada para explicar padrões de distribuição de espécies (Guisan e Zimmermann 2000). O conceito de nicho foi utilizado pela primeira vez por Grinnell (1917; 1924; 1928), que classificou como "nicho ecológico ou ambiental" a unidade de distribuição final de uma espécie, onde ela é limitada por fatores estruturais e instintivos. De acordo com esse conceito, as interações bióticas não são consideradas um fator limitante para a distribuição da espécie. No nicho Grinnelliano esse papel limitante é representado pelas variáveis não-interativas (abióticas) e pelas condições ambientais em largas escalas (Soberón 2007). Outro conceito de nicho, elaborado por Elton (1927), propõe que o nicho de um animal signifique a sua posição no meio, com foco nas interações bióticas e na dinâmica de recursos para o consumidor, em uma escala local (Soberón 2007).

O conceito de nicho mais utilizado atualmente foi proposto por Hutchinson (1957). Hutchinson (1957) definiu o nicho de um organismo como sendo um hipervolume n-dimensional em um sistema onde os eixos correspondem a condições bióticas a abióticas limitantes para sua sobrevivência e reprodução. Sendo assim, cada ponto de ocorrência representa um conjunto de condições ambientais favoráveis a existência da espécie. Uma das contribuições mais relevantes de Hutchinson (1957) foi sua distinção de nicho em fundamental e realizado (Vandermeer 1972). O primeiro pode ser entendido como todo o hipervolume que apresenta um conjunto de condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento da espécie, na ausência de interações

interespecíficas. O segundo funciona como a parte do nicho fundamental que permanece ocupada após as interações bióticas, consideradas como competitivas. Essas definições podem ser equiparadas as definições anteriormente apresentadas, sendo o nicho fundamental semelhante ao conceito de Grinnell (1928) e o realizado ao conceito de Elton (1927). Segundo Soberón (2007), ambos os tipos de nicho são importantes para a compreensão do modo como as espécies se distribuem no espaço geográfico.

Apesar de seu uso, Araújo e Guisam (2006) afirmam que há uma série de ambiguidades nos conceitos apresentados por Hutchinson (1957) em relação as interações bióticas e, por este fim, não é recomendável empregá-los no contexto da modelagem de distribuição. A definição Hutchinsoniana sugere que os nichos realizados de duas espécies que co-ocorrem não se sobrepõem, o que para modelos de distribuição não é aplicável (Araújo e Guisam 2006). Como na modelagem são utilizadas escalas amplas, com células de resolução maiores que 1 km², as interações interespecíficas são ignoradas e assume-se que estas tenham maior influência em uma escala local. De modo geral, a capacidade de dispersão das espécies pode ser menor que a escala utilizada no modelo e nesses casos, espécies concorrentes podem encontrar o equilíbrio dentro de uma mesma célula, e co-ocorrer utilizando micro-habitats diferentes. Em vista disso, Soberón e Peterson (2005) elaboraram então um diagrama síntese representando os fatores que influenciam na distribuição de espécies, o diagrama BAM (Fig 1).

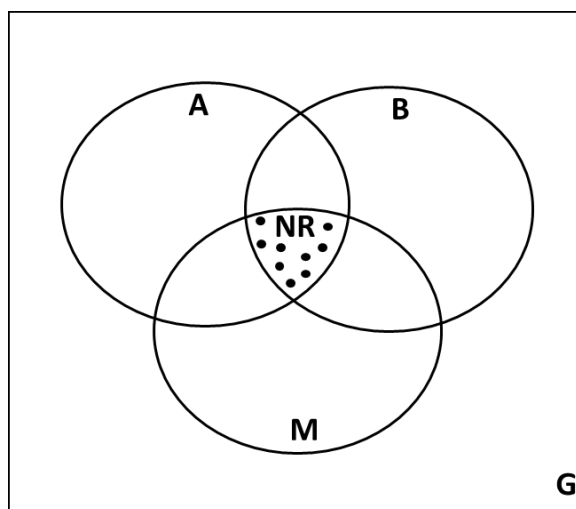


Fig 1 – Diagrama BAM. A relação entre as interações abióticas (A), bióticas (B) e acessibilidade (M). O Nicho realizado (nr) representa a região onde as condições bióticas e abióticas são favoráveis a permanência da espécie. Os pontos representam a distribuição geográfica das espécies, região onde há acessibilidade e um conjunto de condições favoráveis a sua sobrevivência. Adaptado de (Soberón e Peterson, 2005).

De acordo com Soberón e Peterson (2005), a distribuição de espécies resulta da interação de três fatores: fatores abióticos, bióticos e áreas acessíveis a dispersão. A região geográfica onde os fatores bióticos, como interações e disponibilidade de recursos, são propícios ao desenvolvimento da espécie é chamada de “B”. “A” representa a região do nicho fundamental em que as condições abióticas são favoráveis e o “M” as regiões acessíveis à capacidade de dispersão da espécie dentro do espaço geográfico (Soberón e Peterson, 2005). Sendo assim, a modelagem de nicho ecológico funciona como parte do nicho fundamental da espécie. Isto é, com base nas informações extraídas dos pontos de ocorrência da distribuição real das espécies, parâmetros de nicho podem ser estimados e a distribuição potencial pode ser projetada para áreas tidas como adequadas às condições do seu nicho fundamental (Phillips et al. 2006; Muñoz et al. 2009). Com base nessas observações, o que está sendo modelado na modelagem de nicho ecológico, para estimar áreas de distribuição reais ou potenciais, é o nicho Grinnelliano (Soberón, 2007, Soberón e Nakamura 2009).

A modelagem de nicho tem sido amplamente utilizada para predição da distribuição de espécies raras ou ameaçadas (Engler et al. 2004; Guisan et al. 2006), análise do efeito das mudanças climáticas globais sobre a biodiversidade (Peterson et al. 2002; Siqueira e Peterson 2003; Hijmans e Graham, 2006), auxílio na determinação de áreas prioritárias para conservação (Ortega-Huerta e Peterson 2004), identificar rotas de disseminação de doenças infecciosas (Costa et al. 2002), avaliar o potencial invasivo de espécies exóticas (Peterson et al. 2003; Broennimann et al. 2007; Giovanelli et al. 2008; Rödder et al. 2008; Rödder et al. 2009; van-Wilgen et al. 2009; Rödder e Lötters, 2010; Stiels et al. 2011), dentre outras aplicações.

Várias técnicas de modelagem de nicho ecológico foram desenvolvidas ao longo dos anos, desde métodos baseados em medidas de distância como a Distância Euclidiana e Distância de Mahalanobis, a métodos mais complexos, como o GARP e o Maxent. O Maxent estima a distribuição geográfica de espécies, a partir de dados de presença, com base na probabilidade da máxima entropia. A entropia de um sistema é uma medida de desordem (Karmeshu 2003). As distribuições de maior entropia representam mais desordem, são mais prováveis e mais suaves que as de menor entropia (Jaynes 1982). Dessa forma, maximizar a entropia equivale a determinar a distribuição de maior grau de similaridade entre suas probabilidades. Ou seja, uma distribuição que seja mais próxima da uniforme (estado máximo de desestruturação) baseado nas restrições das variáveis disponíveis (Mattos e Veiga 2002; Phillips et al. 2006). Esse

método tem se mostrado um dos melhores métodos para modelagem de espécies, apresentando as melhores previsões, acurácia e concordância espacial, quando comparado a outras metodologias (Elith et al. 2006; Hernandez et al. 2006; Giannini, 2012).

Devido ao seu rápido desenvolvimento aliado ao baixo custo de execução, a utilização desses modelos é de grande relevância para a prevenção e combate a invasão por espécies exóticas. O modelo resultante prever áreas que são mais adequadas para a espécie modelada, indicando um maior risco de invasão nesses locais (Peterson et al. 2003). Além disso, pode auxiliar concomitantemente na avaliação prévia de espécies introduzidas intencionalmente para controle de pragas e agropecuária.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar o potencial invasor de cinco espécies de serpentes exóticas para o Brasil.

Objetivos específicos

- Identificar as áreas de maior adequabilidade bioclimática a permanência e invasão de espécies de serpentes exóticas;
- Calcular a probabilidade de sucesso de estabelecimento das espécies;
- Identificar as espécies de maior potencial invasivo, através da avaliação qualitativa de atributos específicos e distribuição potencial.

REFERÊNCIAS

- Afroosheh M, Rajabizadeh M, Rastegar-Pouyani N, Kami HG (2010) The Brahminy Blind Snake, *Ramphotyphlops braminus* (Daudin, 1803), a newcomer to Iran (Ophidia: Typhlopidae), *Zoology in the Middle East*, 50:1, 135-137.
- Amand A (2000) *Boiga irregularis* (Brown Tree Snakes) on Guam and Its Effect on Fauna. *Restoration and Reclamation Review* 6 (6): Fall.
- Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modeling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Baillie JEM, Griffiths J, Turvey ST, Loh J, Collen B (2010) *Evolution Lost: Status E Trends of the World's Vertebrates*. Zoological Society of London, London
- Bomford, M. (2003) *Risk Assessment for the Import and Keeping of Exotic Vertebrates in Australia*. Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Bomford M, Kraus F, Braysher M, Walter L. e Brown L (2005) *Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians*. A report produced for the Department of Environment and Heritage. Bureau of Rural Sciences, Canberra.
- Bomford M, Kraus F, Barry SC e Lawrence E (2009) Predicting establishment for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11:713-724
- Broennimann O, Treier UA, Muller-Scharer H, Thuiller W, Peterson AT, Guisan A (2007) Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10: 701-709.
- Corti, C, Masseti M, Delfino M, Pérez-Mellado V (1999) Man and herpetofauna of the Mediterranean islands. *Revista Española de Herpetología*, 13: 83-100.
- Costa J, Peterson AT, Beard CB (2002) Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatoma brasiliensis* Neiva, 1911, the most important Chagas' disease vector in northeastern Brazil (Hemiptera, Reduviidae, Triatominae). *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 67: 516-520.
- Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD (2003) Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity & Distributions* 9:141-150.
- Deso G, Probst JM (2007) *Lycodon aulicus* Linnaeus, 1758 et son impact sur l'herpétofaune insulaire à La Réunion (Ophidia: Colubridae: Lycodontinae). *Bull. Phaethon*, 25: 29-36.
- Dove CJ, Snow RW, Rochford MR, Mazzotti FJ (2011) Birds Consumed by the Invasive Burmese Python (*Python molurus bivittatus*) in Everglades National Park, Florida, USA. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123(1):126-131.

Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton J, McC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson KS, Scachetti-Pereira R., Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS e Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.

Elton C (1927) *Animal ecology*. Sidgwick and Jackson, London. 296p.

Engeman R, Jacobson E, Avery ML, Meshaka WEJ (2011) The aggressive invasion of exotic reptiles in Florida with a focus on prominent species: A review. *Current Zoology* 57 (5): 599–612.

Engler R, Guisan A; Rechsteiner L (2004) An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41: 263-274.

Fisher PL, Csurhes S (2009) Pest animal risk assessment American corn snake *Elaphe guttata*. Biosecurity Queensland Queensland Primary Industries and Fisheries.

Fritts TH (1993) The Common Wolf Snake, *Lycodon aulicus capucinus*, a Recent Colonist of Christmas Island in the Indian Ocean. *Wildlife Research*, 20: 261-6.

Fritts TH (2002) Economic costs of electrical system instability and power outages caused by snakes on the Island of Guam. *International Biodeterioration & Biodegradation* 49: 93–100.

Fritts TH, Rodda G (1998) The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 113–140.

Fujisaki I, Hart KM, Mazzotti FJ, Rice KG, Snow S, Rochford M (2010) Risk assessment of potential invasiveness of exotic reptiles imported to south Florida. *Biological Invasions*, 12:2585–2596.

Gardner AS (2009) Mapping the terrestrial reptile distributions in Oman and the United Arab Emirates. *Zookeys* 31: 165-177.

Giannini TC, Siqueira MF, Acosta AL, Barreto FCC, Saraiva AM, Alves-dos-Santos I (2012) Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia* 63(3): 733-749.

Giovanelli JGR, Haddad CFB, Alexandrino J (2008) Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, 10:585–590.

GISP (2005) Programa Global de Espécies Invasoras. América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. 80p.

- Grinnell J (1917) The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4), 427-433.
- Grinnell J (1924) Geography and evolution. *Ecology*, 5(3), 225-229.
- Grinnell J (1928) Presence and absence of animals. *Univ. Calif. Chron.* 30:429-S0.
- Guicking D, Griffiths RA, Moore RD, Joger U, Wink M (2006) Introduced alien or persecuted native? Resolving the origin of the viperine snake (*Natrix maura*) on Mallorca. *Biodiversity and Conservation*, 15:3045–3054.
- Guisan A e Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisan A, Broennimann O, Engler R, Vust M, Yoccoz NG, Lehmann A, Zimmermann NE (2006) Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* 20: 501-511.
- Harvey RG, Brien ML, Cherkiss MS, Dorcas ME, Rochford M, Snow RW, Mazzotti FJ (2008) Burmese Pythons in South Florida: scientific support for invasive species management. Florida, USA: University of Florida, 11 pp.
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773/785.
- Hijmans RJ, Graham CH (2006) The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology* 12: 2272-2281.
- Holbrook J, Chesnes T (2011) An effect of Burmese pythons (*Python molurus bivittatus*) on mammal populations in southern Florida. *Fla Sci* 74:17–24.
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Jaynes ET (1982) On the Rationale of Maximum-Entropy Methods. *Proceedings of the IEEE*, 70 (9): 939 – 952.
- Karmeshu, J (2003). Entropy measures, maximum entropy principle, and emerging applications. Berlin: Springer.
- Kraus F (2009) Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Kraus F, Cravalho D (2001) The Risk to Hawai'i from Snakes. *Pacific Science* 55 (4): 409-417.

Lazcano D, Mendoza-Alfaro R, Campos-Múzquiz L, Lavin-Murcio PA, Quiñónez-Martínez M (2010) Notes on Mexican Herpetofauna 15: The Risk of Invasive Species in Northeastern Mexico. *Bulletin Chicago Herpetological Society*, 45(7):113-117.

Leão TCC, Almeida WR, Dechoum MS, Ziller SR (2011) *Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas*. Recife: Cepan, 99 p.

Lever, C. 2003. *Naturalized Reptiles and Amphibians of the World*. Oxford University Press. New York.

Martínez-Morales MA, Cuarón AD (1999) *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8: 957–963.

Mateo JÁ, Ayres C, López-Jurado LF (2011) Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22.

Mattos RS, Veiga A (2002) Otimização de entropia: implementação computacional dos princípios Maxent e Minxent. *Revista Pesquisa Operacional*, 22(1): 37-59.

Meshaka WE Jr, Loftus WF, Steiner T (2000) The herpetofauna of Everglades National Park. *Florida Scientist* 63: 84–103.

Meshaka WE Jr. (2006) An update on the list of Florida's exotic amphibian and reptile species. *Journal of Kansas Herpetology*, 19:16–17.

MMA – Ministério do Meio Ambiente (2009) *Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil*. Lopes, R.M., Editor. – Brasília: MMA/SBF, 2009. 440 p. (Série Biodiversidade, 33).

Muñoz MES., Giovanni R, Siqueira MF, Sutton T, Brewer P, Pereira RS, Canhos DAL e Canhos VP (2009) OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica*.

Ortega-Huerta MA e Peterson AT (2004) Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10: 39-54.

Peterson AT, Ortega-Huerta MA, Bartley J, Sánchez-Cordero V, Soberón J, Buddemeier RH e Stockwell DRB (2002) Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.

Peterson TA, Papes M, Kluza DA (2003) Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science Society of America*, 51(6):863-868.

Pérez-Mellado V, Corti C, Vidal JM (2008) *Herpetological Explorations of the Balearic Islands During the Last Two Centuries*. Volume 59, Supplement I, No. 6, pp. 85–109.

Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2004) A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning.

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, 190, 231–259.

Pinya S e Carretero MA (2011) The Balearic herpetofauna: a species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica* 6(1): 59-80.

Prestridge HL, Fitzgerald LA, Hibbitts TJ (2011) Trade in non-native amphibians and reptiles in Texas: lessons for better monitoring and implications for species introduction. *Herpetological Conservation and Biology* 6(3):324–339.

