

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**MODELAGEM ECOLÓGICA COMO FERRAMENTA
PARA A IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS
À CONSERVAÇÃO DE *Philodryas agassizii*
(SQUAMATA, DIPSADIDAE) NO RIO GRANDE DO
SUL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Carolina Pietczak

Santa Maria, RS, Brasil

2013

**MODELAGEM ECOLÓGICA COMO FERRAMENTA PARA A
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À
CONSERVAÇÃO DE *Philodryas agassizii* (SQUAMATA,
DIPSADIDAE) NO RIO GRANDE DO SUL**

Carolina Pietczak

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências Biológicas – Área Biodiversidade Animal**.

**Orientadora: Prof. Dra. Sonia Zanini Cechin
Co-orientadora: Dra. Gisele Regina Winck**

Santa Maria, RS, Brasil

2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Pietczak, Carolina

MODELAGEM ECOLÓGICA COMO FERRAMENTA PARA A IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *Philodryas agassizii* (SQUAMATA, DIPSADIDAE) NO RIO GRANDE DO SUL / Carolina Pietczak.-2013.

54 f.; 30cm

Orientadora: Sonia Zanini Cechin

Coorientadora: Gisele Regina Winck

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2013

1. Serpente 2. Uso do Solo 3. Bioma Pampa I. Cechin, Sonia Zanini II. Winck, Gisele Regina III. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação de
Mestrado

**MODELAGEM ECOLÓGICA COMO FERRAMENTA PARA A
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À
CONSERVAÇÃO DE *Philodryas agassizii* (SQUAMATA,
DIPSADIDAE) NO RIO GRANDE DO SUL**

elaborada por
Carolina Pietczak

como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciências
Biológicas – Área Biodiversidade Animal**

COMISSÃO EXAMINADORA:

Sonia Zanini Cechin, Dra
(Presidente/Orientador)

Márcio Borges Martins, Dr. (UFRGS)

Paulo Afonso Hartmann, Dr. (UFFS)

Santa Maria, 18 de fevereiro de 2013

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que colaboraram com o desenvolvimento deste trabalho:

- Ao CNPq pelo apoio financeiro, por meio da bolsa de mestrado;
- À Dra. Sonia Cechin pela orientação, apoio e pela oportunidade dada em conhecer a herpetologia;
- À Dra. Gisele Winck pela valiosa co-orientação. Pelos ensinamentos ao longo do mestrado, pela prontidão em responder às dúvidas e questionamentos;
- Ao Dr. Tiago Gomes dos Santos pelas indispensáveis colaborações ao longo deste projeto, principalmente na estruturação do projeto e revisão de textos;
- Ao Dr. Tiago da Silveira Vasconcelos, pelas contribuições na revisão do projeto inicial;
- Aos curadores das coleções científicas do Brasil, Uruguai e Argentina pelo envio dos pontos de ocorrência da espécie estudada ou, no caso da inexistência dos dados, pelo retorno ao meu contato;
- Ao Alberto Senra pelas ajudas sobre os métodos de modelagem;
- Aos colegas de laboratório Maurício, Paulo, Bruno, Victor, Franciéle, Rubens, George, Tailise, Leonan, Camila, Vinícius, Daniel e Samanta pela oportunidade de conviver com pessoas tão diferentes e viver diversas experiências, pelos momentos de debates construtivos e momentos de descontração nas horas do cafezinho e/ou chimarrão. Especialmente ao Bruno e ao Victor, por compartilhar as experiências, angústias e alegrias que o mestrado proporciona;
- Ao Paulo por estar sempre pronto a colaborar, pelas importantes discussões sobre o trabalho, pelas revisões de texto e pela oportunidade de construção de trabalho paralelo;
- Ao Jeferson Arruda por ter feito parte da minha formação inicial na herpetologia;
- Ao Lucas Vieira, meu namorado, por fazer parte de todas as etapas deste trabalho, apoiando, revisando textos, dando assistência na instalação de programas, incentivando-me em horas de desânimo. Agradeço pelo amor, carinho e compreensão em momentos difíceis, tu foste fundamental para a conclusão do mestrado;

- Às minhas irmãs, Celma e Cristina Pietczak, pela amizade e companheirismo, pela paciência e compreensão nos momentos de tensão e estresse. Pelas horas de descontração, sempre acompanhadas com um bom chimarrão;

- Aos meus pais, Cicilia e Atilio Pietczak, a quem não tenho palavras para agradecer tudo o que representam na minha vida. Obrigada pelo apoio em todos os momentos, pelo amor, carinho, paciência e compreensão pelas minhas ausências. Obrigada por serem exemplos de vida, companheirismo e superação;

- A outras pessoas que de alguma forma colaboraram para a realização deste projeto.

“Certo é que nossa mente busca simetrias nas pinturas, nas catedrais e nas notas musicais. Entre passado e futuro, entre os óculos do John e o olhar do Paul, entre Beatles e Stones, nas cores da barba e do cabelo (...) a gente idealiza simetrias que não existem. Buscamos fatos que se repitam, uma ordem, um sentido, um padrão, um padrão, um padrão... um padrão que não há.”

Humberto Gessinger

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal
Universidade Federal de Santa Maria

MODELAGEM ECOLÓGICA COMO FERRAMENTA PARA A IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À CONSERVAÇÃO DE *Philodryas agassizii* (SQUAMATA, DIPSADIDAE) NO RIO GRANDE DO SUL

AUTORA: CAROLINA PIETCZAK

ORIENTADORA: SONIA ZANINI CECHIN

CO-ORIENTADORA: GISELE REGINA WINCK

Data e Local de Defesa: Santa Maria, 18 de FEVEREIRO de 2013.

A biodiversidade está em declínio global e as principais ameaças estão associadas às atividades antropogênicas referentes às mudanças no uso do solo. Espécies especialistas em habitats são as mais vulneráveis. A distribuição e requerimentos ambientais das espécies são fundamentais a conservação, no entanto, muitas dessas informações são ainda desconhecidas. Os modelos de distribuição preditiva são úteis para preencher lacunas no que se refere à distribuição geográfica de espécies e requerimentos ambientais. *Philodryas agassizii* é uma espécie de serpente especialista em habitat, altamente sensível a alterações ambientais e possivelmente com amostragem deficitária. Essa espécie ocorre em áreas de campo do Cerrado brasileiro no bioma Pampa do Brasil, Uruguai e Argentina. As áreas de campo estão entre as fitofisionomias mais ameaçadas no mundo e carecem de medidas conservacionistas. Nesse estudo buscamos estimar a distribuição geográfica potencial de *P. agassizii*, identificar as áreas mais propícias à sua ocorrência e o estado de conservação das mesmas, bem como propormos medidas de conservação da espécie no estado do Rio Grande do Sul. Para isso, inventariamos os pontos de ocorrência conhecidos para a espécie e aplicamos o método de modelagem de distribuição potencial, utilizando matrizes bioclimáticas e de altitude e o algoritmo de entropia máxima. A partir do modelo resultante, consideramos áreas com adequabilidade ambiental superior a 70% como prioritárias para conservação da espécie. Sobreponemos essas áreas com os mapas de uso de solo, de unidades de conservação e de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira (PROBIO). A distribuição potencial geográfica de *P. agassizii* acompanhou o chamado “corredor de savanas”, com áreas de maior adequabilidade no noroeste do Uruguai, centro-oeste do Rio Grande do Sul (Brasil), sul de Minas Gerais (Brasil) e em Brasília (Brasil). As principais ameaças à espécie no estado do Rio Grande do Sul são provenientes da substituição da cobertura natural por plantios de culturas agrícolas anuais e cultivos florestais. As áreas prioritárias para conservação de *P. agassizii* estão carentes de unidades de conservação, sendo urgente a criação de novas áreas protegidas, concordando com áreas constantes como prioritárias para a conservação da biodiversidade, previstas pelo relatório do PROBIO. Tendo por base a necessidade de regime de perturbação para manutenção dos campos sulinos, entendemos que a pecuária extensiva é uma prática compatível com a conservação da biodiversidade e descartamos o uso do fogo controlado, devido aos efeitos negativos sobre a fauna, principalmente sobre as espécies criptozoicas, como é o caso de *P. agassizii*.

Palavras-chave: serpente, bioma Pampa, uso do solo.

ABSTRACT

Master Dissertation
Post-Graduation in Animal Biodiversity
Universidade Federal de Santa Maria

ECOLOGICAL MODELLING AS A TOOL FOR THE IDENTIFICATION OF PRIORITY AREAS FOR CONSERVATION OF *Philodryas agassizii* (SQUAMATA, DIPSADIDAE) IN RIO GRANDE DO SUL

AUTHOR: CAROLINA PIETCZAK
ADVISOR: SONIA ZANINI CECHIN
CO-ADVISOR: GISELE REGINA WINCK

The biodiversity is in global decline and the major threats are associated to anthropogenic activities, mainly related to environmental changes linked to land use. Specialist species in habitats are the most vulnerable species. The distribution and environmental requirements of the species are fundamental to establish conservation initiatives, however many of these information are still unknown. The predictive distribution models are useful for filling gaps regarding geographic distribution of species and environmental requirements. *Philodryas agassizii* is a snake species specialist in habitat, highly sensitive to environmental changes and possibly insufficient sampling. This species occurs in areas of grasslands of the Brazilian Cerrado and in biome Pampa of the Brazil, Uruguay and Argentina. The areas of the field, in turn, are among the most threatened in the world and need conservation efforts. For that reason, this study aimed to forecast the potential geographical distribution of the *Philodryas agassizii* in order to identify the most favorable areas to its occurrence and conservation status of the species. Through these data, proposed initiatives to preserve the species in the Rio Grande do Sul state. To achieve such objective, we inventoried the points of occurrence known for the species available in collections and bibliographies and we apply the method of modeling potential distribution, using bioclimatic and altitude matrices, with a resolution of 30 arc second, and the maximum entropy algorithm. From the resulting model, we consider areas with environmental suitability greater than 70% as priority for conservation of *P. agassizii*. From that cutoff point, we performed overlays with maps of soil use, conservation areas and Priority Areas for Conservation of Brazilian Biodiversity (PROBIO). The potential geographical distribution of the *P. agassizii* followed the so-called "savana corridor", with areas of higher suitability in northwestern Uruguay, center-west of the Rio Grande do Sul state (Brazil), southern of Minas Gerais state (Brazil) and Brasilia city (Brazil). The main threats to the species in Rio Grande do Sul are arising the replacement of natural cover by planting annual crops and forestry. Priority areas for conservation of *P. agassizii* are poor of conservation units, and it urges the establishment of new protected areas, in agreement with the priority areas for biodiversity conservation, provided for the report of PROBIO. Based on the need of disturbance regime to maintain the southern grasslands, we believe that extensive livestock farming is a practice compatible with biodiversity conservation and we discard the controlled use of fire, due to the negative effects on the fauna, mainly on the cryptozoicas species, such as *P. agassizii*.

Keywords: snake, Pampa biome, land use.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO	10
Os modelos de distribuição geográfica preditiva	11
O organismo de estudo: a serpente <i>Philodryas agassizii</i> (Jan, 1863)	14
As áreas campestres do extremo sul do Brasil.....	15
A modelagem de distribuição potencial aplicado à <i>Philodryas agassizii</i>	16
1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2 MATERIAL E MÉTODOS	20
2.1 Modelo de distribuição	20
2.1.1 Dados de registro da espécie	20
2.1.2 Variáveis ambientais e climatológicas	21
2.1.3 Geração do modelo.....	21
2.2 Áreas prioritárias para conservação	23
3 RESULTADOS	25
3.1 Validação do modelo	28
3.2 Áreas prioritárias para conservação no estado do Rio Grande do Sul	29
4 DISCUSSÃO	37
CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
ANEXOS	52

INTRODUÇÃO

De modo geral, a biodiversidade está em declínio acentuado em todas as suas escalas e níveis, e há um grande número de populações e espécies que, provavelmente, serão extintas ainda neste século (PIMM; RAVEN, 2000; LOREAU et al., 2006). As principais ameaças à conservação da biodiversidade são as mudanças estruturais do ambiente por atividades antropogênicas, que incluem a fragmentação e a perda de habitat. (RODRIGUES, 2005a; GARDNER et al., 2007). Muitas alterações ambientais são atribuídas ao crescimento e expansão humana, como mudanças climáticas, alteração nos ciclos biogeoquímicos do planeta, mudanças na distribuição e abundância de recursos biológicos e diminuição da qualidade da água (DALE et al., 2000). No entanto, a transformação no uso do solo é o resultado mais profundo das ações humanas (DALE et al., 2000). E as espécies consideradas especialistas em habitat são as mais vulneráveis a esses fatores (URBINA-CARDONA; FLORES-VILLELA, 2009), tendendo a apresentar taxas de extinção mais altas que as demais.

Entender as consequências das modificações dos habitats sobre a biodiversidade é fundamental, uma vez que o conjunto de áreas protegidas atual é insuficiente para assegurar a sobrevivência da maioria das espécies (JENKINS; JOPPA, 2009). Assim, são necessárias outras estratégias de conservação em áreas de uso humano (GARDNER et al., 2007), incluindo o incentivo de iniciativas dentro do domínio privado. Tais estratégias dependem fortemente das informações disponíveis sobre a biodiversidade, principalmente no que se refere à distribuição das espécies e seus requerimentos ambientais (nicho ecológico) (PHILLIPS et al., 2004; COSTA et al., 2010). Todavia, a distribuição geográfica de muitas espécies e os padrões de diversidade biológica são ainda relativamente desconhecidos em muitas partes do mundo (LEWINSOHN; PRADO, 2002; COSTA et al., 2010).

A decisão sobre a conservação de uma área depende da representatividade biológica, considerando-se todos os seus níveis de organização (ecossistemas, comunidades, populações e espécies; MARGULES; PRESSEY, 2000), com o propósito de garantir uma amostra da biodiversidade e de viabilizar as populações em longo prazo (GASTON, et al., 2002). Essa representatividade pode ser avaliada identificando se os organismos de interesse estão representados nas unidades de conservação, por meio da comparação entre as distribuições geográficas dos táxons

e as distribuições das unidades de conservação (SCOTT et al., 1993). Esta abordagem utiliza dados de sistema de informação geográfica (SIG) para identificar a existência de lacunas no conjunto de áreas protegidas. Dessa forma, o método permite a identificação de regiões importantes adicionais para conservação do grupo taxonômico de interesse (MARGULES; PRESSEY, 2000), tendo em vista seu padrão espacial de distribuição.

Os modelos de distribuição geográfica preditiva

A modelagem de distribuição geográfica potencial (MDP), que tem sido utilizada desde a década de 1970 (ZIMMERMANN et al., 2010; GIANNINI et al., 2012), enfocou por um extenso período o desenvolvimento de métodos para modelagem de respostas efetivas de espécies a gradientes ambientais (e.g., AUSTIN, 1987; AUSTIN et al., 1990; ZIMMERMANN et al., 2010). Os modelos de distribuição geográfica potencial ou preditiva representam um método empírico para a realização de inferências estatísticas sobre os possíveis processos (ecológicos e evolutivos) que influenciam a distribuição geográfica de organismos (ZIMMERMANN et al., 2010). Os MDP foram desenvolvidos inicialmente como uma importante ferramenta para estimar a distribuição geográfica potencial de organismos em regiões pobremente amostradas (RAXWORTHY et al., 2003), visando preencher lacunas de conhecimento sobre os limites geográficos de unidades biológicas de interesse, bem como formular diferentes hipóteses para o padrão detectado (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000). Entretanto, esses modelos atualmente são utilizados em diversos tipos de estudos, envolvendo principalmente biogeografia, ecologia e evolução. São reconhecidos como um componente importante para planejamento de conservação, principalmente na previsão de invasão por espécies exóticas (e.g., BRADLEY et al., 2010; JIMENEZ-VALVERDE et al., 2011), e na identificação de áreas onde os esforços de conservação são mais necessários (AUSTIN, 2002; PHILLIPS et al., 2006; PHILLIPS; DUDIK, 2008; ELITH, et al., 2011; ZHANG et al., 2012). Os modelos podem ser empregados para diferentes unidades biológicas, como grupos taxonômicos (e.g., RISSLER; APODACA, 2007), filogenéticos (e.g., RICE et al., 2003; WEAVER et al., 2006; RICHARDS et al., 2007), funcionais (e.g., THUILLER et al., 2005), ou mesmo biomas (e.g., CARNAVAL; MORITZ, 2008). A modelagem da distribuição geográfica potencial de uma dada

unidade biológica é realizada através das características ambientais de pontos de ocorrência já conhecidos (GIOVANELLI et al., 2010), e pode ser usada na detecção de relações funcionais entre as unidades de interesse e o ambiente (AUSTIN, 2002). O modelo resultante representa uma aproximação do potencial de distribuição, como locais com condições que permitem a sobrevivência da espécie, de acordo com as variáveis utilizadas (Figura 1). Porém o modelo não aponta a distribuição final da espécie, uma vez que áreas de possível presença serão provavelmente maiores que a real distribuição, devido a diversos fatores histórico-evolutivos, barreiras geográficas para dispersão, interações bióticas (competição e predação) e modificações do ambiente por ações humanas do ambiente (PHILLIPS et al., 2006).