Quick S, Reinert HK, Cuba ER, Odum RA (2005) Recent Occurrence and Dietary Habits of *Boa constrictor* on Aruba, Dutch West Indies. Source: *Journal of Herpetology*, 39(2):304-307.

Reynolds RG e Niemiller ML (2010) Island Invaders: Introduced Amphibians and Reptiles in the Turks and Caicos Islands. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 17(2): 116-121.

Riley SPD, Shaffer HB, Voss SR e Fitzpatrick BM (2003) Hybridization between a rare, native tiger salamander (*Ambystoma californiense*) and its introduced congener. *Ecological applications*, 13(5):1263–1275.

Rodda GH, Fritts TH, Chiszar D (1997) The disappearance of Guam's wildlife. *BioScience*, 47: 565–574.

Rodda GH, Fritts TH, Campbell EW, Dean-Bradley K, Perry G, Qualls CP (2002) Practical concerns in the eradication of island snakes. Pages 260–265 in Veitch CR, Clout MN, eds. *Turning the tide: The eradication of invasive species*. IUCN Invasive Species Specialist Group of the World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.

Rodda GH, Savidge JÁ (2007) Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 2. *Boiga irregularis*, the Brown Tree Snake (Reptilia: Colubridae). Source: *Pacific Science*, 61(3):307-324.

Rödder D, Lötters S (2010) Potential Distribution of the Alien Invasive Brown Tree Snake, *Boiga irregularis* (Reptilia: Colubridae). *Pacific Science*, 64 (1):11–22

Rödder D, Solé M, Böhme W (2008) Predicting the potential distributions of two alien invasive Housegeckos (Gekkonidae: *Hemidactylus frenatus*, *Hemidactylus mabouia*) North-Western *Journal of Zoology* 4(2): 236-246.

Rödder D, Schmidtlein S, Veith M, Lötters S (2009) Alien Invasive Slider Turtle in Unpredicted Habitat: A Matter of Niche Shift or of Predictors Studied? *PLoS ONE* 4(11): e7843. doi:10.1371/journal.pone.0007843.

Sax DF, Stachowicz JJ, Brown JH, Bruno JF, Dawson MN, Gaines SD, Grosberg RK, Hastings A, Holt RD, Mayfield MM, O'connor MI, Rice WR (2007) Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 465-471.

Siqueira MF e Peterson AT (2003) Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica* 3: 1-14.

Snow RW, Krysko KL, Enge KM, Oberhofer L, Warren-Bradley A, Wilkins L (2007) Introduced populations of *Boa constrictor* (Boidae) and *Python molurus bivittatus* (Pythonidae) in southern Florida. In: R.W. Henderson, R. Powell (eds), *Biology of the Boas and Pythons*, pp. 416-438. Eagle Mountain Publishing, Eagle Mountain.

Smith LA (1988) *Lycodon aulicus capucinus* a colubrid snake introduced to Christmas Island, Indian Ocean. *Records of the Western Australian Museum* 14 (2): 251–252.

Smith KG (2005) Effects of nonindigenous tadpoles on native tadpoles in Florida: evidence of competition. *Biological Conservation* 123: 433–441.

Spinks PQ, Pauly GB, Crayon JJ, Shaffer HB (2003) Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. *Biological Conservation* 113: 257–267.

Soberón J (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10: 1115–1123.

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

Soberón J, Nakamura M (2009) Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106:19644-19650.

Stiels D, Schidelko K, Engler JO, van den Elzen R, Rödder D (2011) Predicting the potential distribution of the invasive Common Waxbill *Estrilda astrild* (Passeriformes: Estrildidae). *Journal of Ornithology* 152(3): 769-780.

Vandermeer JH (1972) Niche theory. - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 3: 107-132.

van Wilgen NJ, Richardson DM (2012) The Roles of Climate, Phylogenetic Relatedness, Introduction Effort, and Reproductive Traits in the Establishment of Non-Native Reptiles and Amphibians. *Conservation Biology*, Volume 26 (2): 267–277.

van Wilgen NJ, Richardson DM, Baard EHW (2009) Alien reptiles and amphibians in South Africa: Towards a pragmatic management strategy. *South African Journal of Science* 104.

Wilson LD, Porras L (1983) The ecological impact of man on the south Florida herpetofauna. *University of Kansas Museum of Natural History Special Publication*, 9:1–89.

Witmer GW, Burke PW, Pitt WC, Avery ML (2007) Management of invasive vertebrates in the united states: an overview. Pages 127-137 in Managing Vertebrate Invasive Species: Proceedings of an International Symposium (Witmer GW, Pitt WC, Fagerstone KA, Eds). USDA/APHIS/WS, National Wildlife Research Center, Fort Collins, CO, 7-9.

Ziller SR, Zalba SM, Zenni RDC (2007) Programa de Espécies Exóticas Invasoras para a América do Sul -The Nature Conservancy. Programa Global de Espécies Invasoras – Gisp.

Capítulo Único

Potencial invasor de serpentes exóticas no Brasil

A ser submetido para Biological Invasions

POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL

Érica Fonseca^{1,3}, Dennis Rödder^{1,2}, Mirco Solé¹, Paulo De Marco Júnior⁴

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Pós-Graduação em Zoologia. Rodovia Ilhéus–Itabuna, km 16, CP 110. CEP 45662-900. Ilhéus, BA, Brazil.

²Zoological Research Museum Alexander Koenig, Department of Herpetology, Adenauerallee 160, 53113 Bonn, Germany

³Universidade Católica do Salvador, SPPG-MPPA - Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA. Avenida Prof. Pinto de Aguiar, 2589. CEP 41740-090. Pituaçu, Salvador, BA, Brazil.

⁴Theory, Metapopulation and Landscape Lab, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás Campus II, Caixa Postal 131, CEP 74001-970, Goiânia, GO, Brazil

Email para correspondência: erica.fonsecae@gmail.com

ABSTRACT

Invasive alien species are one among many threats to biodiversity. Brazil has been spared, generically, of destructive invasive species. Reports of invasive snakes' populations are nonexistent, but the illegal pet trade might change this scenario. Despite the Brazilian laws forbid import most animals, the illegal trade is highly present and propagules are found in the wild. The high richness from the Brazilian biomes and accelerated fragmentation of natural reserves may be critical factors for a successful invasion. An efficient way to ease these damages caused by invasive species is identifying potential invaders. To identify these potential invaders many factors are required, such as the climate correspondence among areas (native x invaded). The ecological niche modelling has been widely used to predict potential areas for invasion and is an important tool for conservation biology. This work evaluates the invasive potential of five alien snake species to Brazil. We used the Maximum Entropy for modelling the potential distribution of *Lampropeltis getula*, *Lampropeltis triangulum*, *Pantherophis guttatus*, *Python bivittatus* and *Python regius* to Brazil. After establish a threshold, our results suggest that the North and Midwest regions focus the major suitable areas. Furthermore, *P. bivittatus* and *P. guttatus* showed the highest invasive potential among the analyzed species. Suitable areas for these species were predicted to highly relevance regions of the Brazilian biodiversity, including relevant conservation units. Therefore, these areas requires double attention and preventive measures should be adopted.

Key-words: Non-native snakes, potencial distribution, Maxent, potencial invasion, risk assessment

RESUMO

Espécies exóticas invasoras são uma das principais ameaças para a biodiversidade. O Brasil tem sido poupado, de modo genérico, de grandes invasões de vertebrados terrestres. Não existem ainda relatos de populações de serpentes invasoras no país, mas o comércio de animais de estimação pode mudar essa realidade. Apesar das leis brasileiras proibirem a importação da maioria das espécies animais, o comércio ilegal se faz muito presente e propágulos tem sido encontrados na natureza. A elevada riqueza dos biomas brasileiros e a intensa fragmentação das reservas naturais podem ser fatores essenciais para uma invasão bem-sucedida. Uma forma eficaz de amenizar os danos causados por espécies invasoras é a identificação de invasores potenciais. Essa identificação requer a avaliação de uma série de fatores, dentre eles, a correspondência climática entre as áreas (nativas x invadida) e atributos específicos. A modelagem de nicho ecológico tem sido utilizada para prever áreas potenciais de invasão e é uma ferramenta utilizada na biologia da conservação. Este trabalho tem como objetivo avaliar o potencial invasor de cinco espécies de serpentes exóticas para o Brasil. Utilizamos a Máxima Entropia para modelar a distribuição potencial de *Lampropeltis getula*, *Lampropeltis triangulum*, *Pantherophis guttatus*, *Python bivittatus* e *Python regius* para o Brasil. O cálculo da probabilidade de sucesso de estabelecimento e avaliação o potencial de invasão das espécies foi feito com base em dezesseis atributos. Nossos resultados sugerem que as regiões Norte e Centro-Oeste concentram a maior parte das áreas adequadas. Áreas adequadas para essas espécies foram previstas para regiões de grande relevância para biodiversidade brasileira, incluindo importantes Unidades de Conservação. Aliado a isso, *P. regius*, *P. bivittatus* e *P. guttatus* foram identificadas como espécies com maior probabilidade de estabelecimento dentre todas as espécies analisadas. Como os impactos causados por essas espécies são impossíveis de prever, torna-se necessário a realização de monitoramentos em áreas de risco e a adoção de medidas preventivas no intuito de evitar problemas futuros.

Palavras-chave: Serpentes não-nativas, distribuição potencial, Maxent, invasão potencial, avaliação de risco

INTRODUÇÃO

As invasões biológicas representam uma importante ameaça à conservação da biodiversidade mundial (Baillie et al. 2010). Uma variedade de répteis têm sido introduzidos ao redor do mundo devido ao seu uso como animais de estimação (Spinks et al. 2003; Harvey et al. 2008; Tortato et al. 2014) e de forma acidental através da aquicultura (Both et al. 2011), cargas de navio (Rodda et al. 1997) e por meio do transporte de plantas ornamentais (Lever 2003). No Brasil, a criação de animais de estimação é uma das principais causas de introduções intencionais no país (Leão et al. 2011), e a principal via de introdução para os répteis (Kraus 2008).

O perigo da criação em cativeiro para qualquer fim, seja em criadouros ou como *pets* exóticos, é o risco de fuga e/ou soltura desses animais por parte de seus proprietários. No Brasil, 66 serpentes de 16 espécies exóticas foram encontradas em São Paulo, entre 1995 e 2000 (Eterovic e Duarte 2002). Esses indivíduos, provavelmente, são provenientes do comércio ilegal de *pets* que ocorre livremente em portais de compra e redes sociais na internet, conforme discutido por Magalhães e São-Pedro (2012). Num período de 2006 a 2012 foi possível encontrar anúncios de 44 espécies de répteis sendo comercializados no sudeste do Brasil, nos quais mais da metade (26) eram de serpentes (Magalhães e São-Pedro 2012). Esse tipo de introdução foi responsável pela invasão de diversas espécies ao redor do mundo, muitas das quais tem causado sérios danos ao ambiente natural e a vida selvagem (Wilson e Porras 1983; Kraus e Cravalho 2001; Spinks et al. 2003; GISP 2005; Meshaka 2006, Harvey et al. 2008; Leão et al. 2011).

No que diz respeito às serpentes, existe uma lista extensa de espécies que foram introduzidas ao redor do mundo, como por exemplo: *Python bivittatus* Kuhl, 1820, *Boiga irregularis* (Bechstein 1802) e *Acrochordus javanicus* Hornstedt, 1787 nos Estados Unidos e em Ilhas do Pacífico; *Boa constrictor* Linnaeus, 1758 nos Estados Unidos, México e uma Ilha do Caribe; *Lampropeltis getula* (Linnaeus, 1766) na Espanha; *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766) nas Ilhas do Caribe; *Natrix maura* (Linnaeus, 1758), *Macrotododon cucullatus* (Geoffroy-St-Hilaire, 1827) e *Rhinechis scalaris* (Schinz, 1822) em Ilhas do Mediterrâneo; *Lycodon aulicus* (Linnaeus, 1758) em ilhas do Oceano Índico; *Indotyphlops braminus* (Daudin, 1803) introduzida em várias partes do mundo como México, Estados Unidos, Ilhas do Caribe e Oriente Médio (Smith 1988; Fritts 1993; Rodda et al. 1997; Martínez-Morales e Cuarón 1999; Corti et al. 1999; Rodda et al. 2002; Quick 2005; Guicking 2006; Deso e Probst 2007; Rodda e

Savidge 2007; Snow et al 2007; Witmer et al. 2007; Pérez-Mellado et al. 2008; Fisher e Csurhes 2009; Gardner 2009; Afroosheh 2010; Lazcano et al. 2010; Reynolds e Niemille 2010; Engeman et al. 2011; Mateo et al. 2011; Prestridge et al 2011; Pynia e Carretero 2011).

Apesar do grande número de espécies introduzidas, os impactos causados pela introdução desse grupo não estão bem documentados. Os relatos encontrados referem-se, principalmente, a introdução de *Python bivittatus* e *Boiga irregularis* (Rodda et al. 1997; Engeman et al. 2011). *Python bivittatus* é um *pet* muito popular na Flórida, fato que provavelmente causou a sua introdução na região do Parque Nacional do Everglades (Engeman et al. 2011). Essa espécie se expandiu rapidamente pela região, causando danos as populações de aves e mamíferos nativos (Dove et al. 2011, Holbrook e Chesnes 2011) além de competir com outras serpentes na busca por recursos (Harvey et al. 2008). Já *B. irregularis* foi introduzida em Guam através de navios da Marinha, pouco após a II Guerra Mundial. Os problemas ecológicos causados por esta espécie incluem a extinção de várias espécies de aves, mamíferos e lagartos da ilha (Rodda 1997, Amand 2000), alterações em processos ecossistêmicos locais (Fritts e Rodda 1998), bem como prejuízos econômicos e danos a saúde humana (Pimentel 2000; Fritts 2002; Rodda e Savidge 2007). Segundo Ferreira et al. 2012, dentre os répteis, as serpentes são o grupo que mais provoca prejuízos aos seres humanos.

Não existem relatos de populações de serpentes exóticas vivendo em ambiente natural no Brasil. No entanto, há registros de outros elementos da herpetofauna invasora no país, como a tartaruga *Trachemys scripta* (Thunberg in Schoepff, 1792) e os anfíbios anuros *Lithobates catesbeianus* Shaw 1802 e, mais recentemente, *Eleutherodactylus johnstonei* Barbour, 1914 (Both et al. 2011; Martins et al. 2014; Melo et al. 2014). Apesar da importação de animais ser proibida (Portaria 93/1998), é conhecido que algumas espécies têm entrado no país e, de alguma forma, propágulos tem sido encontrados em áreas naturais (Magalhães e São-Pedro 2012; Eterovic e Duarte 2002; Fonseca et al. 2014) aumentando assim, o risco de estabelecimento (Hayes e Barry 2008). Após a invasão e o estabelecimento desses organismos, os custos com controle e manejo são cada vez mais elevados e sua total erradicação é praticamente impossível (Pimentel et al. 2001; Pimentel et al. 2005; Leão et al. 2011). Dessa forma, a identificação de invasores potenciais e a prevenção de novas introduções é a forma mais econômica e eficiente de lidar com esse problema (Ziller et al. 2007).

Os fatores que determinam quais espécies serão invasores bem-sucedidos envolvem uma série de interações complexas entre as espécies e os componentes bióticos e abióticos da região invadida (Stohlgren e Schnase, 2006; Thuiller et al. 2006; Suarez e Tsutsui 2007; Ribeiro et al. 2008). Assim, a identificação de invasores potenciais necessita de uma avaliação adicional, buscando identificar os principais fatores, bióticos e abióticos, úteis para a identificação das espécies potencialmente invasoras. Para répteis e anfíbios, há uma forte relação entre o sucesso de estabelecimento e o número de propágulos, o grupo taxonômico, o histórico de estabelecimento em outras regiões e a correspondência climática entre as áreas (Bomford et al. 2005). Esse último, porém, é reconhecido como o fator mais importante em casos de invasão (Ficetola et al. 2007). Além desses fatores, a capacidade de viver em habitats perturbados (Butterfield et al. 1997, Shine 2000; Bomford 2003), a elevada taxa de fecundidade e atributos associados (Wilson e Porras 1983; McCoid e Fritts 1993), dieta e hábitos generalistas (Wilson e Porras 1983; Bomford 2003; Campbell e Echternacht 2003) são exemplos de atributos importantes. Apesar de não haver comprovação dos efeitos dessas características sobre o sucesso de invasão, Bomford et al. (2005) sugerem que todos esses fatores sejam levados em consideração em avaliações de risco de invasão.

De modo geral, algumas dessas informações não estão disponíveis na literatura. Sendo assim, é possível utilizar a correspondência climática para gerar um mapa de adequabilidade para determinada espécie, utilizando modelos de nicho ecológico (Bomford et al. 2009). Diversos trabalhos têm utilizado essa ferramenta para a identificação da distribuição potencial de espécies invasoras (Peterson et al. 2003; Giovanelli et al. 2008; Rödder et al. 2008; Rödder et al. 2009; van-Wilgen et al. 2009; Rödder e Lötters, 2010; Stiels et al. 2011). O uso desses modelos preditivos abrange apenas uma parte da avaliação do processo de invasão, já que o mesmo é complexo e envolve uma série de outros fatores (Peterson 2003). Portanto, a modelagem funciona como uma medida preventiva eficaz, na medida em que, uma vez estabelecida, o controle e erradicação de uma espécie invasora é difícil e dispendioso.

A modelagem de nicho é utilizada para a previsão de áreas potenciais que possuam os atributos necessários ao nicho fundamental da espécie (Phillips et al. 2004). A base teórica desses modelos é a teoria de nicho Grinneliano (Grinnell 1917; 1924; 1928), utilizada para explicar padrões de distribuição de espécies (Guisan e Zimmermann 2000). Segundo Sobéron e Peterson (2005), três fatores atuam em

conjunto para determinar a distribuição das espécies: fatores abióticos, bióticos e áreas acessíveis a dispersão, compondo o diagrama BAM (Biótico-Abiótico-Mobilidade). Conforme esquematizado na fig. 2A, o A representa a região geográfica do nicho fundamental (Hutchinson 1957), na qual as condições abióticas que influenciam o crescimento são favoráveis. B simboliza a região em que os fatores bióticos, como interações e disponibilidade de recursos, são propícios ao desenvolvimento da espécie. A região de encontro de A com B (NR) é a parte do nicho fundamental onde há ocupação após as interações bióticas, ou seja, o nicho realizado. Nesse caso, o nicho realizado inclui outras interações, não só a competição conforme foi sugerido por Hutchinson (1957). Por fim, M é a região acessível à capacidade de dispersão da espécie e G representa a área de estudo (Soberón e Peterson 2005).

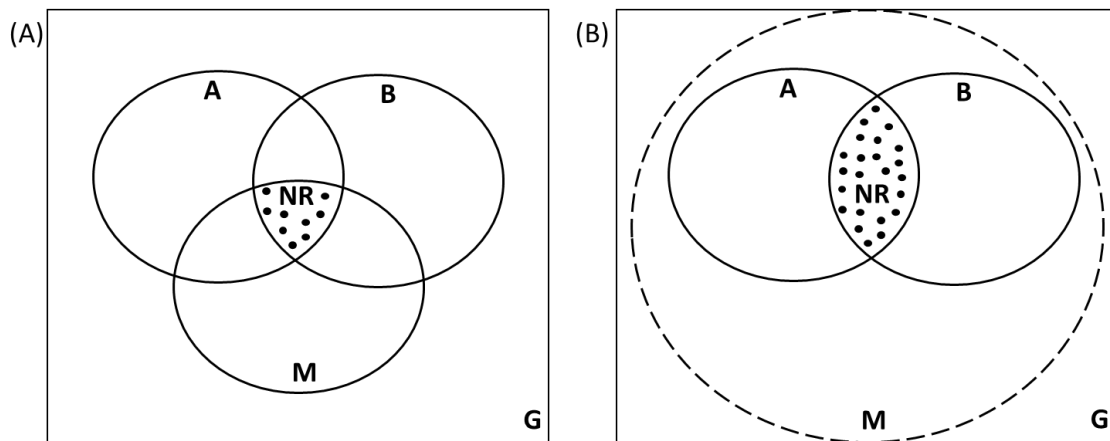


Fig 2 – Fatores que afetam a distribuição de espécies. (A) A relação entre as interações abióticas (A), bióticas (B) e acessibilidade (M). (B) A relação entre os três fatores após o acesso ilimitado a novas áreas. Os pontos representam a distribuição geográfica das espécies, região onde há acessibilidade e um conjunto de condições favoráveis. Adaptado de (Soberón e Peterson, 2005).

Dentro de M, vários fatores podem agir como limitantes e impedir que uma espécie alcance áreas com características adequadas para sua permanência (Serra et al. 2012). Em relação as espécies utilizadas como *pet*, uma mudança significativa pode ser observada em seu M (Fig. 1B). Nesses casos, a acessibilidade deixa de ser um fator limitante para sua distribuição, tendo em vista que ela pode acessar qualquer lugar no mundo através do comércio de animais de estimação. Dessa forma, a distribuição dessas espécies passa a ser determinada pelos fatores bióticos e abióticos, havendo uma melhor exploração do nicho realizado. Em escalas amplas, as interações interespecíficas tornam-se menos relevantes, visto que dentro de uma mesma célula de *grid*, espécies concorrentes podem coocorrer.

De acordo com essas observações, a modelagem de nicho ecológico funciona como parte do nicho fundamental da espécie. Ou seja, com base nas variáveis bioclimáticas extraídas dos pontos de ocorrência de uma espécie, dentro da sua distribuição real, é possível gerar modelos que prevejam a sua distribuição espacial potencial, áreas adequadas às condições do seu nicho fundamental (Phillips et al. 2006; Muñoz et al. 2009). Assim, na modelagem o modelo resultante irá prever áreas mais adequadas para a espécie modelada, indicando um risco de invasão bem sucedida nesses locais (Peterson et al. 2003). Esses resultados podem auxiliar na detecção precoce de espécies que possam vir a causar danos, bem como produzir respostas rápidas frente a uma invasão. Sendo assim, a modelagem de espécies exóticas e invasoras é uma importante ferramenta da biologia da conservação, permitindo a elaboração de medidas preventivas e ações do governo.

Esse trabalho tem por objetivo avaliar o potencial invasor de cinco espécies de serpentes exóticas para o Brasil, buscando: a) Identificar as áreas de maior adequabilidade bioclimática para a invasão e permanência de espécies de serpentes exóticas; b) Calcular a probabilidade de sucesso de estabelecimento das espécies; c) Identificar as espécies de maior potencial invasivo, através da avaliação qualitativa de atributos específicos e distribuição potencial.

METODOLOGIA

Seleção das espécies

O critério utilizado para a seleção das espécies teve como base a lista de espécies exóticas comercializadas ilegalmente no sudeste do Brasil publicada por Magalhães e São-Pedro (2012). Foram selecionadas apenas as espécies com maior número de indivíduos disponíveis para venda ($N > 12$), tendo em vista que o maior número de indivíduos representa maior risco de fuga ou soltura destes. Dessa forma, foram selecionadas as espécies: *Lampropeltis getula* (Linnaeus, 1766) nativa dos Estados Unidos e México (Hammerson et al. 2007); *Lampropeltis triangulum* (Lacépède, 1789) encontrada desde os Estados Unidos até Oeste do Equador (Savage 2002); *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766) nativa do leste e sudeste dos Estados Unidos (Hammerson 2007); *Python regius* (Shaw, 1802) distribuída em toda a África Central e Ocidental (Auliya e Schmitz 2010); *Python bivittatus* Kuhl, 1820 nativa do sudeste asiático (Holbrook e Chesnes 2011).

Dados de ocorrência

Para prever a distribuição potencial das espécies no Brasil foram utilizados 1.156 registros de ocorrência de *Lampropeltis getula*, 1.071 registros de *Lampropeltis triangulum*, 385 de *Pantherophis guttatus*, 82 de *Python bivittatus* e 29 de *Python regius*. Os pontos foram obtidos através de registros na literatura e nas bases de dados online: Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org>; Acesso em 04 de novembro de 2013) e HerpNET (<http://www.herpnet.org>; Acesso em: 11 de Fevereiro de 2014). Os pontos de ocorrência utilizados representam a distribuição nativa das espécies selecionadas, com exceção de *P.guttatus* em que pontos dos locais em que ela encontra-se estabelecida também foram utilizados.

Tendo em vista que a quantidade e a qualidade dos dados podem afetar os resultados dos modelos, realizamos os seguintes ajustes no intuito de eliminar possíveis erros e imprecisões: Todos os dados foram verificados quanto a coordenadas geográficas e outliers. A fim de maximizar a probabilidade de utilizar pontos que representem melhor a distribuição atual das espécies foram selecionadas apenas as informações datadas de 1950 até os dias atuais, tendo em vista que também é esse o período disponível para as capas climáticas. Quando ausentes, as coordenadas geográficas foram obtidas através do Google Earth.

Em alguns casos, os dados de coleções biológicas podem sofrer influência do viés de amostragem e limitar a capacidade preditiva do modelo. Uma densidade maior de pontos em uma determinada área, pode resultar em uma predição tendenciosa e pouco precisa, refletindo apenas o esforço de amostragem em vez de verdadeira distribuição da espécie (Syfelts et al. 2013). Para evitar os efeitos do viés das áreas de coleta, os dados obtidos foram divididos em 10 subconjuntos aleatórios dentro da distribuição observada de cada espécie. Os subconjuntos foram gerados através da seleção aleatória e independente de pontos de treino e teste. Esse mesmo procedimento foi repetido 10 vezes criando os subconjuntos. Em cada um deles, os pontos estão distantes pelo menos 100 quilômetros um do outro. Dessa forma, diminuimos a auto-correlação espacial, evitando que a proximidade entre os pontos interfira na predição do modelo. Todo o procedimento foi realizado no Matrix Laboratory - MATLAB 7.6.0.

Camadas ambientais

Tendo em vista que os modelos gerados são uma projeção das condições climáticas da faixa nativa para a região de interesse, consideramos que não é possível afirmar que as variáveis que limitam as espécies serão as mesmas nas diferentes regiões. Dessa forma, utilizamos todas as 20 variáveis ambientais, todas com resolução espacial de 10'' de arco (aproximadamente 18 km²), disponíveis no Worldclim (www.worldclim.org). O conjunto de dados ambientais foi submetido a uma Análise de Componentes Principais (ACP). O objetivo da ACP é reduzir um grande número de medidas em poucas variáveis sintéticas, permitindo usá-las para descrever o sistema, sem grande perda de informação (McCune e Grace 2002). Os coeficientes dos eixos foram calculados pelos autovetores da matriz de correlação entre as medidas. Os eixos são extraídos de forma que os primeiros expliquem a maior parte da variação total e os últimos sejam responsáveis por explicar uma fração muito pequena da variação dos dados. Dessa forma, a fim de reunir a maior parte da variação ambiental com o menor número de eixos possíveis, selecionamos os eixos que representam pelo menos 95% da variação total para serem utilizados como novas variáveis com auxílio do MATLAB 7.6.0 (Ver Tabelas 1, 2 e 3). A ACP foi realizada separadamente para cada espécie, levando em consideração sua área de ocorrência original. Esse método resulta na redução da dimensionalidade dos dados e minimiza problemas associados com a multicolinearidade entre as variáveis. Além disso, ajuda a evitar o *overfitting* e padroniza as unidades das variáveis (Jiménez-Valverde et al. 2011).

TABELA 1 - As variáveis ambientais e seus respectivos eixos do ACP utilizados como camadas ambientais para as espécies das Américas (*Lampropeltis getula*, *Lampropeltis triangulum* e *Pantherophis guttatus*).

Variáveis ambientais	Componentes principais					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Altitude	0,0484	-0,0167	-0,6077	-0,4931	-0,3051	-0,1058
Temperatura média do trimestre mais quente	-0,2449	0,21856	0,27061	-0,0563	0,02176	-0,0612
Temperatura média do trimestre mais frio	-0,285	0,11232	-0,061	-0,0497	0,14137	0,07469
Precipitação anual	-0,2458	-0,2549	0,01131	0,10628	-0,1758	-0,0968
Precipitação do mês mais úmido	-0,255	-0,1429	-0,0793	0,26274	-0,2478	-0,1372
Precipitação do mês mais seco	-0,1332	-0,3976	0,15953	-0,2513	-0,0202	0,04723
Sazonalidade da precipitação	-0,0197	0,32416	-0,2999	0,44433	-0,3533	0,00159
Precipitação do trimestre mais úmido	-0,2541	-0,1541	-0,0761	0,25367	-0,2455	-0,1414
Precipitação do trimestre mais seco	-0,1452	-0,3949	0,15372	-0,2343	-0,0257	0,02151
Precipitação do trimestre mais quente	-0,1976	-0,1997	0,11535	-0,0538	-0,4974	0,54119
Precipitação do trimestre mais frio	-0,1892	-0,2681	-0,0146	0,12363	0,07183	-0,6715
Temperatura média anual	-0,2796	0,15345	0,05703	-0,0592	0,09359	0,03544
Variação média diurna de temperatura	-0,0838	0,35307	0,07301	-0,4638	-0,3364	-0,2671
Isotermalidade	-0,2738	0,09411	-0,1839	0,00255	0,03285	0,0251
Sazonalidade da temperatura	0,26985	-0,0219	0,27735	0,04662	-0,2004	-0,1529
Temperatura máxima do mês mais quente	-0,2247	0,26061	0,27752	-0,1266	-0,0355	-0,1483
Temperatura mínima do mês mais frio	-0,286	0,08535	-0,0731	-0,0231	0,19399	0,08162
Variação anual da temperatura	0,25598	0,05912	0,29991	-0,0553	-0,3052	-0,2218
Temperatura média do trimestre mais úmido	-0,2149	0,23643	0,29852	0,10092	-0,1528	0,09638
Temperatura média do trimestre mais seco	-0,2747	0,08481	-0,0906	-0,1493	0,19177	-0,0335
Proporção explicada por cada PC	56,8019	19,5515	7,65597	6,19948	3,6792	2,75504
Proporção da variação acumulada	56,8019	76,3533	84,0093	90,2088	93,888	96,643
Componentes principais - valores próprios	11,3604	3,91029	1,53119	1,2399	0,73584	0,55101

TABELA 2 - As variáveis ambientais e seus respectivos eixos do ACP utilizados como camadas ambientais para a espécie da Ásia (*Python bivittatus*).

Variáveis ambientais	Componentes principais					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Altitude	0,05485	-0,0517	-0,3816	-0,6591	-0,0999	0,18069
Temperatura média do trimestre mais quente	-0,2405	-0,251	0,13633	0,19501	-0,1284	0,00861
Temperatura média do trimestre mais frio	-0,2855	-0,1425	0,05161	-0,0883	0,13855	0,02988
Precipitação anual	-0,2463	0,25857	-0,1663	0,08144	-0,081	-0,0269
Precipitação do mês mais úmido	-0,2297	0,12316	-0,3854	0,2079	0,02746	-0,2372
Precipitação do mês mais seco	-0,1733	0,3461	0,18917	-0,1242	-0,3197	0,0969
Sazonalidade da precipitação	-0,0113	-0,2973	-0,5198	0,01762	-0,2046	-0,2984
Precipitação do trimestre mais úmido	-0,2334	0,1418	-0,3694	0,19723	0,02802	-0,1802
Precipitação do trimestre mais seco	-0,1803	0,34432	0,1804	-0,1195	-0,3042	0,09092
Precipitação do trimestre mais quente	-0,1943	0,21138	-0,3267	0,15976	-0,0969	0,60919
Precipitação do trimestre mais frio	-0,1847	0,3002	0,14375	-0,1265	-0,2471	-0,532
Temperatura média anual	-0,2794	-0,1868	0,07001	-0,0037	0,03924	0,04037
Variação média diurna de temperatura	0,02829	-0,3838	-0,0094	-0,2404	-0,5398	0,01658
Isotermalidade	-0,2712	-0,0079	0,04311	-0,2536	-0,086	-0,0515
Sazonalidade da temperatura	0,27557	0,06462	0,00649	0,24298	-0,2665	-0,0412
Temperatura máxima do mês mais quente	-0,2121	-0,2935	0,16875	0,20177	-0,2017	-0,0499
Temperatura mínima do mês mais frio	-0,2887	-0,1138	0,06894	-0,0771	0,17075	0,01969
Variação anual da temperatura	0,27538	-0,0047	-0,0021	0,21297	-0,3393	-0,0535
Temperatura média do trimestre mais úmido	-0,2243	-0,202	0,034	0,27242	-0,2322	0,29899
Temperatura média do trimestre mais seco	-0,269	-0,155	0,11557	-0,1096	0,17012	-0,121
Proporção explicada por cada PC	54,3477	19,5442	8,60228	7,1104	4,22458	1,8954
Proporção da variação acumulada	54,3477	73,8919	82,4942	89,6046	93,8292	95,7246
Componentes principais - valores próprios	10,8695	3,90884	1,72046	1,42208	0,84492	0,37908

TABELA 3 - As variáveis ambientais e seus respectivos eixos do ACP utilizados como camadas ambientais para a espécie da África (*Python regius*).