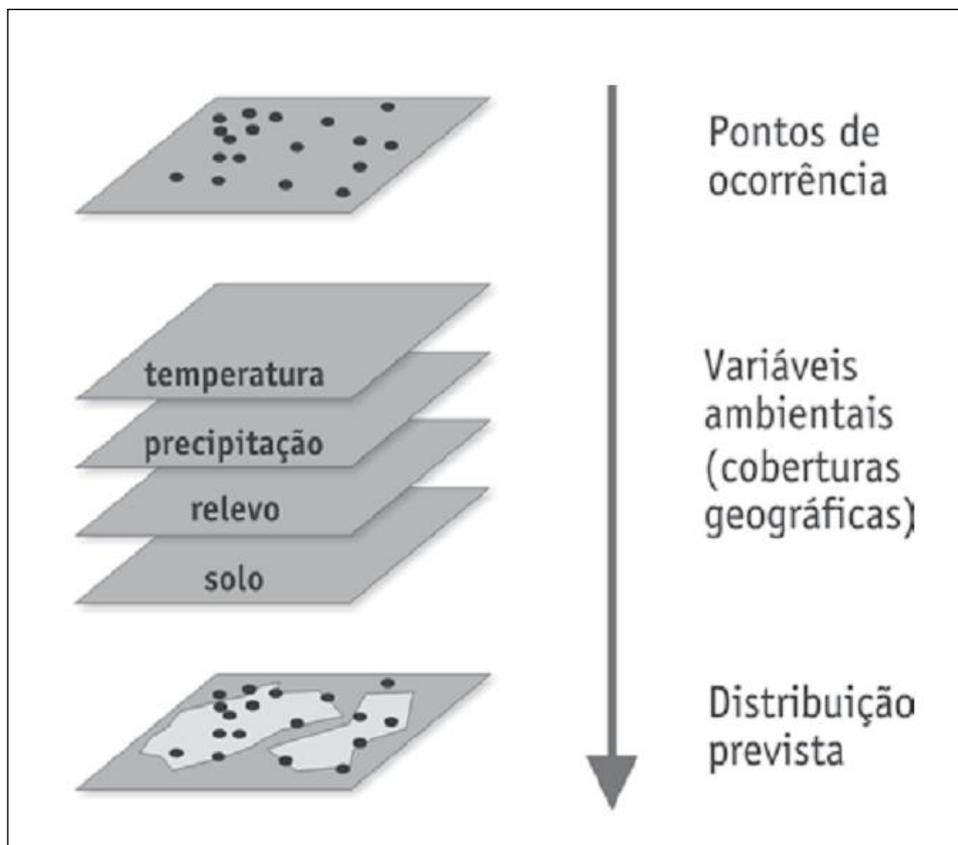


Figura 1 - Esquema representando a sobreposição de pontos de ocorrência com as variáveis ambientais, resultando na distribuição prevista. Fonte: Pereira e Siqueira, 2007.

Diversos algoritmos podem ser utilizados para a elaboração de MDPs. Alguns métodos podem utilizar dados tanto de presença quanto de ausência da unidade biológica (e.g., técnicas estatísticas como regressão logística, modelos lineares gerais e modelos aditivos generalizados; ver DE-MARCO; SIQUEIRA, 2009), mas a maioria utilizam apenas dados de presença, como BIOCLIM (SKIDMORE, 2002),

GARP (“Genetic Algorithm for Rule-set Production”; ver PETERJOHN, 2001; PEARSON et al., 2007), ENFA (“Ecological-Niche Factor Analysis”; ver HETTRICH; ROSENWEIG, 2003), SVM (Máquina de Vetores de Suporte; VAPNIK, 1995) e ANN (Redes Artificiais Neurais; ver THUILLER, 2003). Há algoritmos que utilizam dados de presença e geram pseudoausências ao longo da calibragem, como MAXENT (Entropia Máxima; ver GIOVANELLI, 2010; ELITH et al., 2011). Dados de ocorrência, para a maioria dos táxons, estão mais facilmente disponíveis através de registros em museus (PONDER et al., 2001; PHILLIPS et al., 2004), literatura e dados de pesquisadores (ver DE-MARCO; SIQUEIRA, 2009). Entretanto, dados de ausência são raramente disponíveis e, quando existem, devem ser analisados com cautela, principalmente devido ao viés metodológico utilizado para o registro dos táxons, além das flutuações naturais temporais a que as populações estão sujeitas. Assim, as técnicas de modelagem que requerem apenas dados de presença são mais amplamente aplicadas (PHILLIPS et al., 2006), embora o uso de ambos os tipos de dados forneça um modelo mais ajustado (ELITH et al., 2011).

Apesar da disponibilidade dos diversos algoritmos de modelagem, estudos demonstram que o algoritmo de entropia máxima é um dos métodos de melhor desempenho (ELITH et al., 2006; GIOVANELLI et al., 2010). Este se diferencia por construir uma distribuição de probabilidades, enquanto os demais produzem uma probabilidade para cada ponto (PAWAR et al., 2007; ELITH et al., 2011). Assim esse programa possui algumas vantagens como: i) não são necessários dados de ausência, ii) pode incorporar interações entre as diferentes variáveis, iii) é possível evitar super-ajustamento do modelo, e iv) aceita tanto variáveis contínuas quanto categóricas (ver PHILLIPS et al., 2006). Por outro lado, suas limitações residem no fato de que a utilização apenas de dados de presença não torna possível a estimativa de valores de prevalência (PHILLIPS et al., 2006), no entanto, o uso de dados de presença e ausência também não garante uma boa estimativa (ELITH et al., 2011). Além disso, pode haver uma seleção tendenciosa de amostras, de acordo com a concentração dos pontos de registro, cujo efeito seria anulado com o uso de dados de presença e ausência (PHILLIPS et al., 2006).

O organismo de estudo: a serpente *Philodryas agassizii* (Jan, 1863)

Estudos recentes demonstraram que esses répteis podem responder negativamente as alterações ambientais (SILVANO et al., 2003; BERNARDE; ABE, 2006; WINCK et al., 2007; DIXO; MARTINS, 2008), já que a fragmentação e perturbações dos ambientes podem levar ao desaparecimento de algumas espécies (WINCK et al., 2007; DIXO; METZGER, 2009). Mesmo assim, os répteis são o grupo menos estudado dentre os vertebrados quanto aos efeitos de mudanças na estrutura de habitat, pois são organismos de difícil captura e que carecem de uma padronização nas amostragens (GARDNER et al., 2007).

Philodryas agassizii (= *Pseudablabe agassizii*) é uma serpente da família Dipsadidae que apresenta hábito criptozoico, atividade diurna e dieta especializada em aracnídeos, principalmente aranhas da família Lycosidae (VIÑAS, 1985; MARQUES et al., 2006). Essa espécie apresenta tamanho corporal inferior aos demais Philodryadinae (MARQUES et al., 2006; ZAHER et al., 2009). É considerada especialista em habitat de cerrado, campo cerrado ou campo sujo (VIÑAS, 1985; MARQUES et al., 2006; SAWAYA et al., 2008), assim como de campos do bioma Pampa (WINCK et al., 2007). A espécie é relativamente rara em coleções (MARQUES et al., 2006) e possui registros geograficamente muito espaçados, sempre associados a formações naturais abertas do centro, sudeste e sul do Brasil, centro e norte da Argentina, e Uruguai (GIRAUDO, 2001; CEI, 1993; CARREIRA et al., 2005; VIÑAS, 1985; VIÑAS et al., 1989; MARQUES et al., 2006). Entretanto, suspeita-se que a distribuição geográfica da espécie seja subestimada já que o uso de técnicas mais adequadas para a amostragem de serpentes de hábitos criptozoicos em áreas campestres é relativamente recente (ver armadilhas de interceptação e queda em CECHIN; MARTINS, 2000; MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007).

Philodryas agassizii é altamente suscetível a alterações ambientais, sendo restrita a áreas preservadas (MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007). Suas populações sofrem declínios sob efeito de perturbação antropogênica, principalmente devido à modificação ou perda de habitat (MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007). A espécie consta como de máxima prioridade de conservação no Uruguai (FAGUNDES; VIDAL, 2000). Em território brasileiro, *P. agassizii* consta em alguma categoria de ameaça apenas no estado de São Paulo (vulnerável) e de

Minas Gerais (menor risco) (MMA, 2008). Entretanto, não consta nas listas da “International Union for Conservation of Nature and Natural Resources” (IUCN) e do Brasil (IUCN, 2010; MMA, 2008, respectivamente), ou mesmo na lista regional do Rio Grande Sul, apesar de sua inclusão em alguma categoria de ameaça ter sido sugerida (WINCK et al., 2007). A aplicação de MDP, principalmente que visem a estimativa dos ambientes de ocorrência de *P. agassizii* são importantes para auxiliar no reconhecimento do potencial ecológico da espécie, ainda pouco estudada e amostrada em toda sua amplitude de ocorrência.

As áreas campestres do extremo sul do Brasil

As áreas campestres que constituem o hábitat de *Philodryas agassizii* vêm sofrendo rápido declínio nas últimas décadas, principalmente em função do intenso uso do solo (BRANDÃO et al., 2007; CORDEIRO; HASENACK, 2009). No Brasil, por exemplo, o bioma Pampa, apresentou, no período de 2002 a 2008, uma taxa média de supressão de 36.400 ha/ano (0,20%), enquanto no bioma Cerrado, esses valores foram ainda maiores: 1.420.000 ha/ano (0,69%). Ainda não existem dados específicos para os campos da Mata Atlântica, mas no ano de 2008 mais de 75% da vegetação nativa (florestal ou campestre) já estava degradada (MMA, 2010). Os Campos Sulinos (bioma Pampa e campos de altitude da Mata Atlântica) compreendem um sistema singular, já que a manutenção dos mesmos depende de um regime de perturbações, que é evidenciado pelo registro de maior riqueza de espécies em regimes intermediários de distúrbios (OVERBECK et al., 2005). Em ausência de manejo, áreas campestres dessas formações, tendem a sofrer expansão florestal, pois historicamente os campos do sul do Brasil foram mantidos pelo clima frio e seco do Quaternário tardio, pela presença de grandes mamíferos pastadores, regime de fogo e, mais recentemente pela pecuária extensiva (MARCHIORI 2004, OVERBECK et al., 2009). Porém, ao mesmo tempo em que mantém as características das áreas campestres, os mesmos distúrbios podem ser responsáveis pela sua degradação, principalmente por ação do sobrepastejo. Assim, considerando o curto histórico de coevolução entre esses componentes e as evidências de degradação, Nabinger (2006) indicou os Campos Sulinos entre as formações mais sensíveis ao pastejo. Portanto, o grande desafio na conservação

das fitofisionomias campestres é encontrar o equilíbrio entre a produção sustentável e a conservação (BENCKE, 2009).

A modelagem de distribuição potencial aplicado à *Philodryas agassizii*

Tendo em vista a ecologia de *Philodryas agassizii*, sua suscetibilidade às alterações do habitat, a carência de estudos sobre a situação da espécie no Rio Grande do Sul e o delicado equilíbrio para manutenção de áreas campestres no sul do Brasil, o desenvolvimento de estudos que visem estimar a distribuição geográfica de *P. agassizii* podem fornecer importantes informações sobre seus requisitos de habitat. Além disso, esse tipo de estudo pode fundamentar estratégias de conservação da espécie e, conseqüentemente, de outros elementos da fauna e flora campestre do Rio Grande do Sul. Portanto, ao estimar a distribuição geográfica potencial de *P. agassizii* no presente estudo, buscamos identificar quais os tipos de ambientes campestres são mais propícios à sua ocorrência e qual o estado de conservação dessas áreas. Ao final, com base nos resultados obtidos, propusemos medidas para a conservação da espécie no estado do Rio Grande do Sul. Especificamente, buscamos: 1) estimar a distribuição potencial da serpente *P. agassizii* nas áreas campestres do Brasil, Uruguai e Argentina, utilizando a modelagem ecológica como metodologia; 2) identificar as variáveis ambientais com maior influência sobre a distribuição estimada da espécie; 3) verificar o estado de conservação dos locais de maior potencial de ocorrência da espécie no estado do Rio Grande do Sul, através da comparação dos mapas resultantes do modelo com mapas atuais de uso do solo e de unidades de conservação do estado; 4) discutir políticas públicas de conservação de *P. agassizii* no estado do Rio Grande do Sul.

A presente dissertação está redigida de acordo com as normas de Monografia, Dissertação e Tese da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, 2012), e apresentada em capítulo único.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

As extinções de organismos fazem parte dos sistemas naturais, e diferentes estudos demonstram esse processo ocorrendo a taxas variáveis, ao longo do tempo geológico (ver RAUP; SEPKOVSKI JR., 1984; PIMM et al., 1995). É possível identificar pelo menos dois importantes aspectos relativos a esse tema, em diferentes níveis. Extinções em massa tendem a afetar evolutivamente os ambientes e seus organismos, principalmente em termos de ruptura ou preservação de tendências evolutivas e de organização dos ecossistemas (JABLONSKI, 2001). Extinções a níveis locais tendem a ser um processo contínuo e espécies raras com uma pequena área de distribuição tendem a ser mais afetadas (ver RAUP; SEPKOVSKI JR., 1984; PIMM et al., 1995). Atualmente, em um cenário de intensas atividades humanas, principalmente ligadas à expansão populacional, as taxas de extinção da biodiversidade mundial aumentaram drasticamente (PIMM et al., 1995; PIMM; RAVEN, 2000), decorrente principalmente da fragmentação, modificação e perda de habitat (URBINA-CARDONA; FLORES-VILLELA, 2009; ZHANG et al., 2012). Assim, espécies especialistas em determinado habitat e, conseqüentemente, sensíveis às suas alterações, são as mais ameaçadas (URBINA-CARDONA; FLORES-VILLELA, 2009). Na política atual para a conservação de espécies, uma das medidas mais urgentes é a delimitação de áreas de proteção (JENKINS; JOPPA, 2009). Na prática, geralmente essas áreas são escolhidas por sua inadequabilidade para fins agrícolas ou de desenvolvimento urbano, e não para atender objetivos específicos de conservação (JENKINS; JOPPA, 2009; ZHANG et al., 2012). As áreas de proteção existentes são ainda insuficientes para proteger a biodiversidade, sendo que biomas campestres apresentam a menor proporção de unidades de conservação (JENKINS; JOPPA, 2009), ficando abaixo do mínimo de 10% previstos por convenção mundial (TGCI, 2008). Além disso, a escolha de melhores áreas em termos de biodiversidade muitas vezes esbarra na falta de conhecimento sobre a distribuição geográfica de muitas espécies e, conseqüentemente, na falha de identificação de um padrão de diversidade biológica (LEWINSOHN; PRADO, 2002; COSTA et al., 2010).

Ao longo do tempo, diversos métodos foram desenvolvidos na tentativa de preencher lacunas de conhecimento para uma melhor adequação das políticas conservacionistas. Nesse sentido, a modelagem preditiva de distribuição geográfica

é um método amplamente aplicado para o reconhecimento de padrões de distribuição da biodiversidade (AUSTIN, 2002; ELITH, et al., 2011; ZHANG et al., 2012), através da estimativa da distribuição geográfica de uma unidade biológica, analisando dados de ocorrência associados às variáveis ambientais (PHILLIPS et al., 2006; PHILLIPS; DUDIK, 2008; ELITH, et al., 2011; PAWAR et al., 2007). Dessa forma, é considerada uma ferramenta importante para auxiliar na identificação de áreas importantes para a conservação da biodiversidade atual (URBINA-CARDONA; FLORES-VILLELA, 2009; DE-MARCO; SIQUEIRA, 2009 ZHANG et al., 2012). Com o crescente desenvolvimento e aprimoramento das técnicas de modelagem, associadas à maior disponibilidade de bancos de dados de ocorrência de espécies (ZIMMERMANN et al., 2010; GIANNINI et al., 2012), são possíveis criar estratégias de conservação cada vez mais robustas (ZHANG et al., 2012), até mesmo para áreas e espécies com amostragem deficitárias (RAXWORTHY et al., 2003).