Variáveis ambientais	Componentes principais							
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Altitude	0,0017	-0,3286	0,27876	-5E-05	0,23764	-0,3356	-0,2847	0,29307
Temperatura média do trimestre mais quente	0,17125	0,36349	-0,1836	0,01028	0,15367	0,10348	0,0386	-0,0024
Temperatura média do trimestre mais frio	-0,2175	0,33722	0,10798	-0,0454	-0,0326	-0,1044	0,04849	0,14243
Precipitação anual	-0,3113	-0,0631	-0,0728	0,19965	0,20306	0,13904	0,04863	0,05376
Precipitação do mês mais úmido	-0,2882	-0,0114	0,06538	0,37162	0,21269	0,19298	0,02841	0,01328
Precipitação do mês mais seco	-0,2101	-0,0783	-0,3472	-0,4045	0,25266	0,00248	-0,2798	-0,1394
Sazonalidade da precipitação	0,05545	0,2325	0,37564	0,20485	0,08972	-0,024	-0,707	-0,4197
Precipitação do trimestre mais úmido	-0,2888	-0,0296	0,05283	0,36684	0,22384	0,2018	0,05777	0,0095
Precipitação do trimestre mais seco	-0,2267	-0,0782	-0,3487	-0,3738	0,22763	-0,0034	-0,2381	-0,0904
Precipitação do trimestre mais quente	-0,2761	-0,0919	0,04547	-0,054	0,11575	0,54159	-0,0304	0,08494
Precipitação do trimestre mais frio	-0,1818	-0,0182	-0,2943	0,33441	0,22846	-0,58	0,23995	-0,3935
Temperatura média anual	-0,0586	0,44745	0,00397	-0,0586	0,06614	0,00459	0,05696	0,07244
Variação média diurna de temperatura	0,21864	0,02307	0,24347	-0,1007	0,56524	-0,1218	0,12536	0,28784
Isotermalidade	-0,2992	0,04746	0,13565	-0,1766	0,04134	-0,2575	-0,0112	0,34028
Sazonalidade da temperatura	0,30741	-0,0717	-0,2115	0,04509	0,12884	0,1653	-0,0131	-0,1378
Temperatura máxima do mês mais quente	0,21309	0,31234	-0,1276	0,04006	0,29306	0,03745	0,05938	0,1022
Temperatura mínima do mês mais frio	-0,2427	0,30438	-0,016	-0,0374	-0,1747	-0,1103	0,00122	0,06327
Variação anual da temperatura	0,31571	-0,0436	-0,0653	0,05307	0,31211	0,10737	0,03515	0,01358
Temperatura média do trimestre mais úmido	-0,0938	0,33713	0,25867	-0,2848	0,15542	0,03857	0,15879	-0,2642
Temperatura média do trimestre mais seco	0,06347	0,22853	-0,4273	0,30264	-0,1133	-0,0552	-0,4074	0,46644
Proporção explicada por cada PC	43,4463	23,5281	10,304	6,28599	5,27836	3,14168	2,74307	2,24189
Proporção da variação acumulada	43,4463	66,9744	77,2784	83,5644	88,8428	91,9845	94,7275	96,9694
Componentes principais - valores próprios	8,68926	4,70562	2,06081	1,2572	1,05567	0,62834	0,54861	0,44838

Método analítico, procedimentos de modelagem e avaliação

Os modelos das cinco espécies foram desenvolvidos através do Maxent - Máxima Entropia (Phillips et al. 2006). O Maxent estima a distribuição geográfica das espécies, a partir de dados de presença, com base na probabilidade da máxima entropia, ou seja, buscando uma distribuição mais próxima da uniforme (estado máximo de desestruturação). Essa metodologia é baseada no Princípio da máxima entropia que determina que em equilíbrio termodinâmico, satisfeitas todas as restrições internas impostas ao sistema, a entropia (medida de desordem) é sempre a máxima possível. Portanto, na ausência de influências externas, a distribuição geográfica de uma determinada espécie irá tender para máxima entropia (Phillips et al. 2006).

Para evitar o excesso de parametrização todos os modelos foram gerados utilizando o recurso linear e quadrático, conforme discutido por Syfert et al. (2013). O linear impõe restrição a probabilidade da distribuição que a média da variável ambiental deve ser sua média nas localidades de amostra. Já o quadrático impõe restrição a probabilidade da distribuição que a variância da variável ambiental deve ser próxima ao valor observado, modelando a tolerância da espécie para a variação de suas condições ideais (Phillips et al. 2006). O uso excessivo de recursos aumenta a complexidade do classificador diminuindo seu poder de generalização. Dessa forma, o classificador tende a se ajustar a detalhes pouco significantes para o modelo, o que leva a uma redução da taxa de acerto. Nas configurações do Maxent, selecionamos apenas as opções de origem aleatória e remoção de duplicatas e nas configurações avançadas utilizamos 1000 interações e demais configurações padrão.

Conforme sugerido por Liu et al (2011), a avaliação do desempenho dos modelos foi feita com base no True Skill Statistics (TSS) (Ver Allouche et al 2006). O TSS é uma medida de precisão que leva em conta os falsos negativos e os falsos positivos, atribuindo igual peso para sensibilidade (presenças reais preditas corretamente) e especificidade (ausências reais preditas corretamente), fornecendo uma medida dependente do limiar de precisão (Allouche et al 2006). Ele indica o grau de concordância do modelo com a realidade, com valores que variam de -1 a 1, sendo que valores próximos de 0 ou menos indicam uma performance não muito melhor que uma aleatória e, valores próximos a 1 representa uma total concordância entre a distribuição prevista e observada. Valores maiores que 0,7 são considerados modelos excelentes. Segundo Allouche et al. 2006, o TSS é insensível a prevalência (número de pontos de

presença por área), sendo uma alternativa adequada para substituir o AUC (área sob a curva ROC).

Para atender os objetivos do trabalho e visando uma aplicação prática dos modelos, as pontuações ordinais foram transformadas em previsões de presença-ausência através do limiar ROC ou ‘Maximum training sensitivity plus specificity’. O limiar ROC foi escolhido por equilibrar os erros de falsos negativos e falsos positivos, produzindo distribuições menores e mais fiáveis. Todos os cálculos foram realizados no R Development Core Team (2011) usando o pacote PresenceAbsence (Freeman e Moisen 2008). Foram gerados um total de 50 modelos, sendo 10 para cada espécie. Esses modelos foram então avaliados e posteriormente somados (através de ferramentas de SIG) de modo a gerar apenas um modelo para cada espécie. Em todo procedimento, as distribuições foram preditas para a região de origem de cada espécie (Ásia, África e América do Norte) e posteriormente projetados para a área de interesse. Finalmente, após inserção dos limiares os modelos foram combinados a fim de gerar um modelo de consenso, que identifica quantos modelos predizem a presença das espécies em cada local. Neste, é possível identificar as áreas de maior adequabilidade, onde a maioria (ou todos) os modelos indicaram como sendo propícias à invasão dessas espécies.

Avaliação do potencial invasivo

Para calcular a probabilidade do sucesso de estabelecimento e avaliar o potencial invasivo das espécies, utilizamos o modelo elaborado por van Wilgen e Richardson (2012), aqui chamado de Modelo PSEH (Probabilidade de Sucesso de Estabelecimento da Herpetofauna). Os autores utilizaram árvores de regressão reforçadas (boosted regression tree –BRT) para identificar quais fatores são mais influentes no sucesso de estabelecimento de espécies de répteis e anfíbios invasores da Flórida e Califórnia. Esse modelo, chamado de modelo BRT, foi testado com dados independentes e seus resultados foram então utilizados para a construção de uma folha de cálculo. Na folha de cálculo as respostas são escalonadas para um valor entre 1 e 10 e depois são ponderadas de acordo com a contribuição das variáveis no modelo BRT. A pontuação total é então convertida para uma categoria de probabilidade de estabelecimento que varia de extremamente baixo a muito alto. Dessa forma, é possível utilizar essa folha para indicar a probabilidade de estabelecimento de espécies invasoras de répteis e anfíbios (Mais detalhes ver van Wilgen e Richardson 2012)

Nós utilizamos a via dois da folha de cálculo para responder as seguintes perguntas: Qual a forma de vida da espécie, qual a média climática para as espécies na área de interesse, qual o grau de parentesco da espécie em relação às espécies nativas, quantas apresentações serão feitas ao longo dos próximos cinco anos, com que idade as espécies atingem a maturidade reprodutiva e quantas ninhadas a espécie produz por ano. O cálculo da média climática foi realizado de acordo com van Wilgen et al. (2009). Apesar de *P. bivittatus* usualmente colocar cerca de 20 ovos por ninhada (Reed et al. 2012), foi utilizado o valor máximo (18 ou mais) no preenchimento da folha de cálculo. Devido à ausência de informações e a dificuldade de prever o número de apresentações que serão feitas nos próximos cinco anos, utilizamos a pontuação cinco para todas as espécies, conforme sugerido por van Wilgen e Richardson (2012).

Adicionalmente, utilizamos os resultados da modelagem de distribuição potencial e outros fatores que podem influenciar o sucesso de estabelecimento de espécies exóticas para analisar de forma qualitativa o potencial de invasão das espécies. Essa análise visa identificar quais são os atributos apresentados pelas espécies que possam vir a aumentar o seu potencial de invasão. Segundo Bomford et al. (2005), apesar da relação entre esses atributos e o sucesso de estabelecimento não estar devidamente comprovada, os mesmos devem ser considerados em avaliações qualitativas de risco de invasão. Os atributos analisados foram: Características de dispersão excepcional, elevada massa corporal, elevada fertilidade, histórico de invasão, dieta generalista, capacidade de viver em habitats perturbados e comensalismo humano, relato de danos em outro lugar, vetor de doença e capacidade da fêmea de colonizar sozinha. Esses atributos foram selecionados com base nos trabalhos de Bomford et al. (2005) e Reed et al. (2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Desempenho dos modelos

Nossos resultados mostram que o desempenho dos modelos foi satisfatório para todas as espécies, com valores de TSS sempre maiores que 0,7 (Fig. 3). Os valores do TSS foram sempre menores para *L. getula* e *L. triangulum*, o que pode estar relacionado à ampla distribuição apresentada pelas duas espécies. Espécies generalistas possuem uma variedade de atributos ecológicos que caracterizam seu nicho e, portanto, o contraste entre as áreas de presença e ausência se torna menos acentuado, reduzindo a precisão do modelo (Stockwell e Peterson 2002). Resultados semelhantes foram encontrados em outros trabalhos com outros organismos de distribuição ampla, indicando que é uma tendência comum da modelagem (Stockwell e Peterson 2002; Guisan e Hofer 2003; Phillips et al. 2004; Allouche et al. 2006).

Em contraste, os modelos de *P.guttatus* que apresentaram o melhor desempenho preditivo. Os modelos de *P.guttatus* foram os únicos nos quais os pontos de ocorrência das áreas invadidas foram utilizados, o que pode ter melhorado significativamente o desempenho dos mesmos. Algumas espécies não conseguem dispersar e alcançar áreas adequadas devido à presença de barreiras ou mesmo devido às interações biológicas (Serra et al. 2012). Nestes casos, sua distribuição realizada não contempla todas as áreas com características semelhantes às condições do seu nicho fundamental. Dessa forma, segundo Jiménez-Valverde (2011), a utilização de todas as informações disponíveis possibilita uma caracterização mais abrangente do nicho fundamental da espécie, melhorando a predição do modelo o que, conseqüentemente, é a melhor forma de prever a invasão de espécies exóticas.

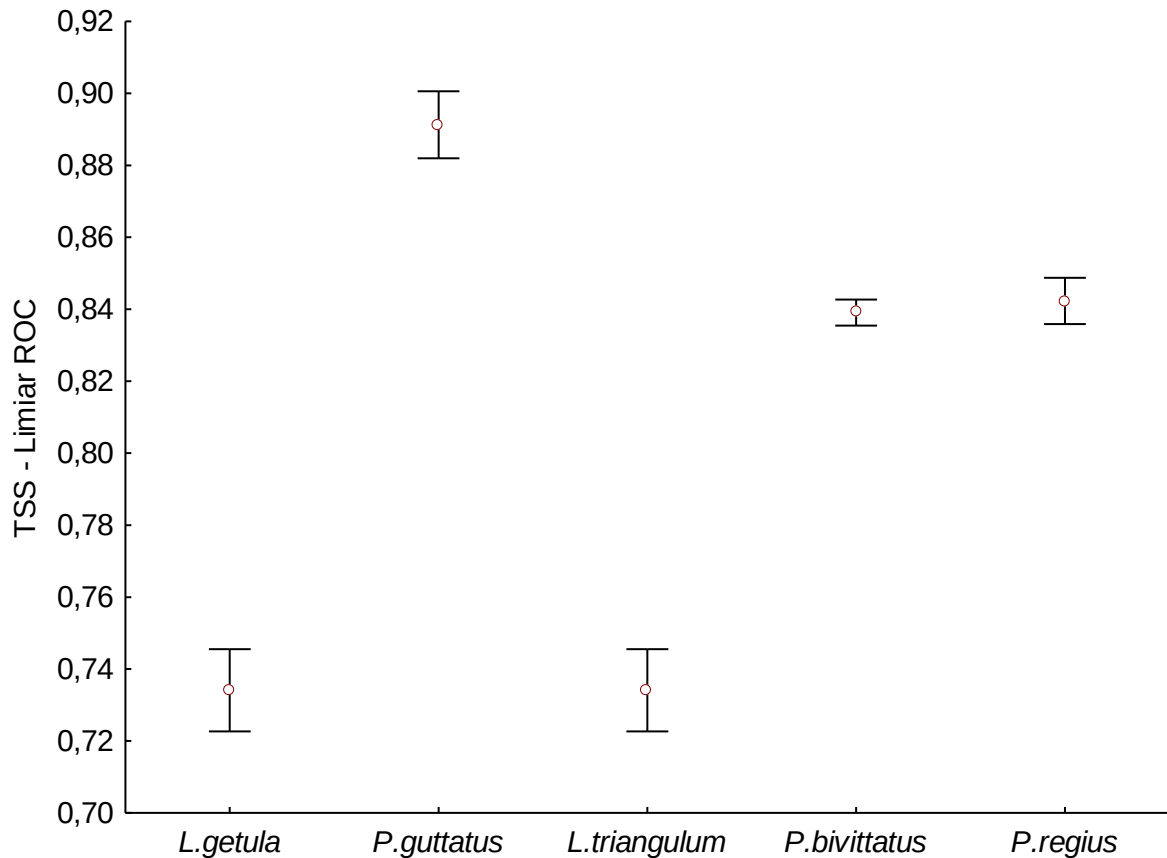


Fig 3 –Valores do TSS (limiar do ROC) para todos os modelos com suas respectivas médias e intervalo de confiança de 95%.

Distribuição potencial e potencial de invasão

Nossos resultados proporcionam uma visão da distribuição potencial de invasão de espécies de serpentes exóticas no Brasil. As localidades indicadas como adequadas podem ser interpretadas como áreas cujo clima é propício a sobrevivência dessas espécies. No entanto, a colonização, o estabelecimento e a dispersão em áreas adequadas envolve uma série de fatores ambientais e intrínsecos da espécie, muitos dos quais ainda não estão totalmente esclarecidos (Arriaga et al. 2004). Em escala local, fatores como as alterações ambientais, interações bióticas e a capacidade de dispersão podem impedir o estabelecimento dessas espécies em áreas climaticamente adequadas (De Marco et al. 2008). Consequentemente, possíveis diferenças entre a distribuição real e potencial podem ser observadas. Além disso, é importante salientar que o fato de locais terem sido indicados pelos modelos como inadequados (áreas de ausência) não

significa que as espécies possam ser introduzidas deliberadamente sem qualquer risco de invasão.

Os resultados do Modelo PSEH indicam que a probabilidade de estabelecimento das espécies analisadas variam entre alta a muito alta (Tabela 4). Isso significa que espécies que foram identificadas com uma alta probabilidade de estabelecimento possuem de 31 a 50% de chance de se estabelecer, e as indicadas com uma probabilidade muito alta possuem cerca de 51 a 70% de chance de estabelecimento. O modelo de van Wilgen e Richardson (2012) indicou que espécies distantemente relacionadas filogeneticamente com espécies nativas, com elevada pressão de propágulos, área de clima semelhante ao da natural e que possuem um amadurecimento reprodutivo mais rápido são mais propensas a se estabelecer. Ainda assim para herpetofauna, serpentes demonstraram ser o grupo menos propício a se estabelecer (van Wilgen e Richardson 2012).

Tabela 4- Valores utilizados na folha de cálculo e resultado de cada espécie no modelo PSEH.

	Forma de vida	Média da correspondência climática	Distância filogenética média	Número de introduções	Maturidade (mês)	Ovos por ninhada	TOTAL DE PONTOS	Referências
<i>P. regius</i>	Serpente	0,62	6	5	29	6	7,36	Aubret et al. 2003; Graf 2011
<i>P. bivittatus</i>	Serpente	0,52	6	5	30	18	7,18	Reed et al. 2012
<i>L.getula</i>	Serpente	0,28	2	5	36	13	5,2	Markel and Bartlett 1995, Bartz 2012
<i>L.triangulum</i>	Serpente	0,56	2	5	42	8	5,56	Campbell 1998; Fitch and Fleet 1970
<i>P. guttatus</i>	Serpente	0,49	2	5	20	11	6,1	Fisher and Csurhes 2009

Lampropeltis getula

Lampropeltis getula é tipicamente terrestre e habita florestas abertas, diques e pântanos costeiros, com algumas subespécies restritas a áreas áridas (Conant e Collins, 1998; Hammerson et al. 2007). De acordo com matrizes de presença e ausência, *L.getula* foi prevista para algumas porções do nordeste e sul do Brasil, com pequenas áreas adequadas em Tocantins e Minas Gerais (Fig, 4). Os locais onde sua presença foi prevista abrangem três diferentes biomas (Pampa, Cerrado e Caatinga), o que condiz com sua preferência por áreas abertas. Apesar de apresentar a menor distribuição potencial, a área predita abrange regiões biologicamente importantes do Brasil, como diversas áreas prioritárias para a conservação da diversidade biológica da caatinga,

algumas de extrema importância (Rodrigues 2004). Essas áreas possuem uma elevada riqueza de espécies, com alto índice de endemismo e espécies raras ou ameaçadas (Rodrigues 2004).

De acordo com o modelo PSEH, o sucesso de estabelecimento desta espécie foi considerado alto (Score 5,2). Entretanto, obteve o menor tamanho de área predita em sua distribuição potencial e possui poucos atributos relacionados ao sucesso de estabelecimento. Esta espécie é invasora na Ilha Gran Canaria na Espanha (Mateo et al. 2011), mas pouco se sabe a respeito dos seus impactos na ilha. Mateo et al. 2011 apontam a predação de répteis endêmicos e pequenos mamíferos introduzidos. Esta espécie possui dieta oportunista composta por todos os grupos de vertebrados, principalmente outras serpentes, incluindo as peçonhentas como cobras corais (*Micrurus* spp) e cascavéis (*Crotalus* spp.) (Bartz 2012). Representantes dos dois gêneros podem ser encontrados em locais onde a distribuição potencial de *L.getula* foi prevista (Rodrigues 2003). Portanto, ela pode representar uma ameaça para as populações de ofídios da região, através do aumento da predação e por meio da competição com outras serpentes ofiófagas. O deslocamento competitivo foi observado em algumas invasões por répteis, os quais acarretaram prejuízos para as espécies nativas (Case et al. 1994; Petren e Case 1996; Hanley et al. 1998; Cole et al. 2005; Dame e Petren 2006). Situação semelhante ocorre em relação aos impactos da predação por répteis invasores, que pode ocasionar a redução na taxa de sobrevivência das espécies de presas nativas (Bomford et al. 2005). Podemos citar Guam como exemplo dessa problemática, onde a introdução da serpente *Boiga irregularis* foi a principal causa da extinção de nove espécies de aves, cinco de lagartos e duas espécies de morcego nativas (Amand 2000).

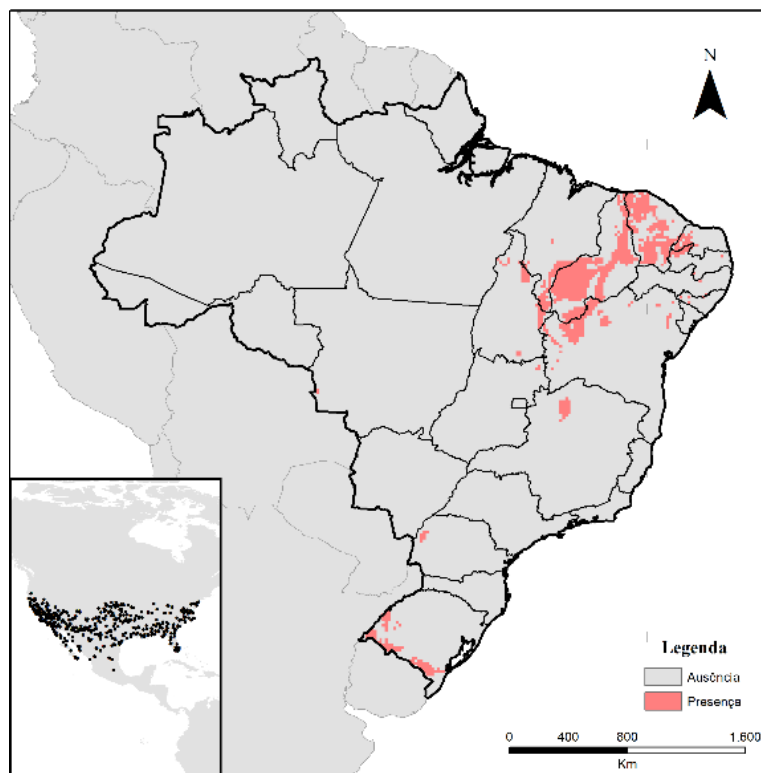


Fig 4- Distribuição potencial de *Lampropeltis getula* e seus respectivos pontos de ocorrência.

Pantherophis guttatus

Esta espécie foi prevista para as regiões do litoral brasileiro, desde o Rio Grande do Sul até Sergipe, com algumas áreas adequadas em Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Acre e uma pequena porção no oeste do Amazonas (Fig. 5). Nosso mapa indica que sua distribuição potencial de invasão foi prevista principalmente para regiões florestadas do Brasil, a maior parte dentro do domínio da Mata Atlântica. Dentro da área que foi predita para *P. guttatus*, a Serra do Mar é uma região extremamente rica, de elevada importância para a conservação de espécies nativas e endêmicas, assim como todo o domínio da Mata Atlântica (Myers et al. 2000; Aguiar et al. 2005). Segundo Eterovic e Duarte 2002, *P.guttatus* possui nicho semelhante (em relação a dieta, hábitos e reprodução) à de outras serpentes em São Paulo como *Bothrops jararaca* (Wied, 1824), *Oxyrhopus clathratus* Duméril, Bribon & Duméril, 1854, *Tropidodryas striaticeps* (Cope, 1869), que também habitam a Serra do Mar (Hartmann et al. 2009), além de espécies invasoras da região como *Crotalus durissus* Linnaeus, 1758 e *Oxyrhopus guibei* Hoge & Romano, 1977 (Marques et al. 2001). Isso significa que, nesta região, não só o clima é adequado como também há recursos necessários para essa espécie. Dessa forma, há um aumento na probabilidade de estabelecimento, o que pode gerar

danos às espécies nativas, principalmente as classificadas em categorias de ameaça, seja por meio de competição, predação, bem como transmissão de doenças.

O resultado do modelo PSEH indicou a alta probabilidade de estabelecimento de *P.guttatus* (Scorei 6,1). No entanto acreditamos que esse valor possa ser ainda maior se levarmos em consideração outros atributos relevantes para a identificação de invasores potenciais. A capacidade de se adaptar a diversos ambientes fez com que *P.guttatus* fosse levada para várias partes do mundo, através do comércio de *pets* (Fisher e Csurhes 2009). Esta serpente invadiu e se estabeleceu em Ilhas do Caribe e propágulos foram encontrados na Austrália, África do Sul, Brasil, Espanha, Havaí e Bahamas (Kraus e Cravalho 2001; Burbrink 2002; Pleguezuelos 2002; Hayes et al. 2004; van Wilgen et al. 2008; Fisher e Csurhes 2009; Knapp et al. 2011; Powell et al. 2011; Fonseca et al. 2014). Sua presença não natural pode ser uma ameaça para as populações de aves nativas (Kraus e Carvalho 2001, Hayes et al. 2004), e outras serpentes devido a transmissão do parasita *Cryptosporidium sp.* (Xiao et al. 2004). Sabemos que indivíduos dessa espécie são capazes de sobreviver em ambientes urbanos e agrícolas (Fisher e Csurhes 2009). É predominantemente noturna, de hábito arbóreo (Conant e Collins, 1998; Kraus e Cravalho 2001) e se alimenta de pequenos mamíferos, aves e lagartos (Fisher e Csurhes 2009), assim como *Boiga irregularis*.

No Brasil, as chances do estabelecimento dessa espécie são ainda maiores, já que a maior parte da criação desses animais em cativeiro está concentrada nas regiões identificadas como adequadas para *P.guttatus* (Magalhães e São Pedro 2012). Segundo Magalhães e São Pedro (2012), *P. guttatus* possui o maior percentual (43,37%) de anúncios de *pets* comercializados ilegalmente na internet no sudeste do Brasil, com a maior quantidade de vendedores detectados entre os anos de 2006 e 2012. Consequentemente, o risco de fuga ou soltura de propágulos nesses ambientes é maior, aumentando o risco de invasão, o que requer a atenção dos órgãos responsáveis, principalmente em relação ao monitoramento dessas áreas. Por fim, levando em consideração todos esses fatores, acreditamos que a probabilidade de estabelecimento de *P.guttatus* possa ser mais elevada do que foi indicado pelo modelo PSEH.

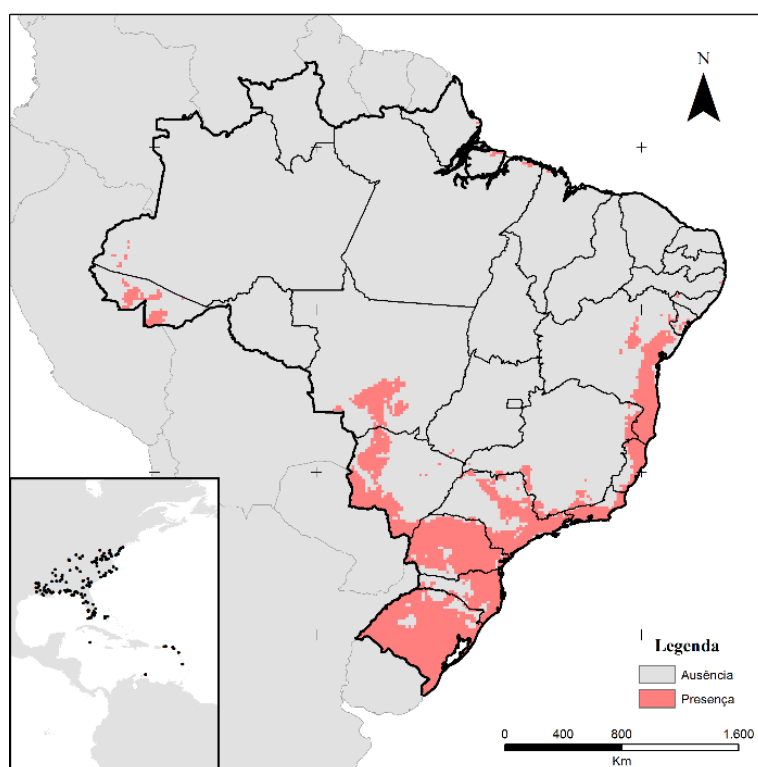


Fig 5- Distribuição potencial de *Pantherophis guttatus* e seus respectivos pontos de ocorrência.

Lampropeltis triangulum

Nossos modelos indicaram uma distribuição potencial maior para o Sul, Sudeste e Centro-Oeste, com pequenas frações nas regiões Norte e Nordeste (Fig.6). Essas áreas abrangem principalmente, os biomas da Mata Atlântica, Cerrado e Pampa e incluem diversas unidades de conservação de uso sustentável e de proteção integral, como exemplo, a Área de Proteção Integral (APA) do Ibirapuitã, uma das duas únicas Unidades de Conservação federal do Pampa (Efe et al. 2007); APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, uma das maiores da Mata Atlântica e APA do Rio Preto no Cerrado. *Lampropeltis triangulum* possui distribuição natural extremamente ampla (Savage, 2002; Isberg 2002), permitindo uma maior adaptação a diferentes tipos de habitats, o que pode ser um agravante em casos de introdução. Em sua área natural esta espécie habita áreas de floresta tropicais e subtropicais úmidas, planícies secas, encostas rochosas e áreas agrícolas (Savage, 2002; Isberg 2002).

A probabilidade de estabelecimento desta espécie no Brasil foi considerada alta (Score: 5,56). A segunda maior percentagem (9,4%) de anúncios de *pets* comercializados ilegalmente na internet no sudeste do Brasil pertence a *L.triangulum*,

com 39 vendedores detectados entre os anos de 2006 e 2012 (Magalhães e São-Pedro 2012). Então, como a pressão de propágulo é grande, a probabilidade de sucesso de estabelecimento também deverá ser alta (Bomford, 2005). Além disso, essa espécie possui alguns atributos importantes a serem discutidos. São serpentes terrestres, de hábito crepuscular e noturno (Campbell, 1998). Forrageiam em busca de pequenos mamíferos, aves e seus ovos, lagartos, outras serpentes menores e seus ovos (Hamilton et al, 2012; Aguilar-López e Pineda, 2013). Essa configuração permite que os possíveis impactos gerados pela introdução de *L.triangulum* possam ser equiparados com os de *Boiga irregularis* em Guam, devido a semelhanças entre as espécies. Adicionalmente, assim como *P. guttatus*, possui nicho semelhante à de algumas espécies de serpentes brasileiras, como espécies dos gêneros *Micrurus*, *Apostolepis* e *Erythrolamprus* (Eterovic e Duarte 2002), o que aumenta o risco de estabelecimento desta espécie no país.

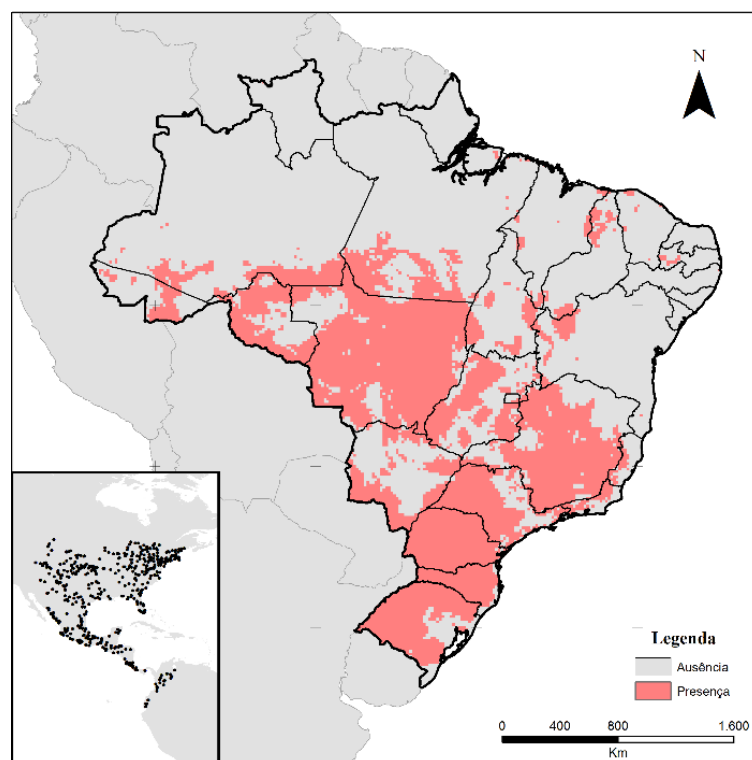


Fig 6- Distribuição potencial de *Lampropeltis triangulum* e seus respectivos pontos de ocorrência.