Os répteis estão entre os vertebrados mais ameaçados do mundo (GARDNER et al., 2007), devido a diversos fatores atuando em diferentes escalas, como fragmentações e modificações ambientais, ou a efeitos decorrentes do aquecimento global (e.g., SILVANO et al., 2003; MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007; SINERVO et al., 2010). Entretanto, de forma geral, os declínios populacionais registrados para serpentes ainda não foram totalmente elucidados (GIBBONS et al., 2000; READING et al., 2010). Estudos apontam que algumas espécies/populações respondem a alterações ambientais (SILVANO et al., 2003; BERNARDE; ABE, 2006; WINCK et al., 2007; DIXO; MARTINS, 2008), e alguns sugerem que a fragmentação e as modificações dos ambientes levaram ao desaparecimento de populações locais de determinadas espécies (WINCK et al., 2007; DIXO; METZGER, 2009). A serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae), é considerada especialista em habitat de cerrado, campo cerrado ou campo sujo (VIÑAS, 1985; MARQUES et al., 2006; SAWAYA et al., 2008), e campos do bioma Pampa (WINCK et al., 2007). Sua distribuição geográfica conhecida é restrita às formações naturais abertas do centro, sudeste e sul do Brasil, centro e norte da Argentina, e Uruguai (GIRAUDO, 2001; CEI, 1993; CARREIRA et al., 2005; VIÑAS, 1985; VIÑAS et al., 1989; MARQUES et al., 2006). A espécie é altamente suscetível a alterações ambientais, com registros de declínios populacionais relacionados à modificação ou perda de habitat (MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007). Consequentemente, sua distribuição tende a ser restrita a áreas preservadas de

campos naturais (MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007). Entretanto, este tipo de ambiente está atualmente sofrendo rápidos declínios decorrentes principalmente da expansão agrícola e da silvicultura (GAUTREAU; VÉLEZ, 2011; FERREIRA, et al., 2012). Estima-se que os biomas campestres do Brasil apresentam mais de 50% de perda nas suas coberturas naturais (MMA, 2012), pela sua conversão em áreas agrícolas. O bioma Pampa brasileiro possui apenas 3,3% de sua área em unidades de conservação, sendo 2,4% de uso sustentável e 0,9% de proteção integral (MMA, 2012), insuficientes para a conservação de sua diversidade. Tendo em vista a velocidade de degradação das áreas naturais, a adoção de medidas para evitar maiores perdas na biodiversidade torna-se ainda mais urgente. No entanto, o tempo para essas ações são escassos, sendo necessário definir prioridades (COSTA et al., 2007). Nesse sentido, os planos de conservação de espécies exigentes quanto a qualidade de hábitat permitem que mais espécies sejam beneficiadas (CARO; O'DOHERTY, 1999).

Considerando a suscetibilidade ambiental de *P. agassizii*, a crescente degradação das áreas de ocorrência da espécie e a baixa representatividade de áreas campestres em unidades de conservação, a aplicação de método de modelagem de distribuição geográfica pode fornecer informações importantes para o delineamento de estratégias de conservação da espécie. Nesse estudo buscamos preencher a lacuna existente no conhecimento acerca da ocorrência de *P. agassizii* através da estimativa da sua distribuição geográfica potencial, e utilizar os dados adquiridos para identificar o status de conservação das áreas de maior probabilidade de ocorrência da espécie, e discutir medidas de conservação da espécie no estado do Rio Grande do Sul.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Modelo de distribuição

2.1.1 Dados de registro da espécie

Construímos um banco de dados com as coordenadas geográficas dos pontos de ocorrência da espécie *Philodryas agassizii*, através de registros provenientes da literatura corrente publicada (ou seja, excetuando-se resumos de eventos, monografias, dissertações, teses, dentre outros, devido ao difícil acesso à maioria desses materiais). Consideramos também registros provenientes de Coleções Científicas de Instituições de Ensino Superior e Museus do Brasil, Uruguai e Argentina que estão inseridas nos domínios de ocorrência da espécie (Cerrado, Pampa e Chaco): Universidade Federal da Bahia (UFBA), Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB), Coleção de Répteis da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG-R), Museu de ciências Naturais da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-MG), Instituto Butantan (IBSP), Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Campinas (ZUEC), Museu de Zoologia Universidade de São Paulo (MZUSP), Museu Nacional (MNRJ), Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI), Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Santa Catarina (CHUFSC), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Santa Maria (ZUFMS), Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (MCT-PUC), Universidade de Passo Fundo (UPF), Colección de Facultad de Ciencias do Uruguai (ZVC-R), Cento Nacional de Investigaciones Iológicas (CENAI), Colección del Parque Nacional El Palmar (PNEP), Fundación Miguel Lillo (FML), Instituto Argentino de Invertigaciones de las Zonas Aridas (MER), Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" (MACN), Universidad Nacional de Mar Del Plata (UNMdP), Universidad Nacional del Nordeste (UNNEC).

Além disso, utilizamos dados disponíveis em bancos digitais: SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br>) e Global Biodiversity Information Facility - GBIF (<http://www.gbif.org/>). Para o georreferenciamento das localidades sem coordenadas disponíveis na própria fonte de dados, utilizamos as informações contidas no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE

(<ftp://geofpt.ibge.gov.br/Organizacao/Localidades/>). Quando a localidade de coleta não estava disponível, adotamos como ponto de coleta as coordenadas do município, também acessadas no site do IBGE.

2.1.2 Variáveis ambientais e climatológicas

Obtivemos as variáveis climatológicas e de altitude do banco de dados do WorldClim (HJIMANS et al., 2005), com resolução de 30 segundos de arco ou segundos de grau (pixels de cerca de um km²): temperatura média anual (Bio1), amplitude média diurna de temperatura (Bio2), isotermalidade (Bio3), sazonalidade de temperatura (Bio4), temperatura máxima no mês mais quente (Bio5), temperatura mínima no mês mais frio (Bio6), amplitude anual de temperatura (Bio7), temperatura média no trimestre mais chuvoso (Bio8), temperatura média no trimestre mais seco (Bio9), temperatura média no trimestre mais quente (Bio10), temperatura média no trimestre mais frio (Bio11), precipitação anual (Bio12), precipitação no mês mais chuvoso (Bio13), precipitação no mês mais seco (Bio14), sazonalidade de precipitação (Bio15), precipitação no trimestre mais chuvoso (Bio16), precipitação no trimestre mais seco (Bio17), precipitação no trimestre mais quente (Bio18), precipitação no trimestre mais frio (Bio19) e altitude (Alt). Seleccionamos variáveis não correlacionadas através de análise de componentes principais (PCA) da matriz de variáveis ambientais, considerando os três primeiros eixos resultantes. Essa análise foi realizada no programa Past 2.17 (HAMMER et al., 2001). Para compor a matriz ambiental nós extraímos as variáveis ambientais de cada ponto de ocorrência utilizando a ferramenta “Point Sampling Tool” do programa Quantum Gis 1.8.0-Lisboa (OSGeo, 2012). Assim, seleccionamos 13 variáveis para integrar o modelo de distribuição potencial (Tabela 1).

2.1.3 Geração do modelo

Para gerar o modelo de distribuição potencial de *Philodryas agassizii*, utilizamos o programa computacional MaxEnt 3.3 (PHILLIPS et al., 2004). O algoritmo de entropia máxima utiliza como entrada apenas dados de presença e utiliza a área de estudo (‘background’) completa ou parcialmente como contraponto às ocorrências ao longo da calibragem. Esse método surgiu na mecânica estatística

e foi introduzido por Philips et al. (2004) para aplicação em modelagem de distribuição geográfica potencial de espécies. Tem como restrição que o valor esperado de cada variável ambiental da distribuição estimada corresponde à sua média empírica (ELITH et al., 2006). O mesmo diferencia-se dos demais algoritmos por construir uma distribuição de probabilidades, enquanto os outros produzem uma probabilidade para cada ponto (PAWAR et al., 2007; ELITH et al., 2011)

Para avaliar a precisão do modelo, dividimos o banco de dados em um conjunto de treino e um de teste, optando por uma amostra de 25% para o teste. Essa porcentagem de pontos foi plotada no mapa resultante final, a fim de quantificarmos os erros e acertos do modelo. Calibramos o programa para gerar cinco réplicas, sendo que para cada réplica foi utilizado um conjunto diferente de pontos de teste, por meio do comando “Random seed”. O restante das opções para cálculo do modelo foi mantido na configuração básica (“default”) do programa MaxEnt. A partir dos pontos de ocorrência onde a espécie é encontrada, o programa identifica as características ambientais de cada localidade, mediante as matrizes ambientais fornecidas. O resultado final consiste na identificação de outras áreas com características ambientais proporcionalmente similares aos pontos de ocorrência da espécie (0 a 100%). O mapa gerado em formato ASCII foi convertido em arquivo do tipo RASTER no programa ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), para posterior comparação direta com mapas de cobertura vegetal (MMA, 2007a) e de unidades de conservação (IBAMA, 2008).

O passo final da geração do modelo foi aplicar um limiar de corte (“threshold”) adequado e construir um mapa de presença/ausência, para aumentar a acurácia da predição (LIU et al., 2005). Há diversas abordagens para determinar limiares de corte, que se dividem em subjetivas (muito arbitrária e sem bases ecológicas) e objetivas (buscam maximizar a concordância entre o observado e a distribuição modelada) (LIU et al., 2005). A curva ROC (características operacionais do receptor) faz parte do conjunto de abordagens objetivas e tem sido usada para determinar pontos de corte ideais, pois ela equilibra as perdas por predições incorretas com os ganhos pelos acertos (CANTOR et al., 1999; PEARSON et al., 2006). Assim, optamos por este limiar de corte.

Também utilizamos a estatística ROC, através da AUC (área sob a curva ROC), para avaliar a precisão do modelo. A curva ROC representa a relação entre as presenças corretamente identificadas (sensibilidade) e as falsas presenças

(comissão ou sobreprevisão), onde o programa identifica como presença, mas a espécie não ocorre (FRANKLIN et al., 2009). A AUC é obtida quando reconstruímos graficamente a relação entre a sensibilidade e 1-especificidade (ver FIELDING; BELL, 1997). É indicadora da capacidade de discriminação do modelo, geralmente interpretada como a probabilidade de o modelo classificar corretamente um ponto de verdadeira presença e um ponto de verdadeira ausência (PHILLIPS et al., 2006). Assim, a AUC consiste na proporção de acertos e erros do modelo, variando entre zero e um. Valores de 0,5 implicam numa discriminação aleatória, ou seja, a chance do modelo acertar ou errar é igual (ELITH et al., 2006; FRANKLIN et al., 2009). Quanto mais os valores se aproximem de um, mais os acertos prevalecem aos erros. Valores acima de 0,75 são considerados suficientemente discriminatórios para serem usados (ELITH et al., 2006). Para avaliar a importância de cada variável no modelo foi usado o teste Jackknife, sendo este uma funcionalidade do MaxEnt. No teste, cada variável é excluída e o modelo é criado com as demais, dessa forma é possível acessar o efeito da ausência de cada variável, e o quanto de informação cada variável acrescenta ao modelo (GARCIA, 2006).

2.2 Áreas prioritárias para conservação

A partir da estimativa da distribuição potencial da espécie, identificamos as áreas com maior adequabilidade ambiental para ocorrência de *Philodryas agassizii*, de acordo com as variáveis utilizadas. Além disso, identificamos quais variáveis tiveram maior influência no modelo final. Para analisar os principais fatores de pressão antrópica sobre a distribuição geográfica da espécie-alvo, realizamos a sobreposição do modelo gerado com informações acerca do uso do solo pela população humana e a proporção de sobreposição do modelo com o sistema atual de unidades de conservação brasileiras. Adicionalmente, analisamos o quanto das áreas prioritárias para conservação do estado do Rio Grande do Sul corresponde à área de maiores estimativas de ocorrência de *P. agassizii*. Para tanto, extraímos a área de probabilidade de ocorrência da espécie utilizando três pontos de corte de adequabilidade ambiental (70, 80, e 90%) através do programa computacional ArcGis 9.3 (ESRI, 2008). Realizamos a extração a partir da tabela de atributos do arquivo ASCII, resultante do modelo, transformado em arquivo do tipo raster.

Para as áreas do bioma Pampa do Rio Grande do Sul e áreas do Bioma Cerrado, utilizamos os mapas de uso do solo desenvolvidos pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), disponíveis na internet pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007a). Os mapas de uso de solo usados para áreas da Argentina e Uruguai estão disponíveis em <http://www.diva-gis.org>. (GLC, 2000). Para analisar a proporção e o grau de proteção das áreas dos recortes do modelo que estão inseridos no sistema de unidades de conservação, comparamos os resultados georreferenciados da estimativa de distribuição potencial da espécie com as áreas georreferenciadas das unidades de conservação brasileiras, disponíveis pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) em <http://www.ibama.gov.br>.

As informações acerca da situação do plano de manejo das unidades de conservação utilizadas são disponíveis pelo Ministério do Meio Ambiente (<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao>), e pela Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul - SEMA (<http://www.sema.rs.gov.br/>). Em relação às áreas prioritárias para conservação da biodiversidade brasileira, utilizamos as informações geradas pelo projeto PROBIO, a fim de acessarmos possíveis ações já sugeridas à conservação de *P. agassizii*.

Consideramos como áreas prioritárias para a conservação de *P. agassizii* no Rio Grande do Sul aquelas com vegetação campestre preservada do bioma Pampa, inseridas nas áreas apontadas pelo modelo como de maior adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie, mas que ainda não fazem parte de unidades de conservação já consolidadas. Ainda, analisamos as zonas de vegetação adjacentes às áreas de maior adequabilidade ambiental estimadas pelo modelo para identificar os principais agentes de pressão antrópica à espécie. Para tanto, foram consideradas as informações presentes no mapa de uso do solo do bioma Pampa do PROBIO (MMA, 2007a).

3 RESULTADOS

A busca de registros da espécie resultou em 131 pontos de ocorrência (Figura 2). O modelo estimado mostra que *Philodryas agassizii* ocorre principalmente em áreas dos biomas Cerrado e Pampa, apresentando maior adequabilidade ambiental na região da Campanha do Rio Grande do Sul, oeste do Uruguai, sul de Minas Gerais e em Brasília e seus arredores (Figura 3).

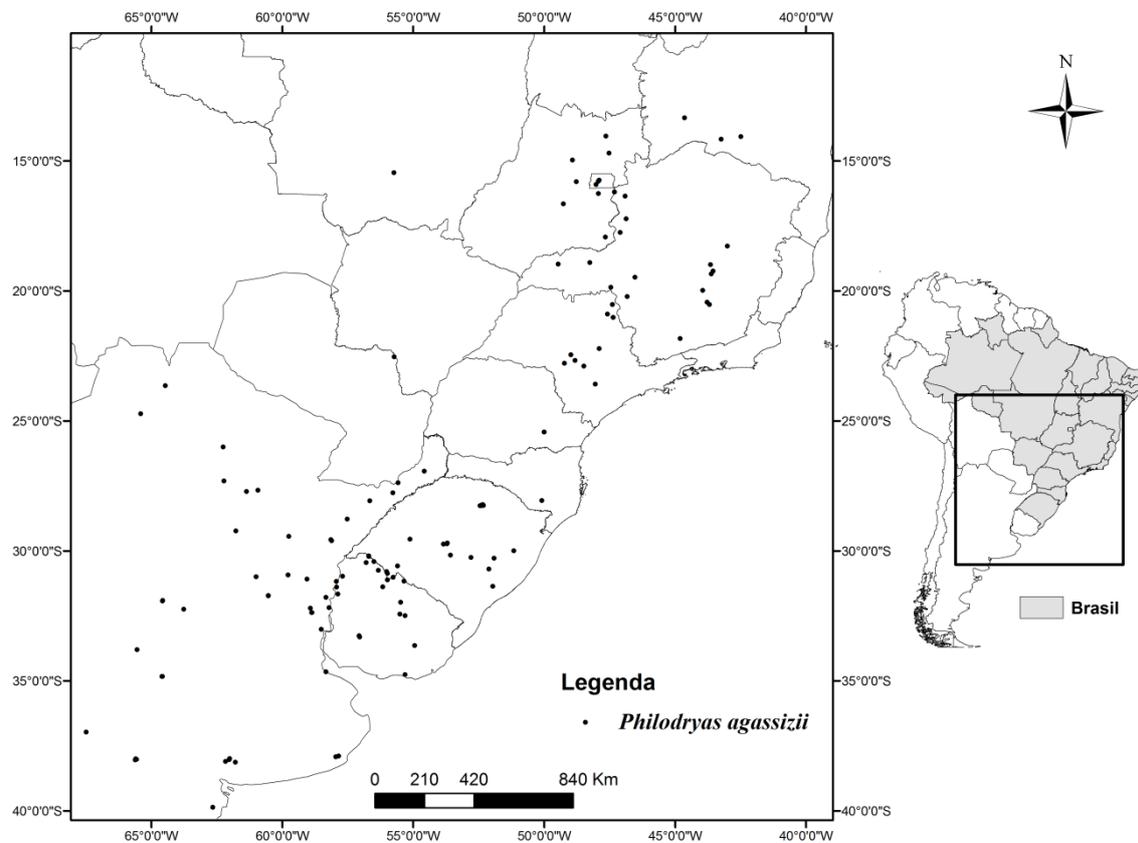


Figura 2 - Localidades de ocorrência da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae) compilados da literatura, de coleções científicas e de bancos de dados digitais, no presente estudo.