Python bivittatus

Áreas adequadas para *P.bivittatus* foram previstas para a maior parte do Centro-Oeste, Norte e Sudeste do país, com algumas manchas adequadas no nordeste

brasileiro (Fig. 7). As regiões Norte e Centro-Oeste são os principais setores para a agropecuária brasileira (Dias-Filho, 2011). Como esta espécie pode ser encontrada em ambientes antropizados, incluindo locais de pastagem (Holbrook e Chesnes 2011), essas áreas podem ser atrativas para esses indivíduos, agravada pela falta de predadores naturais e a grande oferta de alimento. Além disso, considerando que *P.bivittatus* é uma serpente de grande porte e possui uma dieta generalista (Reed e Rodda 2009), sua presença pode gerar impactos econômicos para região caso se alimentem dos animais de produção, que podem ser encontrados em grande quantidade e são de fácil acesso. A distribuição potencial dessa espécie abrange praticamente todas as bacias hidrográficas do Brasil, com exceção da Bacia do Uruguai e do Atlântico Sul. Essa configuração é um fator extremamente importante para a dispersão desta espécie que possui hábito terrestre e semi-aquático, com elevada capacidade de dispersão através da água (Harvey et al. 2008). A capacidade de dispersar através de ambientes aquáticos parece ter relação com um maior sucesso de invasão de alguns animais (Campbell e Echternacht 2003).

A probabilidade de estabelecimento foi considerada muito alta segundo o modelo PSEH (Score: 7,18), o que significa que esta espécie possui cerca de 51-70% de chance de se estabelecer no Brasil. *Python bivittatus* possui praticamente todos os atributos relacionados ao sucesso de estabelecimento de populações exóticas analisados neste trabalho. É um animal de elevada massa corporal, alta fecundidade e longevidade, fatores que podem estar ligados a um maior sucesso de estabelecimento (Wilson e Porras 1983; Ehrlich 1989; Reed e Rodda, 2009; Reed et al. 2012). Possui cuidado parental com seus ovos, o que diminui as chances de predação dos mesmos, aumentando a sobrevivência dos filhotes (Snow et al. 2010). Fêmeas de *P.bivittatus* são capazes de se reproduzir por partenogênese (Groot et al. 2003). Nessas espécies, esse tipo de reprodução contribui de forma a reduzir o número de propágulos viáveis necessários para estabelecer uma população. A capacidade de ser reproduzir por partenogênese tem sido apontada como fator determinante para o sucesso de introdução de espécies como *Indotyphlops braminus* e *Anolis sagrei* Duméril & Bibron, 1837 (McDowell 1974; Campbell e Echternacht 2003)

Além de poder viver em habitats perturbados, ter dieta generalista e boa dispersão através da água (Snow et al 2007; Harvey et al. 2008; Reed e Rodda 2009), possui histórico de invasão e estabelecimento no Parque Nacional Everglades, Flórida (Stuart et al. 2012). Seu primeiro registro foi feito em 1979 e atualmente já é possível observar os impactos da sua introdução, como a intensa predação de mamíferos e as

aves nativas (Dove et al. 2011; Holbrook e Chesnes 2011). Além do aumento da predação, a introdução de *P.bivittatus* pode causar sérios danos às espécies nativas por meio da transmissão de carrapatos exóticos (BurrIDGE e Simmons 2003). Tendo em vista a distribuição potencial, o resultado da probabilidade de estabelecimento, os atributos analisados neste trabalho e sua popularidade no comércio de animais de estimação, *P.bivittatus* foi considerada a espécie com maior potencial de invasão dentre todas as espécies analisadas.

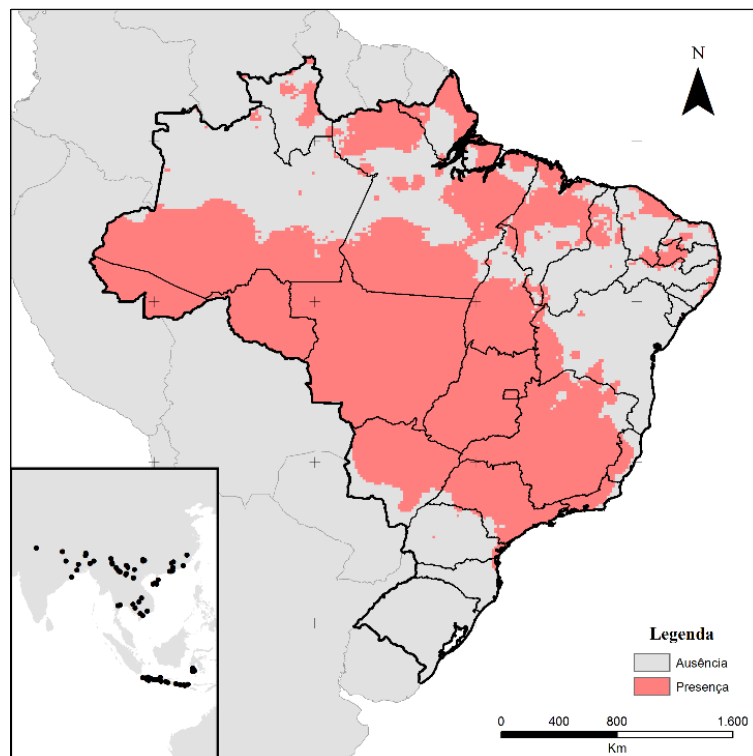


Fig 7- Distribuição potencial de *Python bivittatus* e seus respectivos pontos de ocorrência.

Python regius

Python regius mostrou ampla distribuição potencial, localizada na porção setentrional do Brasil e compreende principalmente a região Norte, e Centro-oeste e Nordeste em menor proporção (Fig.8). Não observamos locais adequados para *P.regius* nas regiões Sul e Sudeste. Previmos áreas adequadas em sua maior parte para o domínio amazônico. A Amazônia possui a maior biodiversidade do mundo (Vieira et al. 2005), com o maior número de répteis do Brasil, a maioria endêmica da região (Martins e Molina 2008, Ávila-Pires et al. 2007). A presença de um novo competidor ou o aumento da predação pode vir a ser prejudicial a essas espécies endêmicas.

Assim como *P.bivittatus*, a probabilidade de estabelecimento foi considerada como muito alta (Score 7,36), a maior pontuação dentre as espécies analisadas. Apesar de não possuir tantos atributos ligados ao sucesso no estabelecimento de populações exóticas como sua congênere, sua pontuação elevada foi determinada principalmente pelo valor da média da correspondência climática e o grau de parentesco em relação às espécies nativas. Segundo van Wilgen e Richardson (2012), répteis mais distantemente relacionados com as espécies nativas possuem uma maior probabilidade de estabelecer populações exóticas. *Python regius* é tipicamente terrestre, alimenta-se principalmente de roedores e ocasionalmente pássaros e lagartos (Harris 2002). É capaz de conviver com a presença humana (Auliya e Schmitz 2010), resultando na ampla disseminação como *pet*, levando ao *status* de ameaçada em seu habitat original (Auliya e Schmitz 2010). Devido a esse tipo de utilização, é uma das espécies com maior número de anúncios de vendas ilegais da internet no sudeste do Brasil, com total de 29 vendedores detectados de 2006 a 2012 (Magalhães e São-Pedro 2012). Em uma análise de nicho potencial, Eterovic e Duarte (2002) sugeriram que bóídeos e pitonídeos exóticos podem ser tão bem sucedidos quanto outras serpentes invasoras e provavelmente utilizariam os mesmos tipos de recursos que os viperídeos nativas.

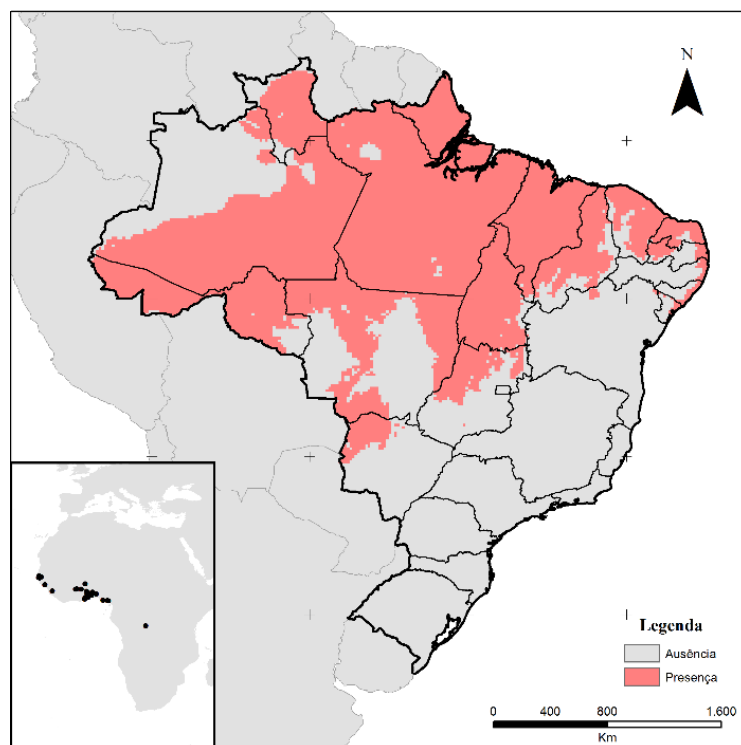


Fig 8- Distribuição potencial de *Python regius* e seus respectivos pontos de ocorrência.

Áreas potenciais de invasão

As áreas mais propícias à invasão por essas espécies são indicadas no modelo de consenso (Fig. 9). Áreas de maior adequabilidade podem ser encontradas em todas as regiões geográficas do Brasil, mas principalmente nas regiões Norte e Centro-Oeste do país. Localidades da região norte/oeste do Amazonas, próximo às fronteiras com a Colômbia e a Venezuela, e grande parte das áreas de Caatinga do nordeste brasileiro, foram consideradas áreas de ausência para todas as espécies. Essas áreas envolvem parte do Pantanal, Cerrado e Amazônia, regiões em que a ação antrópica tem sido intensificada nos últimos anos (MMA 2002; Klink e Machado 2005; Fearnside 2006). Essa interferência humana pode causar enormes prejuízos para as espécies nativas por favorecer, de forma indireta, a invasão de espécies (Hobbs e Huenneke 1992; Lowe et al. 2000; Ricciardi 2007; Bennett 2013). A herpetofauna exótica da Flórida está diretamente associada à habitats alterados, incluindo áreas agrícolas e urbanas (Wilson e Porras 1983; Butterfield et al. 1997).

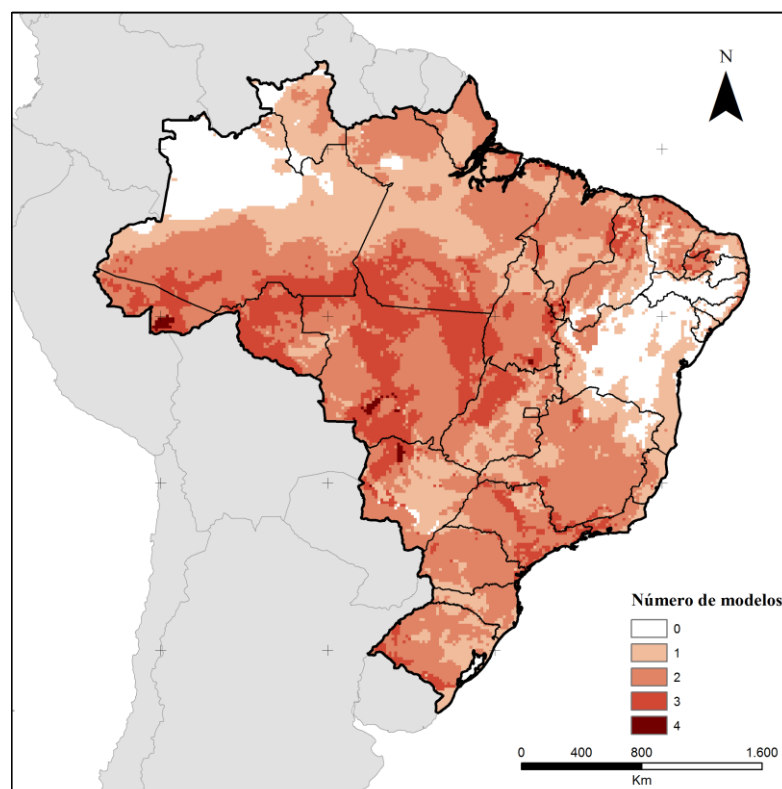


Fig 9- Modelo de consenso da distribuição potencial das cinco espécies.

A degradação ambiental torna o ambiente menos resistente e empobrecido, oferecendo oportunidades para o estabelecimento de espécies exóticas (Elton 1958; Vermeij 1996; Kennedy et al. 2002). Seguindo essa mesma lógica, ambientes mais ricos

e estáveis parecem ser mais difíceis de invadir devido aos seus componentes bióticos estarem adaptados aquelas condições e, possuírem maiores condições de competir com possíveis invasores (Vermeij 1996). No entanto, alguns estudos têm demonstrado que, para a herpetofauna, parece haver uma relação positiva entre a riqueza de congêneres nativos e o sucesso de invasão (Tingley et al. 2011, Ferreira et al. 2012, Poessel et al. 2012). Em geral, espécies invasoras são melhor sucedidas em locais onde a riqueza de congêneres é maior, provavelmente devido disponibilidade de recursos e as similaridades entre as espécies nativas e não-nativas, o que permite uma pré-adaptação às novas condições locais (Ferreira et al. 2012). Em contraste, van Wilgen e Richardson (2012) e Case e Bolger (1991), encontraram suporte para a hipótese de que o sucesso de estabelecimento diminui em ambientes onde congêneres nativos estão presentes. Embora não haja um consenso sobre os efeitos da presença de espécies nativas sobre o sucesso de estabelecimento de congêneres não-nativos, as introduções de répteis na América do Sul, não mostraram suporte para nenhuma das duas hipóteses (Ferreira et al. 2012). As áreas aqui indicadas como mais adequadas à invasão, possuem características que podem contribuir de alguma forma para a invasão dessas espécies. As regiões Norte e Centro-Oeste são importantes para a agricultura e pecuária brasileira (Dias-Filho, 2011). Essa configuração confere ameaça a biodiversidade local devido ao aumento da perda de habitat decorrente da expansão desses setores (MMA 2002; Klink e Machado 2005; Fearnside 2006). Além disso, como a maioria dos lançamentos ocorre em áreas habitadas e a maior parte dos estabelecimentos inicia-se em áreas perturbadas (Bomford 2005), como áreas agrícolas, é possível predizer que essa configuração regional é um fator agravante, visto que o ambiente encontra-se fragilizado.

Apesar dos impactos causados pela introdução de serpentes exóticas não serem bem documentados, a invasão de *B. irregularis* em Guam nos dá uma dimensão do potencial invasor deste grupo. *Boiga irregularis* é uma serpente de hábitos noturnos e arborícolas (Rodda et al. 1999), atributos que conferiram a ela a possibilidade de alcançar ninhos e aves durante o período noturno com maior facilidade. Esta espécie é responsável pela extinção de várias espécies de aves, mamíferos e lagartos da ilha (Rodda 1997, Amand 2000). Essa redução de aves e lagartos pode levar ao aumento de insetos e, por conseguinte a transmissão de doenças, trazendo prejuízos ao homem (Amand 2000). Sua presença não natural foi responsável também por alterações nos processos ecossistêmicos locais, danos à saúde humana e prejuízos econômicos (Fritts e Rodda 1998; Fritts 2002; Rodda e Savidge 2007). Segundo Kraus e Cravalho (2001)

impactos semelhantes são esperados para as espécies analisadas neste trabalho, devido as similaridades encontradas entre elas.

Assim, os esforços devem ser concentrados em locais onde a riqueza de espécies nativas é maior, principalmente onde há elevado endemismo (Poessel et al. 2012). Para prevenir o estabelecimento dessas espécies exóticas sugerimos que os locais onde a maioria dos modelos apontaram como adequados a permanência e invasão dessas espécies recebam uma atenção especial em relação a monitoramentos. Ademais, em locais onde a distribuição potencial das espécies sobrepõe áreas de Unidades de Conservação, se faz necessário à capacitação de gestores para o reconhecimento de espécies exóticas, a fim de identificar o problema com a devida antecedência. Além dessas medidas, outros cuidados precisam ser tomados, como desencorajar a criação de espécies exóticas, conscientizar sobre o risco de soltura e intensificar a fiscalização nas fronteiras brasileiras e agências de correios, portos e aeroportos. Vale ressaltar que, a invasão de espécies não ocorre exclusivamente através de animais provenientes de outros países, mas também de outra região ou bioma (Ramalho et al 2009; Leão et al 2011; Oliveira e Grelle 2012). No Brasil, apesar da criação de animais silvestres ser permitida, a introdução de espécies fora da sua área de distribuição original é proibida por decreto (Decreto Nº 6.514/2008).

Finalmente, ainda que não pareça haver risco de uma invasão iminente, como os prejuízos e os impactos da introdução de espécies são impossíveis de prever e diante da ameaça de redução ou perda da diversidade biológica, medidas que possam evitar ou minimizar tais danos precisam ser adotadas.

CONCLUSÃO

Áreas mais adequadas para as serpentes analisadas foram encontradas nas regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil, incluindo grande parte do Cerrado e da Amazônia. Essas regiões possuem uma diversidade grande de espécies e sofrem com uma intensa degradação devido a ações antrópicas, e por esses motivos precisam ser protegidas. Prevenir a introdução nesses locais depende também de um maior controle e fiscalização do comércio ilegal de espécies, principalmente de *P. regius*, *P. guttatus* e *P. bivittatus*, que foram identificadas com um grande potencial invasivo. As duas últimas possuem praticamente todos os requisitos para se tornarem excelentes invasores e são responsáveis pelo declínio de espécies nos ambientes em que se tornaram invasoras em outras partes do mundo.

Áreas adequadas para essas serpentes foram previstas para regiões extremamente importantes para a biodiversidade brasileira, como a Mata Atlântica e Amazônia, onde a atenção deve ser intensificada. Nosso estudo proporciona uma visão da distribuição potencial de espécies exóticas de serpentes para o Brasil, juntamente com uma avaliação do seu potencial invasor. Essa abordagem fornece uma orientação para impedir a entrada de invasores potenciais e prevenir invasões em regiões específicas. O procedimento utilizado pode ser facilmente aplicado a outros grupos biológicos e deve ser utilizado para análises de risco de invasão e no apoio de políticas públicas.

REFERÊNCIAS

- Afroosheh M, Rajabizadeh M, Rastegar-Pouyani N, Kami HG (2010) The Brahminy Blind Snake, *Ramphotyphlops braminus* (Daudin, 1803), a newcomer to Iran (Ophidia: Typhlopidae), *Zoology in the Middle East*, 50:1, 135-137. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09397140.2010.10638425>
- Aguiar AP, Chiarello AG, Mendes S. e Matos EN (2005) Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, 472 p.
- Aguilar-López JL e Pineda E (2013). A contribution to our knowledge of the false coral snake's (*Lampropeltis triangulum*, Lacépède 1788) diet. *Herpetology Notes* 6: 89-90.
- 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. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x
- Amand A (2000) *Boiga irregularis* (Brown Tree Snakes) on Guam and Its Effect on Fauna. *Restoration and Reclamation Review* 6 (6): Fall.
- Arriaga L, Castellanos AEV, Moreno E, Alarcón J (2004) Potential Ecological Distribution of Alien Invasive Species and Risk Assessment: a Case Study of Buffel Grass in Arid Regions of Mexico. *Conservation Biology*, 18 (6): 1504–1514. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00166.x
- Aubret F, Bonnet X, Shine R, Maumelat S (2003) Clutch Size manipulation, hatching success and offspring phenotype in the ball python (*Python regius*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 78: 263-272. doi: 10.1046/j.1095-8312.2003.00169.x
- Auliya M, Schmitz A (2010) *Python regius*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <www.iucnredlist.org>. Accessed 18 July 2014.
- Avila-Pires TCS, Hoogmoed MS, Vitt LJ (2007) Herpetofauna da Amazônia.. In: Nascimento LB, Oliveira ME (Org.). *Herpetologia no Brasil II*. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, pp. 13-43.
- Baillie JEM, Griffiths J, Turvey ST, Loh J e Collen B (2010) *Evolution Lost: Status E Trends of the World's Vertebrates*. Zoological Society of London, London.
- Bartz S (2012) "*Lampropeltis getula*" (On-line), Animal Diversity Web. http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Lampropeltis_getula/ Accessed 21 July 2014

Bennett JR (2013) Comparison of native and exotic distribution and richness models across scales reveals essential conservation lessons. *Ecography* 36: 001–010. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00393.x

Bomford M (2003) Risk Assessment for the Import and Keeping of Exotic Vertebrates in Australia. Bureau of Rural Sciences, Canberra.

Bomford M, Kraus F, Braysher M, Walter L e Brown L (2005) Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians. A report produced for the Department of Environment and Heritage. Bureau of Rural Sciences, Canberra.

Bomford M, Kraus F, Barry SC e Lawrence E (2009) Predicting establishment for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11:713-724. doi: 10.1007/s10530-008-9285-3

Both C, Lingnau, R, Santos-Jr A, Madalozzo B, Lima LP, Grant T (2011) Widespread occurrence of the American bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 6(2): 127-134. doi: <http://dx.doi.org/10.2994/057.006.0203>

Burbrink FT (2002) Phylogeographic analysis of the corn snake (*Elaphe guttata*) complex as inferred from maximum likelihood and Bayesian analyses. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 25 (3): 465-476. doi:10.1016/S1055-7903(02)00306-8

Burridge MJ, Simmons LA (2003) Exotic ticks introduced into the United States on imported reptiles from 1962 to 2001 and their potential roles in international dissemination of diseases. *Veterinary Parasitology* 113 (2003) 289–320. doi:10.1016/S0304-4017(03)00060-8

Butterfield BP, Meshaka WE Jr., Guyer C (1997) Nonindigenous amphibians and reptiles. In: Simberloff, D, Schmitz, DC, Brown TC (eds). *Strangers in Paradise: Impact and Management of Non-indigenous Species in Florida*. Island Press, Washington DC, pp 123–137.

Campbell, JA (1998) Amphibians and reptiles of northern Guatemala, the Yucatan, and Belize. Norman, University of Oklahoma Press.

Campbell TS, Echternacht AC (2003) Introduced species as moving targets: changes in body sizes of introduced lizards following experimental introductions and historical invasions. *Biological Invasions*, 5: 193–212. doi: 10.1023/A:1026172314139

Case TJ, Bolger DT (1991) The role of introduced species in shaping the distribution and abundance of island reptiles. *Evolutionary Ecology*, 5: 272–290. doi: 10.1007/BF02214232

Case TJ, Bolger DT, Petren K (1994) Invasions and competitive displacement among house geckos in the tropical Pacific. *Ecology* 75: 464–477. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/1939550>

Cole NC, Jones CG, Harris S (2005) The need for enemy-free space: the impact of an invasive gecko on island endemics. *Biological Conservation* 125: 467–474. doi:10.1016/j.biocon.2005.04.017

Conant R, Collins JT (1998) Peterson Field Guide to Reptiles and Amphibians, Eastern and Central North America. 3rd Edition, expanded. Houghton Mifflin Company, Boston Massachusetts.

Corti, C, Masseti M, Delfino M, Pérez-Mellado V (1999) Man and herpetofauna of the Mediterranean islands. *Revista Española de Herpetología*, 13: 83-100.

Dame EA, Petren K (2006) Behavioural mechanisms of invasion and displacement in Pacific island geckos (*Hemidactylus*). *Animal Behaviour* 71: 1165-1173. doi:10.1016/j.anbehav.2005.10.009

De Marco P, Diniz-Filho JAF, Bini LM (2008) Spatial analysis improves species distribution modeling during range expansion. *Biology Letters*, 4:577-580. doi:10.1098/rsbl.2008.0210

Deso G, Probst JM (2007) *Lycodon aulicus* Linnaeus, 1758 et son impact sur l'herpétofaune insulaire à La Réunion (Ophidia: Colubridae: Lycodontinae). *Bull. Phaethon*, 25: 29-36.

Dias-Filho MB (2011) Os desafios da produção animal em pastagens na fronteira agrícola brasileira. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v.40, p.243-252.

Dove CJ, Snow RW, Rochford MR, Mazzotti FJ (2011) Birds Consumed by the Invasive Burmese Python (*Python molurus bivittatus*) in Everglades National Park, Florida, USA. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123(1):126-131. doi: <http://dx.doi.org/10.1676/10-092.1>

Efe MA, Oliveira AC, Koch M, Flores JM, Scherer B (2007) Avifauna da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ornithologia*, 2 (1):14-24.

Ehrlich PR (1989) Attributes of invaders and the invading process: vertebrates. Pp. 315–328 in: J.A. Drake., H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek e M.W. Williamson (eds) *Biological Invasions. A Global Perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.

Elton CS (1958) The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London.

Engeman R, Jacobson E, Avery ML, Meshaka WEJ (2011) The aggressive invasion of exotic reptiles in Florida with a focus on prominent species: A review. *Current Zoology* 57 (5): 599–612.

Eterovic A, Duarte MR (2002) Exotic snakes in São Paulo City, southeaster Brazil: why xenophobia? *Biodiversity and Conservation* 11: 327–339. doi: 10.1023/A:1014509923673

Ferreira RB, Beard KH, Peterson SL, Poessel SA, Callahan CM (2012) Establishment of introduced reptiles increases with the presence and richness of native congeners. *Wildland Resources Faculty Publications*. Paper 1454. http://digitalcommons.usu.edu/wild_facpub/1454

Fearnside, PM (2006) O cultivo da soja como ameaça para o meio ambiente na Amazônia brasileira. In: L.C. Forline, R.S.S. Murrieta and I.C.G. Vieira (eds.) *Amazônia além dos 500 Anos*. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará, Brasil, pp. 281-324.

Ficetola GF, Thuiller W, Miaud C (2007) Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species, the American bullfrog. *Diversity and Distributions*, 13:476–485. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00377.x

Fisher PL, Csurhes S (2009) Pest animal risk assessment American corn snake *Elaphe guttata*. Biosecurity Queensland Queensland Primary Industries and Fisheries.

Fitch HS; Fleet RR (1970): Natural history of the milk snake (*Lampropeltis triangulum*) in Northeaestern Kansas. *Herpetologica* 26: 387-396.

Fonseca E, Marques R, Tinôco MS (2014) New records of *Pantherophis guttatus* in the state of Bahia, an alien species to Brazil. *SALAMANDRA* 50(4): 241–244.

Freeman EA, Moisen G (2008) PresenceAbsence: an R package for presence absence analysis. – *J. Stat. Softw.* 23: 31.

Fritts TH (1993) The Common Wolf Snake, *Lycodon aulicus capucinus*, a Recent Colonist of Christmas Island in the Indian Ocean. *Wildlife Research*, 20: 261-6. doi:10.1071/WR9930261

Fritts TH (2002) Economic costs of electrical system instability and power outages caused by snakes on the Island of Guam. *International Biodeterioration & Biodegradation* 49: 93–100. doi: 10.1016/S0964-8305(01)00108-1

Fritts TH, Rodda G (1998) The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 113–140. doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.113

Gardner AS (2009) Mapping the terrestrial reptile distributions in Oman and the United Arab Emirates. *Zookeys* 31: 165-177. doi: 10.3897/zookeys.31.133

Giovanelli JGR, Haddad CFB, Alexandrino J (2008) Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, 10:585–590. doi: 10.1007/s10530-007-9154-5

GISP (2005) Programa Global de Espécies Invasoras. América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. 80p.

Graf A 2011. "*Python regius*" (On-line), Animal Diversity Web. http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Python_regius/ Accessed 18 July 2014

Grinnell J (1917) The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4), 427-433.

Grinnell J (1924) Geography and evolution. *Ecology*, 5(3), 225-229. <http://dx.doi.org/10.2307/1929447>

Grinnell J (1928) Presence and ab-sence of animals. *University California Chron.* 30:429-S0.

Groot TVM; Bruins E; Breeuwer JAJ (2003) Molecular genetic evidence for parthenogenesis in the Burmese python, *Python molurus bivittatus*. *Heredity*, 90: 130–135.

Guicking D, Griffiths RA, Moore RD, Joger U, Wink M (2006) Introduced alien or persecuted native? Resolving the origin of the viperine snake (*Natrix maura*) on Mallorca. *Biodiversity and Conservation*, 15:3045–3054. doi: 10.1007/s10531-005-4878-y

Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186. doi:10.1016/S0304-3800(00)00354-9

Guisan A, Hofer U (2003) Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30: 1233 –1243. doi: 10.1046/j.1365-2699.2003.00914.x

Hamilton BT, Hart R, Sites JW (2012) Feeding Ecology of the Milksnake (*Lampropeltis triangulum*, Colubridae) in the Western United States. *Journal of Herpetology* 46 (4): 515-522. doi: <http://dx.doi.org/10.1670/10-091>

Hammerson GA (2007) *Pantherophis guttatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Accessed 16 October 2014.

Hammerson GA, Frost DR e Santos-Barrera G (2007) *Lampropeltis getula*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Accessed 16 October 2014.

Hanley KA, Petren K; Case TJ (1998) An experimental investigation of the competitive displacement of a native gecko by an invading gecko: no role for parasites. *Oecologia* 115:196- 205. doi: 10.1007/s004420050508

Harris M (2002) Assessment of the status of seven reptile species in Togo. Brussels, Belgium: Commission of the European Union, p.31–58.

Harvey RG, Brien ML, Cherkiss MS, Dorcas ME, Rochford M, Snow RW, Mazzotti FJ (2008) Burmese Pythons in South Florida: scientific support for invasive species management. Florida, USA: University of Florida, 11 pp

Hartmann PA, Hartmann MT, Martins M (2009) Ecologia e história natural de uma taxocenose de serpentes no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, no sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9(3): 173-184. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032009000300018>

Hayes KR, Barry SC (2008) Are there any consistent predictors of invasion success? *Biological Invasions*, 10:483–506. doi: 10.1007/s10530-007-9146-5

Hayes WK, Barry RX, Mckenzie Z, Barry P (2004) Grand Bahama's brown-headed nuthatch: a distinct and endangered species. *Bahamas Journal of Science* 12 (1):21-28.

Hobbs RJ, Huenneke LF (1992) Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6 (3): 324 – 337.

Holbrook J, Chesnes T (2011) An effect of Burmese pythons (*Python molurus bivittatus*) on mammal populations in southern Florida. *Fla Sci* 74:17–24.

Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-427.

Isberg T (2002) "*Lampropeltis triangulum*" (On-line), Animal Diversity Web. http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Lampropeltis_triangulum/ Accessed 19 July 2014.

Jiménez-Valverde A, Peterson AT, Soberón J, Overton JM, Aragón P, Lobo JM (2011) Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*, 13:2785–2797. doi: 10.1007/s10530-011-9963-4

Kennedy TA, Naeem S, Howe KM, Knops JMH, Tilman D, Reich P (2002) Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417: 636 – 638. doi:10.1038/nature00776

Klink CA, Machado R (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1 (1): 147 – 155.

Knapp CR, Iverson JB, Buckner SD, e Cant SV (2011) Conservation of Amphibians and Reptiles in The Bahamas, pp. 53–87. In: A. Hailey, B.S. Wilson, and J. Horrocks (eds.), *Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas. Volume 2: Regional Accounts of the West Indies*. Brill Academic Publishers, Leiden, The Netherlands.