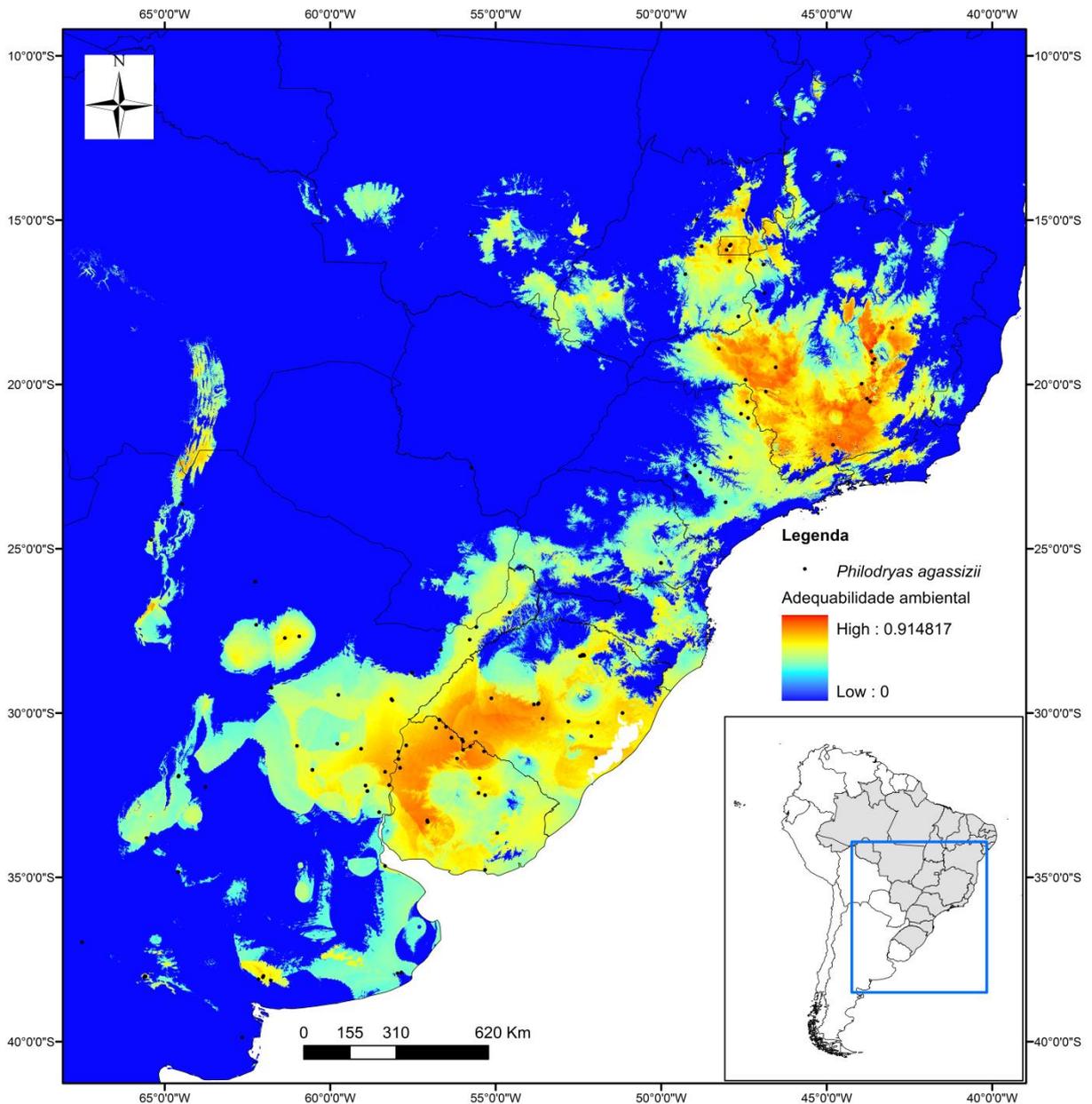


Figura 3 - Distribuição geográfica potencial da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae), com base na adequabilidade ambiental gerada por entropia máxima e pontos de ocorrência da espécie utilizados na confecção do modelo. O limiar de corte utilizado para o modelo é de 0,34.

As variáveis que mais influenciaram o modelo foram relacionadas com a temperatura, sendo que temperatura mínima no mês mais frio teve maior porcentagem de contribuição (Tabela 1). As curvas de resposta de cada variável inserida no modelo estão expostas no Anexo 1. A temperatura média anual (bio_as_1) foi indicada como a variável que apresenta maior ganho de informação ao modelo quando usada isoladamente; e a altitude (alt_as) como a variável que inclui informações importantes ao modelo que não estão presentes em outras

variáveis, causando maior perda de informação ao modelo quando omitida (Figura 4).

Tabela 1 - Valores de contribuição de cada variável incluída no modelo de distribuição potencial gerado para a serpente *Philodryas agassizii*.

Variável	Contribuição (%)
Temperatura mínima no mês mais frio (Bio6)	25,4
Temperatura média anual (Bio1)	19,7
Temperatura média no trimestre mais quente (Bio10)	16,7
Precipitação no trimestre mais chuvoso (Bio16)	10,2
Precipitação no trimestre mais frio (Bio19)	5,8
Altitude (Alt)	5,4
Temperatura máxima no mês mais quente (Bio5)	5
Temperatura média no trimestre mais frio (Bio11)	4,2
Precipitação no mês mais chuvoso (Bio13)	3,5
Sazonalidade de precipitação (Bio15)	2,5
Precipitação no trimestre mais seco (Bio17)	0,9
Temperatura média no trimestre mais seco (Bio9)	0,4
Precipitação no mês mais seco (Bio14)	0,3

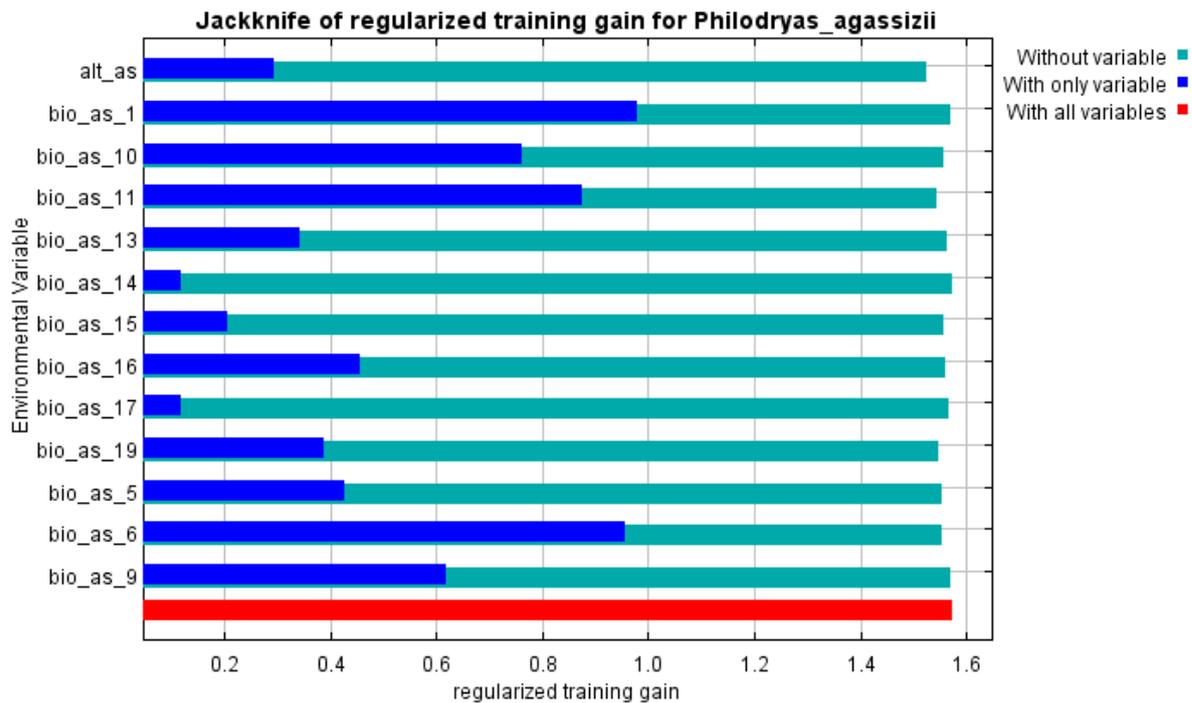


Figura 4 - Resultados do teste de Jackknife, referentes ao ganho de informação sobre cada variável ambiental no modelo estimado de distribuição preditiva da serpente *Philodryas agassizii*.

3.1 Validação do modelo

O limiar de corte mais restritivo para todas as réplicas foi de igual sensibilidade e especificidade dos valores de treino (“Equal training sensitivity and specificity”), no qual o valor absoluto da diferença entre a sensibilidade e especificidade é minimizado, apresentando valor médio de 0,34 (desvio padrão igual a 0,015). O mapa apresentado na Figura 3 foi confeccionado com o limiar de corte.

Para todas as réplicas o valor de AUC foi significativo ($>0,75$; *sensu* ELITH et al., 2006): $AUC_{\text{Teste}} = 0,921$ ($p = 0,007$), e $AUC_{\text{Treino}} = 0,9476$ ($p = 0,002$). Na Figura 5 é apresentada a curva ROC média das réplicas.

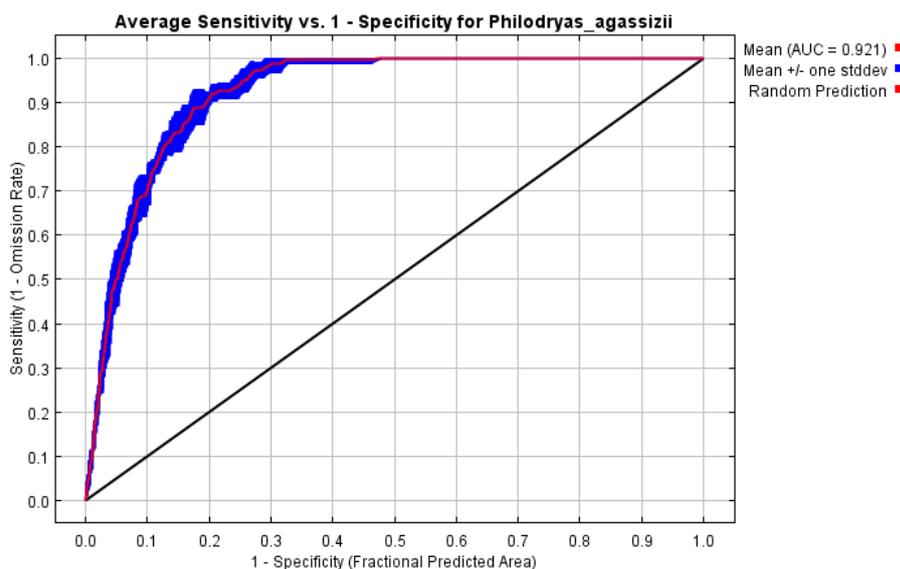
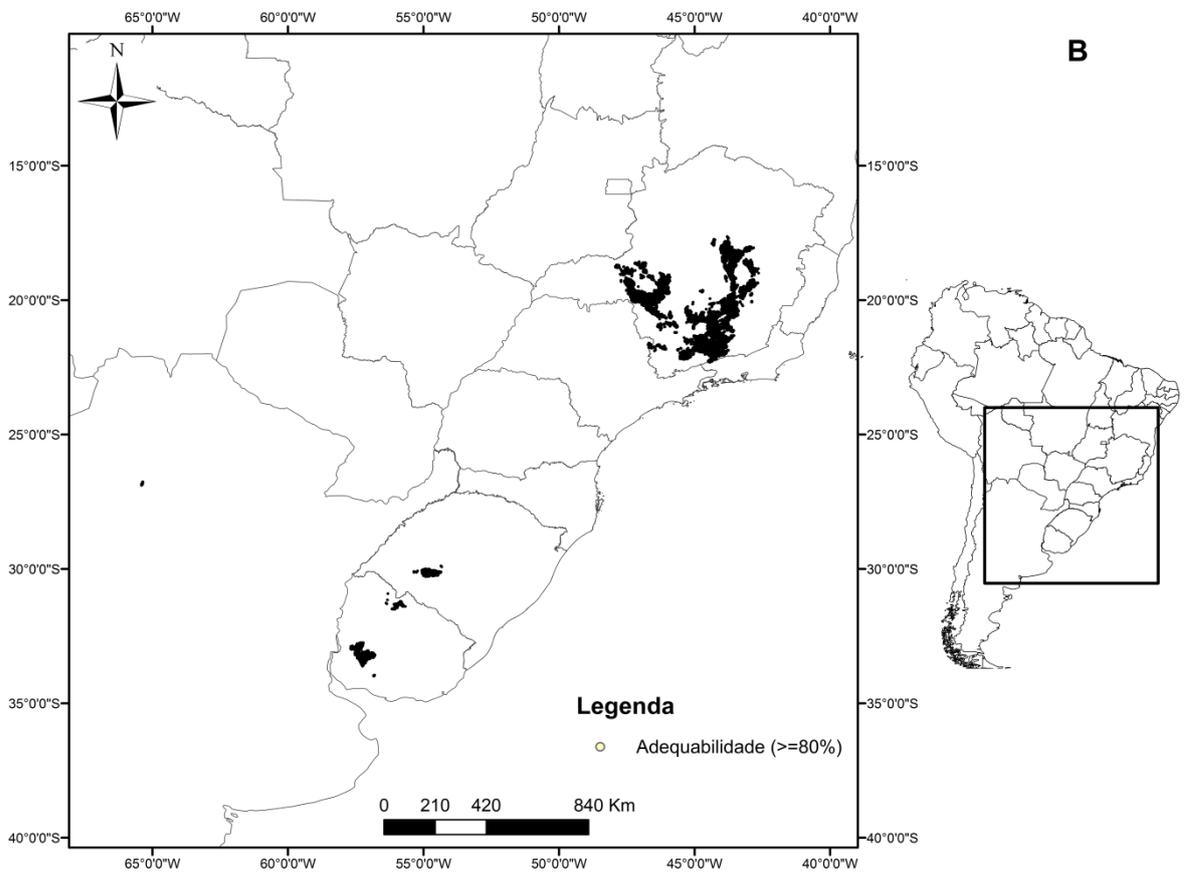
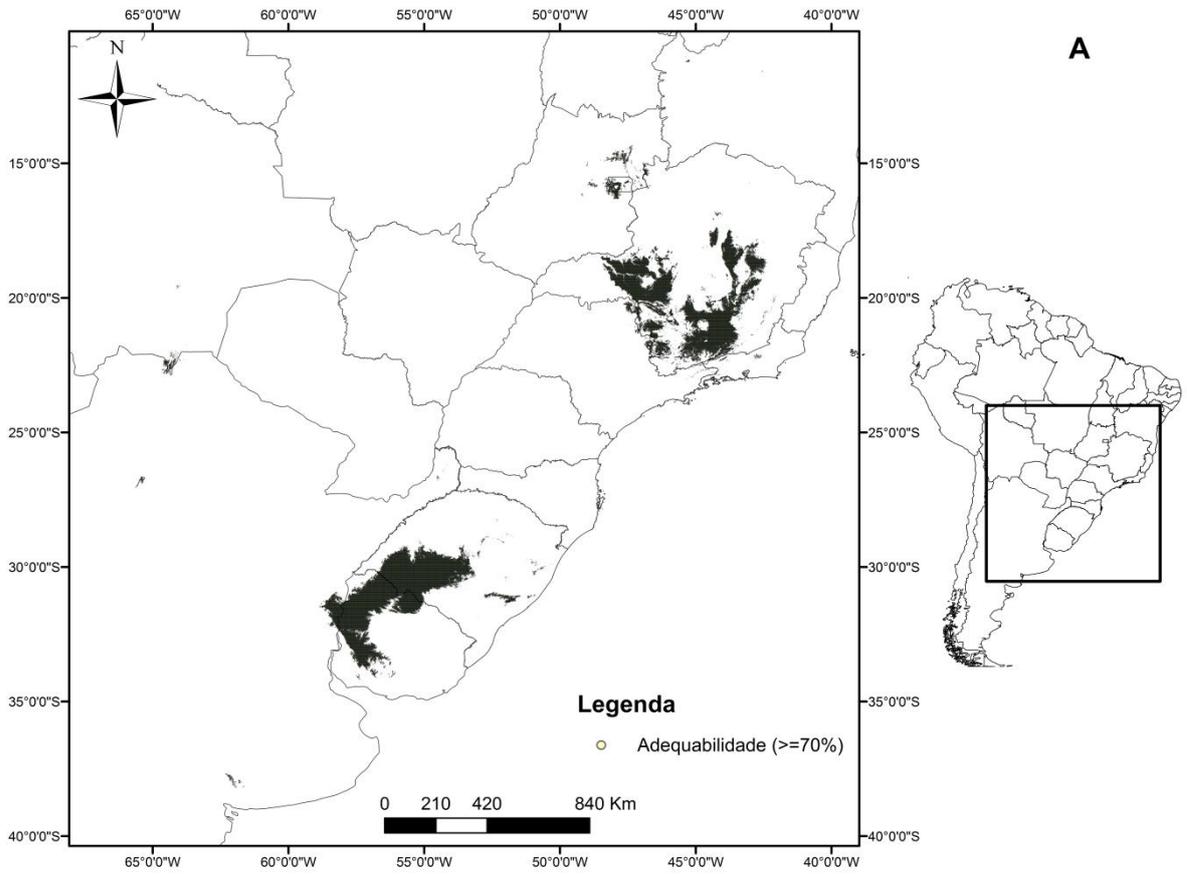


Figura 5 - Curva ROC (características operacionais do receptor) média das cinco réplicas geradas pelo modelo para os dados de treino, referente à sensibilidade do modelo de distribuição geográfica preditiva da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae). A área em azul refere-se ao desvio padrão das cinco réplicas geradas.

3.2 Áreas prioritárias para conservação no estado do Rio Grande do Sul

A extração das localidades com probabilidade de ocorrência superior a 70%, 80% e 90% (Figura 6A-C) resultou em diferentes tamanhos de áreas. Apenas a probabilidade de 70% possibilitou as análises para o estado do Rio Grande do Sul, relacionadas ao uso de solo e à conservação dos ambientes. A ocorrência de *Philodryas agassizii* no estado apresenta duas áreas de maior probabilidade: a maior área englobando a Região Centro-Oeste e a Região Fronteira-Oeste; e uma área menor na Região Sudeste do estado (Figura 6A). Apenas a primeira área apresenta porções de vegetação campestre, conforme o observado na sobreposição com o uso do solo (Figura 7). A sobreposição para toda a distribuição da espécie pode ser observada no Anexo 2.

A partir da análise de sobreposição das áreas de maior adequabilidade ambiental para a espécie com o sistema atual de Unidades de Conservação do estado do Rio Grande do Sul, observamos maiores valores de adequabilidade na Área de Preservação Ambiental (APA) do Ibirapuitã (aprox. 316.790 ha), uma unidade de uso sustentável, e nas Unidades de Proteção Integral Reserva Biológica (REBIO) do Ibirapuitã (aprox. 352 ha) e Parque Estadual (PE) do Camaquã (aprox. 9.797 ha) (Figura 7).



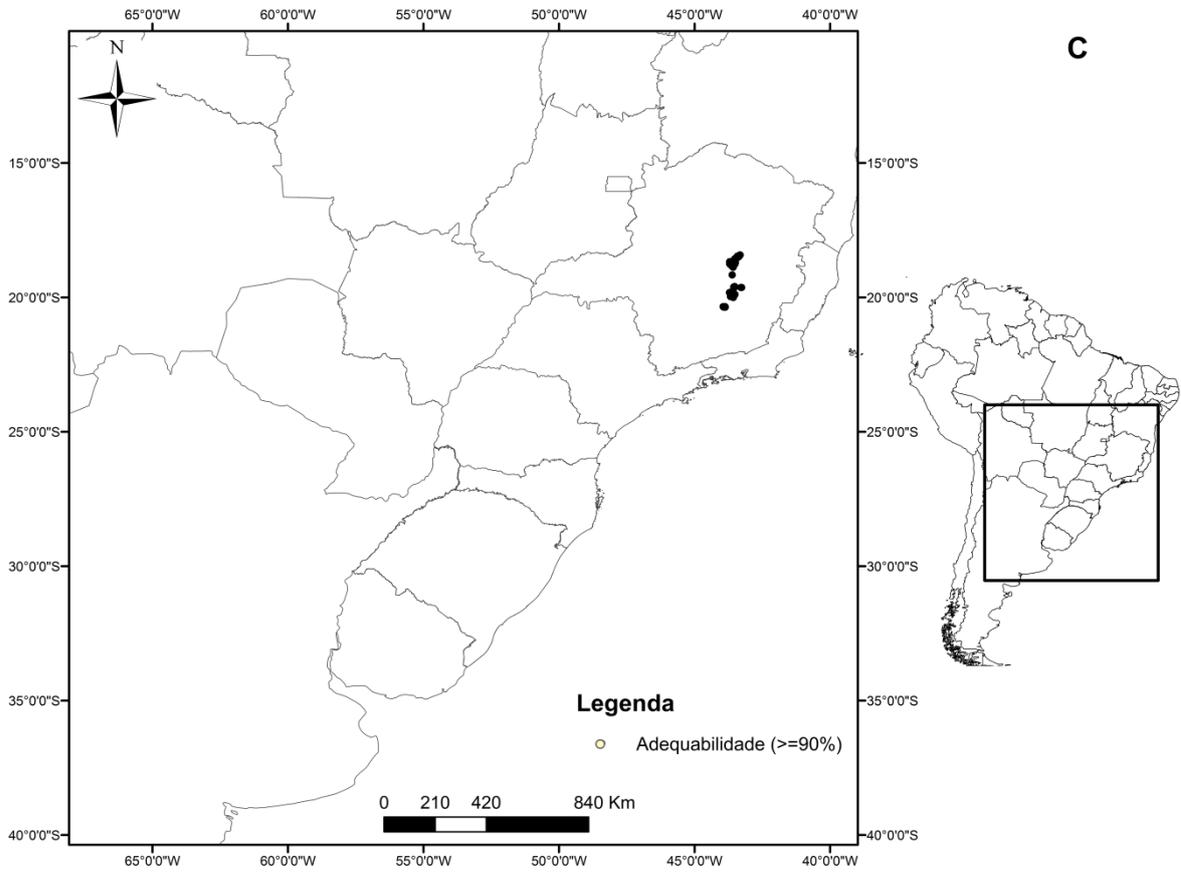


Figura 6 - Adequabilidade ambiental para a serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae), resultante do recorte do modelo de distribuição geográfica. A = 70% de adequabilidade; B = 80%; C = 90%.

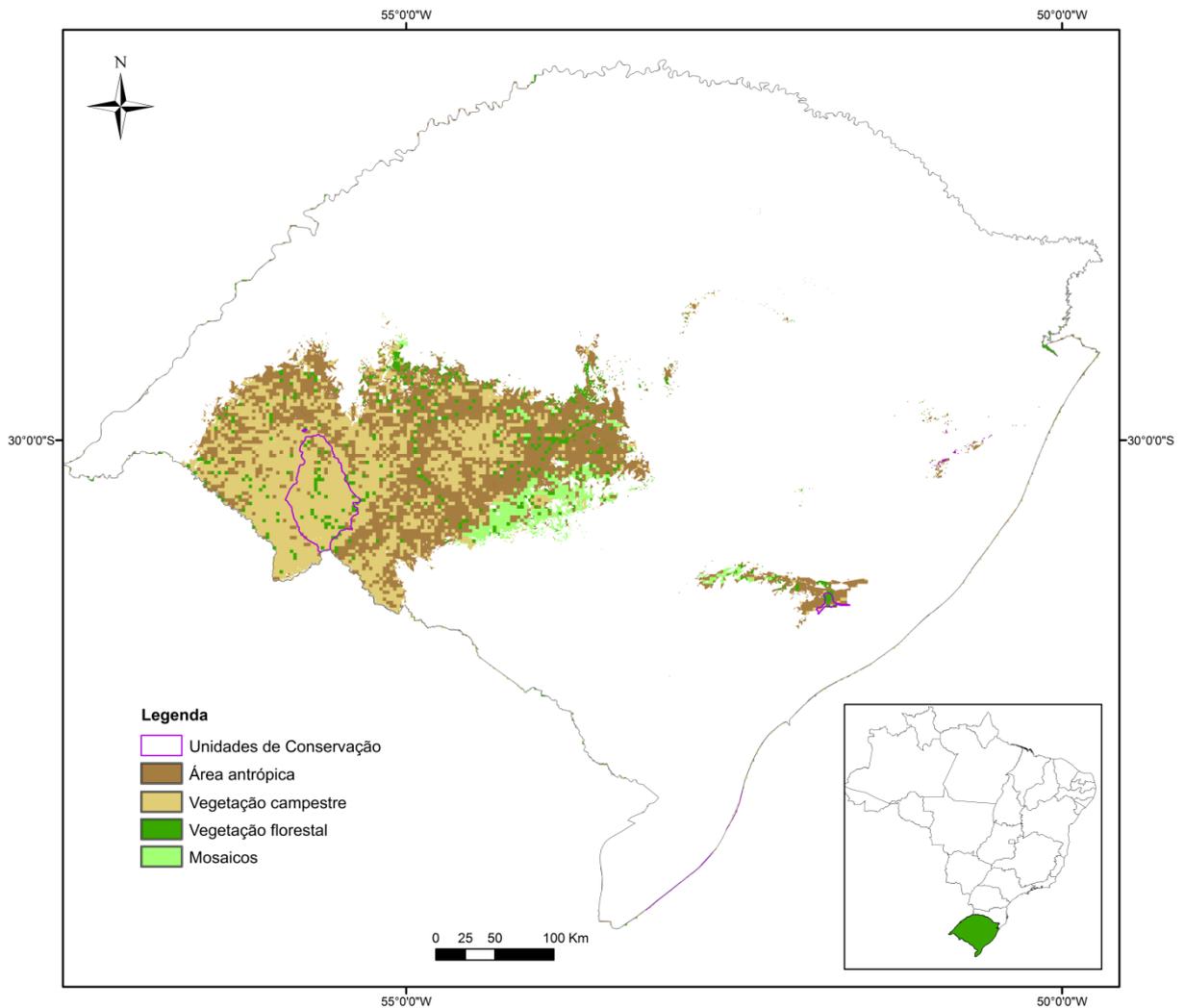


Figura 7 - Uso de solo no Rio Grande do Sul, em áreas de adequabilidade ambiental igual ou superior a 70% da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae), resultante do recorte do modelo de distribuição geográfica preditiva.

Os locais apontados pelo modelo como de maior adequabilidade ambiental para a ocorrência de *P. agassizii* correspondem principalmente a áreas de savana-estépica e estepe (*sensu* MMA, 2007a) (Figura 8). De acordo com o mapa de uso do solo do Rio Grande do Sul, as principais pressões antrópicas nas zonas de ocorrência da espécie são a agropecuária, a agricultura de cultivos cíclicos e, em menores áreas, a silvicultura (Figura 9).

Nas áreas com adequabilidade ambiental igual ou superior a 70% estão previstas algumas ações conservacionistas, com base na avaliação de áreas prioritárias para conservação (MMA, 2007b), como a realização de inventários, criação de UCs e construção de corredores ecológicos (ver Figura 10). A maior parte

da área de potencial mais alto de ocorrência da espécie está classificada como "alta", "muito alta" e "extremamente alta" prioridade de conservação (Figura 11).

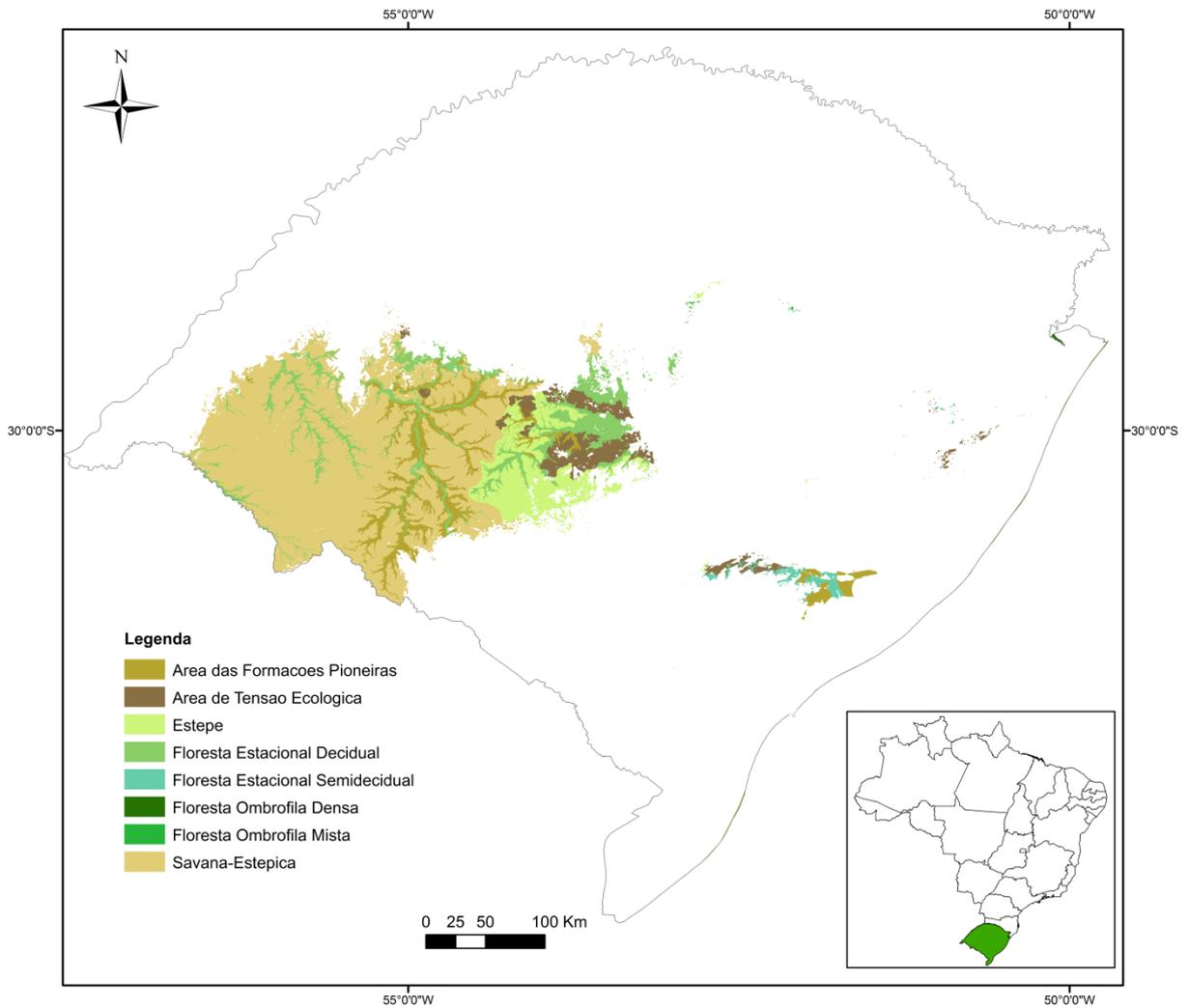


Figura 8 - Fitofisionomias do bioma Pampa no Rio Grande do Sul (MMA, 2007a) em áreas de potencial ocorrência da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae), com adequabilidade ambiental igual ou superior a 70%, resultante do recorte do modelo de distribuição geográfica preditiva.