Kraus F (2008) Alien reptiles and amphibians: Early progress toward predicting risk. Short Paper presented at Preventing Biological Invasions: Best Practices in Pre-Import Risk Screening for Species of Live Animals in International Trade (April 9-11, 2008). http://www.issg.org/animal_imports_webpage/presentations/reference/krauspaper.pdf Accessed 29 April 2013.

Kraus F, Cravalho D (2001) The Risk to Hawai'i from Snakes. *Pacific Science* 55 (4): 409-417.

Lazcano D, Mendoza-Alfaro R, Campos-Múzquiz L, Lavin-Murcio PA, Quiñónez-Martínez M (2010) Notes on Mexican Herpetofauna 15: The Risk of Invasive Species in Northeastern Mexico. *Bulletin Chicago Herpetological Society*, 45(7):113-117.

Lever C 2003. *Naturalized Reptiles and Amphibians of the World*. Oxford University Press. New York.

Leão TCC, Almeida WR, Dechoum MS e Ziller SR (2011) *Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas*. Recife: Cepan, 99 p.

Liu C, White M, Newell G (2011) Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence–absence data. *Ecography* 34, 232–243. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06354.x

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp.

Magalhães ALB, São-Pedro VA (2012) Illegal trade on non-native amphibians and reptiles in southeast Brazil: the status of e-commerce. *Phyllomedusa* 11(2): 155-160. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v11i2p155-160>

Markel RG, Bartlett RD (1995) Kingsnakes and Milksnakes. New York. Barron's Educational Series, Inc.

Marques OAV, Eterovic A, Sazima I (2001) Serpentes da Mata Atlântica - guia ilustrado para a Serra do Mar. Ribeirão Preto. Holos. 184 p.

Martínez-Morales MA, Cuarón AD (1999) *Boa constrictor*, an introduced predator threatening the endemic fauna on Cozumel Island, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 8: 957–963. doi: 10.1023/A:1008815004072

Martins M, Molina FB (2008) Panorama geral dos répteis ameaçados do Brasil. In Livro vermelho da Fauna Brasileira ameaçada de extinção (A.B.M. Machado, G.M. Drummond, A.P. Paglia, ed.). MMA, Brasília, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, p.327-334.

Martins RA, Assalim AM, Molina FB 2014 The presence of the Red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) (Testudines, Emydidae), an invasive species, in the Paraíba river basin, Southeastern Brazil. *Herpetology Notes*, 7: 437-441.

Mateo JÁ, Ayres C, López-Jurado LF (2011) Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22.

McCoid MJ, Fritts TH (1993) Speculations on colonizing success of the African clawed frog, *Xenopus laevis* (Pipidae), in California. *South African Journal of Zoology* 28: 59–61.

McCune B, Grace JB (2002) Analysis of Ecological Communities. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon. 304 p.

McDowell SB (1974) A catalogue of the snakes of New Guinea and the Solomons, with special reference to those in the Bernice P. Bishop Museum, Part I. *Scolecophidia*. *Journal of Herpetology*, 8(J):1-57.

Melo MA, Lyra ML, Brischì AM, Geraldi VC, Haddad CFB (2014) First record of the invasive frog *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in São Paulo, Brazil. *Salamandra*, 50(3): 177–180.

Meshaka WE Jr. (2006) An update on the list of Florida's exotic amphibian and reptile species. *Journal of Kansas Herpetology*, 19:16–17.

MMA – Ministério do Meio Ambiente (2002) Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF, 404 p.

Muñoz MES, Giovanni R, Siqueira MF, Sutton T, Brewer P, Pereira RS, Canhos DAL e Canhos VP (2009) OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica*. doi: 10.1007/s10707-009-0090-7

Myers N, Mittermeier R, Mittermeier C, Fonseca G e Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. Vol 403, pp: 853-858. doi:10.1038/35002501

Oliveira LC, Grelle CEV (2012) Introduced primate species of an Atlantic Forest region in Brazil: present and future implications for the native fauna. *Tropical Conservation Science* Vol. 5(1):112-120.

Pérez-Mellado V, Corti C, Vidal JM (2008) Herpetological Explorations of the Balearic Islands During the Last Two Centuries. Volume 59, Supplement I, No. 6, pp. 85–109.

Peterson AT (2003) Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology*, December, 78 (4): 419-433.

Peterson TA, Papes M, Kluza DA (2003) Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science Society of America*, 51(6):863-868. doi: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1614/P2002-081>

Petren K, Case TJ (1996) An experimental demonstration of exploitation competition in an ongoing invasion. *Ecology* 77: 118–132. doi: <http://dx.doi.org/10.2307/2265661>

Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE (2004) A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*.

Phillips SJ, Anderson RP e Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, 190, 231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Pimentel D, Lach L, Zuniga R, Morrison D (2000) Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1):53-65.

Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T (2001) Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric Ecosy Environ* 84: 1–20. doi:10.1016/S0167-8809(00)00178-X

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

Pinya S, Carretero MA (2011) The Balearic herpetofauna: a species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica* 6(1): 59-80. doi: http://dx.doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-9579

Pleguezuelos JM (2002) Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (Pleguezuelos, J.M., R. Márquez e M. Lizana, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid, pp. 495-526.

Prestridge HL, Fitzgerald LA, Hibbitts TJ (2011) Trade in non-native amphibians and reptiles in Texas: lessons for better monitoring and implications for species introduction. *Herpetological Conservation and Biology* 6(3):324–339.

Poessel SA, Beard KH, Callahan CM, Ferreira RB, Stevenson ET (2012) Biotic acceptance in introduced amphibians and reptiles in Europe and North America. *Global Ecology and Biogeography* (2012): 1- 10. doi: 10.1111/j.1466-8238.2012.00797.x

Powell R, Henderson R, Farmer MC, Breuil M, Echternacht AC, van Buurt G, Romagosa CM e Perry G (2011) Introduced amphibians and reptiles in the Greater Caribbean: Patterns and conservation implications. In Hailey, A.; Wilson, B.S. e Horrocks, J.A. (eds.). *Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas. Volume 1: Conservation Biology and the Wider Caribbean*. Brill, Leiden, The Netherlands, pp. 63–143.

Quick S, Reinert HK, Cuba ER, Odum RA (2005) Recent Occurrence and Dietary Habits of *Boa constrictor* on Aruba, Dutch West Indies. Source: *Journal of Herpetology*, 39(2):304-307. doi: <http://dx.doi.org/10.1670/45-04N>

R Development Core Team (2011) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria : the R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0. Available online at <http://www.R-project.org/>

Ramalho ACO, Silva RJ da, Schawrtz H.O e Péres Jr AK (2009) Helminths from an introduced species (*Tupinambis merianae*), and two endemic species (*Trachylepis atlantica* and *Anphisbaena ridleyi*) from Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Journal of Parasitology, 95(4):1026-1028. doi: <http://dx.doi.org/10.1645/GE-1689.1>

Reed RN, Rodda GH (2009) Giant Constrictors: Biological and Management Profiles and an Establishment Risk Assessment for Nine Large Species of Pythons, Anacondas e the Boa Constrictor. U.S. Geological Survey Open-File Report 2009–1202, 302 p.

Reed RN, Willson JD, Rodda GR, Dorcas ME (2012) Ecological correlates of invasion impact for Burmese pythons in Florida. Integrative Zoology, 7: 254-270. doi: [10.1111/j.1749-4877.2012.00304.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00304.x)

Reynolds RG, Niemiller ML (2010) Island Invaders: Introduced Amphibians and Reptiles in the Turks and Caicos Islands. IRCF Reptiles & Amphibians, 17(2): 116-121.

Ribeiro F, Elvira B, Collares-Pereira MJ e Moyle PB (2008) Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. Biological Invasions, 10:89–102. doi: [10.1007/s10530-007-9112-2](https://doi.org/10.1007/s10530-007-9112-2)

Ricciardi A (2007) Are Modern Biological Invasions an Unprecedented Form of Global Change? Conservation Biology, 21 (2): 329–336. doi: [10.1111/j.1523-1739.2006.00615.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00615.x)

Rodda GH, Fritts TH, Chiszar D (1997) The disappearance of Guam's wildlife. BioScience, 47: 565–574. BioScience, Vol. 47, No. 9. (1997), doi:[10.2307/1313163](https://doi.org/10.2307/1313163)

Rodda GH, Fritts TH, McCoid MJ, Campbell EW (1999) An Overview of the Biology of the Brown Treesnake* (*Boiga irregularis*), a Costly Introduced Pest on Pacific Islands. USDA National Wildlife Research Center – Staff Publications. Paper 659.

Rodda GH, Fritts TH, Campbell EW, Dean-Bradley K, Perry G, Qualls CP (2002) Practical concerns in the eradication of island snakes. In Veitch CR, Clout MN, eds. Turning the tide: The eradication of invasive species. IUCN Invasive Species

Specialist Group of the World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland, pp. 260–265.

Rodda GH, Savidge JÁ (2007) Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 2. *Boiga irregularis*, the Brown Tree Snake (Reptilia: Colubridae). Source: Pacific Science, 61(3):307-324.

Rödder D, Lötters S (2010) Potential Distribution of the Alien Invasive Brown Tree Snake, *Boiga irregularis* (Reptilia: Colubridae). Pacific Science, 64 (1):11–22. doi: <http://dx.doi.org/10.2984/64.1.011>

Rödder D, Solé M, Böhme W (2008) Predicting the potential distributions of two alien invasive Housegeckos (Gekkonidae: *Hemidactylus frenatus*, *Hemidactylus mabouia*). North-Western Journal of Zoology 4(2): 236-246.

Rödder D, Schmidtlein S, Veith M, Lötters S (2009) Alien Invasive Slider Turtle in Unpredicted Habitat: A Matter of Niche Shift or of Predictors Studied? PLoS ONE 4(11): e7843. doi:10.1371/journal.pone.0007843.

Rodrigues MT; Carvalho CM, Borges DM, Freire MEX, Curcio F, Oliveira FF, Silva HR, Dixo M (2004) Anfíbios e Répteis: áreas e ações prioritárias para a conservação da Caatinga. In: J.M. C. Silva; M. Tabarelli; M. T. Fonseca & L. V. Lins. (Org.). Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministerio do Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, pp. 181-188.

Rodrigues MT (2003) Herpetofauna da Caatinga. In: Leal IR; Tabarelli M; Silva JMC (Org.) Ecologia e Conservação da Caatinga. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 4, pp. 181-236.

Savage JM (2002) The amphibians and reptiles of Costa Rica, a herpetofauna between two continents, between two seas. Chicago, The University of Chicago Press, pp.934.

Serra BDV, De Marco PJ, Nóbrega CC, Campos LAO (2012) Modeling Potential Geographical Distribution of the Wild Nests of *Melipona capixaba* Moure & Camargo, 1994 (Hymenoptera, Apidae): Conserving Isolated Populations in Mountain Habitats. Natureza & Conservação 10(2):199-206. doi: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.027>

Shine S, Williams N, Gündling L (2000) A Guide to Designing Legal Institutional Frameworkson Alien Invasive Species. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge and Bonn. (English version only). Hardcopies of this publication are

available in English, French and Spanish and can be obtained from: IUCN Publications Services Unit. <http://www.issg.org/>

Smith LA (1988) *Lycodon aulicus capucinus* a colubrid snake introduced to Christmas Island, Indian Ocean. Records of the Western Australian Museum 14 (2): 251–252.

Snow RW, Krysko KL, Enge KM, Oberhofer L, Warren-Bradley A, Wilkins L (2007) Introduced populations of *Boa constrictor* (Boidae) and *Python molurus bivittatus* (Pythonidae) in southern Florida. In: R.W. Henderson, R. Powell (eds), Biology of the Boas and Pythons. Eagle Mountain Publishing, Eagle Mountain, pp. 416–438.

Snow RW, Wolf AJ, Greeves BW, Cherkiss MS, Hill R, Mazzotti FJ (2010) Thermoregulation by a Brooding Burmese Python (*Python Molurus Bivittatus*) in Florida. Southeastern Naturalist Notes 9 (2): 403–405. doi: <http://dx.doi.org/10.1656/058.009.0215>

Soberón J, Peterson AT (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. Biodiversity Informatics 2: 1–10. doi: <http://dx.doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>

Spinks PQ, Pauly GB, Crayon JJ e Shaffer HB (2003) Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. Biological Conservation 113:257–267. doi:10.1016/S0006-3207(02)00392-0

Stiels D, Schidelko K, Engler JO, van den Elzen R, Rödder D (2011) Predicting the potential distribution of the invasive Common Waxbill *Estrilda astrild* (Passeriformes: Estrildidae). Journal of Ornithology 152(3): 769–780. doi: 10.1007/s10336-011-0662-9

Stockwell DRB, Peterson. AT (2002) Effects of sample size on accuracy of species distribution models. Ecological Modelling 148: 1 – 13. doi: 10.1016/S0304-3800(01)00388-X

Stohlgren TJ, Schnase JL (2006) Risk Analysis for Biological Hazards: What We Need to Know about Invasive Species. Risk Analysis, Vol. 26 (1). doi: 10.1111/j.1539-6924.2006.00707.x

Stuart B, Nguyen TQ, Thy N, Grismer L, Chan-Ard T, Iskandar D, Golynsky E. e Lau MWN (2012) *Python bivittatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <www.iucnredlist.org>. Accessed 18 July 2014.

Suarez AV, Tsutsui ND (2007) The evolutionary consequences of biological invasions. *Molecular Ecology* (2008) 17, 351–360. doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03456.x.

Syfert MM, Smith MJ, Coomes DA (2013) The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. *PLoS ONE* 8(2): e55158. doi:10.1371/journal.pone.0055158.

Thuiller W, Richardson DM, Rouget M, Proche S, Wilson JR (2006) Interactions between environment, species traits, and human uses describe patterns of plant invasions. *Ecology*, 87(7), pp. 1755–1769. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1755:IBESTA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1755:IBESTA]2.0.CO;2)

Tingley R, Phillips BL, Shine R (2011) Establishment success of introduced amphibians increases in the presence of congeneric species. *The American Naturalist*, 177, 382–388. doi: 10.1086/658342.

Tortato MA, Bressan RF, Kunz TS (2004) Reproduction of two exotic species of *Trachemys agassiz*, 1857 (Testudines, Emydidae) at Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, state of Santa Catarina, southern Brazil. *Herpetology Notes*, volume 7: 11-15.

van Wilgen NJ, Richardson DM (2012) The Roles of Climate, Phylogenetic Relatedness, Introduction Effort, and Reproductive Traits in the Establishment of Non-Native Reptiles and Amphibians. *Conservation Biology*, Volume 26 (2): 267–277. doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01804.x.

van Wilgen NJ, Richardson DM, Baard EHW (2008) Alien reptiles and amphibians in South Africa: Towards a pragmatic management strategy. *South African Journal of Science*, 104.

van Wilgen NJ, Richardson DM, Baard EHW (2009) Alien reptiles and amphibians in South Africa: Towards a pragmatic management strategy. *South African Journal of Science* 104

Vermeij GJ (1996) An agenda for invasion ecology. *Biological Conservation*, 78:3–9

Vieira ICG, Silva JMC e Toledo PM (2005) Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. *Estudos Avançados*, 19 (54): 153- 164. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000200009>

Xiao L, Ryan UM, Graczy TK, Limor J, Li L, Kombert M, Junge R, Sulaiman IM, Zhou L, Arrowood MJ, Koudela B, Modry D, Lal AA (2004) Genetic Diversity of

Cryptosporidium spp. in Captive Reptiles. Applied and Environmental Microbiology, 70 (2):891. doi: 10.1128/AEM.70.2.891-899.2004

Wilson LD, Porras L (1983) The ecological impact of man on the south Florida herpetofauna. University of Kansas Museum of Natural History Special Publication, 9:1–89.

Witmer GW, Burke PW, Pitt WC, Avery ML (2007) Management of invasive vertebrates in the united states: an overview. In Managing Vertebrate Invasive Species: Proceedings of an International Symposium (Witmer GW, Pitt WC, Fagerstone KA, Eds). USDA/APHIS/WS, National Wildlife Research Center, Fort Collins, CO, 7-9, pp. 127-137.

Ziller SR, Zalba SM, Zenni RDC (2007) Programa de Espécies Exóticas Invasoras para a América do Sul -The Nature Conservancy. Programa Global de Espécies Invasoras – Gisp.