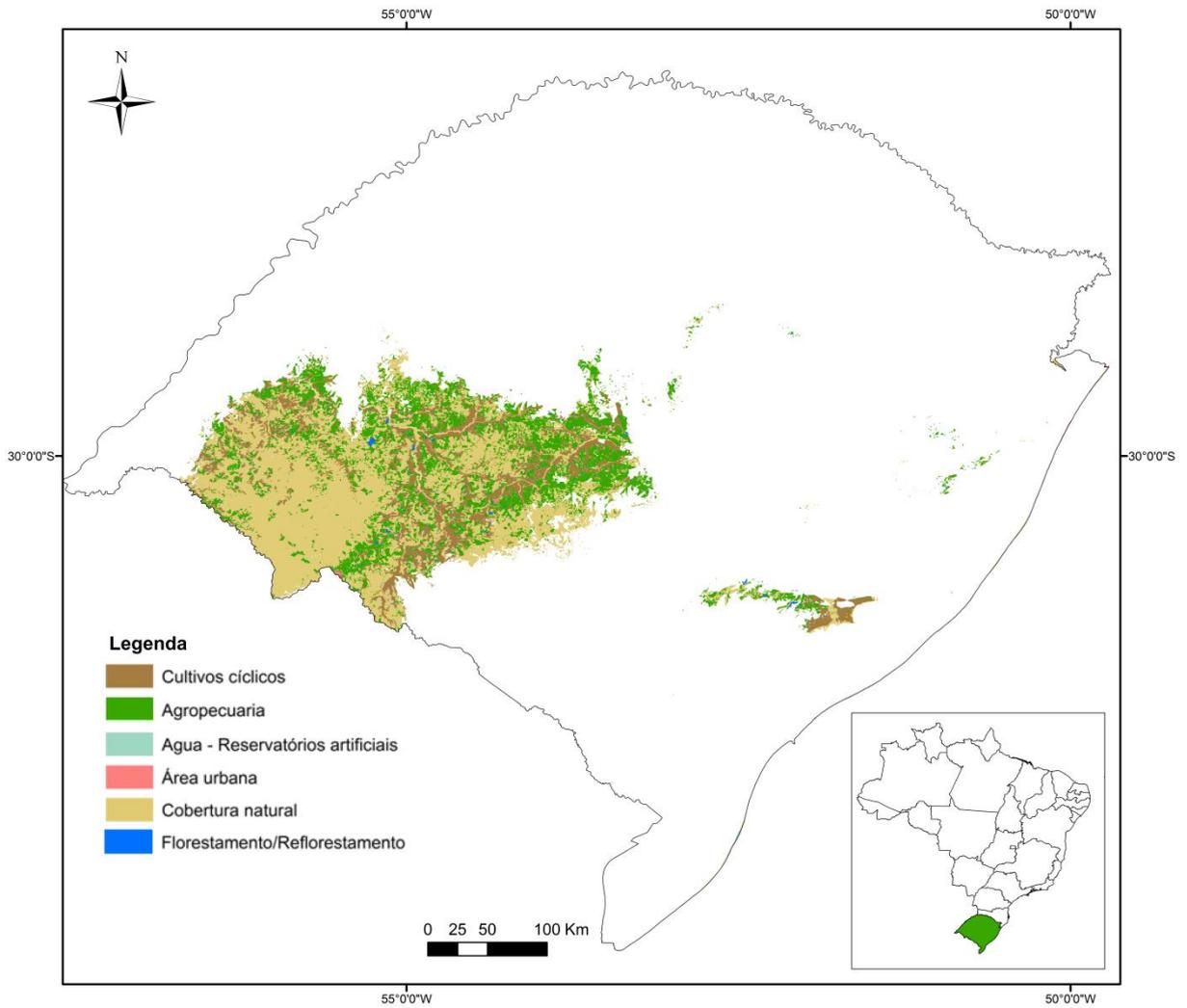


Figura 9 - Tipos de uso do solo no bioma Pampa do Rio Grande do Sul (MMA, 2007a), em áreas de potencial ocorrência da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae) com adequabilidade ambiental igual ou superior a 70%, resultante de corte do modelo de distribuição geográfica.

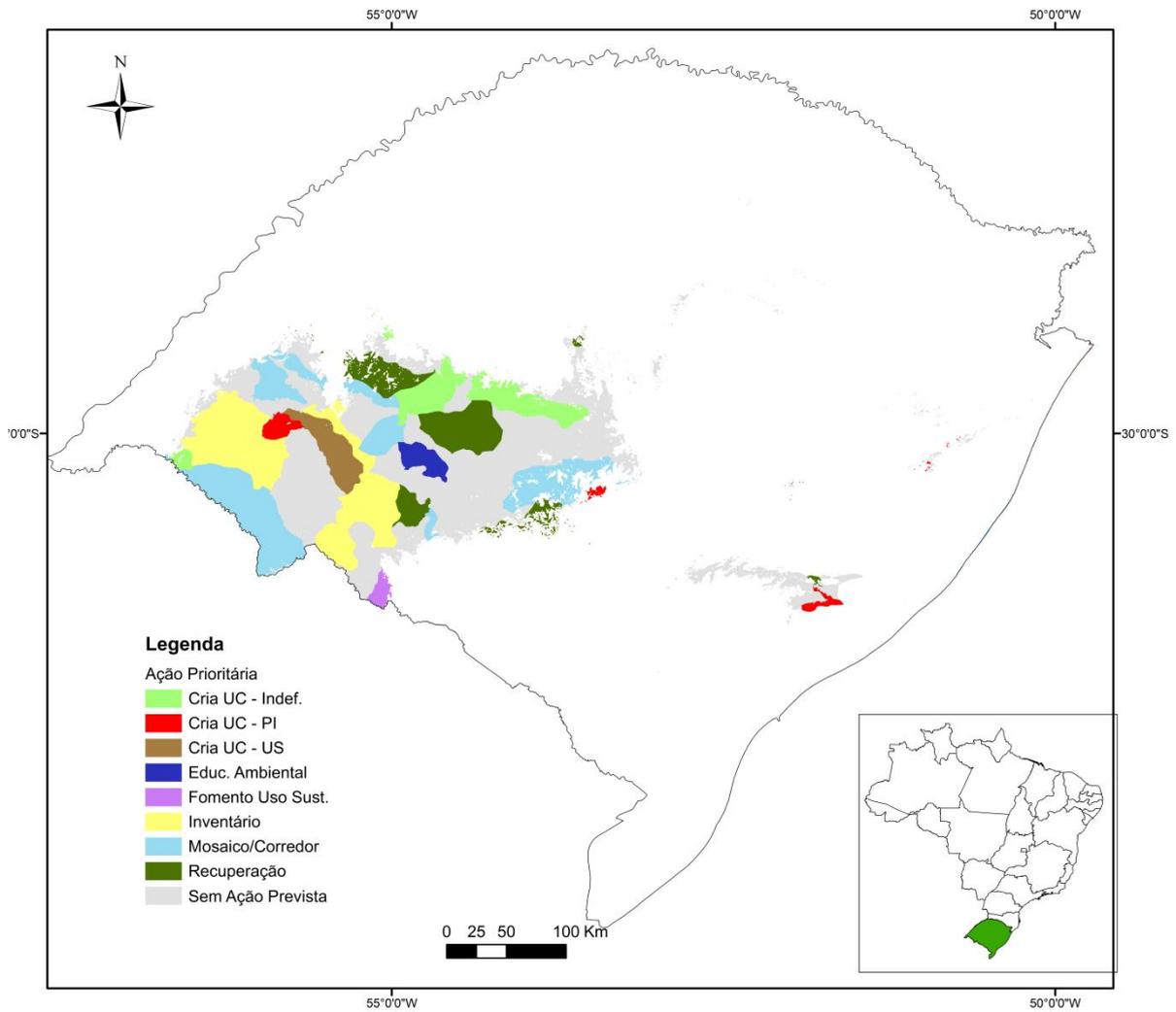


Figura 10 - Ações prioritárias para conservação previstas para áreas do bioma Pampa no Rio Grande do Sul. Fonte: Ministério do Meio Ambiente (disponível em: <http://www.mma.gov.br/>); em áreas de potencial ocorrência da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae) com adequabilidade ambiental igual ou superior a 70%, resultante de corte do modelo de distribuição geográfica.

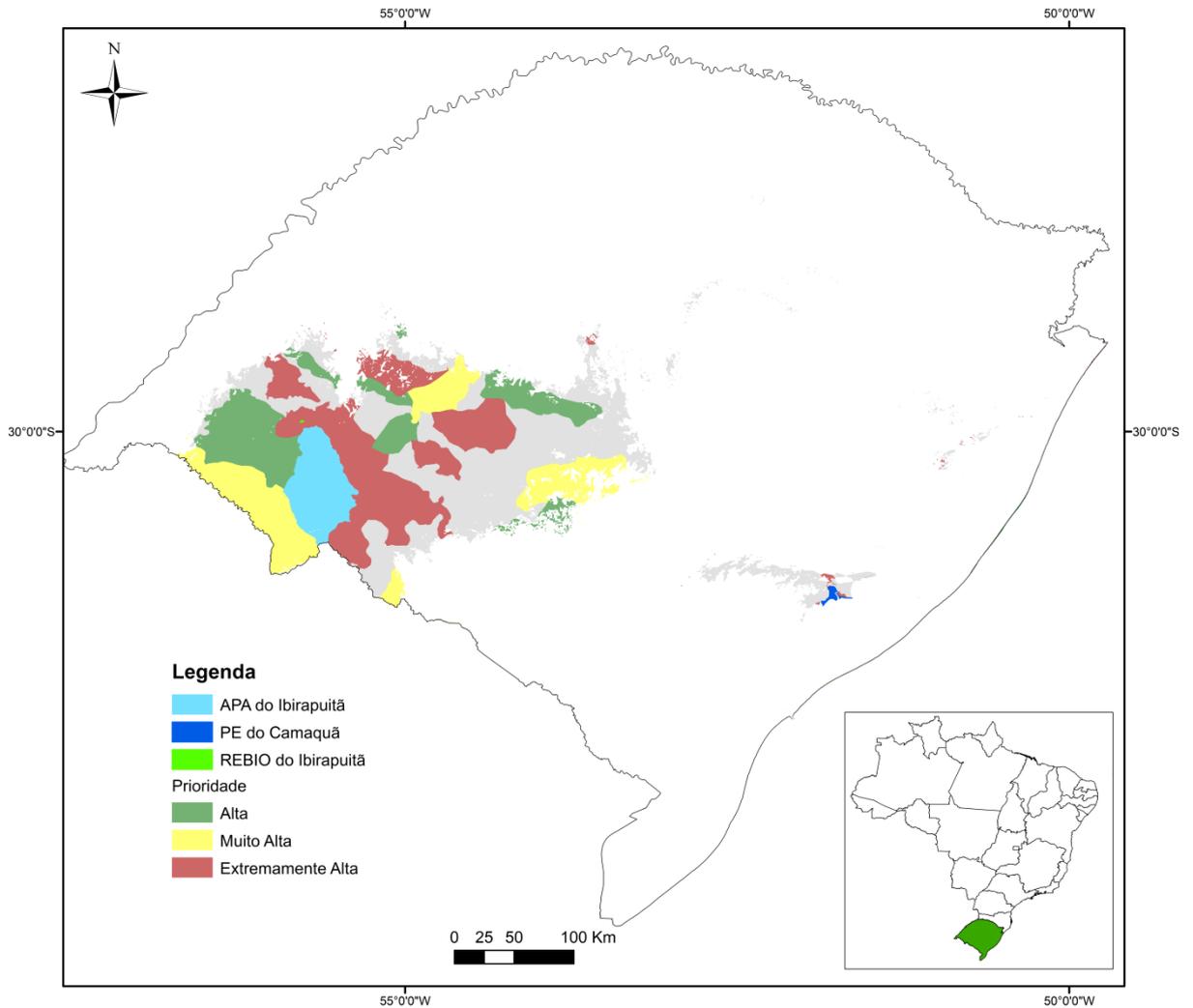


Figura 11 - Grau de prioridade para conservação em áreas do bioma Pampa no Rio Grande do Sul. Fonte: Ministério do Meio Ambiente (disponível em: <http://www.mma.gov.br/>); em áreas de potencial ocorrência da serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae) com adequabilidade ambiental igual ou superior a 70%, resultante de corte do modelo de distribuição geográfica.

4 DISCUSSÃO

As áreas estimadas pelo modelo de distribuição preditiva como de maior adequabilidade ambiental para a ocorrência de *Philodryas agassizii* envolvem, na maioria, ambientes de vegetação campestre. Considerando que outros estudos apontam a espécie como especialista nesse tipo de ambiente (e.g., MARQUES et al., 2006, WINCK et al., 2007), as predições feitas pelo modelo podem ser consideradas satisfatórias. Embora a previsão do modelo aponte que ambientes florestados apresentam adequabilidade ambiental à espécie, esta possibilidade não foi confirmada em anteriores investigações em campo (MARQUES et al., 2006; SAWAYA et al., 2008). Além disso, a maior parte da distribuição prevista é representada por áreas abertas, reforçando o conhecimento atual que indica *P. agassizii* como especialista de ambientes de campos, apesar da ausência de uma matriz ambiental de vegetação para a confecção do modelo. A distribuição prevista da espécie acompanha o chamado “corredor de savana”, estando presente nas quatro províncias fitogeográficas associadas a sub-regiões Chaco: províncias da Caatinga, do Cerrado, do Chaco e do Pampa (MORRONE, 2006). Os campos do sul do Brasil fazem parte de dois domínios biogeográficos, representados pela província do Paraná, de domínio Amazônico e a província Pampeana, de domínio Chaquenho (BEHLING et al., 2009). Apesar da espécie *P. agassizii* ocorrer em ambos, há maior adequabilidade ambiental em áreas pampeanas, com limite no paralelo 30° (ver BEHLING et al., 2009). Os campos da campanha gaúcha são considerados como parte dos campos do Rio da Prata, estendendo-se ao Uruguai e Argentina (OVERBECK et al., 2009). Essas regiões (campanha gaúcha e campos do Rio da Prata), por sua vez, apresentam características climáticas (pluviosidade e temperatura) que atualmente permitem o estabelecimento de florestas (OVERBECK et al., 2007). Estudos sugerem que a vegetação campestre foi dominante em áreas de altas elevações da região subtropical do Brasil durante o último período glacial (há aproximadamente 18 mil anos) e início e metade do Holoceno (BEHLING et al., 2004, 2005; BEHLING; PILLAR, 2007), com posterior expansão da vegetação florestal entre cinco mil e 930 anos atrás, atribuída ao aumento da umidade e à ausência de uma estação seca marcante (ver BEHLING; PILLAR, 2007). Portanto, as áreas campestres naturais atuais do sul do Brasil podem ser consideradas como ecossistemas relictuais de um clima pretérito mais seco e frio (BEHLING et al.,

2009). O reconhecimento do padrão de modificação dos ambientes de campo no tempo evolutivo, aliado às pressões exercidas pela ação antrópica atualmente, é de fundamental importância ao propor planos de conservação das áreas de campo do sul do Brasil, uma vez que, aparentemente, muitas formações vegetais campestres não podem ser mantidas em unidades de conservação integral (BEHLING et al., 2009), que exclui, por exemplo a presença dos grandes pastejadores (bovídeos de criação?).

Considerando essa peculiaridade dos campos sulinos em relação às demais áreas campestres, a exclusão total de perturbações antrópicas levaria a uma mudança na estrutura da vegetação e à dominância de gramíneas de touceiras grandes (BOLDRINI; EGGERS 1996; QUADROS; PILLAR 2001). Tendo em vista essas questões, especialistas em estudos da composição vegetacional dos campos têm sugerido que a conservação dessas áreas baseie-se no estabelecimento de unidades de conservação que permitam certo grau de perturbação antrópica (OVERBECK et al., 2009). O pastejo é o principal manejo sugerido, mas em áreas que este não é permitido, Overbeck et al. (2005) consideram o fogo uma ferramenta válida na manutenção dos campos do Pampa. No entanto, acreditamos que esta medida só é válida se considerarmos apenas o efeito sobre a composição florística, uma vez que os efeitos para a fauna parecem ser geralmente negativos (e.g., FIZSON et al., 2003; SILVANO et al., 2003). Esses efeitos são dependentes da intensidade e frequência do fogo. Incêndios sucessivos em curtos períodos de tempo tendem a diminuir a riqueza e mudar a composição da fauna local. Por outro lado, incêndios mais esporádicos tendem a ser mais intensos, devido ao maior acúmulo de biomassa, o que pode causar um alastramento mais rápido do fogo e maiores temperaturas (FRIZZO et al., 2011). *Philodryas agassizii* é uma espécie reconhecida como sensível a perturbações ambientais que incluem queimadas (WINCK et al., 2007). Portanto, tendo em vista sua conservação, acreditamos que a utilização do fogo como ferramenta mantenedora dos campos deva ser descartada, até que o efeito desse tipo de manejo sobre esta e outras espécies seja efetivamente testado.

A área campestre preservada que o modelo estimou com probabilidade de ocorrência igual ou superior a 70% no Rio Grande do Sul está restrita à região centro-oeste do estado. A região da Campanha esteve ligada historicamente com a pecuária extensiva, sendo essa uma atividade amplamente reconhecida como uma

forma de uso econômico compatível com a conservação dos Campos Sulinos, quando dentro de limites reconhecidos de exploração da vegetação (FIDELIS et al., 2009). Porém, a crescente substituição dos campos naturais por cultivos florestais e anuais não foi acompanhada por uma redução correspondente no rebanho bovino. Assim, houve aumento na lotação das pastagens e, conseqüentemente, na pressão de pastejo sobre os campos remanescentes (BENCKE, 2009). A destruição dos ambientes naturais é considerada a maior ameaça para a conservação de répteis no Brasil. Apesar das espécies que habitam ambientes abertos serem relativamente mais resilientes às modificações do hábitat quando comparadas a espécies florestais, muitas delas podem desaparecer, como registrado em áreas de plantações de soja no Cerrado (RODRIGUES, 2005b). A agricultura e a pecuária exercem grande pressão em ecossistemas de vegetação aberta (FISZON et al., 2003) através da remoção de microhabitats e abrigos, principalmente pelo aumento de exposição do solo, redução da disponibilidade de recursos alimentares (SILVANO et al., 2003) e fragmentação do habitat. Em inúmeras áreas do bioma Pampa, o pastejo excessivo resulta em diminuição na cobertura do solo e em riscos de erosão (OVERBECK et al., 2009), afetando diretamente o habitat (e.g., microclima) de espécies criptozoicas (e.g., microclima), como *Philodryas agassizii*.

A partir da sobreposição do modelo de distribuição preditiva resultante com o mapa de uso de solo do estado do Rio Grande do Sul, foi possível inferir que as pressões antrópicas sobre *Philodryas agassizii* são decorrentes das atividades da agropecuária, da agricultura de cultivos cíclicos e, com uma porção de área menos representativa, embora possivelmente mais impactante, da silvicultura. Sendo que a espécie não ocorre em áreas de cultivos florestais (SAWAYA et al., 2008), as expansões da silvicultura sobre o campo nativo, observadas na região centro-oeste do Rio Grande do Sul, reduzem as áreas de possível ocorrência da espécie (GAUTREAU; VÉLEZ, 2011), através da substituição do ecossistema natural por outro totalmente distinto e com menor heterogeneidade ambiental. A mudança no uso do solo é considerada como o fator de maior impacto sobre a biodiversidade local, e práticas agrônômicas agressivas podem reforçar o impacto negativo do uso do solo sobre o habitat (VIGLIZZO et al., 2003). Nos últimos 30 anos, houve um decréscimo de 25% da área total dos campos naturais no bioma Pampa, com uma estimativa de taxa de conversão em sistemas agrossilviculturais de 130 mil ha/ano, principalmente devido à grande expansão das atividades agrícolas e de silvicultura,

em que se destacam o plantio de soja, milho, eucalipto e acácia-negra (BRANDÃO et al., 2007; OVERBECK et al., 2009). Essas atividades causam a remoção total da vegetação nativa, revolvimento do solo e poluição por agrotóxicos, diferentemente da pecuária que, quando praticada com manejo sustentável, tende a ser menos agressiva à vegetação campestre (ver PILLAR; QUADROS, 1997; CASTILHOS et al., 2009). No entanto, a busca por maiores taxas de produtividade na pecuária, por meio do adensamento e de enriquecimento das pastagens, ou ainda por pastagens totalmente cultivadas com espécies exóticas, tem colocado em risco sustentabilidade desta atividade. Portanto, proteger áreas naturais na forma de unidades de conservação é a primeira medida a se tomar com o intuito de manter a fauna e flora nativas de um bioma. Por convenção mundial, o mínimo de 10% de cada bioma deve ser protegido na forma de unidades de conservação (TGCI, 2008). Nesse sentido, o bioma Pampa brasileiro está muito abaixo deste índice, com apenas 3,3% de proteção em unidades de conservação, sendo 2,4% de uso sustentável e 0,9% de proteção integral (MMA, 2012).

Considerando as unidades de conservação existentes no estado, apenas a Reserva Biológica do Ibirapuitã, o Parque Estadual do Camacã (Unidades de Proteção Integral) e a Área de Preservação Ambiental do Ibirapuitã (unidade de uso sustentável), possuem adequabilidade ambiental alta para ocorrência de *Philodryas agassizii*, segundo modelo de distribuição preditiva, e poderiam ser utilizadas para traçar medidas iniciais de conservação da espécie. No entanto, nenhuma possui plano de manejo e Zoneamento Ecológico-Econômico, assim como o conhecimento sobre fauna e flora é incompleto (SEMA, 2012; CNUC, 2012). A APA do Ibirapuitã foi criada através do decreto número 529 de 20 de maio de 1992. Essa possui 316.790 hectares e é considerada Unidade de Uso Sustentável no sistema de Unidades de Conservação (UC) do Brasil (MMA, 2012) e como “Categoria V” na classificação da IUCN (IUCN, 2012): área protegida onde a interação entre as pessoas e a natureza, ao longo do tempo, produziu uma área de características distintas, com significativo valor ecológico, biológico, cultural e cênico, e onde proteger essa interação é vital para manter a área e seus valores associados. As Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UCSu) são consideradas boas opções para conservação de áreas de campo como os presentes no bioma Pampa, com condições climáticas favoráveis à formações florestais e mantidos por perturbações antrópicas (BENCKE, 2009). No entanto, o limiar entre uso sustentável e degradação é tênue (PILLAR et al., 2006), e

para que uma UCSu cumpra sua função de garantir a preservação de uma porção de um bioma é necessário utilizar todos os mecanismos de controle e racionalização do uso disponíveis. Nos domínios da APA do Ibirapuitã, ainda não há dados disponíveis sobre sua biodiversidade e seu atual estado de conservação, pois 100% de sua área são de propriedade particular (CNUC, 2012). Além disso, não há uma fiscalização efetiva, devido ao número reduzido de servidores (CNUC, 2012). Essa situação coloca em risco a preservação de toda a biodiversidade local, incluindo *Philodryas agassizii*. Considerando que a APA do Ibirapuitã é a única Unidade de Conservação (UC) que engloba uma matriz de campo preservado, e apresenta um tamanho de abrangência relativamente grande, esta pode ser considerada como uma área estratégica para a conservação de *P. agassizii* e demais constituintes dos ecossistemas do bioma Pampa. Para reconhecer a APA do Ibirapuitã como uma área representativa da biodiversidade do bioma Pampa, bem como para uma proteção efetiva da espécie em questão, é necessário que pelo menos parte da mesma seja elevada a uma unidade de proteção mais restritiva, o que poderia minimizar, por exemplo, a prática observada de conversão dos campos nativos daquela região em pastagens exóticas cultivadas (SANTOS, 2013*).

Nas áreas consideradas como de maior adequabilidade ambiental para a serpente *Philodryas agassizii*, há previsões de realização de ações conservacionistas, como inventários, criação de UCs e construção de corredores ecológicos, como indicado no mapa de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (MMA, 2007a). Com base nos resultados obtidos no presente estudo, juntamente com dados disponíveis acerca da ecologia da espécie (MARQUES et al., 2006; WINCK et al., 2007), consideramos a efetivação dessas medidas previstas como fundamentais para a conservação de um dos maiores remanescentes do bioma Pampa. *Philodryas agassizii* é reconhecidamente uma espécie sensível à mudança de habitat, e acreditamos que o melhor modo de preservá-la é a manutenção de áreas campestres naturais como Unidades de Conservação de Proteção Integral. Áreas formalmente protegidas são consideradas a primeira medida para a proteção da biodiversidade (JENKINS; JOPPA, 2009) e apenas a proteção legal pode efetivamente proibir a transformação dos campos naturais em áreas para agricultura ou silvicultura (OVERBECK et al., 2009). As áreas de campo,

* SANTOS, T. G. (Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pampa, UNIPAMPA – Campus de São Gabriel). Comunicação Pessoal, 2013.

savanas e biomas de formação arbustiva compõem apenas 2% das áreas de proteção estabelecidas globalmente (JENKINS; JOPPA, 2009). Brandão et al. (2007) destacam que, no Brasil, o Sistema de Unidades de Conservação atual ainda é insuficiente para proteção do patrimônio ecológico e genético da formação vegetacional dos campos a longo prazo. O relatório do mapeamento de áreas prioritárias para conservação não discrimina o tipo de unidades de conservação sugeridas (MMA, 2007b). Tendo em vista a alta suscetibilidade de *P. agassizii* às modificações ambientais, as características vegetacionais únicas, e o número insuficiente de Unidades de Conservação de uso restrito no bioma Pampa, sugerimos que as novas Unidades de Conservação sejam criadas no âmbito de Proteção Integral, e enquadradas na categoria IV da IUCN.

Tendo em vista a velocidade de degradação dos biomas em escala global, as medidas de conservação atualmente empregadas podem ser consideradas paliativas e/ou insuficientes frente ao cenário mundial de modificações antrópicas, seja pela modificação direta dos ambientes ou mesmo pelas mudanças climáticas experimentadas nas últimas décadas (ver PIMM; RAVEN, 2000; JENKINS; JOPPA, 2009; SINERVO et al., 2010). Da mesma forma, devido ao tempo e recursos monetários serem escassos, muito frequentemente as decisões são tomadas com os limitados dados disponíveis, por isso é crucial maximizar o uso dos mesmos (COSTA et al., 2007). O uso de espécies-chave para conservação, como espécies guarda-chuvas, potencializam os resultados das medidas conservacionistas (CARO; O'DOHERTY, 1999). Assim, espécies guarda-chuvas podem ser usadas para abranger/proteger atributos úteis a espécies simpátricas ou para ajudar na localização e concepção de áreas de proteção (CARO; O'DOHERTY, 1999). Considerando que as áreas de ocorrência de *Philodryas agassizii* são ambientes conservados, devido à sua sensibilidade a alterações no habitat (i.e. habitat-especialista, WINCK et al., 2007), e que esses ambientes abrigam outras espécies importantes para a manutenção dos processos do ecossistema em questão, sugerimos o uso dessa serpente como um indicador de áreas campestres a serem conservadas no Brasil. Reconhecemos que os recursos para conservação são limitados, e há sempre mais ambientes ameaçados que recursos para protegê-los (JENKINS; PIMM, 2006). Entretanto, a definição de prioridades auxilia na tomada de decisões: ao considerarmos *P. agassizii* como uma espécie guarda-chuva, suas áreas de ocorrência são preferenciais para a conservação.

CONCLUSÕES

A distribuição geográfica preditiva de *Philodryas agassizii* está inserida no chamado “corredor de savanas” (*sensu* MORRONE, 2006), confirmando sua especialidade em habitats campestres. As principais ameaças à conservação da espécie são referentes a supressão da vegetação nativa para plantio de culturas agrícolas e florestais.

Áreas de campo estão entre os biomas com menor representação no sistema de unidades de conservação no mundo, estando abaixo do recomendado por convenção mundial. Portanto, a primeira medida para conservação de áreas de campo e, conseqüentemente, de *Philodryas agassizii*, é a delimitação de novas unidades de conservação.

Visto que áreas com maior adequabilidade ambiental à espécie, no estado do Rio Grande do Sul, estão situadas nas regiões Centro-Oeste e Fronteira-Oeste, tais regiões são prioritárias para conservação da espécie e necessitam de Unidades de Conservação no âmbito de proteção integral, mas que permitam manejo. Assim, sugerimos o enquadramento dessas áreas na categoria IV da IUCN. Rejeitamos a hipótese de usar fogo como método de manejo para conservação do Pampa e consideramos o pastoreio extensivo como uma prática sustentável para a fauna. As áreas já indicadas como prioritárias para conservação pelo PROBIO são apropriadas para a conservação da espécie e podem embasar a criação dessas novas áreas protegidas.

Reconhecendo a escassez de recursos e de tempo para conservação da biodiversidade, sugerimos que *Philodryas agassizii* seja considerada uma espécie “guarda-chuva” para a conservação. Assim, as medidas adotadas beneficiam não somente à espécie em questão, mas os demais elementos da fauna e flora campestres.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUSTIN, M. P. Models for the analysis of species' response to environmental gradients. **Vegetatio**, v. 69, p. 35-45, 1987.
- AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 101-118, 2002.
- AUSTIN, M. P.; NICHOLLS, A. O.; MARGULES, C. R. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five *Eucalyptus* species. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 2, p. 161-177, 1990.
- BEHLING, H. et al. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. In: PILLAR, V. P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente. 2009. p. 13-25.
- BEHLING, H., et al. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v.203, p. 277-297, 2004.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern *Araucaria* forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v.362, p. 343-251, 2007.
- BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; BAUERMAN, G. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v.133, p. 235-248, 2005.
- BENCKE, G. A. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. In: PILLAR, V. P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente. 2009. p. 101-136.
- BERNARDE, P. S.; ABE, A. S. A snake community at Espigão do Oeste, Rondônia, Southwestern Amazon, Brazil. **South America Journal of Herpetology**, v. 1, n. 2, p. 102-113, 2006.
- BOLDRINI, I. I.; EGGERS L. Vegetação campestre do sul do Brasil: resposta e dinâmica de espécies à exclusão. **Acta Botanica Brasilica**, v. 10, p. 37-50, 1996.
- BRADLEY, B. A. et al. Predicting plant invasions in an era of global change. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 5, p. 310-318, 2010.
- BRANDÃO, T.; TREVISAN, R.; BOTH, R. Unidades de Conservação e os Campos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 843-845, 2007.

- CANTOR, S. B. et al. A Comparison of C/B Ratios from Studies Using Receiver Operating Characteristic Curve Analysis. **Journal of Clinical Epidemiology**, v. 52, n. 9, p. 885-892, 1999.
- CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 1187–1201, 2008.
- CARO, T. M.; O'DOHERTY, G. On the use of surrogate species in conservation biology. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 805-814, 1999.
- CARREIRA, S.; MENEGUEL, M.; ACHAVAL, F. **Reptiles de Uruguay**. Montevideo: D.I.R.A.C. Universidad de La República. Facultad de Ciências, 2005. 639 p.
- CASTILHOS, Z. M. S.; MACHADO, M. D.; PINTO, M. F. Produção animal como conservação da flora campestre do bioma Pampa. In: Pillar et al. (Eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente. 2009. p. 199-205.
- CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 17, n. 3, p. 729-740, 2000.
- CEI, J. M. **Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina**. 959 f. Monografie XIV-Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino, 1993.
- CNUC, CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. **Relatório Parametrizado**: Unidade de Conservação. Brasília, 2012. <<http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=21>> Acesso em: 01 dezembro, 2012.
- CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H.. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. P., et al. (Eds.). **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente, 2009, p. 285-299.
- COSTA, G. C. et al. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 883-899, 2010.
- COSTA, G. C. et al. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental–climatic associations. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 714-724, 2007.
- DALE, V. H. et al. The interplay between climate change, forest, and disturbances. **The Science of the Total Environment**, v. 362, p. 201-204, 2000.
- DE-MARCO, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, p. 67-76, 2009.
- DIXO, M.; MARTINS, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 551-554, 2008.

DIXO, M.; METZGER, J. P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, v. 43, p. 435-442, 2009.

ELITH, J. et al. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 43-57, 2011.

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006.

ESRI, ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGis**. 2008. Versão 9.2.

FAGUNDES, M.; VIDAL, C. Calificación del estado de conservación de la fauna de ofidios (Reptilia, Squamata, Serpentes) de Uruguay. **Facena**, v.16, p. 45-51, 2000.

FERREIRA, J. et al. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, p. 535–541, 2012.

FIDELIS, A.; APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; PFADENHAUER, J. A importância da biomassa e das estruturas subterrâneas nos Campos Sulinos. In: PILLAR, V. P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente. 2009. p. 88-100.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, p. 38–49, 1997.

FIZON, J. T. et al. Causas Antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Orgs), **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**, Brasília: MMA/SBF, 2003, p. 66-99 .

FRANKLIN, J. et al. Effect of species rarity on the accuracy species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. **Diversity and Distributions**, v.15, p. 167-177. 2009.

FRIZZO, T. L. M. et al. Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, v.15, n.2, p.365-379, 2011.

GARCIA, A. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. **Biological Conservation**. V. 130, p. 25-46. 2006.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. **Biological Conservation**, v. 138, p. 166-179, 2007.

GASTON, K. J.; PRESSEY, R. L.; MARGULES, C. R. Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. **Journal of Biosciences**, v. 27, p. 361-384, 2002.

GAUTREAU, P.; VÉLEZ E. Strategies of environmental knowledge production facing land use changes: Insights from the Silvicultural Zoning Plan conflict in the Brazilian

state of Rio Grande do Sul. In: *Cybergeo: European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, 2011. Disponível em: <<http://cybergeo.revues.org/24881>>. Acesso em: 07 jan. 2013.

GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de species. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, 733-749, 2012.

GIBBONS, J. W. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, p. 653-666, 2000.

GIOVANELLI, J. G. R. et al. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 215-224. 2010.

GIRAUDO, A. R. **Serpientes de La Selva Paranaense y Del Chaco húmedo**. Buenos Aires: L. O. L. A, 2001. 328 p.

GLC, GLOBAL LAND COVER. **Land cover**. 2000. Disponível em: <<http://www.diva-gis.org/gdata>> Acesso em: 21 de novembro 2011.

GUIBAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, p. 147-186, 2000.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001. <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue_1_01.htm> Acesso em: 25 novembro, 2012.

HETTRICH, A.; S. ROSENZWEIG. Multivariate statistics as a tool for model-based prediction of floodplain vegetation and fauna. **Ecological modeling**, v. 169, p. 73-87, 2003.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965-1978, 2005.

IBAMA, INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVAVEIS. **Unidades de Conservação. 2008**. <http://www.ibama.gov.br/> Acesso em 20 de junho de 2011.

IUCN, INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2010. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em 01 novembro, 2012.

IUCN, INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES. **Protected Areas Categories System**. 2012. <http://iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/gpap_quality/gpap_pacategorie s/> Acesso em 25 de outubro de 2012.

JABLONSKI, D. Lessons from the past: evolutionary impacts of mass extinctions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, p. 5393-5398, 2001.

JENKINS, C. N.; JOPPA, L. Expansion of the global terrestrial protected area system. **Biological Conservation**, v.142, p. 2166-2174, 2009.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L. Definindo Prioridade de conservação em um Hotspot de Biodiversidade Global. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN-SLUYS, M.; ALVES, M. A. S (Eds.). **Biologia da Conservação**: Essências. São Carlos: Rima. 2006. p. 41-52.

JIMENEZ-VALVERDE, A. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biol Invasions*, v. 13, p. 2785-2797, 2011.

LEWINSOHN T. M.; PRADO P. I. **Biodiversidade Brasileira**: Síntese do Estado Atual do Conhecimento. Contexto, Brasília, Brasil, 2002, 176 pp.

LIU, C.; BERRY, P. M.; DAWSON, T. P.; PEARSON, R. G. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, v.28, 385-393, 2005. LOREAU et al., 2006

LOREAU, M. Diversity without representation. **Nature**, v.442, 245-246, 2006.

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do RS**: Campos Sulinos. Porto Alegre: EST, 2004. 110 p.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253, 2000.

MARQUES, O. A. V. et al. Ecology of the Colubrid Snake *Pseudablabes Agassizii* in South- Eastern South America. **Herpetological Journal**, v. 16, p. 37-45, 2006.

MMA, MINISTÉRIO DO MAIO AMBIENTE. **Monitoramento do desmatamento dos biomas**. Brasília, 2010. <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 08 julho, 2011.

MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Editores: Angelo Barbosa Monteiro Machado; Gláucia Moreira Drummond; Adriano Pereira Paglia. Brasília/DF, 2008. <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 01 maio, 2011.

MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade**. Brasília, 2007b.

MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros**. Brasília, 2007a.

MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Pampa**. <<http://www.mma.gov.br/biomas/pampa>> Acesso em 15 dezembro 2012.

MORRONE, J. J. Biogeographic Areas Andtransition Zones of Latin America and Thecaribbean Islands Based Onpanbiogeographic and Cladistic Analyses of the Entomofauna. **Annual Review of Entomology**, v. 51, 467-494, 2006.

NABINGER C. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtropical brasileiro. In: DALL'AGNOL, M. et al. (eds.). **I Simpósio de Forrageiras e Pastagens**. Canoas: ULBRA. 2006. p. 25-76.

OSGeo, OPEN SOURCE GEOSPATIAL FOUNDATION. **Quantum Gis**. 2012. Versão 1.8.0. Disponível em: <<http://www.qgis.org>> Acesso em: 01 novembro, 2012.

OVERBECK, G. E. et al. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p.655-664, 2005.

OVERBECK, G. E. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, n. 101-116, 2007.

OVERBECK, G. E. et al. Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. In: PILLAR, V. P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos: Conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente. 2009. p. 26-41.

PAWAR, S., et al. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles. **Biological Conservation**, v. 136, 346-361, 2007.

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

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

PEREIRA, R. S.; SIQUEIRA, M. F. Algoritmo Genético para Produção de Conjuntos de Regras (GARP). **Megadiversidade**, v. 3, n. 1-2, p.46-55, 2007.

PETERJOHN, B. G. Some considerations on the use of ecological models to predict species' geographic distributions. **Condor**, v. 103, n. 3, p. 661-663, 2001.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, 2006.

PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, p. 161-175, 2008.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E. **A maximum entropy approach to species distribution modeling**. In. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*. 2004. p. 655-662. Disponível em: <<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>>. Acesso em: 15 mar. 2011.

PILLAR, V. D., et al. **Estado atual e desafios para a conservação dos campos** In. Universidade Federal do Rio Grande do Sul Porto Alegre, 2006. p. 24.

PILLAR, V. D.; QUADROS, F. L. F. Grassland-florest boundaries in southern Brazil. **Coenoses**, v.12, n.2-3, p.119-126, 1997.

PIMM, S. L.; RAVEN, P. Extinction by numbers. **Nature**, v. 403, p. 483-485, 2000.

PONDER, W. F. et al. Evaluation of Museum Collection Data for Use in Biodiversity Assessment. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 648-657, 2001.

QUADROS F.L.F.; PILLAR V.D. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Ciência Rural**, v. 31, p. 863-868, 2001.

RAUP, D. M.; SEPKOSKI JR, J. J. Periodicity of extinctions in the geologic past. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 81, n. 3, p. 801-805, 1984.

RAXWORTHY, C. J. et al. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. **Nature**, v. 426, n. 18-25, p. 837-841, dec. 2003.

READING, C. J. et al. Are snake populations in widespread decline? **Biology Letters**. 2010.

RICE, N. H.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; PETERSON, A. T. Ecological niche differentiation in the *Aphelocoma* jays: a phylogenetic perspective. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 80, p. 369-383, 2003.

RICHARDS, C. L.; CARSTENS, B. C.; KNOWLES, L. L. Distribution modelling and statistical phylogeography: an integrative framework for generating and testing alternative biogeographical hypotheses. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 1833-1845, 2007.

RISSLER, L. J.; APODACA, J. J. Adding More Ecology into Species Delimitation: Ecological Niche Models and Phylogeography Help Define Cryptic Species in the Black Salamander (*Aneides flavipunctatus*). **Syst. Biol**, v. 56, n. 6, p. 924-942, 2007.

RODRIGUES, M. T. The Conservation of Brazilian Reptiles: Challenges for a Megadiverse Country. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 659-664, 2005a.

RODRIGUES, M. T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.87-94, 2005b.

SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p.127-149, 2008.

SCOTT, J. M. et al. Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs*, n. 123, p. 3-41, 1993.

SEMA, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Unidades de conservação**. <<http://www.sema.rs.gov.br/>> Acesso em: 26 novembro 2012;

SILVANO, D. L. et al. Anfíbios & répteis. In: RAMBALDI, D. M.; DE OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF (Série Biodiversidade número 6), 2003. p. 183-200.

SINERVO, B., et al. Erosión of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, v. 328, p. 894-899, 2010.

SKIDMORE, A. Introduction: Taxonomy of environmental models in the spatial sciences. In: SKIDMORE, A. (Ed.) **Environmental modeling with GIS and remote sensing**. Taylor & Francis, London. 2002, p. 2-7.

TGCI, TEMPERATE GRASSLANDS CONSERVATION INITIATIVE. **Life in a Working Landscape: Towards a Conservation Strategy for the World's Temperate**

Grasslands. A Record of The World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop Hohhot, China TGCI/WCPA/IUCN, Vancouver. June, 2008.

THUILLER, W. BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. **Global Change Biology**, v. 9, p. 1353-1362, 2003.

THUILLER, W. et al. Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. **Diversity and Distributions**, v. 12, p. 49-60, 2005.

UFSM, UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA. **Monografias, Dissertações e Teses**. Santa Maria: Editora da UFSM, 2012. 72 p.

URBINA-CARDONA, J. N.; FLORES-VILLELA, O. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna. **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 1031-1041, Aug. 2010.

VAPNIK, V..**The nature of statistical learning theory**. Berlin: Springer. 1995.

VIGLIZZO, E.F., et al. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 87, n. 2, p.169–195, 2003.

VIÑAS, M. Notas sobre la biología de (*Pseudablabe agassizii*). **Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina**, v. 2, n. 16, p. 16, 1985.

VIÑAS, M.; DANERI, G.; GNIDA, G. Presencia de (*Pseudablabe agassizii*) em Sierra de La Ventana (Provincia de Buenos Aires) y confirmación para La Provincia de La Pampa. **Boletín de la Asociación Herpetológica Argentina**, v. 5, n. 1-2, p. 13–14, 1989.

WEAVER, K. F.; ANDERSON, T.; GURALNICK, R. Combining phylogenetic and ecological niche modeling approaches to determine distribution and historical biogeography of Black Hills mountain snails (Oreohelicidae). **Diversity and Distributions**, v. 12, p. 756-766, 2006.

WINCK, G. R.; SANTOS, T. G.; CECHIN, S. Z. Snake assemblage in a disturbed grassland environment in Rio Grande do Sul State, southern Brazil: population luctuations of *Liophis poecilogyrus* and *Pseudablabe agassizii*. **Annales Zoologici Fennici**, v. 44, p. 321–332, 2007.

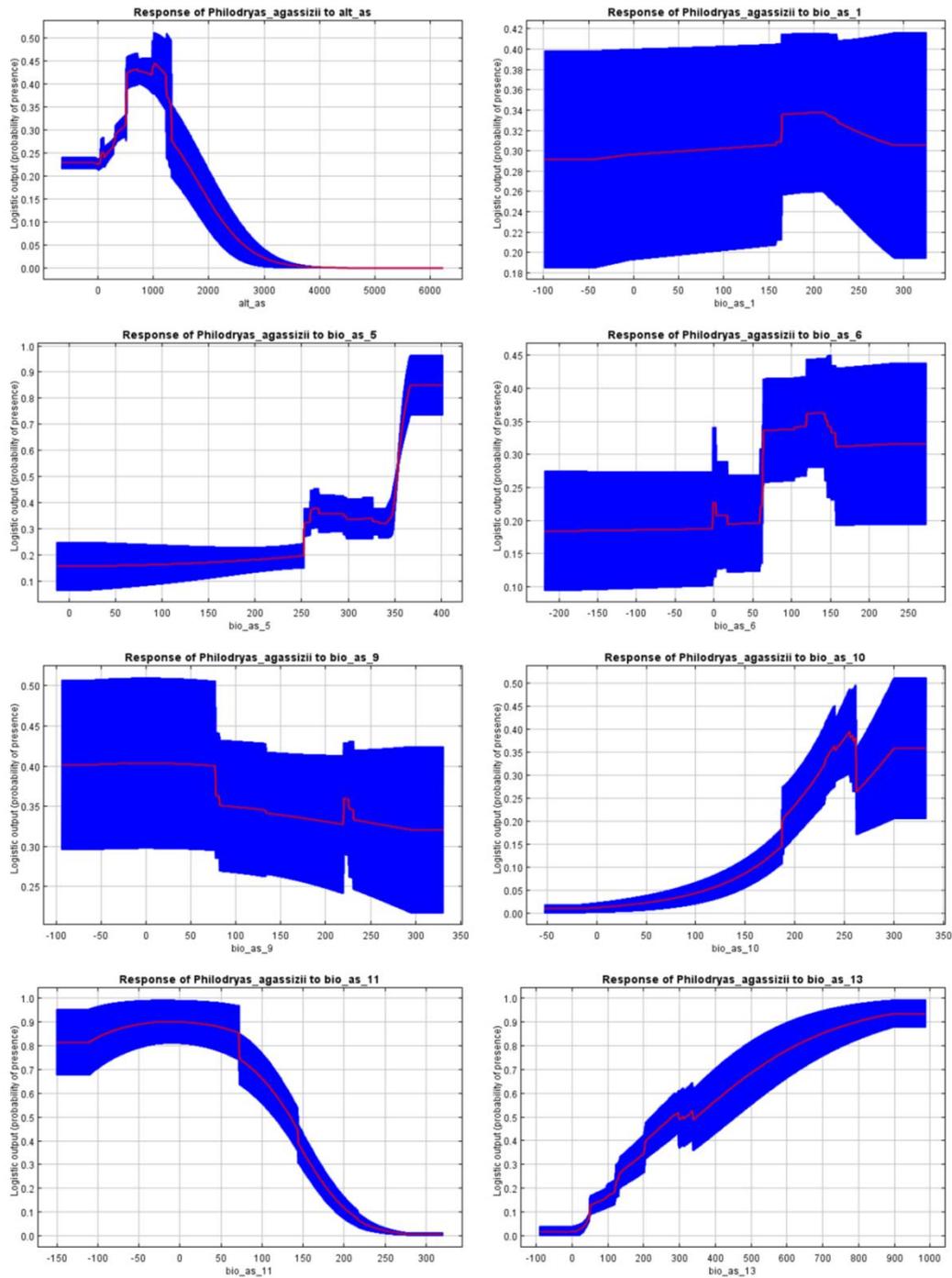
ZAHER, H. et al. Molecular phylogeny of advanced snakes (Serpentes, Caenophidia) with an emphasis on South American Xenodontines: a revised classification and descriptions of new taxa. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 49, n. 11, p. 115-153, 2009.

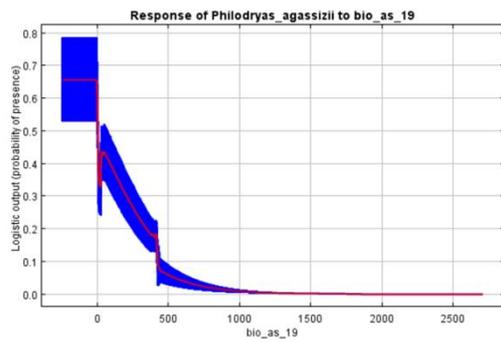
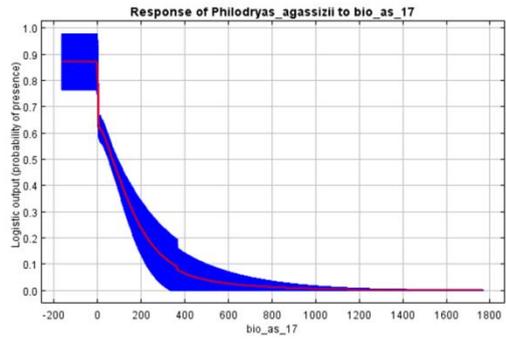
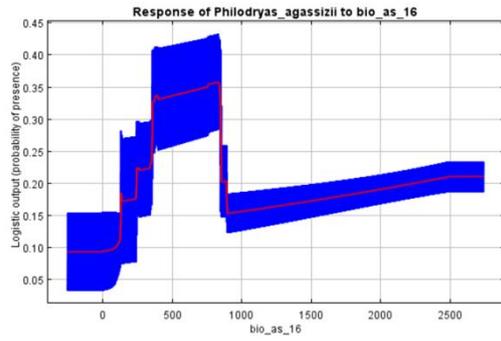
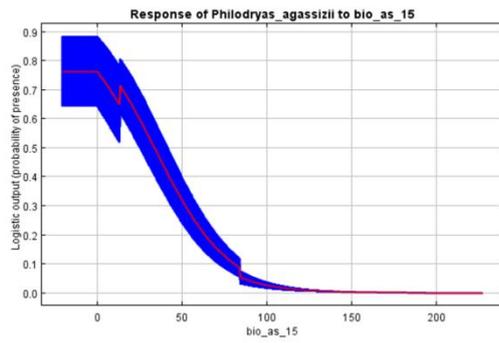
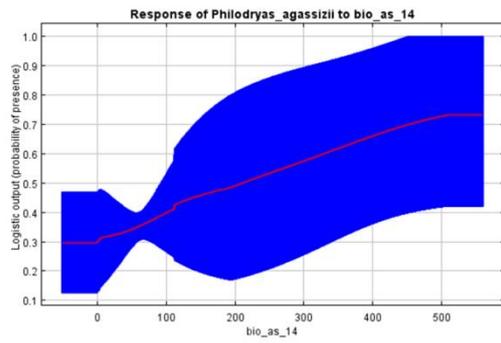
ZHANG, M. G. et al. Using species distribution modeling to improve conservation and land use planning of Yunnan, China. **Biological Conservation**, v. 153, p. 257-264, 2012.

ZIMMERMANN, N. E. et al. New trends in species distribution modeling. **Ecography**, v. 33, p. 1-5, 2010.

ANEXOS

Anexo 1: Curvas médias de respostas do modelo final em relação à cada variável abiótica utilizada para as estimativas de adequabilidade ambiental para a serpente *Philodryas agassizii* (Dipsadidae). As áreas em azul representam os desvios-padrão da média das cinco réplicas geradas do modelo.





Anexo 2: Mapa de usos do solo nas áreas com adequabilidade ambiental igual ou superior à 70%, geradas pelo modelo de distribuição geográfica de *Philodryas agassizii* (Dipsadidae).

